

TARTU ÜLIKOOL  
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT  
ZOOLOOGIA OSAKOND  
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

**Kunter Tätte**

**PÕLDTSIITSITAJA ELUPAIGAVALIKU  
RUUMILISED ERIPÄRAD**

Magistritöö

Juhendaja: Jaanus Elts

TARTU 2014

## SISUKORD

1. SISSEJUHATUS .....	3
2. PÕLDTSIITSITAJA ELUPAIGAVALIK .....	5
2.1. Elupaikade üldisloomustus .....	5
2.2. Maakasutustüübid .....	6
2.3. Puittaimed .....	7
2.4. Laulupostid .....	8
2.5. Taimestiku struktuur .....	9
2.6. Põllukultuurid .....	10
2.7. Teed ja inimasustus.....	12
2.8. Kuivendamine ja kraavid .....	12
3. MATERJAL JA METOODIKA.....	14
3.1. Uurimisalade kirjeldus territooriumi tasandil .....	14
3.2. Andmete kogumine välitöödel.....	16
3.3. Uurimisalade kirjeldus maastiku tasandil .....	16
3.4. Keskkonnatunnuste mõõtmine.....	17
3.5. Andmeanalüüs .....	19
4. TULEMUSED .....	20
4.1. Keskkonnatunnuste erinevused territooriumi skaalal .....	20
4.2. Keskkonnatunnuste erinevused maastiku tasandil.....	21
4.3. Eelistused laulupostide osas .....	24
5. ARUTELU .....	25
5.1. Territooriumi tasand .....	25
5.2. Maastiku tasand .....	28
5.3. Soovitavad kaitsemeetmed .....	29
KOKKUVÕTE .....	31
SUMMARY .....	33
TÄNUAVALDUSED.....	35
KASUTATUD KIRJANDUS .....	36
LISAD .....	43

## 1. SISSEJUHATUS

Viimase kolmekümne aasta jooksul on põllulindude arvukus Euroopas vähenenud poole võrra, sealhulgas on eriti drastiliselt kahanenud põldtsiitsitaja (*Emberiza hortulana*) populatsioon (PECBMS 2013). Põldtsiitsitaja on varblasemõõtu kuivadel avatud maastikel maas pesitsev putuk- ja taimtoiduline rändlind (Rootsmäe, Veroman 1974; Menz, Arlettaz 2012). Ka Eestis on põldtsiitsitaja arvukuse trend tugevalt langev (Eltis *et al.* 2013). Nii üleeuroopalised kui Eestit puudutavad uurimistööd on näidanud, et põllulindude kadumine on suuresti seotud põllumajandustootmise intensiivistumisega (Donald *et al.* 2000; Benton *et al.* 2003; Herzon *et al.* 2008), sest see kahandab oluliselt põllulindude toitumis- ja pesitsusvõimalusi ning võib põhjustada isegi otsest mürgitust pestitsiididest (Newton 2004). Lisaks lindudele mõjub põllumajanduse intensiivistumine negatiivselt ka paljudele taimedele, selgrootutele ja imetajatele (Benton *et al.* 2003; Stoate *et al.* 2009). Ei ole selge, millised muutused põllumajanduses põldtsiitsitaja arvukust enim mõjutanud on, sest elupaiganõudluste osas on endiselt mitmeid teadmislünki (Menz, Arlettaz 2012). Põldtsiitsitaja kaitse planeerimise seisukohalt on aga oluline välja uurida, milliste keskkonnatunnustega alasid väärtustada ning milliseid muutusi põllumajanduspraktikas peaks läbi viima. Käesoleva töö eesmärgiks ongi välja selgitada põldtsiitsitaja elupaigavaliku eelistused.

Antud uurimuses on kolm peamist elupaigavalikuga seotud hüpoteesi. Kuigi põldtsiitsitaja ja paljude teiste põllulindude jaoks on tähtis üldine maastiku heterogeensus (Benton *et al.* 2003; Vepsäläinen *et al.* 2005; Berg 2008), siis tõenäoliselt (1) teatud maastikuelementide ja maakasutusviiside proportsioonid on elupaigavalikus olulisemad kui teised. Põldtsiitsitaja jaoks on põllud peamiseks toitumisalaks ja sageli ka pesitsusalaks (Conrads 1969; Danzl, Lentner 2009; Deutsch, Südbeck 2009) ning seega (2) põllukultuuride tüüp, tihedus ja kõrgus on elupaigavalikus olulisel kohal. Varasemalt on põllukultuuride eelistuste osas saadud palju erinevaid ja kohati vastuolulisi tulemusi (tabel 1) ning kultuuri tiheduse ja kõrguse seost elupaigavalikuga on vähe uuritud. Lisaks huvitab, et millisel moel (3) keskkonnatunnuste olulisus elupaigavalikus sõltub uuritavast skaalast. Näiteks territooriumi tasandil olulised tunnused ei pruugi määrata valikuid maastiku tasandil (Luck 2002; de Groot *et al.* 2010) ja mõju ilmumine võib sõltuda ka elupaigalaigu suurusest (Jong 2012). Praktilise kaitse korraldamisel on aga oluline, et rakendatavad kaitsemeetmed vastaksid meid huvitavale skaalale, et need annaksid parima tulemuse.

Esimese kahe hüpoteesi kontrollimiseks võrreldakse välitööde käigus leitud põldtsiitsitaja territooriume lähedaste asustamata samapindalaliste juhualadega. Antud töös

käsitletakse mitmesuguseid keskkonnatunnuseid, mis kirjanduse põhjal võivad põldtsiitsitaja elupaigavalikus oluliseks osutada (peatükk 2), et leida, millised neist on asustatud aladel oluliselt rohkem või vähem esindatud. Erinevused võivad kajastada otsest või kaudset eelistust keskkonnatunnuste suhtes. Kolmanda hüpoteesi tarbeks kaasati töösse 5×5 km ruudustikul põhinev põldtsiitsitaja esinemise andmestik, et maastiku tasandil sarnane keskkonnatunnuste võrdlus läbi viia. Nii territooriumi kui ka maastiku tasandi analüüsi puhul leitakse mudel, mis kõige paremini kirjeldab põldtsiitsitaja esinemist vastaval ruumiskaalal. Saadud tulemuste põhjal pakutakse välja võimalikud kaitsemeetmed.

## 2. PÕLDTSIITSITAJA ELUPAIGAVALIK

### 2.1. Elupaikade üldisloomustus

Saksamaal on leitud, et põldtsiitsitaja jaoks on olulised kolm maastiku omadust: maastiku heterogeensus, haritava maa olemasolu ja struktuurset mitmekesisust pakkuvad maastikuelemendid (Deutsch, Südbeck 2009). Ka Põhja-Euroopas on põldtsiitsitajal elupaigavalikus tähtsad nii maakasutustüüp, maastikuelemendid kui ka maastiku heterogeensus (Vepsäläinen *et al.* 2005; Berg 2008). Teisalt, Vahemere ääres, Kesk-Itaalias ei paista põldtsiitsitaja esinemine olema seotud maastiku üldise heterogeensususega (Morelli, Girardello 2013) ja ka territooriumi tasandil on leitud vaid üksikud keskkonnatunnused, mis võivad esinemist mõjutada (Morelli 2012, Morelli 2013). Seega võib seos maastiku heterogeensususe ja põldtsiitsitaja eelistuste vahel olla mittelineaarne ning võib eksisteerida liigile optimaalne maastiku heterogeensus.

On täheldatud, et erinevates põldtsiitsitaja elupaigatüüpides võivad olla küll väga erinevad taimekooslused, kuid taimestiku struktuur on sarnane – üksikute puude ja põõsastega suhteliselt avatud kooslused (Dale, Christiansen 2010). Arvatakse, et elupaigavalik lähtub pigem heast ligipääsetavusest toidule kui toidu rohkusest (Menz *et al.* 2009b). Lisaks on leitud, et põldtsiitsitajate elupaigavalikus võib üks olulisimaid mõjutajaid olla ka teiste pesitsevate lindude lähedus ehk pesitsuskogumitel (ingl *breeding groups*) võib olla positiivne mõju territooriumi hõivamisele (Vepsäläinen *et al.* 2007; Berg 2008).

Põldtsiitsitaja elupaigavalik on Euroopas piirkonniti erinev, mida võib üldistada neljaks näiliselt erinevaks elupaigavaliku „tüübiks“. Vahemere piirkonnas eelistab põldtsiitsitaja laugeid lõunapoolseid mäenõlvi, sageli pesitseb ta rohu- ja karjamaadel, kuid ka põllumaadel, hõredates põõsastikes ning põlendikel (Fonderflick *et al.* 2005; Menz *et al.* 2009a; de Groot *et al.* 2010; Morelli 2012). Kesk-Euroopas, täpsemalt Šveitsis, Ungaris, Austrias ja Tšehhis asustab põldtsiitsitaja samuti päikselisi nõlvi, kuid eelkõige selliseid, mis on puu- ja viinamarjaistanduste ning väikeste põldude lähedal (Pollheimer 1998; Revaz *et al.* 2005; Magyar 2009; Šimeček 2009). Rootsis ja Norras asub enamik territooriumitest raiesmikel, põlendikel ja rabades, kuid toitumas võidakse käia ka viljapõldudel (Dale 2000; Dale, Olsen 2002; Ottvall *et al.* 2008). Saksamaal, Poolas, Leedus, Eestis ja Lõuna-Soomes on peamiseks elupaigatüübiks puittaimedega külgnev teraviljapõld heterogeensel maastikul (Rootsmäe, Veroman 1974; Goławski, Dombrowski 2002; Kurlavičius 2003; Vepsäläinen *et al.* 2005; Bernardy *et al.* 2008). Kõigi nelja piirkonna puhul, küll mõningate eranditega, on elupaikadel sarnasusi: kuiv pinnas, puittaimed laulupostidena, haritava või karjatatava maa lähedus ja osaliselt taimestikuvaba maapind.

## 2.2. Maakasutustüübid

Põldtsiitsitajale, vähemalt Kesk-, Ida- ja Põhja-Euroopas, on põld meeliselupaigaks. Põldusid kasutatakse nii toitumiseks kui pesitsemiseks (Conrads 1969). Põldtsiitsitaja on arvukaim keskmise põllumajandusintensiivsusega aladel (Szymkowiak *et al.* 2014). Kusjuures, rohumaade asendamine põllumaadega on Saksamaal arvukusele positiivselt mõjunud (Deutsch 2007). Rohumaade ja söötis maa vältimist on näidanud ka Poolas ja Saksamaal läbi viidud uuringud (Goławski, Dombrowski 2002; Deutsch, Südbeck 2009). Revaz *et al.* (2005) arvavad, et Šveitsis on maaharimise laialdane unarusse jätmine olnud kohaliku populatsiooni allakäigu üks peamisi põhjustajaid.

Siiski, mitte kõikjal ei ole põllud tähtsaimaks elupaigatüübiks. Vahemere ääres ja mõnes Kesk-Euroopa riigis on elupaikadeks eelkõige püsirohumaad, kõnnumaad ja nõlvapealsed avatud võsamaad ning põllumaa ega põllumaa lähedus ei oma elupaigavalikus enamasti tähtsust (Fonderflick 2005; Magyar 2009; Menz *et al.* 2009a; de Groot *et al.* 2010, Morelli 2013), kuid Itaalias, Marche maakonnas on näha tugev põllumaade eelistus (Pruscini *et al.* 2013). Rootsis asub suurem osa populatsioonist riigi põhjaosas (>61°N), kus põldtsiitsitajad valdavalt eelistavad elada kas lageraiealadel või nende läheduses (Ottvall *et al.* 2008). Kusjuures põllumaa lähedus ei suurenda põldtsiitsitaja esinemise tõenäosust raiesmikel (Lucas 2014). Lõuna-Rootsis asustavad põldtsiitsitajad peamiselt põllumaid (Ottvall *et al.* 2008), aga elupaigavalikus on tähtsal kohal ka püsirohumaad ja poollooduslikud karjamaad (Berg 2008). Hollandis on väike hulk põldtsiitsitajaid isegi nõmmedel pesitsenud (van Noorden 1991), Eestis ja Rootsis on leitud pesi karjäärdest (Kumari 1954; Stolt 1997) ning on andmeid, et kunagi oli põldtsiitsitajat nähtud Põhja-Eestis loopealsetel ja Eesti sisemaal kinnikasvanud liivikutel (Kumari 1954).

Elupaigatüübi eelistus võib põldtsiitsitajal elu jooksul oluliselt muutuda, näiteks Norras võivad põldtsiitsitajad ühel aastal pesitseda raiesmikul ja järgmisel aastal rabas või vastupidi (Dale, Christiansen 2010). Maakasutustüüpide eelistustes on ka aastasisest varieeruvust näha. Danzl ja Lentner (2009) uurisid Austrias põldtsiitsitaja elupaiga eelistuste muutusi ajas ja ruumis. Nad leidsid, et pesitsusperioodi alguses toitusid põldtsiitsitajad peamiselt põldudel. Noorlindude toitmise perioodil otsiti toitu ka värskelt niidetud rohumaadelt ja karjamaadelt ning pärast pesitsushooaega toituti peamiselt koristatud põllul. Deutschi ja Südbecki (2009) vaatlused näitasid, et kohe peale noorlindude lennuvõimestumist lahkuvad täiskasvanud isendid ja noorlinnud taliteraviljade juurest madalamasse, kuid endiselt hea katvusega taimestikku, milleks võib olla näiteks kartul või juurviljad. Toitumiskäitumise

muutusi ajas on paremini uuritud sama perekonna esindajal talvikesel (*Emberiza citrinella*), kelle elupaigavalik on põldtsiitsitajaga osaliselt sarnane (Golawski, Dombrowski 2002). Douglas *et al.* (2009) leidsid, et varasuvel oli talvikestel selge eelistus toituda loodusliku taimkattega põlluservadel. Hilissuveks oli see eelistus muutunud – talvikesed hakkasid põlluservi vähem kasutama ja suurenes teraviljapõldudel toitumine, kuigi põlluservadel oli selgrootute saakloomade hulk endiselt suurem. Autorid pakkusid eelmainitule kaks võimalikku seletust. Esiteks, taimestiku kasv hooaja jooksul võib raskendada putukate kättesaadavust põlluservadelt (täpsemalt peatükis 2.5). Teiseks, saakloomade arvukus viljas võib suureneda suve jooksul läbi põlluserval talvitunud lüljalgsetest immigrereerujate. Lisaks on võimalik, et toiduotsingute asukoha valik võib muutuda ajas seoses seemnete küpsemise ja muutustega entomofauna koosseisus (Stoate *et al.* 1998).

### 2.3. Puittaimed

Tähtsaks elupaiga osaks peetakse puid, sh põlluga piirnevaid puudealleesid, üksikuid puid, hekke ja mõnel pool ka väikseid põõsastikke, metsaservi ja keset põldu asuvaid metsatukkasid (Conrads 1969; Hänel 2004; Fonderflick *et al.* 2005; Berg 2008; de Groot *et al.* 2010; Gues, Pürckhauer 2011; Sondell *et al.* 2011; Morelli 2013). Vahemere-äärne esinemine on positiivselt seotud puuliikide arvuga (Santos *et al.* 2002). Rootsisis on leitud, et põllumajandusmaastikel on üldine linnurikkus laialehiste ja teiste heitlehiste puudega aladel suurem kui okaspuudega aladel (Robertson *et al.* 1990). Ka põldtsiitsitaja eelistab eelkõige lehtpuid ja eriti ohtralt on rõhutatud eelistust tamme (*Quercus* spp.) suhtes ning tihti leidub territooriumitel arukaske (*Betula pendula*) (Conrads 1969; Robertson *et al.* 1990; van Noorden 1991; von Bülow 1990; Hänel 2004; Bellenhaus 2007; Menz *et al.* 2009a). Mõnes piirkonnas – eriti Skandinaavias, kuid ka näiteks Saksamaal Nuthe-Nieplitz alamikul – leiab elupaikades peamiselt harilikku mäнди (*Pinus sylvestris*) (Schubert 1997; Dale, Christiansen 2010). Lisaks, Poolas uuriti põldtsiitsitaja eelistusi maastiku tasandil ning leiti, et eelistatud alade puistud on eelkõige väikesed okas- ja segametsad (Kosicki, Chylarecki 2011).

Peamiselt peetakse puid olulisteks laulupostidena, kuid tammi on kirjeldatud ka kui häid toitumispaiku, eriti noorlindude toitmisperioodil, mil tammelehtedel leidub ohtralt röövikuid (Conrads 1969; Hänel 2004). Guesi ja Pürckhaueri (2011) vaatluste põhjal on puittaimede külastamine suurim pesitsusperioodi algul. Lisaks on täheldatud, et puudealusest hõredamat alustaimestikku kasutatakse sageli toiduotsinguteks (Conrads 1969; Sondell *et al.*

2011). Metsatukad ja puuderivid võivad toimida ka puhveraladena, lubades põldtsiitsitajatel üksteisele suhteliselt lähedal pesitsemist (Conrads 1969).

## 2.4. Laulupostid

Laulupostide olemasolu elupaikades on põldtsiitsitajale tähtis kogu Euroopas, kõige sagedamini on laulupostideks üksikud kõrged puud (Tryjanowski 2001; Bellenhaus 2007), kuid ka paljud teised elemendid võivad kasutust leida. Rootsisis ja Soomes figureerivad laulupostidena veel elektriliinid, põõsaribad, küünid ning puude ja põõsastega põllusaared (Vepsäläinen *et al.* 2005; Berg 2008). Danzl, Lentner (2009) leidsid, et Austrias olid laulupostidena enim kasutuses elektriliinid ja väikesed küünid, mis uurijate arvates võis olla tingitud üksikute puude vähesusest sealses piirkonnas. Vahemere ääres on peamisteks laulupostideks üksikud puudekogumikud ja kõrged põõsad, kuid sageli laulab ka kividel ja elektriliinidel (Fonderflick *et al.* 2005; Morelli 2012). Eestis on põldtsiitsitajat nähtud laulmas ka kiviaedadel ja isegi maas (von Sits 1937; Rootsmäe, Veroman 1974).

Elektriliinide eelistamise osas on saadud vastandlikke tulemusi. Poolas võrreldi omavahel põldtsiitsitaja, talvikese ja halltsiitsitaja (*Emberiza calandra*) laulupostieelistusi ning leiti, et kui viimasel kahel olid lisaks puittaimedele ja aedadele ka elektriliinid sagedasti esindatud, siis põldtsiitsitajal moodustasid puud 80% ja elektriliinid alla 10% kõigist kasutatud laulupostidest (Tryjanowski 2001). Itaalias läbi viidud uurimuses selgus, et 88% territooriumitest küll leidis elektriliine, kuid statistiliselt olulist erinevust asustatud ja asustamata alade vahel ei esinenud. Lisaks, 46 linnust vaid kuut nähti elektriliinil istumas (Morelli 2012). Tryjanowski *et al.* (2013) leidsid, et intensiivse põllumajandusega aladel elektriliinid ja -postid suurendavad lindude liigirikkust ja arvukust. Kusjuures üheks elektriliine ja -poste eelistavaks linnuks oli põldtsiitsitaja. Siinkohal tuleb küll ära märkida, et elektriliinid põhjustavad juba ainuüksi USA-s iga aasta miljonite lindude surma (Manville, Albert 2005). Elektripostide kasulikkust lindudele seletasid Tryjanowski *et al.* (2013) sellega, et sageli on postide all külvamisest välja jäänud ala, kus kasvavad põõsad või rohttaimed, mis pakuvad lindudele toitumis- ja pesitsusvõimalusi. Uuringust selgus, et keskmiselt kõige rohkem liike leidis selliste elektripostide juures, kus põõsad katsid enamiku postialusest maalapist. Elektriliine kasutavad linnud laulupostidena, õrtena ja puhkamiseks. Elektriliinide ja -postide roll avatud põllumajandusmaastikul on uurijate sõnul seeläbi sarnane üksikutele puudele. Samas märgivad autorid, et elektripostid ja -liinid võivad toimida mõnele liigile



ökoloogilise lõksuna, sest neid kasutavad varitsemiseks ja puhkamiseks ka mitmed röövlinnud.

## 2.5. Taimestiku struktuur

Toiduotsingute ja pesakohavaliku puhul on erinevatel maaspesitsevatel liikidel erinevad eelistused taimestiku kõrguse, tiheduse ja ehitusliku mitmekesisuse osas. Taimestiku struktuur mõjutab toiduotsingu efektiivsust otseselt läbi füüsilise tõkestamise muutes saakloomade leidmise ja kinnipüüdmise keerulisemaks. Kaudselt mõjutab struktuur toiduotsingule kulutatud aja ja kiskjate märkamise vahelist lõivusuhet. Harilikult on struktuurselt mitmekesine taimestik toidurikas, kuid halb toidule ligipääsemise ja kiskjate märkamise poolest (Wilson *et al.* 2005; Vickery, Arlettaz 2012).

Põldtsiitsitaja jaoks peetakse väga oluliseks taimestikuvaba maapinda või madalat ja hõredat taimkatet, kuna see võimaldab paremat ligipääsu toidule (Berg 2008; Menz *et al.* 2009a; Sondell *et al.* 2011) ja Saksamaal on leitud, et isegi pesapaigavalikus on eelistatud keskmisest hõredam ja madalam vili (Deutsch, Südbeck 2009). On välja pakutud, et taimestumata maa võib olla elupaigavalikut mõjutavatest teguritest tähtsaim (Menz *et al.* 2009a). Näiteks Kesk-Itaalias tuli mitmekümne keskkonnatunnuse mõju uurimisel ainsaks statistiliselt oluliseks tunnuseks taimestikuvaba maa osakaal (Morelli 2012). Taimestikuvaba maa osakaal jäi antud uuringus keskmiselt küll alla ühe protsendi. Vahemereäärsetel põlendikel on leitud, et põldtsiitsitaja esinemise seisukohast optimaalseim taimestikuvaba maapinna osakaal on 20–30% (Menz *et al.* 2009a). Põllumaade puhul räägitakse taimestikuvaba maa eelistamisest nii väikeste mõneprotsendilise katvusega laikude (Sondell *et al.* 2011; Morelli 2012) kui ka tervete täiskamata põldude (Vepsäläinen *et al.* 2005) kontekstis. Raiesmikel pesitsevate põldtsiitsitajate esinemine on sagedasem pigem väikse (0–5%) kui suure (>5%) taimestumata maa osakaaluga aladel (Lucas 2014). On võimalik, et taimestikuvaba maapinna olemasolu pole kõikjal Euroopas oluliseks elupaigavalikuteguriks, näiteks ühes Lõuna-Prantsusmaal läbi viidud uurimistöös ei leitud vastavat eelistust (Fonderflick *et al.* 2005).

Douglas *et al.* (2009) lõikasid talvikeste elupaikades põlluservade taimkatet osaliselt lühemaks moodustades taimestikuvabad laigud. Suve alguses oli lõigatud taimkatttega laikude külastus väike, aga suve lõpuks laikude külastavus sages kümme korda. Mida kõrgemaks laike ümbritsev taimestik kasvas, seda suurem oli laikude külastavus. Autorid järeldasid, et suve lõpus on tihedas ja kõrges põlluserva taimestikus toit raskesti kättesaadav. Saksamaal on

korraldasid Gues ja Pürckhauer (2011) sarnase praktiline katse põldtsiitsitajaga, et teada saada, kas nad toituvad põllule jäetud külvamata maal. Selleks loodi talinisu põldudele mõne ruutmeetri suurused külvivabad laigud. Seejärel jälgiti kümne paari toiduhankimise lende, mille alusel saadi teada, et põldtsiitsitaja tõepoolest sagedasti toitub sellistel laikudel. Kõige rohkem leidsid külvivabad laigud kasutust kevadrändelt saabudes ja enne sügisrännet.

Põllumajandusmaastikel pakuvad taimestikuvaba maapinda peamiselt kevadel külvatavad põllud (Vepsäläinen *et al.* 2005). Põldtsiitsitaja elupaikade parandamiseks Rootsis on Sondell *et al.* (2011) soovitanud iga pesitseva paari kohta jätta 0,5 ha põldu külvamata ja eelistatult pikkade ribadena põlluservades või ümber väikeste metsatukkade. Taimestikuvaba maapinna efekti saavutamiseks pakkusid Menz ja Arlettaz (2012) välja, et põldudel võiks seemneid hõredamalt külvata või külviridade vahesid suurendada.

On leitud, et Vahemeremaades on põldtsiitsitaja populatsiooni stabiilsus suurim aladel, kus sageli esinevad põlengud (Brotons *et al.* 2008) ja tüüpiliseks elupaigaks on lauged nõlvad, mis on põõsastike või metsade põlengute tõttu suksessiooni varases staadiumis. Põlengud hõrendavad tihedat taimkatet ja loovad taimestikuvabu laiike ning võivad seeläbi lihtsustada toitumist, vähendada kisklusohtu ja pakkuda uusi pesitsuskohti (Menz *et al.* 2009a). Tulekahjude positiivset mõju on täheldatud ka Kesk- ja Põhja-Euroopas. Pärast 1979. aastal Šveitsis toimunud suurt tulekahju tekkis muidu põldtsiitsitajate poolt asustamata mäenõlvadele 20–30 uut territooriumi. Aja möödudes kasvasid sinna taas puittaimed ja alustaimestik tihenes ning 2003. aastaks oli sinna alale järele jäänud vaid neli laulvat isast (Revaz *et al.* 2005). Dale ja Olsen (2002) on välja pakkunud, et Norras asuvad põldtsiitsitajad põlenud metsa pesitsema sellepärast, et vili külvatakse sealmail suhteliselt hilja maha võrreldes lõunapoolsemate riikidega ning seepärast ei saa põllule vilja sisse pesa ehitada. Eelmainitud uuring näitas, et põlendikel elavad põldtsiitsitajad käivad valdavalt toitumas siiski naabruses asuvatel põllumaadel.

## **2.6. Põllukultuurid**

Põldtsiitsitaja elupaigavalik on Euroopas enamjaolt põldudega seotud (vt peatükk 2.2) ja selle tõttu on paljud uurimistööd käsitlenud elupaiga eelistusi erinevate põllukultuuride suhtes. Olemasolevate uurimistööde põhjal on raske öelda, kas mõni kultuur on teistest oluliselt eelistatum, sest enamik artikleid tõstab esile mitu eelistatud kultuuri ja erinevates piirkondades läbi viidud uurimused on kohati vastuolulised (tabel 1). Lisaks on kultuuride eelistusi elupaigavalikus uuritud peamiselt Saksamaal. Väiksele valiku spetsiifilisusele ja

tulemuste kallutatusele viitab ka asjaolu, et statistiliselt olulisteks eelistusteks kipuvad sattuma need kultuurid, mida uurimispriirkonnas kõige enam leidub (nt Deutsch, Südbeck 2009; Menz *et al.* 2009b; Morelli 2012).

Soomes leiti, et põldtsiitsitaja esinemine pesitsushooaja alguses oli positiivses seoses suviteraviljade ja juurviljade (ja kartuli jt hilise tärkamisega kultuuride) kasvatamisega (Vepsäläinen *et al.* 2005). Vastupidiselt eelmainitule täheldati Ida-Saksamaal, et just taliteraviljad on varases etapis eelistatud ning alles mai lõpus kasvab eelistus suviteravilja ja kartulipõldude suhtes (Deutsch, Südbeck 2009). Talvikesed eelistavad juuni alguses toituda nii-öelda „laialehistes“ kultuurides nagu raps ja oad, kuid juuni lõpuks on eelistused nihkunud taliteraviljade kasuks (Stoate *et al.* 1998). Põhjuste selgitamiseks uuriti talvikeste toitumist ja leiti, et mida valminumaks teraviljade seemned said, seda rohkem neid hakati sööma. Ka põldtsiitsitajad (sh pojad) toituvad lisaks selgrootutele veel seemnetest (Rootsmäe, Veroman 1974).

Mitmed uurimused viitavad, et põldtsiitsitajad väldivad kõrgekasvulisi kultuure, nagu näiteks maisi ja rapsi (van Noorden 1991; Hänel 2004; Deutsch, Südbeck 2009). Stoate *et al.* (1998) leidsid, et kuigi raps võib talvikestel pesitsusperioodi alguses eelistuste hulka kuuluda, siis rapsi eelistus ajas

Tabel 1. Loetelud artiklitest (N=14), kus on välja toodud põldtsiitsitaja eelistused teatud põllukultuuride suhtes. Mitte kõik artiklid ei sisalda statistiliselt leitud seoseid, mõned põhinevad ainult vaatlustel.

Rukis	Kartul	Kaer	Nisu	Oder	Mais	Muud
1. Conrads 1969	1. Revaz <i>et al.</i> 2005	1. Dale, Olsen 2002	1. Conrads 1969	1. von Bülow 1990	1. Bellenhaus 2007	1. Hernes (Bernardy <i>et al.</i> 2008);
2. von Bülow 1990	2. Bernardy <i>et al.</i> 2008	2. Hänel 2004	2. Hänel 2004	2. Hänel 2004	2. Menz <i>et al.</i>	2. Triticale (Deutsch, Südbeck 2009)
3. Deutsch, Südbeck 2009	3. Danzi, Lentner 2009	3. Bellenhaus 2007	3. Bellenhaus 2007	3. Deutsch, Südbeck 2009	2009b	3. Päevalill (Morelli 2012)
4. Hänel 2004	4. Deutsch, Südbeck 2009	4. Deutsch, Südbeck 2009	4. Deutsch, Südbeck 2009	4. Morelli 2012		4. Taliraps (Bellenhaus 2007)
5. Bellenhaus 2007	5. Sondell <i>et al.</i> 2011	5. Revaz, Spaar 2009				5. Peet (Bellenhaus 2007)
6. Bernardy <i>et al.</i> 2008						6. Sinep (Bellenhaus 2007)
EELISTAB						
VÄLDIB					1. van Noorden 1991	1. Raps (Hänel 2004)
					2. Hänel 2004	2. Raps (Deutsch, Südbeck 2009)
					3. Deutsch, Südbeck 2009	

väheneb, sest kõtrade arenedes muutub raps lindudele raskesti ligipääsetavaks. Erandjuhtumeid, kus on leitud põldtsiitsitaja eelistusi rapsi või maisi suhtes, on püütud seletada ka paigatruudusega (Bellenhaus 2007) ja Šveitsis sellega, et herbitsiidide tõttu oli maisipõllul suur taimestikuvaba maapinna osakaal (Menz *et al.* 2009b).

## **2.7. Teed ja inimasustus**

Ei ole selge, millisel moel inimasustus põldtsiitsitaja esinemist mõjutab. Mitmes uurimistöös on püütud leida põldtsiitsitaja esinemise korrelatsioon tee pikkuse ja teetüüpidega. Enamasti statistiliselt olulisi seoseid pole leitud (Vepsäläinen *et al.* 2005; Berg 2008; Morelli 2012), kuid Pruscini *et al.* (2013) analüüsisid põldtsiitsitaja elupaigavalikut Itaalias ja leidsid, et seal liik pigem väldib inimasustusega seotud elemente nagu teed ja hooned. Ka Poolas ja Saksamaal on täheldatud küladest ja taludest eemal pesitsemist (Golawski, Dombrowski 2002; Bellenhaus 2007). Sloveenias tuli inimasulate negatiivne mõju esile alles territooriumi tasandist suurematel ruumiskaaladel (de Groot *et al.* 2010). Teisalt, Soomes leiti, et inimasulate ja põldtsiitsitaja asustustiheduse vahel on positiivne seos (Piha *et al.* 2007). Talude rolli põllumajandusmaastikul sageli alahinnatakse, kuigi tegelikult on linnurikkus talude ümbruses isegi suurem kui põllusaartel ja poollooduslikel rohumaadel, seda eriti intensiivse põllumajandusega aladel (Hiron *et al.* 2013). Positiivne korrelatsioon teedega ei oleks samuti üllatav, sest näiteks on leitud, et põldtsiitsitaja territooriumitel esineb rohkem teeäärseid põõsashekke kui juhualadel (Berg 2008). Lisaks on töid, kus on vaadeldud põldtsiitsitaja toitumiskäitumist ja leitud, et teed on otseselt kasutuses. Näiteks Austrias toitusid põldtsiitsitajaid pesitsusaja alguses lisaks põllumaadele sagedasti ka teedel (Danzl, Lentner 2009). Peale selle, pinnas-, karja- ja kruusateede kasutamist toitumiseks on täheldatud Soomes (Vepsäläinen 2007) ja Rootsis (Sondell *et al.* 2011).

## **2.8. Kuivendamine ja kraavid**

Kuiva – Eestis täpsemalt liivase, kivise ja paese – pinnase eelistust on rõhutatud mitmel pool Euroopas (Conrads 1969; Rootsmäe, Veroman 1974; Dale, Olsen 2002; Revaz, Spaar 2009). Põllumajandusega kaasnev kuivendamine on märgaladele ja sh mitmetele veelindudele ebasoodne (Liu *et al.* 2004), kuid põldtsiitsitaja puhul on kuivendamisel positiivne mõju elupaigatingimuste muutmisele – Saksamaal Lüchow-Dannenbergi kreisis on kuivendamine olnud üks peamine põldtsiitsitaja populatsiooni suurenemist soodustav tegur (Deutsch 2007). Pinnase kuivust seostatakse hõredama taimkattega, mille tõttu näiteks

Vahemere-äärsetel aladel eelistab põldtsiitsitaja päiksepoolseid mäenõlvu, sest need on kuivemad ja seeläbi hõredama taimestikuga kui tasane maa (Menz *et al.* 2009a).

Traditsiooniliselt toimub põldude kuivendamine kraavidega. On leitud, et kõrge taimestikuga piiritletud kraavide olemasolu põllumaastikel suurendab märkimisväärselt linnurikkust, eriti veel rohumaavaestel aladel (Marja, Herzon 2012). On avastatud, et ka põldtsiitsitaja jaoks on väga tähtsad kraavikaldad, kus kasvavad kas puud või põõsad, mis pakuvad struktuurset ja bioloogilist mitmekesisust muidu suhteliselt avatud põllualadel (Vepsäläinen *et al.* 2005). Rootsis on põldtsiitsitaja traditsioonilise elupaiga osaks peetud küll kinnikasvamata kraave (Stolt 1997). Kraavid parandavad mitmeti lindude toitumisvõimalusi. Esiteks on kraaviperve taimestik üleujutuste tõttu sageli hõre ja kohati taimestikuvaba ning paljudele kahlajatele meeldib niiskest mullast toitu norkida. Teiseks, paljude selgrootute vastsed vajavad veekeskkonda ja seeläbi on kraavide ümbruses teatud perioodidel ohtralt saakobjekte (Bradbury, Kirby 2006). Põllumajanduse intensiivistumine on kaasa toonud kraavide asendamise drenidega, millel on põldtsiitsitaja jaoks oluliselt vähem lisaväärtusi (Vepsäläinen *et al.* 2005; Bradbury, Kirby 2006; Marja, Herzon 2012).

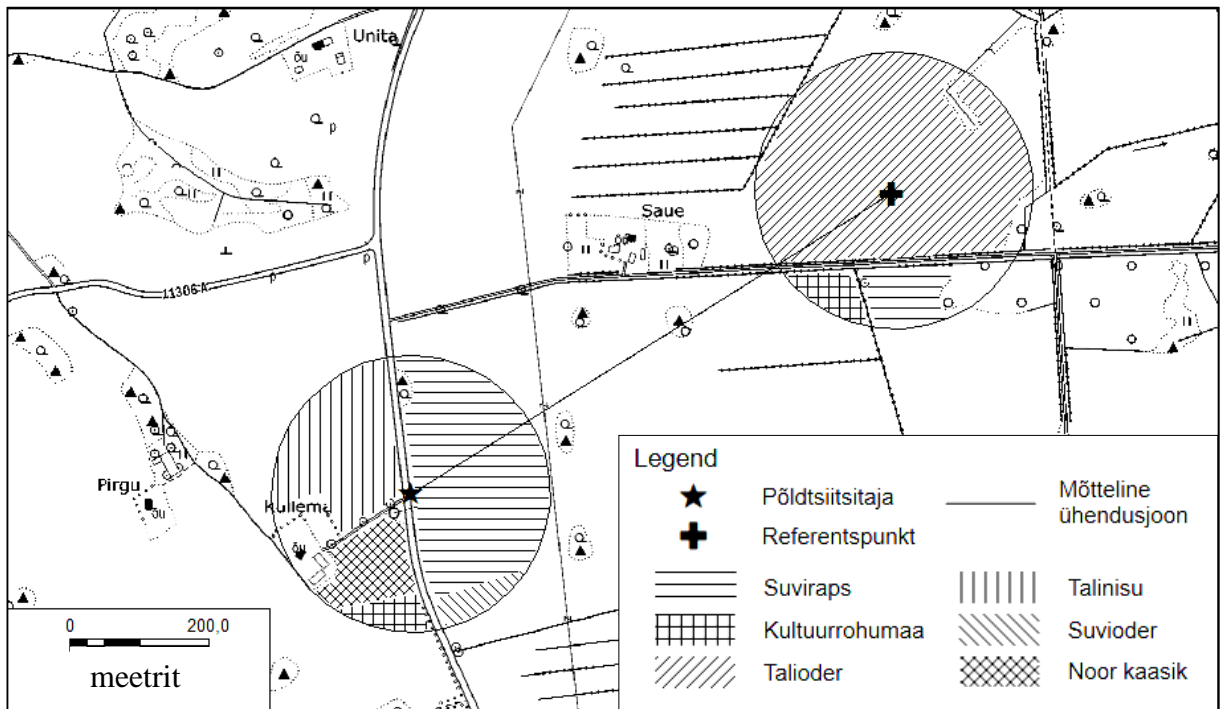
### 3. MATERJAL JA METOODIKA

#### 3.1. Uurimisalade kirjeldus territooriumi tasandil

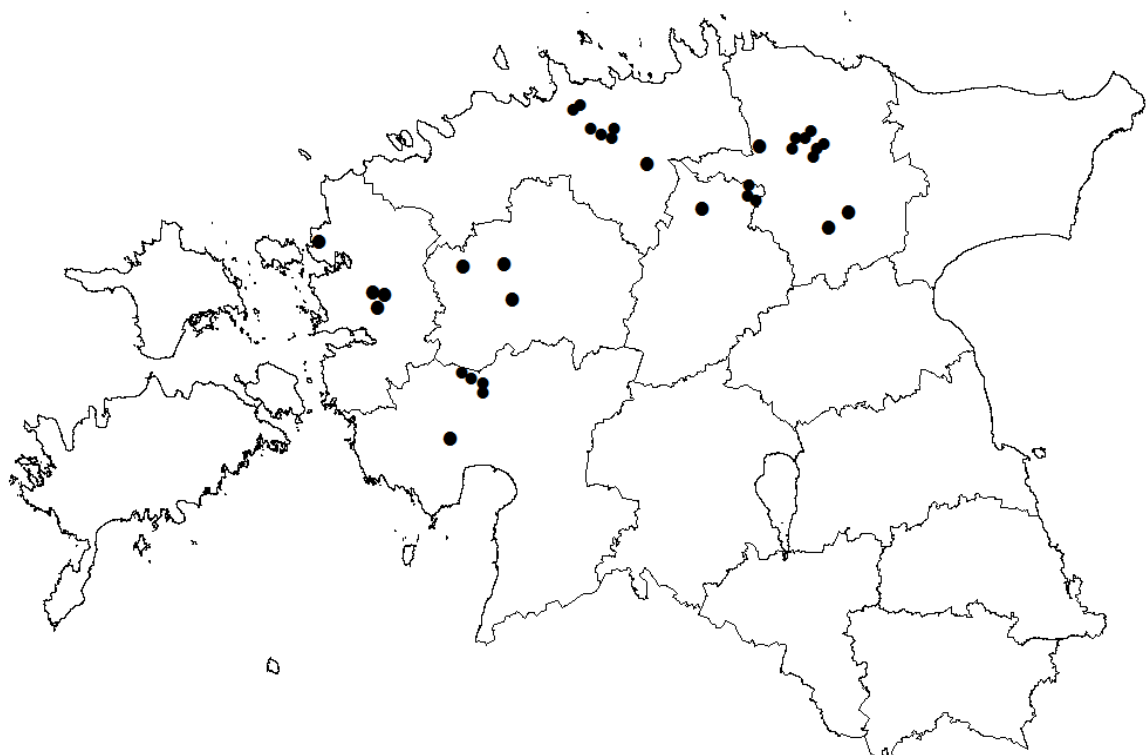
Põldtsiitsitaja leiukohad saadi Eesti Ornitoloogiaühingu linnuatlase projekti välitöökaartidelt, Eesti eElurikkuse andmebaasi juhuvaatlustest ([http://elurikkus.ut.ee/kirjeldus.php?lang=est&id=172542&rank=70&id\\_puu=172542&rank\\_puu=70](http://elurikkus.ut.ee/kirjeldus.php?lang=est&id=172542&rank=70&id_puu=172542&rank_puu=70)) ja inimestelt, kes linnuhuviliste maililisti saadetud päringule vastasid. Põllukultuuri parameetrite analüüsimisega seoses pidi leidma kasutuses olevad territooriumid ja küllalt kitsa ajavahemiku jooksul vastavad mõõtmised läbi viima. Ajapiirangu tõttu jäid teadaolevalt väikse põldtsiitsitaja asustustihedusega alad – Lõuna-Eesti ja saared – külastamata. Välitööde käigus kontrolliti 2013. a. üle Eesti ligikaudu 120 leiukohta. Iga vaatluspunkti juures püüti umbes 10–15 minuti jooksul põldtsiitsitajate esinemine selgeks teha. Heades oludes oli põldtsiitsitaja laulu kuulda 300 m kauguselt. Linnu esinemise korral täideti välitöö ankeet ja märgiti linnu asukoht MapInfo (MapInfo Professional 11.5 2012) programmis kaardile, kuhu ühtlasi tekitati punkti ümber 200 meetri raadiuseline puhver (ehk 12,6 ha suurune ala), mis läks arvesse kui linnu territoorium, mille piires edasisi mõõtmisi teha. Kirjanduse põhjal on põldtsiitsitaja territooriumid keskmiselt 100–300 m raadiuselised (Conrads 1969; Vepsäläinen *et al.* 2007; Berg 2008; Bernardy *et al.* 2008).

Igale vaatluspunktile (asustatud territoorium) genereeriti võrdluseks juhuslik referentspunkt (asustamata ala). Referentspunktid tekitati MapInfo tööriista „Disperse“ abil, mis moodustas iga originaalpunkti (põldtsiitsitaja leiukoha) lähedale juhusliku uue punkti. Referentspunktid võisid sattuda originaalpunkti suhtes 360 kraadi raadiuses 600 kuni 1500 meetri kaugusele. Referentsala loomiseks tekitati referentspunktile ümber 200 m raadiuseline puhver. Kirjeldatud meetodikat illustreerib joonis 1. Kontrolliti, et referentsalad ei kattuks teiste põldtsiitsitajate territooriumite või teiste referentsaladega. Ökoloogiliselt täiesti sobimatusse keskkonda (nt veekogusse või metsa, mis hõlmas selgelt üle poole pindalast) sattunud referentsalad paigutati uude juhuslikku asukohta.

Välitööde käigus leiti 33 asustatud territooriumit (joonis 2), kus kokku vaadeldi 39 isendit. Enim taasleide tuli kuni viie aasta vanuste vaatluspunktide külastamisest, kuid ühel territooriumil oli põldtsiitsitajat viimati nähtud 2004. aastal. Tüüpiliselt asusid leitud linnud vanadest leiukohtadest mõnesaja meetri kaugusel. Leiti ka paar täiesti uut territooriumi.



Joonis 1. Näide põldsiitsitaja territooriumist ja sellele vastavast referentsalast.



Joonis 2. Välitööde käigus leitud põldsiitsitaja territooriumid (N = 33). Üksteisele lähedal paiknevad territooriumid on eristamiseks kaardil üksteisest väheke eemale nihutatud.

### **3.2. Andmete kogumine välitöödel**

Esimene välitöö sessioon toimus 01.–15. juuni 2013. Välitööd algasid tavaliselt kell 9 hommikul ja kestsid hilisõhtuni. Ilmad olid päikeselised, nõrga tuulega ja palavad – temperatuur oli päeval +17°C kuni +28 °C. Territooriume ja vastavaid referentsalasid külastati samal päeval, et põllukultuuride andmed oleksid võrreldavad.

Territooriumidel märgiti esmalt üles laulupost (koht, kus laulev lind istus), puittaimede puhul eristati ka puuliik. Kaardile joonistati põllukultuuride piirid ja kirjutati, kas tegu on tali- või suvikultuuriga. Hinnati kultuuri kõrgust (silma järgi mood sentimeetrites) ja tihedust (võsude arv) 25×25 cm juhuruutudes (vt järgmine lõik). Lisaks hinnati ruutudes ka umbrohusust kolme palli skaalal: 1 – ei ole, 2 – vähe, 3 – palju. Kokku oli iga territooriumi ja referentsala kohta vähemalt kolm juhuruutu. Kui lind oli kahe erineva põllukultuuri eralduskohal, paigutati mõlemale kultuurile kolm juhuruutu. Kui linnust või referentspunktist 100 m raadiuses peale rohumaa muid kultuure ei leidunud, siis kultuuri parameetreid antud alal ei mõõdetud.

Juhuruudud asetati arvutiga genereeritud juhuslike arvude alusel linna leiukoha ümbrusse. Esimese juhuarvu abil loositi välja liikumise suund lähtepunktist ja teise abil liikumise kaugus vahemikus 1–15 meetrit. Sama loogika järgi loositi välja ka järgmise kahe juhuruudu asetamine, kuid neil oli lähtepunktiks eelnev juhuruut. Raami maha asetamine toimus pimesi heites. Juhuruudu erandlikesse kohtadesse (nt puu või põllutee) sattumise korral loositi välja uus asukoht. Referentspunkti lähtepunktina kasutades toimus sama meetodika järgi ka referentsaladel kultuuri tiheduse ja kõrguse mõõtmine.

Teine välitöö sessioon toimus 8.–14. juuli 2013. Selle käigus taaskülastati kõiki leitud territooriume ja referentsalasid, et üles märkida sealsed põllukultuurid ja vajadusel korrigeerida kaardile märgitud kultuuride piire ning kirjeldada alade puittaimede koosseisu. Puistut iseloomustati koosseisu valemiga, kuid erinevalt traditsioonilisest metsanduslikust lähenemisest koostati valem kõigi rinnete peale kokku ja iga puittaim, olenemata väiksest esindatusest, sai protsentuaalse osatähtsuse hinnangu. Peale selle, metsa puhul arvati puistu koosseisu vaid need puittaimed, mis asusid maksimaalselt 10–15 m kaugusel metsaservast, sest ei ole andmeid, et põldtsiitsitaja sügaval metsas käiks.

### **3.3. Uurimisalade kirjeldus maastiku tasandil**

Elupaigaeelistuste analüüsimiseks maastiku skaalal võrreldi põldtsiitsitajate poolt asustatud 5×5 km ruute samamõõduliste asustamata ruutudega. Ruudud põhinesid



rahvusvahelisel UTM-koordinaatvõrgustikul. Asustatuks loeti ruudud, kus linnuatlase välitööde perioodil (2003–2009) oli liik vähemalt korra pesitsejana registreeritud (lisa 1). Võrdlusruutudeks valiti kõik UTM ruudud, kus ei linnuatlases, Elurikkuses ega uurijate endi välitööde käigus ühtegi põldtsiitsitajat pole registreeritud. Seoses põldtsiitsitaja puudumisega Lõuna-Eestist jagati võrdlusruudud kaheks: Lõuna (Võrumaa, Valgamaa, Põlvamaa, Tartumaa, Viljandimaa ja Lõuna-Jõgeva) ja Põhi (üleäänud Mandri-Eesti maakonnad). Saaremaa ja Hiiumaa jäeti antud analüüsist välja, kuna sealne maastik on Mandri-Eestist erinev ja seal registreeriti atlaseperioodil vaid üks territoorium. Edasise andmetöötluse käigus eemaldati kõik kiilruudud (väikesepindalised ruudud, mis on tingitud UTM koordinaadistiku eripärast) ja veekogusid hõlmavad ruudud ning asustamata ruudud, kus metsa pindala oli suurem kui maksimaalne metsa pindala asustatud ruutudes (2089 ha). Nende ruutude eemaldamine oli vajalik poolikute ja erandlike ruutude mõju vähendamiseks. Lõpuks jäi võrdlusesse 80 asustatud ruutu, 517 lõuna ruutu ja 667 põhja ruutu.

### **3.4. Keskkonnatunnuste mõõtmine**

Igal alal mõõdeti maastikuelementide hulk, pikkus või pindala. Selleks kasutati MapInfos Maa-ameti 2010/2011 vektorvormingus põhikaarti (Maa-amet 2011) ja CORINE maakatte kaarti (EEA 2007). Kogu andmestik viidi tabelarvutusüsteemi Microsoft Excel (Microsoft Excel 2013), kus esmalt grupeeriti sarnased maastikuelemendid koondtunnuste alla. Territooriumi tasandil käsitletavate koondtunnuste nimetused, ühikud ja grupeerimise põhimõtted on esitatud tabelis 2. Maastiku tasandil (UTM ruutudes) uuritavate tunnuste nimetused ja ühikud leiab lisa 2 alt või tabelist 5 (ainult nimetused).

Tabel 2. Territooriumitel ja referentsaladel mõõdetud koondtunnuste ühikud, algtunnused ja mediaanid koos alumise ja ülemise kvartiiliga.

Koondtunnus	Ühik	Mediaan, kvartiilid (25%; 75%)		Algtunnus(ed) kaardilt
		Territoorium	Referentsala	
Vooluveed	km	0,03 (0; 0,4)	0,08 (0; 0,62)	Kraav, peakraav, jõgi
Teed	km	0,72 (0,59; 0,81)	0,39 (0,33; 0,61)	Kõrvalmaantee, tugimaantee, rada, tänav, muu tee
Hooned	ha	0,02 (0,01; 0,05)	0 (0; 0,01)	Eluhoone, katusealune, muu rajatis, kasvuhoone, vundament, vare
Puistu	ha	0,52 (0,03; 0,76)	0,81 (0,04; 1,95)	Mets, põõsastik
Õueala	ha	0,47 (0,12; 0,82)	0 (0; 0,52)	Eraõu, tootmisõu, haljasala
Joonobjektid	km	0,19 (0,04; 0,34)	0,13 (0; 0,29)	Puittaime rida, kiviaed, piirdeaed, tehisein
Elektriliinid	km	0,27 (0,02; 0,52)	0 (0; 0,28)	Elektriliinid
Punktobjektid	tk	5 (3; 8)	3 (1; 4)	Puittaim, salu, harvik, üksik kivi, kivihunnik, kivine ala
Rohumaa	ha	1,57 (0,16; 2,64)	0,79 (0; 5,39)	Looduslik rohumaa, kultuurrohumaa
Metsaserv	km	0,62 (0,35; 0,83)	0,61 (0,33; 0,95)	Metsade, alleede ja metsatukkade serv
<i>Põllu parameetrid</i>				
Suvikultuur (suvivili)	ha	3,5 (1,47; 5,74)	1,61 (0; 8,38)	Suvinisu, suvioder, kaer, suviraps
Talikultuur (talivili)	ha	0 (0; 2,76)	0 (0; 4,85)	Talinisu, talioder, talirukis, taliraps
Muu kultuur	ha	0 (0; 1,12)	0 (0; 0)	Kartul, hernes, köömen, segavili, kõrrepõld
Taimevaba maa	ha	0 (0; 0,13)	0 (0; 0,04)	Tärkamata kultuur, hõre kesa, muud häiringuga laigud
Kultuuri tihedus	tk/625cm <sup>2</sup>	7 (3; 16)	24 (17; 31)	
Kultuuri kõrgus	cm	18 (12; 26)	20 (16; 32)	
Kultuuride arv	tk	3 (2; 4)	2 (1; 3)	
Umbrohi	1,2,3	2 (1; 2)	1 (1; 2)	
<i>Puistu parameetrid</i>				
Lehtpuu	% puistust	7,3 (6,5; 8,6)	7 (3,9; 8)	20 liiki lehtpuid
Okaspuu	% puistust	0,5 (0,2; 2)	0,75 (0; 2)	Mänd, kuusk
Väärislehtpuud	% puistust	2,5 (1; 4,4)	0,4 (0; 1)	Tamm, saar, pärn, kastan, vaher, jalakas
Põõsad	% puistust	1,5 (0,6; 2)	1 (0,3; 2,5)	16 liiki põõsaid
Puuliikide arv	tk	8 (7; 9)	7 (5; 8)	

### 3.5. Andmeanalüüs

Uuritavate tunnuste jaotusi võrreldi normaaljaotusega ning kuna need valdavalt hälbisid märgatavalt normaaljaotusest, kasutati edaspidises analüüsis mitteparameetrilisi teste. Maastikutunnuste jaotuste võrdlemiseks territooriumi skaalal (põldtsiitsitaja territooriumite ja vastavate referentsalade vahel) kasutati Wilcoxon'i astakmärgitesti. Maastiku skaalal võrreldi tunnuste keskväärtusi Mann-Whitney U-testiga. Usaldusnivooks võeti mõlemal juhul 95%.

Põldtsiitsitaja esinemise parimate ennustavate tegurite leidmiseks kasutati logistilist regressiooni. Sõltuvaks binaarseks tunnuseks oli põldtsiitsitaja esinemine (territoorium või referentsala). Territooriumi tasandil valiti sõltumatuteks tunnusteks kaheteistkümne elupaigatunnuse (elektriliinid, punktobjektid, joonobjektid, kultuuri tihedus, talikultuur, kultuuride arv, teed, kultuuri kõrgus, suvikultuur, hooned, väärislehtpuud, vooluveed) seast välja parima seletusvõimega kombinatsioon. Maastiku tasandil kasutati kõiki elupaigatunnuseid (tabel 5). Keskkonnatunnused valiti välja oma nõrga korreleerituse (Spearmani korrelatsioonikordaja  $r_s < 0,65$ ), sageda esindatuse ja hea ökoloogilise seletusvõime poolest. Parima mudeli leidmiseks kasutati statistikaprogrammi R (R Core Team 2013) lisamoodulit „MuMIn“ (Bartoń 2013), kus Bayesi informatsioonikriteeriumi (BIC) alusel leiti kõigi etteantud tunnuste võimalikest kombinatsioonidest üles väikseima BIC väärtusega mudel.

Mudeli tundlikkuse (tõenäosuse, et test tuvastab toimunud sündmuse) ja spetsiifilisuse (tõenäosuse, et test tuvastab õigesti sündmuse mittetoimumise) leidmiseks otsiti esmalt esinemist ja puudumist eristav optimaalseim piirväärtus. Selleks kanti tundlikkuse ja spetsiifilisuse väärtused prognoositud tõenäosuse suhtes joonisele ning valiti kahe kõvera ristumispunktile vastav väärtus.

## 4. TULEMUSED

### 4.1. Keskkonnatunnuste erinevused territooriumi skaalal

Territooriumite ja referentsalade keskkonnatunnuste vahelises võrdluses tulid põhikaardil põhinevatest tunnustest statistiliselt oluliseks ( $p < 0,05$ ) punktobjektid, elektriliinid, hooned ja teed (tabel 3). Kõiki eelmainitud tunnuseid esines territooriumitel rohkem kui referentsaladel. Puistu parameetritest tulid oluliseks väärislehtpuud ja liikidest täpsemalt harilik vaher (*Acer platanoides*), harilik tamm (*Quercus robur*), pajulistest (*Salicaceae*) põõsad, harilik sirel (*Syringa vulgaris*) ja harilik saar (*Fraxinus excelsior*). Peale pajuliste oli kõiki eelmainitud puistu parameetreid territooriumitel keskmiselt rohkem. Põllu parameetritest osutusid statistiliselt erinevaks kultuuride tiheduse, kultuuride arvu ja suvinisu keskvaartused. Territooriumitel oli keskmiselt rohkem kultuure ja suvinisu, kuid kultuuride tihedus oli väiksem (joonis 3a).

Tabel 3. Keskkonnatunnuste keskmiste võrdlus põldsiitsitaja territooriumitel (N=33) ja referentsaladel (N=33). Wilcoxon'i astakmärgitest. Välja toodud ainult statistiliselt oluliste ( $p < 0,05$ ) erinevustega tunnused. Plussmärgiga (+) tähistatud tunnuste väärtused olid territooriumitel keskmiselt suuremad ja miinusmärgiga (-) väiksemad kui referentsaladel.

Tunnus	T	Suund	p
<i>Põhikaardilt:</i>			
Punktobjektid	34	+	<0,001
Elektriliinid	46	+	0,001
Hooned	76	+	0,004
Teed	127	+	0,006
-----			
<i>Puistu parameetrid:</i>			
Väärislehtpuud	51,5	+	<0,001
Vaher	46,5	+	0,003
Tamm	3,5	+	0,004
Paju põõsad	19	-	0,004
Sirel	10,5	+	0,025
Saar	45	+	0,026
-----			
<i>Põllu parameetrid:</i>			
Kultuuri tihedus	40	-	0,009
Kultuuride arv	58,5	+	0,027
Suvinisu	38	+	0,039

Territooriumi tasandil oli parima seletusvõimega mudel järgmine:

$$\text{logit}(P) = -6,05 + 6,55 \times \text{elektriliinid} + 0,55 \times \text{punktobjektid} + 1,59 \times \text{kultuuride arv} \\ + 1,21 \times \text{väärislehtpuud} - 0,58 \times \text{talikultuur} - 0,13 \times \text{kultuuri tihedus}.$$

Antud mudeli BIC väärtus oli 53,5 ja suhteline tõepära (ingl *evidence ratio*) 3,4 võrrelduna paremuselt teise mudeliga. See oli ühtlasi ainus mudel  $\Delta\text{BIC} < 2$  vahemikus, mida võib interpreteerida kui võrdväärsete konkureerivate mudelite puudumist (Kass & Raftery 1995). Mudelist välja jäänud tunnuste suhtelised tähtsused üle kõigi võimalike mudelite olid selgelt väiksemad (lisa 3). Parima mudeli tundlikkus oli 83% ja spetsiifilisus 87%. Logistilise regressiooni tulemused leiab tabelist 4 ja tunnuste mediaane võrdlevad diagrammid on näha joonisel 3.

Tabel 4. Territooriumi tasandil põldtsiitsitaja esinemise/puudumise seoseid kajastava mudeli logistilise regressiooni tulemused. N=52.

Tunnus	Hinnang	SE	Z	p
(Vabaliige)	-6,05	3,09	-1,96	0,050
Elektriliinid	6,55	3,03	2,16	0,031
Punktobjektid	0,55	0,25	2,21	0,027
Kultuuride arv	1,59	0,79	2,01	0,045
Väärislehtpuud	1,21	0,50	2,43	0,015
Talikultuur	-0,58	0,27	-2,19	0,029
Kultuuri tihedus	-0,13	0,06	-2,23	0,026

#### 4.2. Keskkonnatunnuste erinevused maastiku tasandil

Asustatud ja asustamata 5×5 km ruutude võrdluses selgus, et asustatud ruudud on asustamata Lõuna-Eesti ruutudega uuritavate tunnuste poolest sarnasemad kui muu Mandri-Eesti võrdlusruutudega (tabel 5). Mann-Whitney U-testi kohaselt asustatud ruutude ja asustamata lõuna ruutude vahel ei olnud teede, õueala ja vooluvete keskväärtustes statistiliselt olulisi erinevusi. Küll aga esines statistiliselt olulisi erinevusi joonobjektide, punktobjektide, elektriliinide, haritava maa ja puistu seas. Asustatud ruutude ja asustamata põhja ruutude vahel osutusid kõik võrreldavad tunnused peale vooluvete ja lehtmetsade statistiliselt erinevateks. Statistiliselt oluliste tulemuste puhul olid mõlema võrdluse raames kõik tunnused peale okas- ja segametsade ning puistu (kõik metsad koos) keskmiselt enam esindatud territooriumitel (lisa 2).

Tabel 5. Maastikutunnuste keskmiste võrdlus asustatud (N=80) ja asustamata (N<sub>lõuna</sub>=517 ja N<sub>põhi</sub>=667) UTM ruutudes erinevate piirkondade lõikes. Mann-Whitney U-test, statistiliselt olulised (p<0,05) erinevused on näidatus rasvases kirjas. Plussmärgiga (+) on tähistatud tunnused, mida esines asustatud aladel keskmiselt rohkem ja miinusmärgiga (-) need, mida oli keskmiselt vähem võrreldes asustamata aladega.

Tunnus	Erinevuse suund; p-väärtus	
	Lõuna	Põhi
Joonobjektid	+; <b>0,001</b>	+; <b>0,001</b>
Elektriliinid	+; <b>0,001</b>	+; <b>0,001</b>
Punktobjektid	+; <b>0,002</b>	+; <b>0,001</b>
Puistu	-; <b>0,004</b>	-; <b>0,001</b>
Segametsad	-; <b>0,007</b>	-; <b>0,001</b>
Okasmetsad	-; <b>0,032</b>	-; <b>0,001</b>
Haritav maa	+; <b>0,035</b>	+; <b>0,001</b>
Lehtmetsad	+; <b>0,007</b>	0,475
Õueala	0,08	+; <b>0,001</b>
Teed	0,19	+; <b>0,001</b>
Vooluveed	0,54	0,1

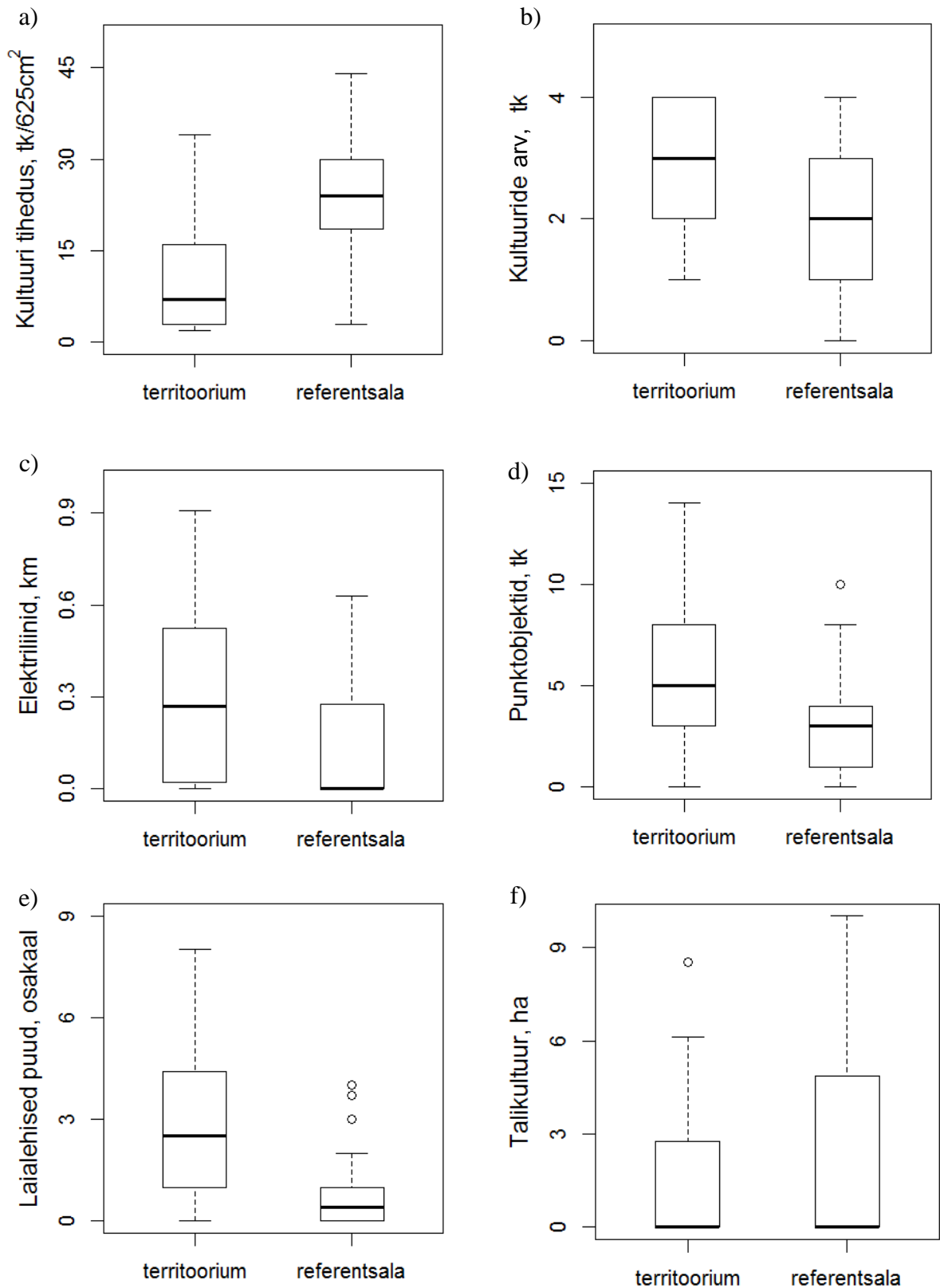
Maastiku tasandil oli parima seletusvõimega logistilise regressiooni mudel järgmine:

$$\text{logit}(P) = -3,97 + 0,035 \times \text{elektriliinid} + 0,028 \times \text{joonobjektid}.$$

Antud mudeli BIC väärtus on 578,6 ja suhteline tõepära 4,8 võrrelduna paremuselt teise mudeliga. See oli ühtlasi ainus mudel  $\Delta\text{BIC} < 2$  vahemikus. Mudelist välja jäänud tunnuste suhtelised tähtsused üle kõigi võimalike mudelite olid selgelt väiksemad (lisa 3). Mudeli tundlikkus oli 36% ja spetsiifilisus 88%. Regressiooni tulemused leiab tabelist 6.

Tabel 6. Maastiku tasandil põldtsiitsitaja esinemise/puudumise seoseid kajastava mudeli logistilise regressiooni tulemused. N=1264.

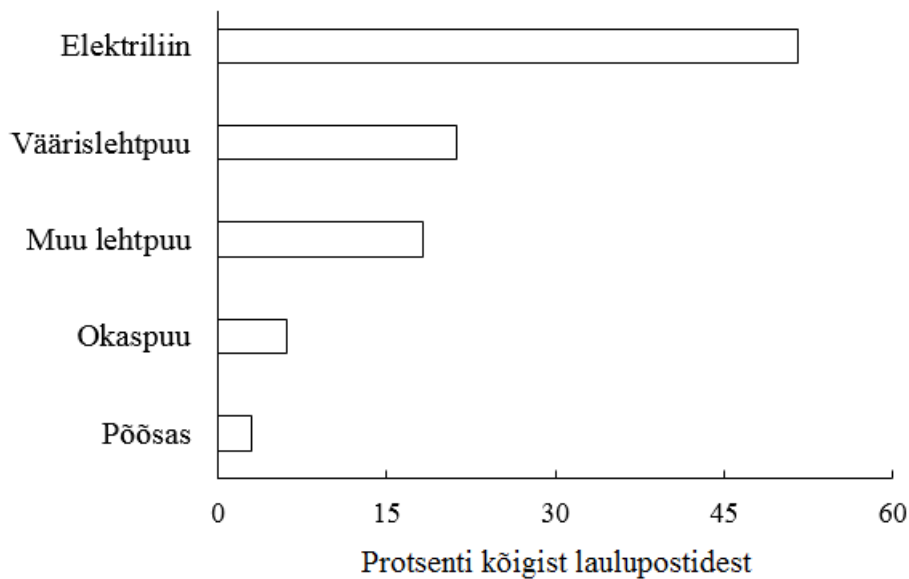
Tunnus	Hinnang	SE	Z	p
(Vabaliige)	-3,970	0,260	-15,28	<0,001
Elektriliinid	0,035	0,009	3,96	<0,001
Joonobjektid	0,028	0,008	3,67	<0,001



Joonis 3. Elektriliinide, punktoobjektide, kultuuride arvu, talikultuuri, värislehtpuude ja kultuuri tiheduse mediaanid territooriumitel (N=33) ja referentsaladel (N=33) (horisontaaljoon – mediaan, karp – kvartiilid, „vurrud“ – kvartiilide 1,5-kordne vahemik, punktid – erandid).

### 4.3. Eelistused laulupostide osas

Laulupostina kasutasid põldtsiitsitajad kõige enam elektriliine (51%, joonis 4), kuid erinevad puud kokku arvestatuna (okaspuud, väärislehtpuud ja muud lehtpuud) olid esindatud peaaegu samal määral ehk 45% juhtudest. Väärislehtpuud olid esinemissageduselt teisel kohal ja muud lehtpuud kolmandal, kuigi puistu koosseisus olid väärislehtpuud ligi kaks korda väiksema osakaaluga kui muud lehtpuud. Paaril korral kasutati laulupostina okaspuid ning ühel korral ka punase leedri (*Sambucus racemosa*) põõsast.



Joonis 4. Erinevate laulupostide kasutamise sagedus, N = 33.



## 5. ARUTELU

### 5.1. Territooriumi tasand

Erinevalt mitmest varasemast uurimistööst (Menz *et al.* 2009a; Sondell *et al.* 2011; Morelli 2012), kus on leitud positiivsed seosed põldtsiitsitaja esinemise ja taimestikuvaba maapinna esinemise vahel, antud uurimuses taimestikuvaba maapinnaga laigud elupaigavalikus tähtsat rolli ei omanud. Ka põllukultuuride kõrgused ei tulnud statistiliselt oluliseks, kuigi madalam taimestik võiks saagi leidmist lihtsustada (Wilson *et al.* 2005). Lisaks, kõrguste eelistuste puudumine kajastub ka tali- ja suvivilja sarnastes proportsioonides asustatud ja asustamata aladel. Küll aga esines tugev eelistus hõredamalt külvatud põllukultuuride suhtes, mille põhjuslikkus on tõenäoliselt sama, mis taimestikuvabadel laikudel – parem ligipääsetavus toidule. Siiski, on võimalik, et kultuuri kõrgus ning taimestikuvaba maapinna ja tali- ja suvivilja osakaal on mõnel teisel ajahetkel, näiteks rändelt tulles või suve teises pooles, elupaigavalikus olulised (Vepsäläinen *et al.* 2005; Deutsch, Südbeck 2009; Douglas *et al.* 2009). Lisaks on tõenäoline, et põldtsiitsitaja võib ühe põllukultuuri ebasobivaks muutumisel minna üle järgmisele kõrvalasetsevale kultuurile (Deutsch, Südbeck 2009). Eelneva võimalikkust toetab fakt, et erinevate kultuuride arv oli uuritud territooriumitel oluliselt suurem kui võrdlusaladel. Kultuuride mitmekesisus suurendab ühtlasi lüljalgsete liigirikkust (Billeter *et al.* 2008). Erinevate põllukultuuride (sh tali- ja suviviljad koos) võrdluses territooriumite ja võrdlusalade vahel tuli ainukeseks statistiliselt oluliseks erinevuseks suviniisu pindala, mida esines territooriumitel keskmiselt rohkem. On võimalik, et suurema valimi korral oleks rohkem eelistusi kultuuride osas esile kerkinud, kuid antud uurimuse ja kirjanduses avaldatud tulemuste (tabel 1) põhjal võib öelda, et põldtsiitsitaja on eri põllukultuuride suhtes üldiselt vähevaliv. Tähtsam paistab olema erinevate kultuuride koosinemisest tekkiv keskkonna heterogeensus territooriumil, mille funktsioon võib seisneda võimaluses aja jooksul liiga tihedaks kasvanud kultuur hõredama vastu välja vahetada.

Põldtsiitsitajal ei olnud territooriumi tasandil üldisi eelistusi lehtpuude, okaspuude ja põõsaste osakaalude suhtes, kuid oluliseks osutusid erinevad väärislehtpuud. Ka kasutatud laulupostide (joonis 4) hulgas oli märkimisväärsel hulgal just väärislehtpuud (tamm, saar, pärn). Seni on kirjanduses rõhutatud vaid tamme kui röövikurikaste puude tähtsust (Conrads 1969; Hänel 2004), kuid antud uurimusest selgus, et lisaks harilikule tammele on põldtsiitsitaja elupaikades keskmiselt rohkem ka teisi väärislehtpuud (eriti vahert ja saart). Arvestades, et paljudel suurteil laialehistel puuliikidel võib rikkalikult liblikate röövikuid

esineda (Karban, Ricklefs 1983), võib järeldada, et tammed pole ainsad puud, mis võiksid toiduküllust elupaigas suurendada. Näiteks on leitud, et pasknäär (*Garrulus glandarius*), kes sarnaselt põldtsiitsitajale toitub peamiselt maapinnal, otsib pesitsusperioodil poegadele toitu eelkõige tammedelt, kuid mõningal määral ka teistelt väärislehtpuudelt (Owen 1956). Lisaks võib väärislehtpuude eelistus tulla sellest, et tänu kõrgusele ja hõredalt paiknemisele sobivad nad lindudele nii laulu edasikandmiseks kui ka vaenlaste märkamiseks (Catchpole, Slater 2003).

Elektriliinide ja punktobjektide keskmiselt suurem hulk elupaikades on tõenäoliselt tingitud sellest, et elektriliinid- ja postid, üksikult asetsevad puittaimed, suuremad kivid ja väikesed metsatukad on põldtsiitsitajatel laulupostide ja õrtena kasutuses (von Sits 1937; Rootsmäe, Veroman 1974; Berg 2008). Asjaolule lisab kinnitust, et veidi enam kui pooled vaadeldud lindudest kasutasid laulupostina elektriliine ning puude puhul esines märgatav eelistus väärislehtpuuliikide suhtes, mis sageli üksikutena põldudele jäetakse. Üksikud puud pakuvad elupaiku ka suurele hulgale selgrootutele ning puuvõra ja selle ümbrust kasutavad paljud linnud ja nahkhiired toiduotsinguteks (Manning *et al.* 2006). Väikesed põllusisesed metsatukad on tähtsaks elupaigaks mitmele närilisele (Fitzgibbon 1997). Punktobjektide, sh elektripostide, kasulikkus lindudele võib olla seotud ka nende ümber oleva puhveralaga, kus ei kasva mitte põllukultuur vaid looduslik või poollooduslik taimestik (Tryjanowski *et al.* 2013). Põllumajandusmaastikel annab juba mõõdukas kogus regulaarsest harimisest väljas olevat maad märkimisväärselt juurde põllulindude elupaiga kvaliteedile, pakkudes varjulisi pesitsuskohti ja rikkaliku toidulauda (Fuller *et al.* 2004; Douglas *et al.* 2009; Tryjanowski *et al.* 2013).

Põldtsiitsitaja territooriumitel esines rohkem hooneid ja teid kui juhuslikel võrdlusaladel, millest võib järeldada, et liik võib inimasustusest mingil määral kasu saada. Lisaks, puittaimede võrdluses selgus, et pajulistest põõsaid on territooriumitel vähem ja sireleid rohkem kui võrdlusaladel, mis võib tulla sellest, et esimestest püütakse inimasulate juures lahti saada, kuid sirelitest mitte. Talukohtade lähedal pesitsemist on Eestis ja Soomes varemgi täheldatud (Väli 2005; Piha *et al.* 2007), aga ei maksa arvata, et hoonestus *per se* elupaika palju atraktiivsemaks muudab – kuigi küüne võidakse kasutada laulupostidena (Danzl, Lentner 2009)–, pigem lõigatakse kasu talude lähedasest maastiku heterogeensusest. Näiteks on Hiron *et al.* (2013) leidnud, et talude juures on nii lindude liigirikkus kui ka arvukus oluliselt suurem kui muidu linnurikasteks aladeks peetavatel poollooduslikel rohumaadel ja nn põllusaartel. Eestiski on taluõuede ja lindude liigirikkuse vahel leitud positiivne seos (Els, Löhmus 2012). Hiron *et al.* (2013) seletasid talukohtade eelistamist

mitmekesiste toitumis- ja pesitsemisvõimalustega, kuid ühtlasi tõdesid, et teoreetiliselt võib sealne pesitsusedukus suurema kiskluse tõttu olla madalam. Ka põldtsiitsitaja kui maaspesitseja ei ole kodukasside, koerte ja teiste inimkaaslejatest kiskjate eest kaitstud. Teede rohkus territooriumitel on samuti seletatav eelkõige tüüpiliste teeäärsete maastikuelementide, näiteks puude ja põõsaste, kasutamise (Berg 2008; Vepsäläinen *et al.* 2007). Samas on võimalik, et ka teedel toitumine on üheks mõjuteguriks (Danzl, Lentner 2009; Sondell *et al.* 2011).

Territooriumi tasandi mudeli (tabel 4) kohaselt eristab põldtsiitsitaja territooriume referentsaladest kõige paremini järgmiste tunnuste kombinatsioon: elektriliinide pikkus, punktobjektide arv, väärislehtpuude osakaal, kultuuride arv, talikultuuri pindala ja kultuuri tihedus. Nagu näha, on põldtsiitsitaja elupaigavalikus väga olulised nii maastiku struktuurne mitmekesisus, puistu tüüp kui ka põllukultuuride parameetrid. Sageli jäetakse üks neist uurimisest välja. Vaid üksikutel juhtudel (nt Deutsch, Südbeck 2009; Bellenhaus 2007) on tähelepanu pööratud põllukultuuride tihedusele, kõrgusele ja mitmekesisusele ning ka puistuid kirjeldatakse tavaliselt liiga pinnapealselt. Antud tunnustest positiivset mõju esinemisele avaldavad elektriliinid, punktobjektid, väärislehtpuud ja kultuuride arv. Negatiivselt mõjutab talikultuuri pindala ja kultuuri tihedus. Tasub tähele panna, et erinevalt Wilcoxon'i testi tulemustest tuli talikultuuri pindala mudelis oluliseks. Talikultuuride vältimine on vägagi usutav, seda kahel põhjusel: esiteks, pesitsusperioodi alguses võidakse eelistada pigem tarkamata kultuure ehk taimestikuvaba maapinda (Vepsäläinen *et al.* 2005), teiseks, talikultuurid kasvavad varakult kõrgeks ja tihedaks ja seeläbi muutub selgrootute kättesaamine raskemaks (Deutsch, Südbeck 2009). Põllumajanduse intensiivistumisega kaasnev taliviljade osakaalu suurenemine on ohuks ka teistele liikidele, kes eelistavad elupaikades hõredamat ja madalamat vilja. Nii näiteks on Suurbritannias suviteraviljade kasvatamine 1970ndatega võrreldes vähenenud 80% ning põldlõokese (*Alauda arvensis*) ja jämejala (*Burhinus oediconemus*) arvukus kahanenud poole võrra (Green *et al.* 2000; Morris *et al.* 2004).

Edasised põldtsiitsitaja uuringud võiksid keskenduda täpsemale elupaigakasutusele, sest praegused teadmised toidu ja toitumiskohtade eelistustest ning nende muutumisest sesooni jooksul on kesised (Menz, Arlettaz 2012). Samuti ei teata liigi kaasagset pesakohavaliku eelistust – künnimaale ja põllupeenrale rajatavaid pesi ohustavad eri tegurid. Jätkuvalt on väga vähe teada ka kiskluse ja konkurentsi mõjudest, rändeteedest ning talvitumisaladest.

## 5.2. Maastiku tasand

Maastiku tasandil, võrreldes asustatud 5×5 km ruute asustamata Põhja- ja Lõuna-Eesti piirkonna ruutudega, tuli esile selge eelistus struktuurselt mitmekesisema maastiku suhtes – asustatud ruutes oli mõlemast võrreldavast piirkonnast rohkem joonobjekte, punktobjekte ja elektriliine (tabel 5). Lisaks oli asustatud aladel keskmiselt rohkem haritavat maad ja vähem metsa. Asustatud aladel oli vähem okas- ja segametsi ning lõunaga võrreldes oluliselt rohkem lehtmetsi. See tulemus on vastupidine Kosicki ja Chylarecki (2011) uuringule Poolas, kus maastiku tasandil leiti positiivne korrelatsioon okas- ja segametsadega. Samas, saadud tulemus on kooskõlas paljude territooriumi tasandi uurimustega, kus rõhutatakse eelkõige lehtpuude eelistamist (Conrads 1969; Hänel 2004; Bellenhaus 2007).

Põhja-Eesti ja Lõuna-Eesti võrdlusalade peamised erinevused seisnesid lisaks lehtmetsade osakaalule veel selles, et põhja aladel oli asustatud ruutudega võrreldes oluliselt vähem õueala ja teid, aga lõuna aladel olulist erinevust nende tunnuste osas ei esinenud. Erinevus võib olla seotud sellega, et põhja pool, kus leidis enamik asustatud ruute, olid heterogeensema maastikuga alad juba põldtsiitsitaja poolt hõivatud. Lõuna ja põhja asustamata alade keskkonnatunnuste keskmisi omavahel võrreldes selgus, et lõunas on kõik tunnused peale lehtmetsade osakaalu põldtsiitsitaja elupaigaeelistuste mõttes paremad. Seega, kui lehtmetsad elupaigavalikus just primaarseimad pole, võib prognoosida, et arvukuse tõusu korral võiks põldtsiitsitaja oma levilat Eestis laiendada pigem lõunas kui põhjas. Teisalt, on võimalik, et lõunapoolset levikut piiravad mingid muud keskkonnatunnused, mida baaskaardil ei kajastata. Peale selle, väiksemõõduliste põllulindude jaoks võivadki territooriumi tasandi tegurid olla oluliselt tähtsamad kui maastiku tasandi (Vickery, Arlettaz 2012). Näiteks antud uurimuse territooriumi tasandi analüüsist selgus, et tähtis roll on põllukultuuride tihedusel ja mitmekesisusel.

Maastiku tasandi mudelis (tabel 6) seletasid asustatud ja asustamata alade erinevusi kõige paremini joonobjektide (hekid, alleed, aiad) ja elektriliinide pikkus, kuid mudeli madala tundlikkuse tõttu ei ole mudeli ennustusvõime kuigi suur. Mõlemad tunnused mõjutasid põldtsiitsitaja esinemist positiivselt. Põõsashekkide olemasolu on ka varasemate uurimistööde põhjal põldtsiitsitaja esinemist soodustanud (Berg 2008) ja hekkide tähtsus üldisele linnurikkusele põllumajandusmaastikel on juba üldtuntud ning nende vähesus maastikul võib ühtlasi viidata intensiivsele põllumajandusele, kus kultuuride laiaulatuslikuks kasvatamiseks põlde eraldavad piirid eemaldatakse (Benton *et al.* 2003; Batáry *et al.* 2010). Lisaks lindudele on hekid põllumajandusmaastikul tähtsad ka paljudele lüljalgsetele, kes seal

talvituvad (Thomas, Marshall 1999) ning puittaimedega põllupiirded on ühtlasi tähtsaks kasvukohaks paljudele looduslikele taimeliikidele (Freemark *et al.* 2002). On huvitav, et antud uurimuses tuli joonobjektide positiivne mõju esile ainult maastiku tasandil. Elektriliinide ja linnurikkuse vahel on samuti leitud positiivseid seoseid põllumajandusmaastikel, mis tuleb tõenäoliselt sellest, et elektriliine kasutavad paljud linnud saagi varitsemiseks või laulupostidena ning elektripostide alune poollooduslik taimestik pakub pesitsus- ja toitumisvõimalusi (Tryjanowski *et al.* 2013). Tekib küll küsimus, kas see on piisav põhjus seletamiseks elektriliinide eelistust maastiku tasandil. On väga võimalik, et kuna see tunnus korreleerub nõrgalt õuealade ja teedega, siis iseloomustab see hoopis inimasustuse mõju levikule. Põldtsiitsitaja ei ole inimkaasleja, aga inimasustuse läheduses võib ta kasu saada suuremast maastiku mitmekesisusest (Piha *et al.* 2007; Hiron *et al.* 2013).

### 5.3. Soovitatavad kaitsemeetmed

Leitud elupaigaeelistustest lähtuvalt tuleks põldtsiitsitajale kasuks:

- 1) Erinevate põllukultuuride lähestikku viljelemine väikestel põldudel. Selleks tuleks edendada väikepõllumajandust, mis on Eestis 1990ndatega võrreldes oluliselt vähenenud (<http://www.stat.ee/50480>). Sealjuures tuleks vältida olukordi, kus kõigil põllulappidel kasvatatakse üksnes talivilja.
- 2) Põllukultuuride hõredamaks muutmine läbi väiksema külvisenormi, suurema reavahe või väetisekoguste vähendamise. Katsed talinisuga seoses põldlõokese elupaigaeelistustega on küll näidanud, et reavahede kahekordistamisest efektiivsem meetod on taimestikuvabade laikude tekitamine põllule (Morris *et al.* 2004). Sellised laigud võivad ka põldtsiitsitaja toitumistingimusi parandada (Gues, Pürckhauer 2011).
- 3) Põllusaarte, alleede, hekkide ja üksikute puittaimede säilitamine või loomine põllumajandusmaastikel. Näiteks tasuks vältida teede laiendamist, kui see toob kaasa alleede ja hekkide eemaldamise (Pollheimer 1998).
- 4) Väärislehtpuude säilitamine põldudel, alleedes ja talukohtades. Väikse struktuurse heterogeensusega aladel võiks just nende puude istutamine olla pikas perspektiivis soosituimaks.
- 5) Elektripostide säilitamine põldudel, kus on plaanis elektriliinid eemaldada. Elektriliine ennast on raske propageerida seoses ohuga paljudele teistele lindudele (Manville, Albert 2005), kuid kui elektriliine siiski on vaja põllumajandusmaastikule rajada, võiksid need läbida kõige struktuurivaesemaid põllualasid.

Mitmeid eelmainitud soovitusi aitaks ellu viia kõrge loodusväärtusega põllumajanduse (HNV – ingl *High Nature Value Farming*) laialdasem toetus (Koorberg 2009). Lisaks on näidatud, et ka mahepõllumajandus võib soodustada põldtsiitsitaja esinemist (Wolnicki *et al.* 2009). Põllumajanduslike keskkonnatoetuste jagamisel tuleks senisest enam pöörata tähelepanu põllukultuuride ja maastikuelementide struktuursele mitmekesisusele ning väiketalupidamiste konkurentsivõime parandamisele. Põllumajanduse mitmekesisust suurendavatest meetmetest võidakas ka muu sealne elustik (Benton *et al.* 2003).

## KOKKUVÕTE

Põldtsiitsitaja (*Emberiza hortulana*) on viimase kolmekümne aasta üks suurima arvukuse langusega haudelinde Euroopas (PECBMS 2013) ja Eestis (Elts *et al.* 2013). Liigi elupaiganõudluste osas on jätkuvalt mitmeid teadmislünki (Menz, Arlettaz 2012). Antud töö eesmärgiks oli välja selgitada, milliste keskkonnatunnustega alasid põldtsiitsitaja Eestis eelistab. Sealhulgas huvitas, kuidas põllukultuuride parameetrid elupaigavalikut mõjutavad ning millised erinevused on territooriumi ja maastiku tasandi valikumustrites.

Põldtsiitsitaja elupaigavalik on Euroopas varieeruv, kuid leidub ka üldisi sarnasusi: puittaimede kasutamine laulupostidena (nt Conrads 1969; Fonderflick *et al.* 2005), haritav või karjatatav maa toitumiseks ja sageli ka pesitsemiseks (nt Deutsch, Südbeck 2009; Morelli 2012) ning kuiv taimestikuvabade laikudega maapind võimaldamaks paremat ligipääsu toidule (nt Berg 2008; Menz *et al.* 2009a).

Uurimistöös võrreldi põldtsiitsitaja asustatud alasid asustamata aladega kahel erineval ruumiskaalal – territooriumi tasandil (N=33 mõlemal juhul ja iga uurimisala suurus 12,6 ha) ja maastiku tasandil (80 asustatud ja 1184 asustamata 25 km<sup>2</sup> suurust ala). Territooriumi tasandil oli asustatud aladel oluliselt rohkem väärislehtpuid, põllukultuure, mitmesuguseid maastikuelemente (punktobjekte, teid, elektriliine ja hooneid) ja suvinisu ning põllukultuuri tihedus oli väiksem. Territooriumi tasandi logistilise regressiooni põhjal seletas põldtsiitsitaja esinemist kõige paremini kuuetunnuseline mudel, milles positiivse mõjuga olid punktobjektid arv, elektriliinid pikkus, väärislehtpuude osakaal ja kultuuride arv ning negatiivse mõjuga kultuuride tihedus ja talikultuuri pindala. Maastiku tasandi analüüsist selgus, et asustatud alad on keskmiselt rikkamad struktuurse mitmekesisuse, haritava maa ja lehtmetsade poolest, kuid okas- ja segametsade pindala oli väiksem kui võrdlusaladel. Mudelis olid parima seletusvõimega tunnusteks joonobjektid ja elektriliinid, mis mõlemad mõjutasid esinemist positiivselt.

Territooriumi tasandil tuli esile hõredamate põllukultuuride eelistamine, mis võib olla tingitud paremast ligipääsetavusest toidule (Wilson *et al.* 2005). Ilmselt samal põhjusel mõjutas talikultuuri pindala põldtsiitsitaja esinemise tõenäosust negatiivselt. Ühtlasi on tähelepanuväärne, et põldtsiitsitaja eelistas suurema kultuuride mitmekesisusega alasid, kuid põllukultuuride endi osas, peale suvinisu, eelistusi ei esinenud. Elektriliinid ja punktobjektid (nt üksikud puud, väiksed „põllusaared“) on atraktiivseteks laulupostideks ning elektripostide alune looduslik taimkate võib pakkuda täiendavaid toitumis- ja pesitsemisvõimalusi (Tryjanowski *et al.* 2013). Põldtsiitsitaja puhul on täheldatud tamme eelistamist, mis olevat

seotud sealt röövikute hankimisega (Conrads 1969; Hänel 2004). Läbiviidud uuringu tulemustest selgus, et lisaks tammedele kuuluvad Eestis ka teised väärislehtpuud elupaigaeelistuste hulka.

Nii territooriumi kui ka maastiku tasandil oli lisaks elektriliinidele veel mitmel inimasustusega seotud keskkonnatunnusel põldtsiitsitaja esinemisele positiivne mõju. Kuigi põldtsiitsitaja võib näiteks teedel toitumas käia ja hoonetel laulda (Danzl, Lentner 2009), on usutav, et vähemalt maastiku tasandil lähtub eelistus hoopis maa-asulatega kaasnevast suuremast maastiku mitmekesisusest. Sarnaselt, joonobjektide (nt hekkide ja alleede) eelistamine maastiku tasandil võib olla seotud nende otsese kasutamisega, kuid selliste põllupiiretena toimivate maastikuelementide puudumine võib viidata ka suuremale põllumajanduslikule intensiivsusele (Benton *et al.* 2003).

Leitud elupaigaeelistustest lähtuvalt sobiksid põldtsiitsitaja kaitsemeetmeteks põllukultuuride tiheduse vähendamine, suviviljade eelistamine, väiksel skaalal erinevate kultuuride lähestikku kasvatamine ning üksikute puude, „põllusaarte“, alleede, hekkide ja väärislehtpuude säilitamine või loomine/istutamine põllumajandusmaastikele. Mitmed mainitud meetmed tuleksid kasuks põllumajanduse üldisele elurikkusele, näiteks kultuuride mitmekesisusega suureneb lülijalgsete liigirikkus (Billeter *et al.* 2008), puudega põllusaared on elupaigaks närilistele (Fitzgibbon 1997) ja puittaimedega põllupiirded on kasvukohaks looduslikele taimeliikidele (Freemark *et al.* 2002).



## SUMMARY

### **Spatial characteristics in habitat selection of the Ortolan bunting (*Emberiza hortulana*)**

The Ortolan bunting has had one of the most severe population declines among farmland birds over the last thirty years in Europe (PECBMS 2013) and in Estonia (Elts *et al.* 2013). There are still many knowledge gaps about the species' ecological requirements (Menz, Arlettaz 2012). The aim of this study was to find out which habitat features the Ortolan bunting prefers in Estonia, including how different crop characteristics affect habitat selection and how the selection patterns differ between territory and landscape scales.

Habitat selection of the Ortolan bunting varies in Europe, but there are also some common features: the use of woody plants as song posts (e.g. Conrads 1969; Fonderflick *et al.* 2005), vicinity of arable or grazed land for foraging and often for breeding (e.g. Deutsch, Südbeck 2009; Morelli 2012) and the preference for dry soil with patches of bare ground for better prey accessibility (e.g. Berg 2008; Menz *et al.* 2009a).

This study compared occupied and unoccupied areas of the Ortolan bunting at territory scale (in both cases N=33 and the size of each study area was 12.6 ha) and at landscape scale (80 occupied and 1184 unoccupied 25 km<sup>2</sup> areas). At territory scale, occupied areas contained significantly more tall broad-leaved trees, different crops, structural elements (point objects, roads, overhead power lines, buildings) and spring wheat, but had lower crop density. Occupancy of the Ortolan bunting at territory scale was best described by a logistic regression model containing six variables in which the amount of point objects, the length of power lines, the proportion of tall broad-leaved trees and the number of different crops had a positive effect, whereas crop density and the area of autumn-sown crops had a negative effect. At landscape scale, occupied areas on average were richer in many structural elements, arable land and deciduous forests, but had smaller areas of coniferous and mixed forests. At landscape scale the best model contained linear elements and power lines which both had a positive effect.

The preference for sparser crop at territory scale can be explained by a better accessibility of prey (Wilson *et al.* 2005). The negative effect of autumn-sown crops on occupancy is probably also linked to this. Remarkably, the Ortolan bunting preferred areas with a greater diversity of crops, but for crop types only a preference for spring wheat could be noted. Power lines and point objects (i.e. scattered trees and „field islets“) are attractive song posts for the Ortolan bunting and the non-crop area around the base of the electricity

pylons could also enhance foraging and breeding opportunities (Tryjanowski *et al.* 2013). It is noted that the Ortolan bunting prefers oak trees, possibly because of their abundance of caterpillars (Conrads 1969; Hänel 2004). Current study showed that besides oak there is also a strong preference for other tall broad-leaved trees in Estonia.

Besides power lines, many other habitat features linked to human settlements also had a positive effect on the occupancy at both scales. Although, the Ortolan bunting can forage on roads and sing on top of buildings (Danzl, Lentner 2009), it seems plausible that at least at landscape scale these features correlate with rural settlements which usually means higher habitat heterogeneity. Similarly, the preference for linear elements (i.e. hedges and alleys) at landscape scale could be associated with their direct usage, but the lack of these elements that often serve as field boundary structures can also mean greater agricultural intensification (Benton *et al.* 2003).

Based on the findings of this study, the following conservation measures can be recommended: lower crop density, prefer spring-sowing over autumn-sowing, cultivate variety of crops at small scale and preserve or create/plant scattered trees, „field islets“, hedges and tall broad-leaved trees in the agricultural landscape. Many of these recommendations would also benefit overall biodiversity, for example crop diversity increases arthropods' species richness (Billeter *et al.* 2008), wooded field islets are habitats for rodents (Fitzgibbon 1997) and wooded field boundaries serve as habitats for many plant species (Freemark *et al.* 2002).

## **TÄNUAVALDUSED**

Olen väga tänulik Jaanus Eltsile, kes on mind juba teise lõputöö kirjutamisel juhendanud ja toetanud. Tänan ka oma naist Kaid, kes oli abiks välitöödel.

## KASUTATUD KIRJANDUS

- Bartoń, K. 2013.** MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.9.13. <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Batáry, P., Matthiesen, T., Tschardtke, T. 2010.** Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*, 143: 2020–2027.
- Bellenhaus, V. 2007.** Die Habitatpräferenzen des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in der Prignitz. Diplomarbeit, Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., Wilson, J. D. 2003.** Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18: 182–188.
- Berg, Å. 2008.** Habitat selection and reproductive success of Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* on farmland in central Sweden – the importance of habitat heterogeneity. *Ibis* 150: 565–573.
- Bernardy, P., Dziewiaty, K., Spalik, S., Südbeck, P. 2008.** Was charakterisiert ein „gutes“ Ortolan *Emberiza hortulana*-Revier? – Eine Analyse als Grundlage für Schutzbemühungen. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen*. 40: 127–138.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., . . . Edwards, P. J. 2008.** Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45: 141–150.
- Bradbury, R. B., Kirby, W. B. 2006.** Farmland birds and resource protection in the UK: Cross-cutting solutions for multi-functional farming? *Biological Conservation*, 129: 530–542.
- Brotons, L., Herrando, S., Pons, P. 2008.** Wildfires and the expansion of threatened farmland birds: the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Mediterranean landscapes. *Journal of Applied Ecology* 45: 1059–1066.
- Catchpole, C. K., Slater, P. J. 2003.** Bird song: biological themes and variations. Cambridge University Press.
- Conrads, K. 1969.** Beobachtungen am Ortolan (*Emberiza hortulana* L.) in der Brutzeit. *Journal of Ornithology* 110: 379–420.
- Dale, S. 2000.** The importance of farmland for Ortolan Buntings nesting on raised peat bogs. *Ornis Fennica* 77: 17–25.

- Dale, S., Christiansen, P. 2010.** Individual flexibility in habitat selection in the ortolan bunting *Emberiza hortulana*. *Journal of Avian Biology*. 41: 266–272.
- Dale, S., Olsen, B.F.G. 2002.** Use of farmland by Ortolan Buntings (*Emberiza hortulana*) nesting on a burned forest area. *Journal of Ornithology* 143: 133–144.
- Danzl, A., Lentner, R. 2009.** Ökologie einer isolierten Ortolan Population im Tiroler Inntal, Österreich. In: Bernardy, P.: Ökologie und Schutz des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Heft 45.
- de Groot, M., Kmecl, P., Figelj, A., Figelj, J., Mihelič, T., Rubinić, B. 2010.** Multi-scale habitat association of the Ortolan bunting *Emberiza hortulana* in a sub-Mediterranean area in Slovenia. *Ardeola* 57: 55–68.
- Deutsch, M. 2007.** The Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in the Wendland region (Lower Saxony) – population increase due to drainage and transformation of grassland into arable land. *Vogelwelt* 128: 105–115.
- Deutsch, M., Südbeck, P. 2009.** Habitat choice in Ortolan Bunting – the importance of crop type and structure. In: Bernardy, P.: Ökologie und Schutz des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Heft 45.
- Donald, P. F., Green, R. E., Heath, M. 2000.** Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society London, Series B*. 268: 25–29.
- Douglas, D. J., Vickery, J. A., Benton, T. G. 2009.** Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. *Journal of applied ecology*, 46: 353–362.
- EEA 2007.** CLC2006 technical guidelines. Copenhagen, European Environment Agency: 70.
- Eelts, J., Leito, A., Leivits, A., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Ots, M., Pehlak, H. 2013.** Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2008–2012. *Hirundo* 26: 80–112.
- Eelts, J., Lõhmus, A. 2012.** What do we lack in agri-environment schemes? The case of farmland birds in Estonia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 156: 89–93.
- Fitzgibbon, C. D. 1997.** Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology*, 530–539.
- Fonderflick, J., Thévenot, M., Guillaume, C. -P. 2005.** Habitat of the ortolan bunting *Emberiza Hortulana* on a Causse in southern France. *Vie et Milieu* 55: 109–120.

- Freemark, K. E., Boutin, C., Keddy, C. J. 2002.** Importance of farmland habitats for conservation of plant species. *Conservation Biology*, 16: 399–412.
- Fuller, R. J., Hinsley, S. A., Swetnam, R. D. 2004.** The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis*, 146: 22–31.
- Golawski, A., Dombrowski, A. 2002.** Habitat use of Yellowhammers *Emberiza citrinella*, Ortolan Buntings *E. hortulana*, and Corn Buntings *Miliaria calandra* in farmland of east-central Poland. *Ornis Fennica* 79: 164–172.
- Green, R. E., Tyler, G. A., Bowden, C. G. R. 2000.** Habitat selection, ranging behaviour and diet of the stone curlew (*Burhinus oedicephalus*) in southern England. *Journal of Zoology*, 250: 161–183.
- Gues, M., Pürckhauer, C. 2011.** Brachefenster in Wintergetreide: eine Hilfe für den stark gefährdeten Ortolan *Emberiza hortulana*? *Vogelwelt* 132: 81–92.
- Herzon, I., Auninš, A., Elts, J., Preikša, Z. 2008.** Intensity of agricultural land-use and farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125: 93–100.
- Hiron, M., Berg, Å., Eggers, S., Pärt, T. 2013.** Are farmsteads over-looked biodiversity hotspots in intensive agricultural ecosystems?. *Biological Conservation*, 159: 332–342.
- Hänel, K. 2004.** Zur Populationsstruktur und Habitatpräferenz des Ortolans (*Emberiza hortulana*). *Mitteilungen des Vereins Sächsischer Ornithologen*. 9: 1–41.
- Jong, A. D. 2012.** Matching a changing world-the importance of habitat characteristics for farmland breeding Eurasian curlew. *Sveriges lantbruksuniversitet, Acta Universitatis agriculturae Sueciae*.
- Karban, R., Ricklefs, R. E. 1983.** Host characteristics, sampling intensity, and species richness of Lepidoptera larvae on broad-leaved tress in southern Ontario. *Ecology*, 636–641.
- Kass, R. E., Raftery, A. E. 1995.** Bayes factors. *Journal of the american statistical association*, 90: 773–795.
- Koorberg, P. 2009.** Kõrge loodusväärtusega põllumajandus Eestis: situatsioonianalüüs. *Eesti Maaülikool, magistriröö*.
- Kosicki, J. Z., Chylarecki, P. 2011.** Habitat selection of the Ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Poland: predictions from large-scale habitat elements. *Ecological Research* 27: 347–355.

- Kumari, E. 1954.** Eesti NSV linnud. Põldtsiitsitaja, *Emberiza hortulana* L. Tallinn: Eesti riiklik kirjastus. Lk 324.
- Kurlavičius, P. 2003.** Vadovas Lietuvos paukščiams pažinti. Vilnius: Lututė.
- Liu, H., Zhang, S., Li, Z., Lu, X., Yang, Q. 2004.** Impacts on Wetlands of Large-Scale Land-Use Changes by Agricultural Development: The Small Sanjiang Plain, China. *Ambio* 33: 306–310.
- Lucas, C. 2014.** Burnt forest clear-cuts, a breeding habitat for ortolan bunting *Emberiza hortulana* in northern Sweden?. Swedish University of Agricultural Sciences. Magistritöö.
- Luck, G. W. 2002.** The habitat requirements of the rufous treecreeper (*Climacteris rufa*). 1. Preferential habitat use demonstrated at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, 105: 383–394.
- Maa-amet 2011.** Eesti põhikaart 1:10 000. Eesti, Tallinn.
- Magyar, G. 2009.** Übersicht der Bestandsentwicklung des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Ungarn zwischen 1995 und 2006. In: Bernardy, P.: Ökologie und Schutz des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Heft 45.
- Manning, A. D., Fischer, J., Lindenmayer, D. B. 2006.** Scattered trees are keystone structures—implications for conservation. *Biological Conservation*, 132: 311–321.
- Manville, A. M., Albert, M. 2005.** Bird strikes and electrocutions at power lines, communication towers, and wind turbines: state of the art and state of the science—next steps toward mitigation. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-191.
- MapInfo Professional 11.5. 2012.** Pitney Bowes Software Inc, One Global View, Troy, New York.
- Marja, R., Herzon, I. 2012.** The importance of drainage ditches for farmland birds in agricultural landscapes in the Baltic countries: does field type matter?. *Ornis Fennica*, 89: 170–181.
- Menz, M.H.M., Arlettaz, R. 2012.** The precipitous decline of the ortolan bunting *Emberiza hortulana*: time to build on scientific evidence to inform conservation management. *Oryx* 46: 122–129.
- Menz, M.H.M., Brotons, L., Arlettaz, R. 2009a.** Habitat selection by ortolan buntings *Emberiza hortulana* in post-fire succession in Catalonia: implications for the conservation of farmland populations. *Ibis* 151: 752–761.

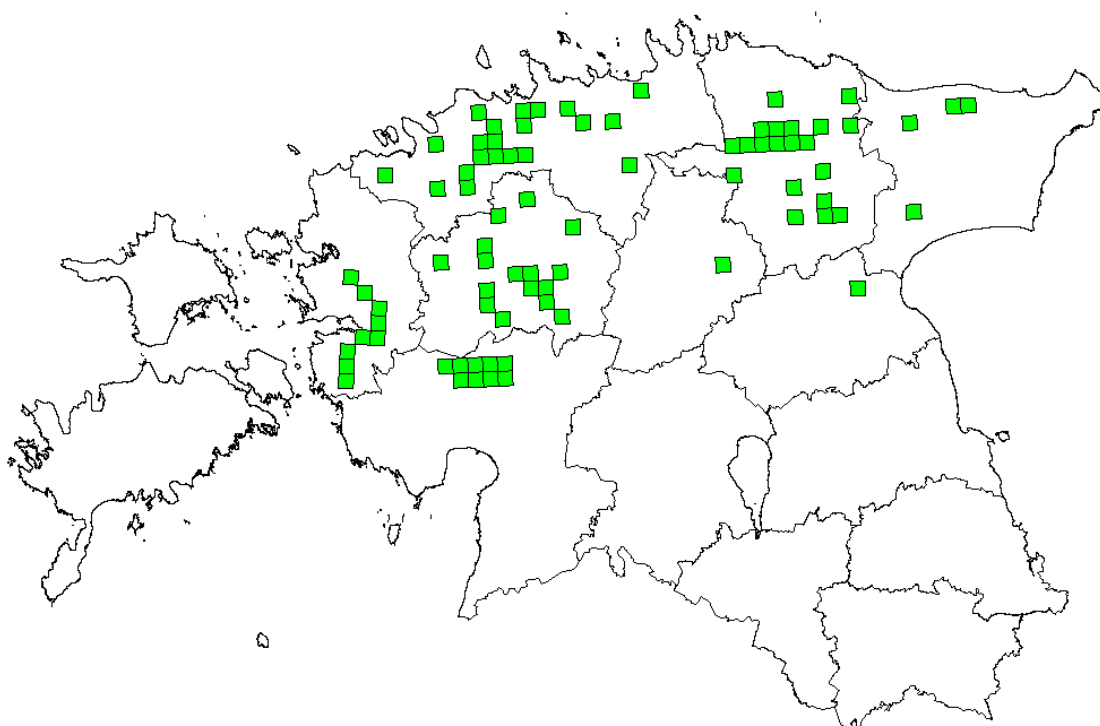
- Menz, M.H.M. Mosimann-Kampe, P., Arlettaz, R. 2009b.** Foraging habitat selection in the last Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* population in Switzerland: final lessons before extinction. *Ardea* 97: 323–333.
- Microsoft Excel. 2013.** Microsoft Corporation. Redmond, Washington: Microsoft.
- Morelli, F. 2012.** Correlations between landscape features and crop type and the occurrence of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in farmlands of Central Italy. *Ornis Fennica*, 89: 264–272.
- Morelli, F. 2013.** Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. *Ecological Engineering*, 57: 261–266.
- Morelli, F., Girardello, M. 2013.** Buntings (*Emberizidae*) as indicators of HNV of farmlands: a case of study in Central Italy. *Ethology Ecology & Evolution*: 1–8.
- Morris, A. J., Holland, J. M., Smith, B., Jones, N. E. 2004.** Sustainable Arable Farming For an Improved Environment (SAFFIE): managing winter wheat sward structure for Skylarks *Alauda arvensis*. *Ibis*, 146: 155–162.
- Newton, I. 2004.** The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579–600.
- Ottvall, R., Green, M., Lindström, Å., Svensson, S., Esseen, P. -A., Marklund, L. 2008.** Ortolansparvens *Emberiza hortulana* förekomst och habitatval i Sverige. *Ornis Svecica* 18: 3–16.
- Owen, D. F. 1956.** The food of nestling jays and magpies. *Bird Study*, 3: 257–265.
- PECBMS. 2013.** Population Trends of Common European Breeding Birds 2013. CSO, Prague.
- Piha, M., Tiainen, J., Holopainen, J., Vepsäläinen, V. 2007.** Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. *Biological Conservation* 140: 50–61.
- Pollheimer, M. 1998.** Rote Liste Porträt Ortolan. *Mitteilungen von BirdLife Österreich - Gesellschaft für Vogelkunde* Nr. 14.
- Pruscini, F., Morelli, F., Perna, P., Felicetti, N., Santolini, R. 2013.** L'ortolano *Emberiza hortulana* nella Regione Marche: analisi della distribuzione e preferenze ambientali. *Avocetta* 37: 15–20.
- R Core Team. 2013.** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.



- Revaz, E., Posse, B., Gerber, A., Sierro, A. & Arlettaz, R. 2005.** Quel avenir pour le Bruant ortolan *Emberiza hortulana* en Suisse? *Nos Oiseaux* 52: 67–82.
- Revaz, E., Spaar, R. 2009.** Oat fields for the benefit of Ortolan Buntings *Emberiza hortulana*? An experiment in the Upper Rhône valley (Valais, Switzerland). In: Bernardy, P.: Ökologie und Schutz des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Heft 45.
- Robertson, J. G., Eknert, B., Ihse, M. 1990.** Habitat analysis from infra-red aerial photographs and the conservation of birds in Swedish agricultural landscapes. *Ambio*, 195–203.
- Rootsmäe, L., Veroman, H. 1974.** Eesti laululinnud. Tallinn: Valgus.
- Santos, T., Tellería, J. L., Carbonell, R. 2002.** Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation*, 105: 113–125.
- Schubert, P. 1997.** Bestandskontrolle des Ortolans (*Emberiza hortulana*) im Gebiet der Nuthe-Nieplitz-Niederung/Land Brandenburg 1992–1996. In: Bülow, B. von (Ed.), II. Ortolan-Symp. Westfalen 1996: 121–132.
- Sondell, J., Brookes, C., Persson, M. 2011.** Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* at Kvismaren, central Sweden – breeding studies and suggested management. *Ornis Svecica* 21: 167–178.
- Szymkowiak, J., Skierczyński, M., Kuczyński, L. 2014.** Are buntings good indicators of agricultural intensity? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 188: 192–197.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., Van Doorn, A., . . . Ramwell, C. 2009.** Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of environmental management*, 91: 22–46.
- Stolt, B.-O. 1997.** The Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* L. in Sweden – migration and abundance. In: Bülow, B. von (Ed.), II. Ortolan-Symp. Westfalen 1996: 101–111.
- Šimeček, K. 2009.** The distribution of the Ortolan Bunting in South Moravia, Czech Republic. In: Bernardy, P.: Ökologie und Schutz des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Heft 45.
- Thomas, C. F. G., Marshall, E. J. P. 1999.** Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, ecosystems & environment*, 72: 131–144.

- Tryjanowski, P. 2001.** Song sites of buntings *Emberiza citrinella*, *E.hortulana* and *Miliaria calandra* in farmland: microhabitat differences. - In: Tryjanowski, P., Osiejuk, T. S. Kupczyk, M (eds.), Bunting studies in Europe. Bogucki Wyd. Nauk, Poznan. 25–31.
- 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*.
- van Noorden, B. 1991.** Een sprakje hoop voor de Ortolaan *Emberiza hortulana*? *Limosa* 64: 69–71.
- Vepsäläinen, V. 2007.** Farmland Birds and Habitat Heterogeneity in Intensively Cultivated Boreal Agricultural Landscapes. Academic dissertation, the University of Helsinki.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M., Tiainen, J. 2005.** Population crash of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in agricultural landscapes of southern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 42: 91–107.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M., Tiainen, J. 2007.** The importance of breeding groups for territory occupancy in a declining population of a farmland passerine bird. *Annales Zoologici Fennici* 44: 8–19.
- Vickery, J., Arlettaz, R. 2012.** The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes. *Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes*, 177–204.
- von Bülow, B. 1990.** Verbreitung und Habitate des Ortolans (*Emberiza hortulana*, L. 1758) am Rande der Hohen Mark bei Haltern/Westfalen. *Charadrius* 26: 151–189.
- von Sits, E. 1937.** Über die Verbreitung des Ortolans, *Emberiza hortulana* L., in NW-Eesti (Estland). *Ornis Fennica* 14: 90–95.
- Väli, Ü. 2005.** 11 kaitsealust lindu – elupaigad ja nende kaitse. *Hirundo Supplementum* 8. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- 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.
- Wolnicki, K., Lesiński, G., Rembialkowska, E. 2009.** Birds inhabiting organic and conventional farms in Central Poland. *Acta zoologica cracoviensia*, 52: 1–10.

## LISAD



Lisa 1. Mandri-Eesti 5×5 km UTM ruudud, kus põldsiitsitaja esinemistõenäosus on 2003–2009 linnuatlase põhjal kõige suurem. Antud töös on need 80 ruutu maastiku tasandi asustatud aladeks.

Lisa 2. Maastiku tasandil mõõdetud koondtunnuste ühikud ja mediaanid koos alumise ja ülemise kvartiiliga.

Koondtunnus	Ühik	Mediaan, kvartiilid (25%; 75%)		
		Asustatud alad	Põhi	Lõuna
Elektriliinid	km	21,05 (12,85; 30,1)	13,5 (7,3; 23)	14,2 (8,4; 20,9)
Joonobjektid	km	22,3 (13,8; 33,85)	15,2 (7,8; 25,4)	13,9 (8,9; 21,3)
Haritav	ha	846,95 (564,9; 1141,15)	540,2 (254,4; 921)	768,6 (461,8; 1069,8)
Puistu	ha	1053,55 (726,2; 1374,2)	1315,9 (978,8; 1659,7)	1206,4 (896,5; 1508,9)
Teed	km	62,6 (49,6; 87,7)	52,2 (37,8; 68,5)	62,7 (48,9; 79,5)
Õueala	ha	45,85 (31,45; 79,35)	28,6 (12,1; 53,2)	45,7 (24,5; 67,6)
Punktobjektid	tk	525 (383,5; 726)	378 (26; 537)	432 (295; 596)
Lehtmetsad	ha	1,8 (0,49; 3,5)	1,52 (0,63; 3,01)	1,1 (0,28; 2,48)
Okasmetsad	ha	2,49 (0,85; 4,47)	3,65 (1,63; 6,34)	3,06 (1,31; 5,67)
Segametsad	ha	3,51 (1,66; 5,33)	4,65 (2,59; 7,03)	4,31 (2,34; 6,98)
Vooluveed	km	79 (41,1; 126,9)	88,1 (55,3; 122,9)	78,4 (60,7; 100,9)

Lisa 3. Tunnuste suhteline tähtsus BIC alusel üle kõigi arvuti genereeritud mudelite. Rasvases kirjas on tunnused, mis leidsid parimas mudelis.

Tunnus	Tunnuse suhteline tähtsus	
	Territooriumi tasandil	Maastiku tasandil
Väärislehtpuud	<b>0,915</b>	
Elektriliinid	<b>0,864</b>	<b>0,919</b>
Kultuuri tihedus	<b>0,824</b>	
Punktobjektid	<b>0,686</b>	0,039
Talikultuur	<b>0,618</b>	
Kultuuride arv	<b>0,538</b>	
Teed	0,314	0,042
Kultuuri kõrgus	0,282	
Joonobjektid	0,217	<b>0,861</b>
Suvikultuur	0,205	
Hooned	0,171	
Vooluveed	0,166	0,153
Lehtmetsad		0,121
Haritav maa		0,121
Puistu		0,067
Okasmetsad		0,062
Õueala		0,050
Segametsad		0,045

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

Mina, Kunter Tätte,

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

Põldtsiitsitaja elupaigavaliku ruumilised eripärad,

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, 25.05.2014