

TARTU ÜLIKOOL
LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND

Jaanus Elts

LINDUDE LIIGILINE KOOSSEIS JA ARVUKUS
KESKKONNATOETUSI SAAVATEL
PÕLLUMAJANDUSMAADEL

Magistritöö

Juhendaja: Asko Lõhmus, PhD

Tartu, 2009

Sisukord

1. Teoreetiline sissejuhatus	3
1.1. Põllumajandusmaastu linnustiku olukord Euroopas	3
1.2. Muutused Euroopa põllumajanduses ja selle mõju linnustikule	4
1.2.1. Muutused rohumaade majandamises	5
1.2.2. Muutused teraviljakasvatuses	7
1.2.3. Muutused maastikus	8
1.3. Põllumajanduse keskkonnatoetused Euroopas	10
1.4. Põllumajandusmaastu linnustik Eestis	11
1.5. Põllumajanduse keskkonnatoetused Eestis	12
2. Töö eesmärgid	14
3. Materjal ja meetodika	16
3.1. Linnuloendused	16
3.2. Statistiline andmeanalüüs	17
4. Tulemused	21
4.1. Linnustiku üldkirjeldus	21
4.2. Maastikutunnuste erinevused toetustüübiti ja piirkonniti	22
4.3. Linnustiku arvukust ja mitmekesisust mõjutavad tegurid	26
4.4. Pesitsevate lindude koosluste ordinatsioon	28
5. Arutelu	33
5.1. Tulemuste üldistatavus	33
5.2. Uuritud faktorite mõju linnustikule	35
Kokkuvõte	39
Summary	40
Tänuavaldused	41
Kasutatud kirjandus	42
Lisa 1. Transektidel pesitsejana registreeritud linnuliikide jaotus ökoloogilisteks rühmadeks	52
Lisa 2. Ekstensiivset põllumajandust iseloomustavad linnuliigid kolmes Balti riigis	53
Lisa 3. Antud töös kasutatud maastikutunnuste seletus	54
Lisa 4. Linnuliikide seos (Pearsoni korrelatsioonikordaja) arvatatud NMS ordinatsioonitelgedega	55

1. Teoreetiline sissejuhatus

Põllumajandusmaastik on kaasajal lindudele oluliseks elupaigaks ainuüksi sellepärast, et see katab umbes veerandi Maa pinnast, sh. suurema osa Euroopast (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Paljud sealsetest linnuliikidest on ühtlasi spetsialiseerunud elatuma seal leiduvatest toiduobjektidest (näiteks toitub siniraag (*Coracias garrulus*) valguslembestest mardikatest, rohutirtsudest jne.) või on kohastunud selle elupaiga struktuuriga (näiteks rukkirääk (*Crex crex*) sõltub taimestiku tihedusest ja katvusest). Põllumajandusmaastiku linnustiku kujunemist on radikaalselt mõjutanud kolm põhilist muudatust põllumajanduses (Moore, 1965):

- primitiivsete talude teke raadatud metsa asemele;
- keskaegse piiritlemata väljasüsteemi asendamine piiratud põllulappidega alaga;
- traditsioonilise hobu- ja inimtööjõu asendamine sisepõlemismootori jõul töötavate masinatega ning kemikaalide kasutuselevõtt.

Ivar Arold (2005) soovib inimese poolt tugevalt muudetud maastikke nimetada maastuteks. Seepärast on ka antud töös nimetatud põllumajanduslikus kasutuses olevaid maastikke põllumajandusmaastuks.

Põllumajanduse intensiivsuse heaks iseloomustajaks peetakse teravilja saagikust, mis 1960. aastatest kuni 1990-ndate lõpuni suurenes Euroopa Liidus ligikaudu kolm korda ning on seotud negatiivselt põllumajandusmaastu lindude arvukusega (Donald *et al.*, 2001). Põllumajandusliku intensiivtootmise eesmärk on maksimeerida pinnaühikult saadava saagi kogust, kuid just tootmise intensiivistumist peetakse peamiseks elurikkuse ja elupaikade heterogeensuse vähenemise põhjuseks põllumajandusmaastus, kusjuures tegemist on globaalse probleemiga (Matson *et al.*, 1997; Green *et al.*, 2005). Mehhaniseerimise mõjudele rukkiräägu näitel juhtis juba pool sajandit tagasi tähelepanu soome ornitoloog Lars von Haartman (1958).

1.1. Põllumajandusmaastu linnustiku olukord Euroopas

Lindude käekäigule põllumajandusmaastus on pööratud suurt tähelepanu eeskätt Lääne-Euroopas. Selle põhjuseks on põllumajanduslikust tegevusest mõjutatud ala suur osakaal selles piirkonnas, kusjuures paljude linnuliikide arvukus kahaneb viljelusmaal väga kiiresti ning paljud liigid on seepärast muutunud ohualtiks ja vajavad kaitset.

Tänapäeval on üle-Euroopalise kaitseväärtusega (*Species of European Conservation Concern, SPEC*) 278 linnuliigist tervelt 81 liigi jaoks viljelusmaa (künni- ja põllumajanduslikult parandatud rohumaad) oluliseks elupaigaks ning 79 liigi jaoks on eelistatud elupaigaks püsirohumaad (Tucker & Evans, 1997). Põllumajanduse intensiivistumise tulemusel on osa põllumajandusmaastu liike muutunud koguni nii haavatavateks, et need on kantud kohalikesse punastesse raamatutesse (näit. Ahlén & Tjernberg, 1996). Näiteks 58-st eeskätt põllumajandusmaastut asustavast linnuliigist tervelt 41 liigi arvukus oli aastatel 1990-2000 langeva trendiga (Donald *et al.*, 2006), kusjuures arvukus langeb paljudes Euroopa piirkondades (Robertson & Berg, 1992; Tucker & Heath, 1994; Newton, 2004; Gregory *et al.*, 2005; Van Turnhout *et al.*, 2007). Pikaajaliste uuringute tulemused Soomes näitavad, et viimastel kümnenditel on eriti tugevalt kahanenud avamaa maaspesitsevate ja õuealade liikide arvukus (Väisänen *et al.*, 1998; Tiainen & Pakkala, 2001; Väisänen, 2006).

Põllumajandusmaastu lindude kaitsel on seni saavutatud paremat edu liigispetsiifiliste kaitsemeetmetega: Hollandis näiteks valge-toonekure (*Ciconia ciconia*), loorkaku (*Tyto alba*) ja künnivarese (*Corvus frugilegus*) kaitsel (SOVON, 2002), Suurbritannias aga rukkiräägu, jämejala (*Burhinus oedicephalus*) ja viinamäe-tsiitsitaja (*Emberiza cirrus*) kaitsel (Ovenden *et al.*, 1998; Aebischer *et al.*, 2000). Samas on selge, et sellised ühele liigile spetsialiseeritud tööd on kallid ja neist ei pruugi olla kasu teistele liikidele.

1.2. Muutused Euroopa põllumajanduses ja selle mõju linnustikule

Põllumajanduse intensiivistumine ja maakasutuse polariseerumine leidis peale II Maailmasõda aset paljudes Euroopa riikides (O'Connor & Shrubbs, 1990; Lack, 1992; Pain & Pienkowski, 1997; Newton, 2004). Näiteks Suurbritannias toimus üle 90% rohumaade parandamistest just 20. sajandil, peamiselt II Maailmasõja järgseil aastail (Fuller, 1987; Hopkins & Hopkins, 1994). Terve rida põllumajanduses täheldatud muutusi (näit. väetiste ja pestitsiidide kasutus, rohumaade muutmine viljelusmaaks või selle kultiveerimine ja taaskülvamine sordiseemnega – nn. rohumaade parandamine e. uuendamine, rohumaade varasem ja sagedasem niitmine, kuivendamine, viljavahelduse lihtsustamine, servaelupaikade hävimine, karjatamiskoormuse suurenemine) avaldas

mõju lindude pesitsus- ja toitumistingimustele. Siiski on ilmunud vähe teadustöid, mis oleks näidanud seost põllumajanduses toimunud muutuste ja lindude demograafia vahel (Wilson *et al.*, 1999). Üks väheseid hästi dokumenteeritud juhtumeid on ulatuslik uuring nurmkana (*Perdix perdix*) kohta Suurbritannias (Potts, 1986), mis näitas, et selle liigi arvukuse langus oli osaliselt seletatav poegade nõrga elumusega, mille põhjuseks oli herbitsiidide kasutamisest tingitud putuktoidu defitsiit (hävitati putukate toidutaimed). Küll on häid näiteid linnustiku arvukuse ja põllumajandusliku tootmise vaheliste seoste kohta. Näiteks on osa linnuliike laiendanud oma levikut vastavalt teatud kultuuride viljelemise levimisele. Nii kaasnes Suurbritannias teraviljakasvatuse hoogustumisega õõnetuvi (*Columba oenas*) levimine, kuigi algselt eelistas see lind pargilaadset ökotoni. Enne kloororgaaniliste puhtimisvahendite kasutuselevõttu 1950. aastate algul oli õõnetuvi teraviljakasvatustalude linnukoosluse tavapärane liige, kuid taandus seejärel vaid rannikualadele ning ekstensiivsema maaviljelusega piirkondadesse (O'Connor & Mead, 1984). Liigi arvukus hakkas taastuma pärast kloororgaaniliste puhtimisainete asendamist vähemohtlikega (O'Connor & Shrubbs 1990). Seitsmes Euroopa riigis läbi viidud uuring näitas, et lindude liigiline mitmekesisus ja tootmises kasutatud väetiste kogus olid seotud negatiivselt (Billeter *et al.*, 2008), kusjuures põhjused arvatakse olevat kaudsed ja seotud pigem toiduobjektide kadumisega (Watkinson *et al.*, 2000; Marshall *et al.*, 2003).

1.2.1. Muutused rohumaade majandamises

Kaks enam levinud elupaigatüüpi viljelusmaal on heina- ja viljapõllud. Muutused rohumaade majandamises on olnud eeskätt seotud rohumaade parandamisega, et tagada paremad toitumistingimused kariloomadele (rohkem haljasmassi ja rohkem hästisöödavaid taimi). Sellega kaasnes väetiste suurenenud kasutamine, kuivendus ning regulaarne rohumaade üleskünd ja uuestikülv väikese arvu taimeliikidega, mis olid hea konkurentsivõimega ning reageerisid väetistele kiiresti, nagu näiteks raiheina (*Lolium spp.*) sordid (Fuller, 1987; Vickery *et al.*, 1999; Wilson *et al.*, 1999). Tulemuseks oli traditsiooniliste heinamaade asendamine kultuurrohumaadega, millel sai loomi karjatada intensiivsemalt ning millelt sai haljasmassi siloks niita vegetatsiooniperioodi jooksul korduvalt. Selliseid uuendatud rohumaaid väetati ning soovitud taimekoosluse hoidmiseks kasutati herbitsiide (Fuller, 1987; Hopkins & Hopkins, 1994).

Linnud eelistavad rohumaadel toituda karjatatavatel aladel (Waite, 1984; Tucker, 1992; Wilson *et al.*, 1996; Perkins *et al.*, 2000). Suurbritannias eelistasid talveperioodil hakk (*Corvus monedula*), künnivares, mustvares (*C. c. corone*) ja kuldnokk (*Sturnus vulgaris*) toitumiseks lehmakarjamaadele lambakarjamaid. Lehmakarjamaadel eelistas toituda hallrastas (*Turdus pilaris*) (Perkins *et al.*, 2000). Kõik need liigid toituvad mulla pinnal või pindmistes kihtides toituvatest selgrootutest, eriti vihmaussidest (*Lumbricidae*) ja jooksiklaste (*Carabidae*) valmikutest ja vastsetest (Waite, 1984). Just veiste karjatamine toetab vahelduva kõrgusega ja liigirikka taimestiku kujunemist, mis mõjub positiivselt selgrootute liigirikkusele ja arvukusele (näit. Gibson *et al.*, 1992; Ausden & Treweek, 1995). Seejuures muudab sõnnik selgroogsed lindudele kergemini kättesaadavaks, sest meelitab need maapinnale lähemale ja väiksemale alale sõnniku lähedusse (Scullion & Ramshaw, 1987; Tucker, 1992). Ka sõnniku laotamise järgselt koonduvad väetatud alale vareslased ja paljud putuktoidulised linnud, kes sõnniku õhukesest kihist saavad hõlpsasti kätte kärbsevaklu ning sõnnikule lendavaid kärbeid ja muid putukaid (autori andmed). Karjamaad on oluliseks rände-eelseks toitumisalaks näiteks ka metskurvitsale (*Scolopax rusticola*), kes eelistab toituda aladel, kus hiljuti on karjatatud veiseid (autori andmed). Karjatamisel võib olla aga muidki positiivseid mõjusid soodustamaks lindude toitumist, sest näiteks loomade trampimine lõhub rohukamarat ja võib putukad pinnases aktiveerida (Lack, 1992), muutes lindude toitumise tulemuslikumaks (Perkins *et al.*, 2000).

Rohukamara lõhkumine karjatamisel ning sellega kaasnev mulla liikumine on kasulik ka seemnetoidulistele lindudele, sest toob pinnale peitunud seemneid, mis muul juhul oleksid lindudele kättesaamatud (Robinson, 1997). Näiteks metsvint (*Fringilla coelebs*), kes on pesitsusvälisel perioodil valdavalt teratoiduline ning toitub maas, kogub toitu sagedamini suurematel taimestikuta aladel (Perkins *et al.*, 2000). Rohumaadel toituvatele lindudele on parim erineva karjatamiskoormusega (taimestiku erineva kõrgusega) alade lähestikku paiknemine, sealhulgas ka tugevalt karjatatud alade esinemine, kus maapind on laiguti paljaks söödud. See kehtib nii pesitsusvälise (Perkins *et al.*, 2000) kui ka pesitsusperioodi kohta (Pärt & Söderström, 1999a).

Rohumaade pindala vähenemise üheks põhjuseks on kariloomade arvu, eriti piimakarja vähenemine. Soomes peetakse seda tendentsi oluliseks põllumajandusmaastu linnustiku arvukuse kahanemise põhjuseks. Näiteks kuldnoka arvukus kahanes selles riigis 1950-

ndatest 1980-ndateni 90% (Rintala *et al.*, 2003; Rintala & Tiainen, 2007). Põhjuseks oli pesitsusedukuse oluline kahanemine, mille tingis karjamaadelt saadava putuktoidu kadumine (Tiainen *et al.*, 1989; Solonen *et al.*, 1991). Karjamaade pindala ja kariloomade arvuga on seostatud ka suitsupääsukese (*Hirundo rustica*), räästapääsukese (*Delichon urbica*), hallvarese (*Corvus corone cornix*) ja koduvarblase (*Passer domestica*) arvukust (Møller, 2001; Tiainen & Pakkala, 2001).

1.2.2. Muutused teraviljakasvatuses

Teiseks põhiliseks põllumajanduslikuks maakasutuse vormiks rohumaa kõrval on teraviljakasvatus. Globaalselt on teraviljad kõige tähtsamaks põllumajanduslikuks kultuuriks, mis annavad 60% toidust (Potts, 1991) ja moodustavad kõige ulatuslikuma ökosüsteemi Euroopa põllumajandusmaastus. Ka selles tootmisharus leidis põhiline intensiivistumine aset peale II Maailmasõda ja põhi-ilminguteks olid: herbitsiidide ja insektitsiidide ulatuslik kasutamine, allakülvi kasutamise vähenemine ning rohumaa ja teraviljapõldude ökosüsteemide polariseerumine (millega kaasnes teraviljakasvatuse taandumine künklikelt aladelt) (Potts, 1986). Muudatused olid kantud soovist suurendada saake. Selleks hakati kasutama oluliselt enam mineraalväetisi ja pestitsiide ning domineerima hakkasid sordid, mille võime uutes agrotehnilistes tingimustes hakkama saada oli parim. Tulemuseks oli monokultuuride kasvatamine suurtel aladel, kusjuures viljavaheldus asendus järjest intensiivsema kemikaalikasutusega, vältimaks mulla vaesestamist ning tagamaks püsivaid saake. Viljakoristusel tekkiv põhk ei leidnud intensiivse loomakasvatuse tingimustes kasutust ning see põletati. Kõik need muutused viisid biomitmekesisuse ulatuslikule kahanemisele põllumajandusmaastus (Potts, 1986; 1991).

Teraviljakasvatuses leidis aset ka rida tehnoloogilisi muudatusi, milledest üks olulisemaid oli vähene mullaharimine. Nõnda tõusis küll mullaselgroogsete arvukus (Edwards, 1984), kuid kündmise ja äestamise ärajäämisel vähenesid lindude võimalused neist olestest toituda. Limiteerivaks osutus toidu kättesaadavus, mitte rohkus.

Teraviljakasvatus on väga intensiivselt võidelnud umbrohtudega: umbrohud konkureerivad kultuuriga toitainete ja valguse pärast, nende seemned saastavad toodangut ja hakkavad levima koos kultuuriga. Samas on just umbrohtude seemned ja

pehmed rohelised osad oluliseks toiduks tervele reale linnuliikidele. Näiteks põldvarblase (*Passer montanus*) toidusedelis esineb palju erinevaid umbrohuseemneid, nende osakaal varieerub sesoonselt, kuid domineerib harilikult mõni konkreetne liigirühm (Pinowski & Wójcik, 1969; Sánchez-Aguado, 1986). Põllu-umbrohud on vajalikud aga ka puistus pesitsevatele linnuliikidele. Näiteks leevikese (*Pyrrhula pyrrhula*) toidust moodustab valdava osa taimne toit, eriti mitmesugused seemned (Murton, 1971), milledest paljud on harilikud umbrohud jäätmaadel ja kultiveeritud aladel.

Linnud on erinevatest teraviljakultuuridest mõjutatud erinevalt. Suviteravili erineb taliteraviljast, rohumaast ja söödist näiteks taimestiku kõrguse poolest pesitsusperioodi algul. Avamaa maaspesitsejad alustavad Eestis munemist tihti ajal, millal põldu valmistatakse külviks alles ette või just külvatakse, mistõttu sageli esimene kurn hakkub. Samuti on suviteraviljas erinev selgrootute fauna, kusjuures madalam on ka selgrootute loomade arvukus, seega ka lindudele kättesaadava toidu kogus (Berg, 1991; Kinnunen & Tiainen, 1999; Kinnunen *et al.*, 2001). Näiteks Soomes on suviteravilja kasvupinna suurenemist seostatud suurkoovitaja (*Numenius arquata*) kahanenud pesitsusedukusega (Valkama & Currie, 1999).

1.2.3. Muutused maastikus

Maastikuökoloogia üks põhiprintsiipe on, et maastiku kontekst on oluline (näit. Forman, 1995; Wiens, 1995). See on tähtis ka elurikkuse kaitsel inimese poolt tugevalt mõjutatud keskkonnas. Kaasajal asustavad paljud liigid mosaiikseid elupaigalaid keset tugevalt muudetud maastikku (Bennett *et al.*, 2004), ent enamuse avaldatud uurimustest analüüsib põllumajanduslike ja avatud maastike puhul ainult lindude lokaalset elupaika (näit. ülevaated O'Connor & Shrubbs, 1990; Lack, 1992). Kuigi viimasel ajal on hakatud tähelepanu pöörama ka elupaikade koostisele maastiku tasandil (Bolger *et al.*, 1997; Fuller *et al.*, 1997; Söderström & Pärt, 2000), jäävad elupaiga ja maastiku mõjud harilikult eristamata (erandiks näit. Bennett *et al.*, 2004). On pakutud, et maastiku efekt mingi ala lindude arvukusele seostub nende liikuvusega, s.t. suure pindalanõudlusega liigid on maastikust rohkem mõjutatud kui väikese kodupiirkonnaga liigid (Söderström & Pärt, 2000). Maastiku muutustele reageerivad erinevalt ka erinevad ökoloogilised

rühmad. Näiteks paljud nn. servaliigid võivad edukalt pesitseda ka väikestes põllumaaga ümbritsetud metsatukkades ja neid on seal arvukamalt kui metsamassiivides (McCollin, 1993; Bellamy *et al.*, 1996; Bennett *et al.*, 2004). Seda seletatakse „kontsentreeriva” efektiga, mis tuleneb sellest, et metsatukk on ümbritsetud muu maakasutusega alaga ning liikidel, kes toituvad põllumaal ja pesitsevad puistus, on vähese metsaga aladel vähem valikuid pesakoha leidmiseks (Bennett *et al.*, 2004). Eeltoodust tulenevalt võiks eeldada, et väikese territooriumiga liigid on enam mõjutatud konkreetsel põllul toimuvast, samas kui suure territooriumiga liike mõjutavad lisaks veel ka naaberpõldudel aset leidvad põllumajanduslikud tegevused või ka põlluäärsete metsatukkade seisund.

Enamik linnuliike on arvukamad heterogeenses maastikus kui lagedatel põllualadel, mistõttu maastiku mosaiiksus (näit. ökotonid, metsatukad) ja jäänukelupaigad (näit. rohumaad, võsastikud ja kraavid) mõjuvad viljelusmaa-enamusega maastikus lindude arvukusele positiivselt (Berg, 2002). Samas linnukoosluste homogeensus maastike vahel võib suurened (Dormann *et al.*, 2007). Oluliseks elupaigaks paljudele põllumajandusmaastu lindudele on metsaservad ning struktuurilt keerukad puu- ja põõsaribad (ka hekid), eriti kui need kasvavad vaheldumisi (Morgan & Gates, 1982; Berg & Pärt, 1994; Macdonald & Johnson 1995; Parish *et al.*, 1995; Fuller *et al.*, 1997). Mitmesugused okkaliste põõsaste tihnikud on lindudele turvaliseks pesitsuskohaks (Berg & Pärt 1994; Pärt & Söderström, 1999b; Berg, 2002).

Enamik maas toituvatest värvulistest eelistab toitu otsida põlluala servades, kus võib olla väiksem risk langeda kiskja saagiks (Davis, 1967), samas kui mõned suuremad linnud (näiteks künnivares, kiivitaja (*Vanellus vanellus*), tuvid (*Columba spp.*), turteltuvid (*Streptopelia spp.*)) toituvad pigem just põllulapi keskosas (Fuller, 1984). Selles osas on erandiks põldlööke (*Alauda arvensis*), kes väikelinnuna eelistab siiski nii toitumiseks kui pesitsemiseks suurt lageala.

1.3. Põllumajanduse keskkonnatoetused Euroopas

Põllumajandusmaastiku kui terviku kaitseks on Euroopa Liidus rakendatud põllumajanduse keskkonnatoetusi, millel on laiem keskkonda säästev eesmärk – abistada keskkonnasõbralike meetodite rakendamist ja jätkuvat kasutamist ning muuta põllumajandus säästlikumaks, tõsta põllumajandustootjate teadlikkust ning soodustada keskkonnaplaneerimise kasutamist põllumajanduses. Toetuste maksmiseks peab tootja esitama vastava taotluse ning sõlmima Põllumajanduse Registrate ja Informatsiooni Ametiga viieaastase lepingu, väljamaksed on iga-aastased. Näiteks Maaelu arengukavas planeeritud põllumajandusliku keskkonnatoetuse raames määrati Eestis 2007. aasta eest 5886 taotlejale 280,2 mln krooni toetust keskkonnasõbraliku tootmise eest ning 1224 taotlejale 92 mln krooni mahepõllumajandusliku tootmise toetuseks (Sarv-Kaasik, 2008).

Kahjuks ei baseeru põllumajanduse keskkonnatoetused üldiselt teaduslikel uuringutel ning nende efektiivsus pole piisavalt kontrollitud (Kleijn *et al.*, 2001; Kleijn & Sutherland, 2003). Suurbritannia põllumajanduse keskkonnatoetusi analüüsid küll leiti, et neil on positiivne mõju paljudele taime- ja loomaliikidele (Fisher *et al.*, 2007) ning integreeritud lähenemisest (korruga peab olema tagatud lindudele turvaline pesitsuspaik ning küllaldane toidubaas nii suvel kui talvel) tulenev kasu keskkonnale on suurem kui kunagi varem (Stoate & Moorcroft, 2007). Sealne toetuste skeem on aga erandlik, koosnedes paljudest üksteist täiendavatest nõudmistest, kuid näitab, et hästi läbi mõeldud toetuskeem võib nii tööstuslikule põllumajandustootjale tagada konkurentsivõimelised majandustulemused kui ka toetada loodusliku mitmekesisuse säilimist pesakastide kasutamise, looduslike taimeribade ja metsatukkade säilitamise jms. kaudu (Bryson *et al.*, 2007). Samas on näiteks põlluservade meetme (põllu servadesse jäetakse etteantud laiusega kultiveerimata ribad, kus põllumajanduskemikaalide kasutamine on keelatud) kohta arvatud, et soovitatud taimeliikide koosseis ja ribad vaid sügisene niitmine on nii lindude kui ka üldisemalt elurikkuse kaitseks ebapiisav (Henderson *et al.*, 2007). Kirjeldatud meede toetab vaid pesitsevaid linde, samal ajal kui paljude liikide jaoks on võtmeprobleemiks hoopis talvine toidunappus (Newton, 2004). Lisaks ei pruugi keskkonnameetmete mõju ilmnedagi kohe selle rakendamisel. Hästi on see näha reservi jäetud söödil, kus vähemalt

putukate ja taimede mitmekesisus aastatega kasvab (Van Buskirk & Willi, 2004), kuid ka põlluservade puhul, mis aastatega muutuvad lindudele atraktiivsemaks (Henderson *et al.*, 2007).

Põllumajanduse keskkonnatoetuste olemus ja meetmete eesmärk on riigiti väga erinev. Üheks põhjuseks on maaelu arengukavade politiseeritus. Teisalt on selge, et looduslikud tingimused on piirkonniti väga erinevad ja seepärast ei pruugi meede, mis ühes riigis annab edu, olla kasutamiskõlblik teises riigis. Näiteks Suurbritannia pehme kliimaga aladel on suurt tähelepanu pööranud seemnetoiduliste lindude vajadustele talvel – alates konkreetsete liikide toidueelistustest ja vastava toiduvaliku tagamisest (näit. Wilson *et al.*, 1999; Perkins & Anderson, 2002; Henderson *et al.*, 2004; Stoate *et al.*, 2004) kuni maastiku omaduste mõjuni toiduvalikul (Siriwardena & Stevens, 2004). Samas on selge, et eelviidatud tulemused ei pruugi meie kliimas olla relevantset, sest keskmise talve korral on meie põllumajandusmaastik kaetud paksu lumevaibaga, mis on märksa limiteerivam faktor kui seemnete hulk lumekorral all. Oluliselt paremini võiksid meile sobida lähiriikidest pärit kogemused ja eeskujud. Soomes näiteks peetakse oluliseks põllumajanduse keskkonnatoetuste parandamist muuhulgas järgmistes aspektides: 1) kultuuride mitmekesisuse soodustamine (k.a. kesa), 2) puude ja põõsaste säilitamine eraldiseisvate tukkadena ja kraavide ääres, 3) mahepõllumajanduse soodustamine, 4) kraavikallastele puhvertsoonide jätmine (Vepsäläinen, 2007).

1.4. Põllumajandusmaastu linnustik Eestis

Seisuga 01.01.2009 oli Eesti lindude nimestikus 371 liiki, sealhulgas 225 liiki haudelinde, kelledest omakorda pesitseb meil regulaarselt 210 linnuliiki (Elts *et al.*, 2009). Meie põllumajandusmaastu linnud võib seejuures jagada järgmistesse rühmadesse (Elts, 2003):

- 1) linnuliigid, kes veedavad selles maastikus suurema osa pesitsusajast (s.t. toituvad ja pesitsevad) – 42 liiki; lisaks veel 21 liiki, kes samaväärselt kasutavad muud avamaastikku, näiteks põldlõoke, suitsupääsuke, põldtsiitsitaja (*Emberiza hortulana*), talvike (*E. citrinella*);
- 2) pesitsevad mujal, kuid toituvad regulaarselt põllumajandusmaastikus – 21 liiki, näiteks väike-konnakotkas (*Aquila pomarina*), kaelustuvi (*Columba palumbus*), metskiur (*Anthus trivialis*);

- 3) kasutavad seda maastikku vaid rändel – 33 liiki, näiteks väikeluik (*Cygnus columbianus*), valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*);
- 4) külastavad seda maastikku juhuslikult – 14 liiki, näiteks naerukajakas (*Larus ridibundus*), väike-kirjurähn (*Dendrocopos minor*), hallõgija (*Lanius excubitor*).

Eestis on põllumajandusmaastu linnustikule pööratud seni tagasihoidlikku tähelepanu, keskendudes üksikute liikide arvukuse (näit. Elts, 1997; Edula, 2000; Tuule *et al.*, 2002; Tuule *et al.*, 2003; Leito *et al.*, 2005; Elts & Marja, 2007) või linnustiku ja maastikuindeksite uurimisele (Marja, 2008). Euroopa Liidu toetuste tõttu võib meid aga ees oodata kiire maaelu ja sellega seotud maastike polariseerumine, kus ääremaad jäävad põllumajanduslikust kasutusest välja ja võsastuvad, samal ajal kui asulatele lähemal toimub põllumajanduse intensiivistumine. Välisinvestorite suurenenud huvi meie põllumajanduslike maade vastu võib ka seni söötis alad uuesti intensiivsesse kasutusse kaasata (Liira *et al.*, 2008). Baltimaades mõned aastad tagasi läbi viidud ulatuslik uuring näitas, et ka selles piirkonnas võivad lindude asustustihedused ekstensiivse ja intensiivse põllumajandusega piirkondades olla enam kui kaks korda erinevad (Herzon *et al.*, 2008), mis viitab intensiivistumise ohtlikkusele. Seega on põllumajandusliku tootmisega aladel hädavajalik jälgida ka linnustiku käekäiku. Põllumajandusuuringute Keskuse poolt ongi sisse seatud põllumajandusliku keskkonnatoetuse seire- ja hindamissüsteem (Anon., 2004), mille eesmärk on toetuse mõju ja efektiivsuse hindamine sealhulgas linnustiku kaudu.

1.5. Põllumajanduse keskkonnatoetused Eestis

Põllumajandusliku keskkonnatoetuse eesmärk on muuhulgas säilitada ja suurendada bioloogilist ja maastikulist mitmekesisust (Anon., 2007), mille alla kuulub rida tegevusi. Ühtsele pindalatoetusele (ÜPT) saab lisaks taotleda keskkonnatoetusi, mille baastegevuseks on keskkonnasõbralik tootmine ning selle lisategevusteks mahepõllumajanduslik tootmine ja kiviaedade rajamine, taastamine ja hooldamine, kusjuures eritegevusena nähakse ette kohaliku ohustatud tõugu looma ja taimesordi kasvatamine. Iga sellise tegevuse jaoks on sisse seatud spetsiifiline toetustüüp. Antud töös leiavad analüüsimist vaid keskkonnasõbralik (edaspidi KST) ja mahetootmine (MAHE). Viimasele toetustüübile on ette nähtud oluliselt suuremad piirangud lubatud agrotehniliste võtete osas ning tootjale makstav toetuse määr on kordades suurem KST-le kehtestatust (tabel 1).

Tabel 1. Keskkonnasõbraliku ja mahetootmise toetuse võrdlus (Anon., 2005).

	Keskkonnasõbralik tootmine (KST)	Mahetootmine (MAHE)
Eesmärk	<ul style="list-style-type: none"> - tõsta tootjate teadlikkust oma ettevõtte keskkonnaväärtustest ja –mõjudest; - soodustada keskkonnaplaneerimise kasutamist põllumajanduses; - vähendada veereostuse riski, säilitada mullaviljakust ning parandada maastike esteetilist väärtust. 	<ul style="list-style-type: none"> - toetada MAHE kui loodusega kooskõlas oleva tootmisviisi arengut ning rahuldada tarbijate kasvavat nõudlust selle toodangu järele; - toetada ja suurendada MAHE konkurentsivõimet.
Nõuded	Koostatakse ettevõtte KST plaan. Akrediteeritud laborile peab saatma mullaproovid, põllumajandusloomi suveperioodil karjatama väljas, taotleja peab osalema vähemalt 6+6-tunnisel KST koolitusel.	Taotleja peab järgima MAHE reegleid vastavalt mahepõllumajanduse seadusele, ettevõtte peab olema tunnustatud nimetatud seaduses sätestatud alustel. MAHE toetuse saaja peab osalema vähemalt 12+18-tunnisel koolitusel.
Tulemused	Eeldatavasti taotletakse seda toetust 30-35%-le põllumajandusmaast. Suureneb taotlejate keskkonnateadlikkus, tootmise kavandamisel pööratakse enam tähelepanu keskkonnakaitsele ning paraneb ettevõtte üldine keskkonnaseisund.	2006. aastaks pidi MAHE kasutuses olema 70 000 ha maad ning suurenema mahetoodangu hulk ja osatähtsus. Vähenevad kemikaalidega kaasnevad keskkonna- ja terviseriskid, suureneb toiduohutus, säilib mullaviljakus ja biomitmekesisus.
Toetuse määr	Haritava maa (v.a. püsirohumaad) kohta 714 kr, rohumaade (v.a. ajutised rohumaad) kohta 331 kr hektari kohta aastas.	Püsi ja looduslikele rohumaadele, mille ha kohta on vähemalt 0,1 lü (sh. väh. 50% mahedalt peetavad loomad) 1156 kr; tera-, kaunvilja, tehniliste kultuuride, kartuli, kesa ja lühiajalistel rohumaadel 1516 kr; muudele kultuuridele 3764 kr/ha aastas.

2. Töö eesmärgid

Käesolev töö on Eestis esimene, mis uurib põllumajanduslike keskkonnatoetuste ja linnustiku vahelisi seoseid ning aitab paremini mõista Euroopa Liidu põllumajanduse keskkonnatoetuste mõju elurikkusele. Varem on ilmunud kokkuvõtted, kus Eesti andmed on olnud osa analüüsitava materjalist, ilma Eesti oma kooslusi eraldi välja toomata (näit. Herzon *et al.*, 2006; Dormann *et al.*, 2007). Töö rakenduslik väärtus seisneb võimaluses hinnata meie põllumajanduse keskkonnatoetuste (Anon., 2007) eesmärgipärasust. Nimelt käsitleb EUROSTAT põllumajandusmaastu lindude arvukuse indeksit ühena 40-st Euroopa Liidu liikmesriikide maaelu arengukvaliteedi indikaatoritest (Anon., 2008).

Kuigi põllumajandustoetuste mõju elustikule on olnud paljude uurimuste teemaks (Kleijn *et al.*, 2001; Kleijn & Sutherland, 2003; Stoate *et al.*, 2004; Fisher *et al.*, 2007), on sellised kokkuvõtted valdavalt väga üldised ning pigem on võrdlevalt uuritud mahe- ja intensiivtootmisest tulenevaid mõjusid elustikule (näit. Pacini *et al.*, 2003; Smeding & de Snoo, 2003). Konkreetsete meetmete tasandil on vähe teadustöid (erandina näiteks Tucker, 1992; Stoate & Moorcroft, 2007). Antud uurimus püüab seda lünka täita, käsitledes võrdlevalt kolme konkreetset toetust. D. Kleijn ja W. Sutherland (2003) nendivad, et neil õnnestus leida küll 62 põllumajanduse keskkonnatoetuste ja elurikkuse vahelisi seoseid analüüsivat teadustööd, kuid kõik need pärinesid vaid viiest Euroopa Liidu liikmesriigist (Suurbritannia, Holland, Saksamaa, Iirimaa ja Portugal) ja Šveitsist. Kuigi praeguseks ajaks on vastavasisulisi artikleid ilmunud oluliselt rohkem, on uuritud riikide arv siiski endiselt väike.

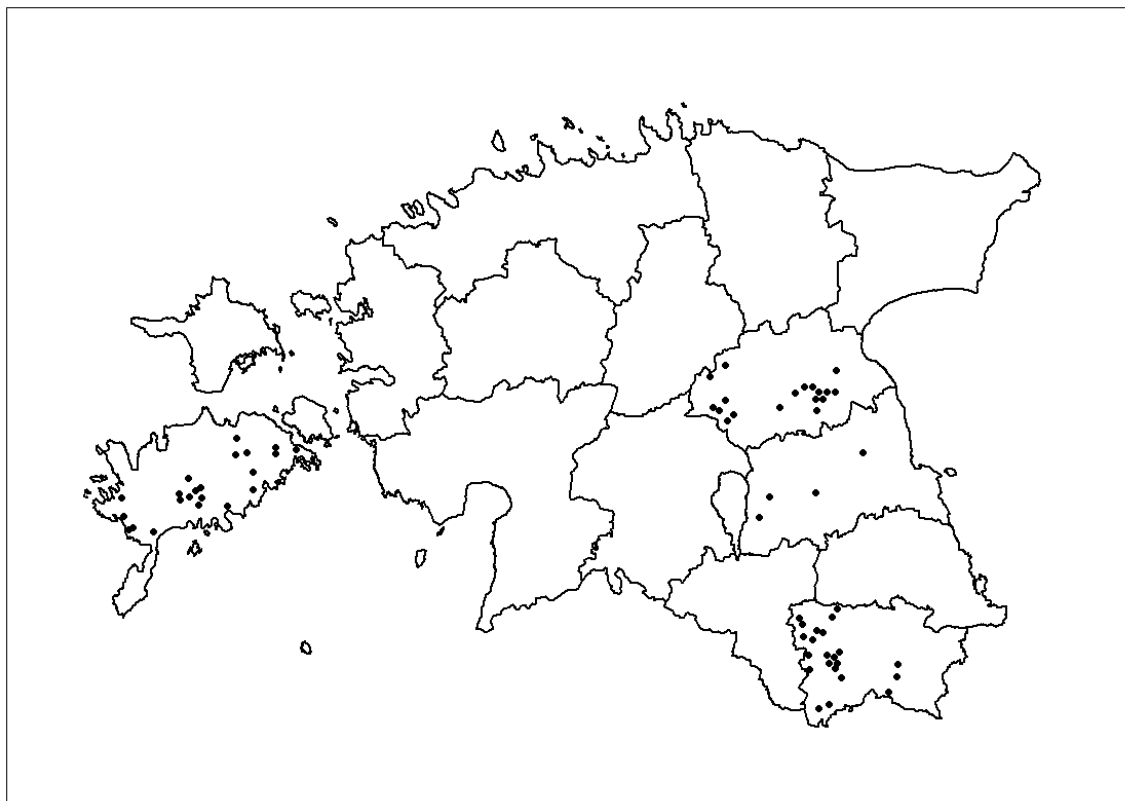
Käesoleva töö eesmärgiks on kirjeldada linnustiku ja keskkonnatoetuste tüübi vahelisi seoseid Eesti viljelusmaal. Kuna uuritud toetusmeetmed seavad tootjale erinevaid nõudeid ning ühtlasi on erinev ka nende toetusmäär, siis võib eeldada, et erineva toetustüübiga alade linnustik on erinev nii liigilise koosseisu kui arvukuse poolest. Lisaks tuleb arvesse võtta alade geograafilist paiknemist, sest linnustik ja selle vastusreaktsioon elupaikade majandamisele võivad piirkonniti erineda (Lindenmayer *et al.*, 2007; Billeter *et al.*, 2008), ja elupaigatunnuseid, sest eri toetustüübid võivad juba algselt olla taotletud nii maastikult kui (sedakaudu) linnustikult erinevatele aladele.

Peamiseks tööhüpoteesiks ongi, et Eesti põllumajanduse keskkonnatoetustel on tüübiti erinev mõju linnustikule, kusjuures see mõju on ka piirkonniti ja/või liigi(rühmi)ti erinev. Töö algandmetena kasutati Põllumajandusuuringute Keskuse poolt läbi viidava põllumajanduse keskkonnatoetuste linnuseire tulemusi: lindude arvukust, liigilist mitmekesisust ja liigilist koosseisu. Neid tunnuseid võrreldi kolme toetustüübi lõikes ning kolmes loenduspiirkonnas, võttes arvesse uuritud alade maastiku näitajaid ning põllumajanduslike kultuuride osakaalu.

3. Materjal ja metoodika

3.1. Linnuloendused

Loendused tehti püsitranssektidel kolmes piirkonnas: Jõgeva- ja Tartumaal (edaspidi: Jõgeva piirkond), Võrumaal (edaspidi Võru piirkond) ning Saaremaal (edaspidi Saare piirkond). Igas piirkonnas oli uurimise all 6 KST ala, 10 MAHE ala ja 6 ÜPT ala. Seega oli igas piirkonnas 22 ja kokkuvõttes 66 seireala (joon. 1). Kuna üks Jõgeva ÜPT ala vahetati uuritud perioodil uue vastu välja, jäi Jõgeva piirkonnas analüüsi lõpuks 5 ÜPT ala ja analüüsitud alade koguarv oli 65. Kõik seirealad paiknesid tavapärasel põllumajandusmaastikus ning hõlmasid valdavalt (87%) haritavat maad. Põhiline osa külvipinnast oli kaetud teravilja (41%) ning heintaimede ja liblikõielistega (47%). Loenduste transektid kulgesid vaid viljelusmaal ning ei läbinud muid elupaiku (metsaribasid, vms.). Antud töös uuritud alad olid valdavalt põllud, millele kehtisid esimesed viieaastased lepingud. Vaid mõned MAHE alad olid sellised, mis olid saanud toetust ka enne Eesti liitumist Euroopa Liiduga.



Joonis 1. Loendusalaide paiknemine.

Loendused toimusid aastatel 2006–2008, mai ja juuni kuus. Loendati varahommikul (kell 5–10) ning hea ilmaga (tuul kuni keskmise tugevusega, ei loendatud väga külmal hommikul ning välitööd lõpetati varem, kui õhutemperatuur tõusis väga kõrgele, nii et oli märgatav lindude laulmisaktiivsuse vähenemine; loendamine oli lubatud vaid nõrga vihmaga). Loendamiseks kasutati 100 m laiust loendustransekti (üks transekt igal seirealal). Vaatlused kanti aluskaardile, kasutades selleks rahvusvaheliselt tunnustatud märkimissüsteemi (Bibby *et al.*, 1992), et hiljem oleks võimalik eristada pesitsevad ja ala vaid toitumiseks kasutavaid linde (toitekülalised). Kõiki transekte külastati kolm korda (1. loendus mai esimesel poolel, 2. loendus mai teisel poolel ning 3. loendus juuni esimesel poolel), et vähendada eri liikide pesitsusfenoloogiast tuleneda võivaid alahinnanguid. Andmete analüüsil alade lõikes kasutati iga liigi puhul antud aasta kolme loenduse maksimaalset loendustulemust, ilma territooriumide piiritlemiseta aluskaartidel. Loendused teostasid Jaanus Elts, Riho Marja, Mati Martinson, Uku Paal, Enn Soom, Tõnu Talvi ja Veljo Volke.

Loendustransektide kogupikkus oli 57 km, sellest KST aladel 15,6 km, MAHE tüübis 26,6 km ja ÜPT tüübis 14,8 km. Piirkondade lõikes oli kilometraaž järgmine: Jõgeva piirkonnas 22,7 km, Saare piirkonnas 15,3 ja Võru piirkonnas 19,0 km. Loendustransektide pikkus ühe seireala piires jäi vahemikku 473–2411 m (keskmiselt 865 m, seejuures 90% radadest jäi vahemikku 511–1385 m), kusjuures Jõgeva piirkonna transektid olid mõneti pikemad Saaremaa omadest.

3.2. Statistiline andmeanalüüs

Põllumajandustoetuste mõju hindamiseks linnustikule 1) seostati linnustikku kirjeldavad koondtunnused statistiliselt toetustüübi, piirkonna ja ala iseloomustavate maastikutunnustega ning 2) uuriti ordinatsioonianalüüsil linnustiku koosseisude erinevusi toetustüüpide ja piirkondade lõikes. Linnustikku kirjeldavateks alg-tunnusteks olid iga liigi asustustihedused antud aastal, millest arvatati koondtunnused (ökoloogiliste liigirühmade asustustihedus, linnustiku liigirikkus ja üldarvukus), kasutades järgmisi põhimõtteid:

- isendite, liikide ja ökoloogiliste liigirühmade asustustihedused on arvatatud 10 ha kohta;

- summaarne maksimaalne asustustihedus transektil (SUMTIH) on eri liikide kolme loenduse maksimaalsete asustustiheduste summa;
- linnuliikide arv transektil (sõltumata selle pikkusest), kusjuures eristati:
 - o pesitsevad liigid (PL),
 - o toitekülalised liigid (TL),
 - o kõik kohatud liigid (KL);
- isendeid transektil (IS) – kõigi liikide nähtud isendite arv kokku (sõltumata pesitsusstaatuselt);
- toitekülalisena registreeritud isendite arv (TIS);
- ökoloogiliste liigirühmadena eristati (liikide loend lisas 1):
 - o avamaa linnuliigid (AVAMAA_LIND),
 - o servaala linnuliigid (SERVA_LIND),
 - o puistu linnuliigid (PUISTU_LIND),
 - o õueala linnuliigid (ÕUEALA_LIND).
- Selliste lindude summaarne asustustihedus, millede arvukus on kõrgem ekstensiivselt majandatavatel aladel (EKST_LIND). Varasem uurimus Balti riikide kohta näitas, et real liikidel olid esinemissagedused ekstensiivselt ja intensiivselt majandatud aladel statistiliselt usaldatavalt erinevad (Herzon *et al.*, 2008); käesolevas töös sellesse kategooriasse loetud 13 linnuliiki on toodud lisas 2.

Piirkonna ja toetustüübi mõju uuriti üldiste lineaarsete mudelitega (GLM) programmi SYSTAT 10.0 (SPSS Science Software) ja Statistica 8.0 (StatSoft, Inc.) abil. Tunnuste normaaljaotuse kontrollimiseks kasutati Kolmogorov-Smirnovi testi. Tunnuste puhul, mis algkujul ei olnud normaaljaotusega, kasutati logaritmt teisendust ($\log(x+1)$) või ruutjuurteisendust ($\sqrt{x+0,5}$). Tunnused, mis ka teisenduste järgselt ei olnud normaaljaotusega, kõrvaldati edasisest analüüsist. Analüüsimiseks jäänud linnustikku kirjeldavate tunnuste loend koos nendevaheliste korrelatsioonidega on toodud tabelis 2.

Sõltuvate tunnustena kaasati kõigi kolme aasta loendusandmed, mida kasutati üldistes lineaarsetes mudelites korduvmõõtmistena. Sõltumatuteks tunnusteks olid GLM analüüsis toetustüüp ja piirkond (kummaski 3 klassi), aasta (korduvmõõtmine) ning potentsiaalset lisa- või segavat mõju avaldavad keskkonnatunnused.

Tabel 2. Üldistes lineaarsetes mudelites kasutatud linnustikku iseloomustavad tunnused ja nendevahelised seosed kolme loendus aasta keskmiste põhjal (Pearsoni korrelatsioonikordaja, n = 65, paksus kirjas korrelatsioonide puhul p<0,05).

Tunnus	PL	IS	SUMTIH	Põldlõoke	EKST_LIND	AVAMAA_LIND	SERVA_LIND	TL
IS	0,591							
SUMTIH	0,829	0,695						
Põldlõoke	-0,269	0,101	0,139					
EKST_LIND	-0,016	0,116	0,285	0,740				
AVAMAA_LIND	-0,293	-0,003	0,057	0,910	0,872			
SERVA_LIND	0,848	0,497	0,764	-0,340	0,025	-0,363		
TL_LIND	0,430	0,557	0,258	-0,218	-0,056	-0,177	0,316	
TIS_LIND	0,204	0,830	0,302	-0,010	-0,146	-0,134	0,181	0,367

Maastikuelementide algversioonid arvutati Riho Marja (Põllumajandusuuringute Keskus) poolt 75 m laiuses ribas kummalgi pool linnuloenduse transekti telgjoont, lähtudes põhikaardi andmetest. Põhikaarti on uuendatud järgnevatel aastatel: Jõgeva piirkond – 1998–2007, Võru piirkond – 2001–2003, Saare piirkond – 2002 (Maa-amet, 2009). Need algsed 63 tunnust ühendati töö autori poolt 12 liitunnuseks (koondati sarnased maastikuelemendid). Põllukultuuride iga-aastased andmed saadi Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Ametist, kusjuures analüüsis eristati järgmised kolm kultuuride tüüpi: suvivili, rohumaa ja muud kultuurid. Järgmise etapina püüti tunnuste loendit lühendada ja üksiktunnuste sõltumatust parandada. Selleks arvutati Pearsoni korrelatsioonikordajad ning nende alusel eemaldati tunnuste seast esmalt kõik sellised, mis kirjeldasid sarnaseid nähtusi (võisid osaliselt sisalduda teineteises) ning seejärel kõik tugevaid korrelatsioone andvad tunnused. Lõplikku analüüsi jäi neli maastiku- ja kaks elupaigatunnust (tabel 3, lisa 3). Siiski jäi analüüsi omavahel korreleeruvaid tunnuseid (eriti linnutunnuste puhul), mida ei eemaldatud sisuliselt erineva tähenduse tõttu ja seda on kriitiliselt käsitletud arutelus.

Tabel 3. Üldistes lineaarsetes mudelites kasutatud keskkonnatunnused ja nendevahelised seosed (Spearmani korrelatsioon, $n = 65$, paksus kirjas korrelatsioonide puhul on $p < 0,05$).

Keskkonnatunnus	Kraav	ÕU	PUISTU	VERTJOON	Muu kultuur
ÕU	0,214				
PUISTU	0,175	0,115			
VERTJOON	-0,040	0,168	0,348		
Muu kultuur	-0,041	0,222	-0,178	-0,071	
Suvivili	-0,205	-0,009	-0,074	-0,062	0,002

Linnukoosluste varieeruvuse uurimiseks keskkonnagradientidel kasutati NMS ordineerimist (ingl. *non-metric multidimensional scaling*) programmiga PC-Ord 5.10. Linnustiku andmetena kasutati liikide kolme seireaasta keskmisi asustustihedusi transektil ning analüüsist eemaldati liigid, mis esinesid andmestikus vaid ühe korra (jäi 50 liiki). Analüüsil kasutati automaatset protseduuride valikut (*autopilot mode*) maksimaalse kvaliteediga analüüsi (*slow and thorough*) ja Sørenseni (Bray-Curtise) sarnasusvalemit. Võrreldi 1- kuni 6-mõõtmelisi lahendusi ning tehti 250 iteratsiooni algandmete ja 250 iteratsiooni juhuslikustatud andmetega kohta. Kõigi keskkonna- ja linnustikku iseloomustavate tunnuste ning ordinatsioonitelgede vahel arvutati Pearsoni korrelatsioonid (r). Ordinatsioonitelgede ja keskkonnatunnuste ning linnustikku iseloomustavate tunnuste vaheliste seoste koguvarieeruvuse hindamiseks arvutati vastavad Pearsoni r^2 -d (McCune & Grace, 2002).

4. Tulemused

4.1. Linnustiku üldkirjeldus

Loendustransektidel leiti eri aastatel 43–54 pesitsevat liiki ning 584–650 pesitsevat paari (tabel 4). Kõige arvukamaks linnuliigiks oli põldlõoke, kes moodustas keskmiselt 41,8% (aastati 41,3–42,8%) kõigist pesitsejatest. Neli ülejäänud arvukamat liiki olid samuti värvulised: kadakatäks (*Saxicola rubetra*) – 9,9% (8,3–11,1%), pruunselg-põõsalind (*Sylvia communis*) – 7,2% (5,8–8,1%), talvike – 6,1% (5,5–6,4%) ja metsvint – 3,5% (3,0–3,9%) pesitsejatest. Seega moodustasid viis arvukamat linnuliiki kokku 69% kõigist pesitsejatest. Kokku moodustasid värvulised paaride arvust ligi 95%, lisaks olid sageli esindatud ka kurvitsalised (*Charadriiformes*, 5%). Ülejäänud 5 seltsi moodustasid kokku alla 1% registreeritud paaride arvust (tabel 5).

Toitekülaliste lindude arv oli eri aastatel 728–970 isendit ja 42–55 liiki. Kõige arvukam oli kuldnokk, kelle osakaal kõigist kohatud toitekülalistest oli keskmiselt 24,8% (aastati 22,5–28,7%). Ülejäänud neli arvukamat liiki olid põldlõoke – 10,8% (5,4–19,6%), sookurg (*Grus grus*) – 7,6% (1,6–15,4%), hakk – 5,8% (0,8–13,3%) ja suitsupääsuke – 5,6% (1,6–8,9%). Seega moodustasid viis arvukamat linnuliiki kokku 55% kõigist toitekülalistest. Süstemaatilises arvestuses moodustasid toitekülalistest ligi kolmveerandi värvulised (*Passeriformes*), arvukamad olid veel kurelised (*Gruiiformes*), kurvitsalised, tuvilised (*Columbiformes*) ja hanelised (*Anseriformes*; tabel 5).

Tabel 4. Transektidel kohatud lindude arvukus ja liikide arv eri aastatel.

Tunnus		Aasta		
		2006	2007	2008
Pesitsejad	Paaride arv	584	650	604
	Liikide arv	46	54	43
Toitekülalised	Isendite arv	757	970	728
	Liikide arv	42	55	48

Tabel 5. Lindude süstemaatiline jaotus uuritud seirevalimis, aastate 2006–2008 tulemused on summeeritud.

Selts	Pesitsejad (n = 1838)			Toitekülalised (n = 2455)		
	Antud valimis		Eestis	Antud valimis		Eestis
	Paaride osakaal, %	Liike	pesitsevaid liike*	Isendite osakaal, %	Liike	kohatud liike*
Hanelised (<i>Anseriformes</i>)	0,1	1	20	3,3	8	42
Kanalised (<i>Galliformes</i>)	0,2	2	6	0,2	1	6
Toonekurelised (<i>Ciconiiformes</i>)				0,7	2	11
Haukalised (<i>Accipitriformes</i>)				0,9	4	21
Pistrikulised (<i>Falconiformes</i>)				0,1	2	8
Kurelised (<i>Gruiformes</i>)	0,1	1	7	7,6	1	11
Kurvitsalised (<i>Charadriiformes</i>)	5,0	5	37	6,2	8	79
Tuvilised (<i>Columbiformes</i>)	0,1	1	5	5,5	2	6
Käolised (<i>Cuculiformes</i>)				0,1	1	1
Piiritajalised (<i>Apodiformes</i>)				0,7	1	2
Rähnilised (<i>Piciformes</i>)	0,1	1	9	0,2	3	9
Värvulised (<i>Passeriformes</i>)	94,5	53	92	74,6	37	141
Kokku	100	64		100	70	

* Elts *et al.*, 2009.

4.2. Maastikutunnuste erinevused toetustüübi ja piirkonniti

Uuritud üheteistkümnest maastikutunnusest seostusid kolm toetustüübi ja seitse piirkonnaga (tabelid 6 ja 7). Õueala pindala puhul oli toetustüübi mõju statistiliselt ligilähedaselt oluline ning teede pikkuse puhul tuvastati lisaks toetustüübi ja piirkonna peamõjudele ka nende koosmõju. „Muu kultuuri” pindala ei sõltunud aga ei toetustüübist ega piirkonnast.

Tabel 6. Toetustüübi ja piirkonna mõju normaaljaotusega maastikutunnuste väärtustele (ANOVA; n = 65, toetustüübi ja piirkonna puhul on df = 2 ning koosmõju puhul df=4).

Tunnus	Mõju	F	p*
Rohumaa	Toetustüüp	8,1	0,001
	Piirkond	0,3	0,736
	Toetustüüp*Piirkond	1,9	0,115
Muu kultuur	Toetustüüp	1,1	0,334
	Piirkond	0,2	0,825
	Toetustüüp*Piirkond	1,2	0,303
Suvivili	Toetustüüp	7,9	0,001
	Piirkond	1,2	0,311
	Toetustüüp*Piirkond	1,0	0,407
VERTJOON	Toetustüüp	0,6	0,547
	Piirkond	7,8	0,001
	Toetustüüp*Piirkond	0,4	0,806
TEE	Toetustüüp	3,7	0,032
	Piirkond	4,2	0,021
	Toetustüüp*Piirkond	3,4	0,016
PUISTU	Toetustüüp	0,9	0,396
	Piirkond	4,0	0,023
	Toetustüüp*Piirkond	0,8	0,544

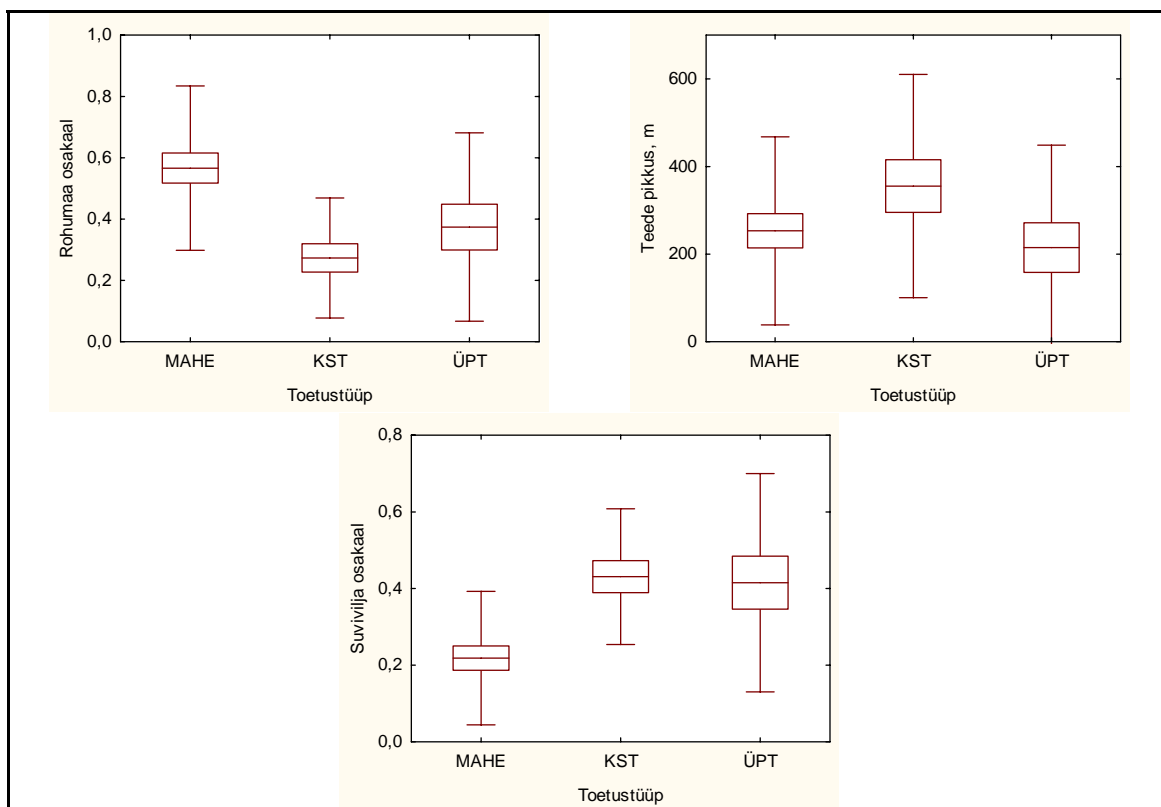
* - paksus kirjas on näidatud statistiliselt olulised mõjud ($p < 0,05$).

Tabel 7. Toetustüübi ja piirkonna mõju mitte-normaaljaotusega maastikutunnuste väärtustele (Kruskal-Wallis ANOVA, n = 65, toetustüübi ja piirkonna puhul on df = 2).

Tunnus	Mõju	H	p*
Põllumassiiv	Toetustüüp	0,4	0,826
	Piirkond	20,2	0,001
PUU	Toetustüüp	4,4	0,108
	Piirkond	8	0,019
ÕU	Toetustüüp	5,3	0,069
	Piirkond	1,5	0,474
Kraav	Toetustüüp	2,9	0,236
	Piirkond	11,8	0,003
Kivihunnik	Toetustüüp	1,1	0,584
	Piirkond	12,6	0,002

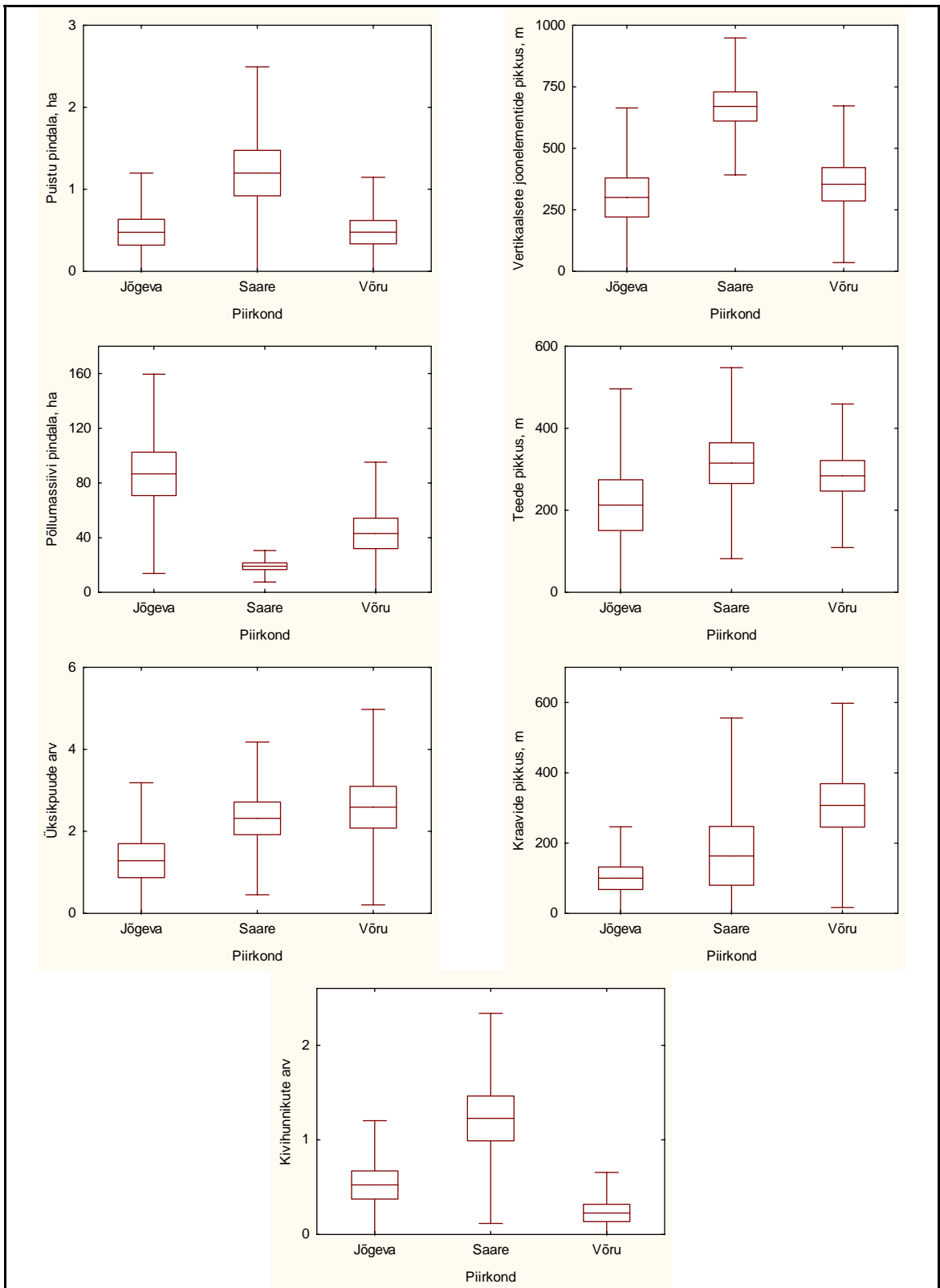
* - paksud kirjas on näidatud statistiliselt olulised mõjud ($p < 0,05$).

Toetustüübi mõjud maastikutunnustele olid järgmised. Rohumaa osakaal transektil oli suurim MAHE-alade puhul ning madalaim KST-aladel (joon. 2). Suvivilja osakaal uuritud aladel oli peaaegu võrdne KST- ja ÜPT-alade puhul ning oluliselt väiksem MAHE-aladel. Teede pikkus oli suurim KST-aladel ning väikseim ÜPT-aladel. Seega võib üldistada, et KST-aladel oli rohkelt suvivilja ning palju teid ja radu, MAHE-aladel oli palju rohumaad ja vähe suvivilja ning ÜPT-alad paistsid silma suvivilja rohkusega ning teede ja radade vähesusega.



Joonis 2. Maastikutunnuste jaotus toetustüüpide lõikes (esitatud on vaid need tunnused, mille puhul esines statistiliselt oluline mõju). Keskkriips tähistab keskmist, kast tähistab keskmine ± 1 SE ja vertikaaljoon keskmine ± 1 SD.

Piirkondlik mõju ilmnes seitsme uuritud maastikutunnuse puhul. Nii puistu pindala kui ka vertikaalsete joonelementide pikkus transektil oli suurim Saare piirkonnas ning enam-vähem võrdselt madalam kahes teises piirkonnas (joon. 3). Põllumassiivi pindala, milles transekt paiknes, oli suurim Jõgeva piirkonnas ning väikseim Saare piirkonnas. Teid ja radu oli uuritud aladel enim Saare piirkonnas ja kõige vähem Jõgeva piirkonnas. Üksikpuude arv oli suurim Võru piirkonnas ja madalaim Jõgeva piirkonnas, sama jaotus oli ka kraavide pikkuse puhul. Kivihunnikute arv transektil oli suurim Saare piirkonnas ja väikseim Võru piirkonnas.



Joonis 3. Maastikutunnuste jaotus piirkondade lõikes (esitatud on vaid need tunnused, mille puhul esines statistiliselt oluline mõju). Keskriips tähistab keskmist, kast tähistab keskmine ± 1 SE ja vertikaaljoon keskmine ± 1 SD.

Seega võib üldistatult öelda, et Jõgeva piirkonna uurimisasid iseloomustasid suured põllumassiivid ning maastikuelementide vähesus. Saare piirkonna aladele oli iseloomulik just puistu, vertikaalsete joonelementide, teede ja kivihunnikute rohkus ning väikesed põllumassiivid. Võru piirkonda iseloomustasid kraavide ja üksikpuude rohkus ning kivihunnikute ja puistu vähesus.

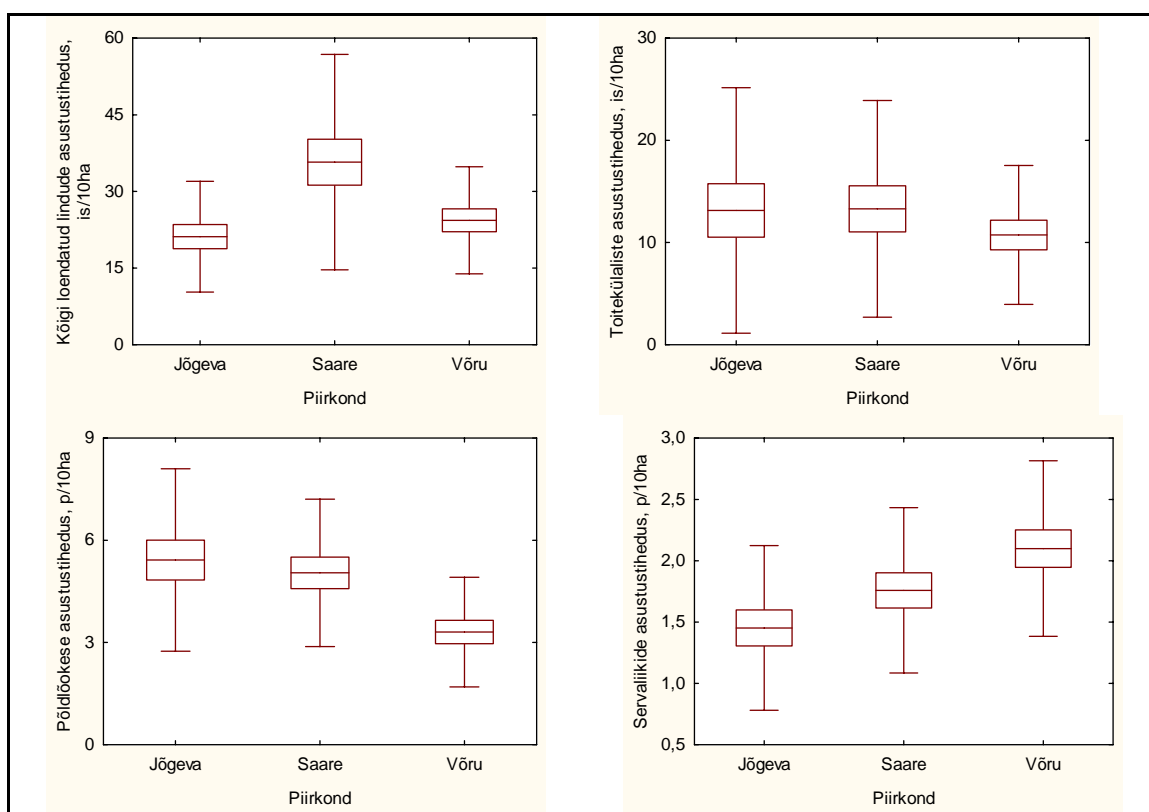
4.3. Linnustiku arvukust ja mitmekesisust mõjutavad tegurid

Linnustikku iseloomustavatest üheksast tunnusest üks (toitekülaliste liikide arv) ei sõltunud ühestki uuritud keskkonnatunnusest ning toetustüüp ja loendusaasta ei mõjutanud linnustikku ühelgi juhul (tabel 8). Toetustüübi ja loendusaasta koosmõju oli olemas põldlõokese asustustihedusele, servaliikide asustustihedusele oli see mõju statistilisele olulisusele lähedane. Järelikult oli nende kahe tunnuse osas toimunud kolme aastaga mõningane eristumine. Piirkonna mõju ilmnis loendatud lindude koguarvu, toitekülaliste lindude arvu ja põldlõokese asustustiheduse puhul; servaliikide asustustiheduse puhul oli mõju statistilisele olulisusele lähedane. Kõigi loendatud lindude asustustihedus oli suurim Saare piirkonnas ning madalaim Jõgeva piirkonnas. Toitekülaliste arvukus oli pea-aegu võrdne Jõgeva ja Saare piirkonnas ning oluliselt madalam Võru piirkonnas. Põldlõokese asustustihedus oli suurim Jõgeva piirkonnas ning madalaim Võru piirkonnas. Servaliikide asustustihedus oli kõrgeim Võru piirkonnas ning madalaim Jõgeva piirkonnas (joon. 4). Seega võib üldistavalt öelda, et Jõgeva piirkonda iseloomustas suhteliselt suur pesitsevate põldlõokeste ja toitekülaliste arvukus ning madal servaliikide ja kohatud lindude koguarvukus. Saare piirkonda iseloomustas suur lindude koguarv ja toitekülaliste asustustihedus ning Võru piirkonnale oli iseloomulik suur servaliikide asustustihedus ning pesitsevate põldlõokeste ja toitekülaliste vähesus.

Kõige enama arvu keskkonnatunnustega seostus servalindude asustustihedus, sõltudes vertikaalsete joonelementide pikkusest transektil ning suvilja ja muude kultuuride osakaalust haritaval maal. Käsitletud keskkonnatunnustest mõjutas linnustikku kõige sagedamini (kolme linnustikku kirjeldava tunnuse puhul) vertikaalsete joonelementide pikkus ja puistu pindala transektil.

Tabel 8. Üldistes lineaarsetes mudelites kasutatud tunnuste mõjud erinevatele linnustiku tunnustele (n = 65, paksus kirjas juhtudel on p<0,05). Toetustüüp ja piirkond on kateoorilised faktorid (df = 2, 64), aasta on korduvmõõtmeline (df = 2, 64) ning ülejäänud on pidevad juhuslikud muutujad (df = 1, 64).

Tunnus	Pesitsevate liikide arv		Isendite koguarv		Pesitsejate summaarne asustustihedus	
	F	p	F	p	F	p
Toetustüüp	0,5	0,600	0,9	0,396	0,7	0,523
Piirkond	1,6	0,221	3,3	0,046	0,6	0,556
Aasta	0,1	0,972	0,3	0,744	0,3	0,758
Aasta*Toetustüüp	0,5	0,741	0,7	0,614	0,4	0,839
ÕU	1,2	0,286	0,1	0,892	0,1	0,733
Kraav	0,1	0,886	0,1	0,766	0,1	0,982
VERTJOON	9,2	0,004	0,1	0,844	6,4	0,015
PUISTU	1,9	0,179	1,2	0,272	0,1	0,962
MUU KULTUUR	5,1	0,027	0,1	0,980	0,3	0,561
SUVIVILI	1,8	0,181	0,2	0,623	1,6	0,219
Tunnus	Põldlookese asustustihedus		Toitekülaste liikide arv		Toitekülaste isendite arv	
	F	p	F	p	F	p
Toetustüüp	1,6	0,205	0,6	0,533	0,2	0,818
Piirkond	5,7	0,006	0,7	0,525	5,2	0,009
Aasta	0,1	0,906	0,6	0,580	0,5	0,634
Aasta*Toetustüüp	3,1	0,019	1,6	0,192	1,1	0,367
ÕU	0,1	0,828	0,2	0,685	0,8	0,383
Kraav	1,5	0,229	0,2	0,628	0,2	0,692
VERTJOON	0,9	0,361	0,4	0,513	3,0	0,091
PUISTU	11,2	0,002	3,0	0,089	3,3	0,073
MUU KULTUUR	0,8	0,391	0,1	0,815	0,6	0,441
SUVIVILI	0,4	0,523	0,1	0,824	0,1	0,913
Tunnus	Ekstensivset majandamist eelistavate liikide asustustihedus		Avamaaliikide asustustihedus		Servaliikide asustustihedus	
	F	p	F	p	F	p
Toetustüüp	1,8	0,177	0,9	0,421	0,5	0,615
Piirkond	0,4	0,685	1,5	0,237	3,2	0,051
Aasta	0,8	0,441	0,6	0,549	0,2	0,853
Aasta*Toetustüüp	0,7	0,592	1,8	0,143	2,4	0,053
ÕU	0,1	0,737	0,2	0,688	0,3	0,615
Kraav	1,1	0,290	1,4	0,241	0,8	0,388
VERTJOON	0,1	0,746	0,4	0,519	5,7	0,021
PUISTU	5,9	0,019	12,2	0,001	1,5	0,231
MUU KULTUUR	0,1	0,830	0,5	0,469	4,0	0,050
SUVIVILI	0,2	0,680	0,4	0,520	6,8	0,012



Joonis 4. Linnustiku iseloomustavate tunnuste jaotus piirkondade lõikes (esitatud on vaid need tunnused, mille puhul esines statistiliselt oluline mõju). Keskriips tähistab keskmist, kast tähistab keskmine ± 1 SE ja vertikaaljoon keskmine ± 1 SD.

4.4. Pesitsevate lindude koosluste ordinatsioon

Linnukoosluste analüüsi esimene ordinatsioonitelg kirjeldas ära 35% koosluste varieeruvusest ja teine telg 36%, seega kirjeldasid kaks esimest telge kokku 71% varieeruvusest. Esimese telje väärtustega olid tugevalt korreleeritud mosaiikse põllumajandusmaastuga seotud liigid (tabel 9) ning seda telge võib nimetada ka kadakatäksi teljeks. Kuigi ka teise teljega olid tugevalt seotud paljud dendrofiilid, iseloomustab seda telge negatiivne seos kahe avamaal maaspesitseva liigi asustustihedusega, kusjuures põldlõokese puhul on tegemist tugeva korrelatsiooniga ($r = -0,777$). Seega eristab teine telg linnukooslusi avamaa linnuliikide järgi.

Tabel 9. Ordinatsioonitelgede ja linnuliikide vahelised seosed (Pearsoni korrelatsioonikordaja; toodud on vaid need liigid, mille puhul vähemalt ühel juhul oli $r > 0,4$; täielik korrelatsioonimaatriks on toodud lisas 4).

Linnuliik	Telg			
	1		2	
	r	r ²	r	r ²
Aed-põõsalind	0,329	0,108	0,485	0,235
Kadakatäks	0,563	0,317	0,033	0,001
Karmiinleevike	0,468	0,219	0,329	0,108
Kiivitaja	-0,222	0,049	-0,406	0,165
Metskiur	0,482	0,232	0,398	0,158
Metsvint	0,524	0,274	0,426	0,182
Mustpea-põõsalind	0,406	0,165	0,379	0,144
Pruunselg-põõsalind	0,655	0,429	0,569	0,324
Põldlõoke	0,043	0,002	-0,777	0,604
Rasvatihane	0,403	0,162	0,334	0,112
Salu-lehelind	0,485	0,235	0,294	0,087
Soo-roolind	0,159	0,025	0,493	0,243
Talvike	0,536	0,288	0,548	0,301
Ööbik	0,479	0,23	0,217	0,047

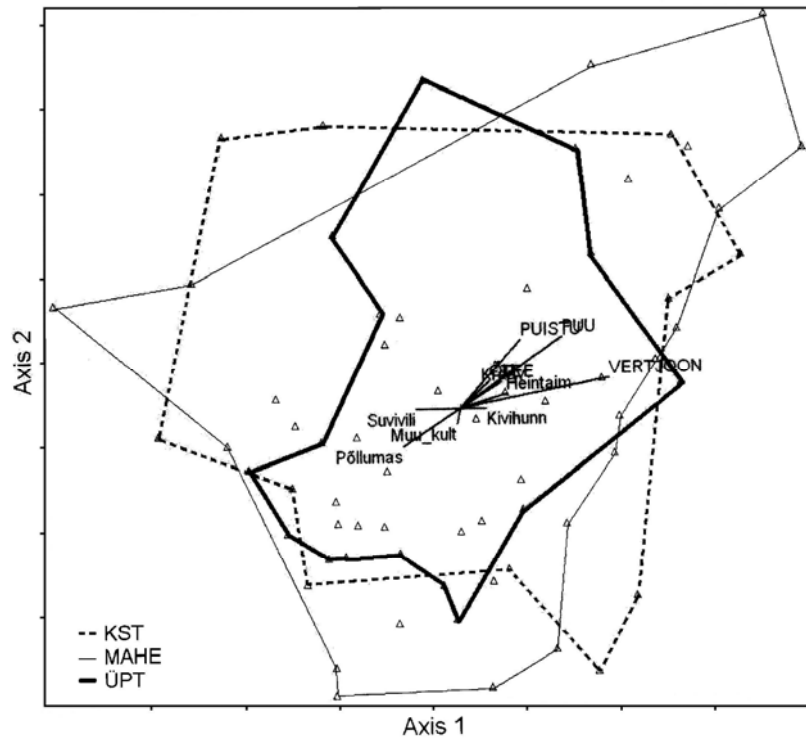
Esimene NMS ordinatsioonitelg oli kõige tugevamalt (positiivselt) seotud vertikaalsete joonelementide pikkuse ja üksikpuude arvuga transektil (tabel 10). Teine telg oli positiivselt seotud puude arvu ja puistu pindalaga ning kolmas telg negatiivselt kivihunnikute arvuga. Üldiselt oli kolmas telg keskkonnatunnustega siiski nõrgalt seotud ja seda telge edaspidises analüüsis ei kasutatud.

Linnukoosluste analüüs toetustüübiti nende selget eristumist ei näidanud, kuid ÜPT toetusega alad paiknesid kaheteljelises ordinatsiooniruumis kõige tsentraalsemalt, kusjuures nende kogum oli teise telje (puud ja puistud) suhtes pisut välja venitatud. KST alad olid mõlema telje suhtes enam-vähem võrdselt jaotunud. Mahealad paiknesid laialipillutatult üle kogu ordinatsiooniruumi ning ulatusid mõlema telje suhtes teistest aladest kaugemale (joon. 5).

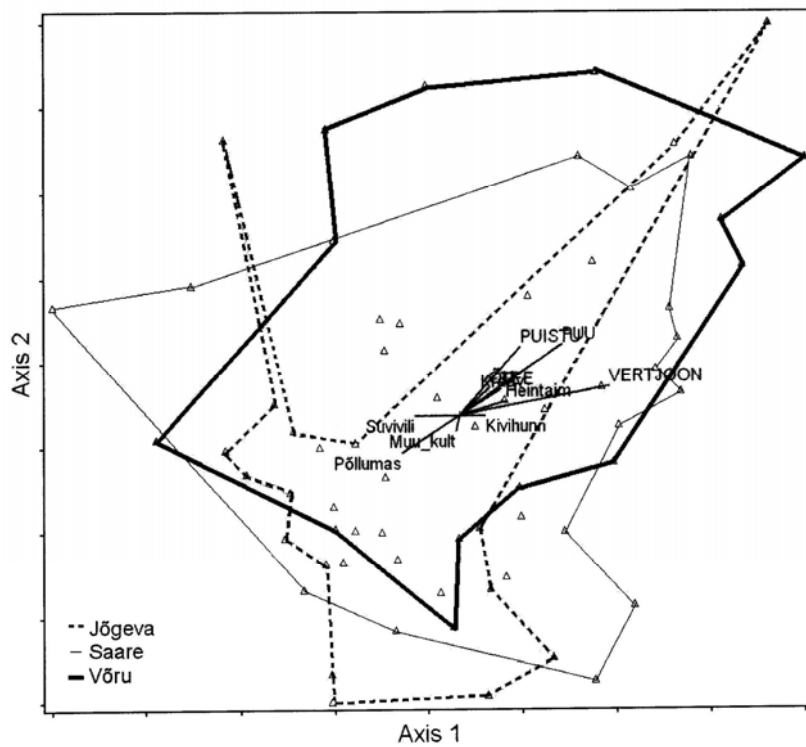
Tabel 10. Pearsoni korrelatsioonid keskkonnatunnuste ja NMS ordinatsioonitelgede vahel.

Tunnus	Ordinatsioonitelg					
	1		2		3	
	r	r ²	r	r ²	r	r ²
Kivihunnik	0,213	0,046	-0,050	0,002	-0,320	0,103
Kraav	0,192	0,037	0,201	0,041	0,236	0,056
ÕU	0,231	0,053	0,220	0,048	0,042	0,002
PUU	0,428	0,183	0,356	0,127	0,133	0,018
PUISTU	0,330	0,109	0,351	0,123	-0,226	0,051
VERTJOON	0,515	0,265	0,227	0,051	-0,296	0,088
Põllumassiiv	-0,323	0,104	-0,261	0,068	0,193	0,037
TEE	0,271	0,073	0,214	0,046	-0,064	0,004
Heintaimed	0,288	0,083	0,157	0,025	0,096	0,009
Muu kultuur	-0,088	0,008	-0,167	0,028	-0,008	0,000
Suvivili	-0,282	0,080	-0,049	0,002	-0,113	0,013

Linnukoosluste analüüs piirkondade järgi näitas, et Jõgeva piirkonna linnukooslused olid teise telje suhtes tugevalt välja venitatud, kusjuures selgelt eristub üks erind (joon. 6), mis muudab koosluste välja U-kujuliseks. Saare piirkonna kooslused olid tunnusruumis laiali, kuid on märgatav mõningane väljavenitatus esimese telje suhtes. Võru piirkonna alad on enam venitatud teise telje suhtes. Eri piirkondade kooslused kattuvad suures osas ning märgatav eristumine on põhjustatud pigem kõigi piirkondade puhul esinenud erinditest.

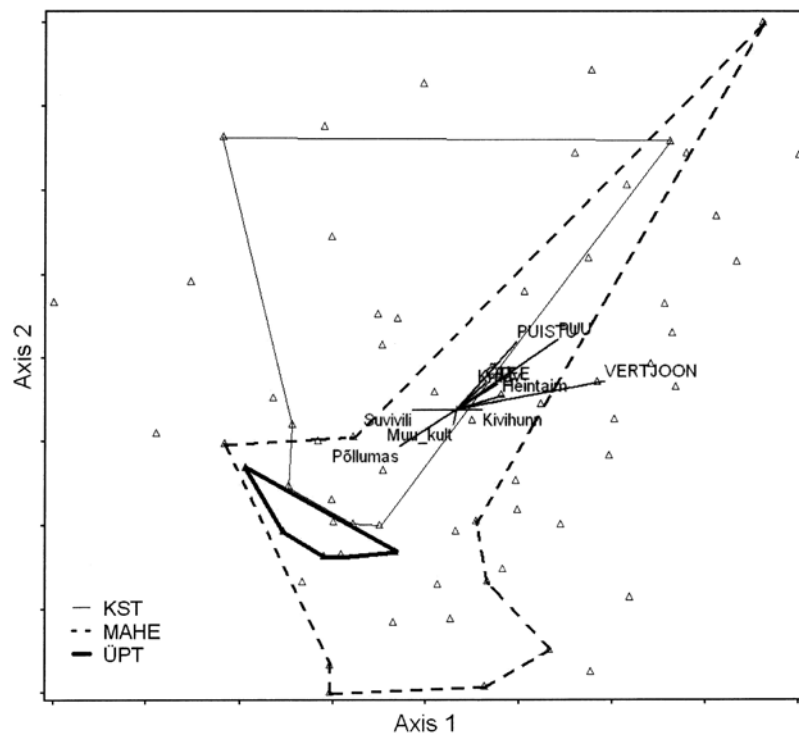


Joonis 5. Loendusala linnukoosluste paiknemine NMS ordinatsiooni tunnusruumis vastavalt toetustüübile.



Joonis 6. Loendusala linnukoosluste paiknemine NMS ordinatsiooni tunnusruumis vastavalt piirkonnale.

Jõgeva piirkonnas eristusid kõige paremini KST ja ÜPT toetusega alade linnukooslused, kuid ka KST ja MAHE alade kattuvus oli suhteliselt väike ning tingitud ühe MAHE-ala erandlikust linnustikust; samas kattusid MAHE ja ÜPT alad täielikult (joon. 7). Toetustüübid eristusid selles piirkonnas just tänu hajutatusele teise telje suhtes. Põldlõokese kui teist telge kõige enam mõjutava linnuliigi asustustihedus Jõgeva piirkonnas oli madalaim KST toetusega aladel (keskmiselt 4,0 p/10ha), mõneti suurem ÜPT aladel (4,7 p/10ha) ja kõrgeim MAHE aladel (6,6 p/10ha). Samasugune arvukuste jaotus oli ka kiivitaja puhul: vastavalt 0,5, 0,6 ja 0,9 p/10ha. Ülejäänud piirkondades selget toetustüüpide linnukoosluste alusel eristumist ei tuvastatud.



Joonis 7. Jõgeva piirkonna loendusalaade paiknemine NMS ordinaatsiooni tunnusruumis vastavalt toetustüübile.

5. Arutelu

Iga põllumajandustoetuse meede koosneb tervest reast nõuetest, millede puhul pole alati selge, kas need kõik toetavad ühise eesmärgi saavutamist või sisaldub neis ka vastaka mõjuga nõudeid. Antud töös analüüsiti, võrrelduna ühtse pindalatoetuse kui baasmeetmega, kahte Eesti tingimustes peamist keskkonnatoetuse tüüpi – keskkonnasõbralikku ja mahetootmist. Põllumajanduse keskkonnatoetuste alla käivad veel ka ohustatud tõugu looma pidamine ja kohalikku sorti taime kasvatamine (Anon. 2007), mille puhul aga keskkonnakaitseline eesmärk ei ole esmane.

5.1. Tulemuste üldistatavus

Esmalt tuleb juhtida tähelepanu asjaoludele, mis võivad saadud põhitulemust – et keskkonnatoetuste mõju linnustikule ei erinenud – mõjutada. Käesolevas töös kasutatud andmevalim oli tagasihoidlik ning pole selge, kui hästi uuritud alad esindavad kõiki seda toetust saanud ettevõtteid. Ilmselt ei olnud piisavalt hästi esindatud suurtootjad, keda on Eestis nii KST kui ÜPT toetuse saajate hulgas. Teiseks on iga tootja puhul seiramiseks valitud ainult üks põld, mis ei pruugi piisavalt hästi esindada just suuremate tootjate kasutuses olevat maad. Kui ÜPT toetuse saajal ei lasu peale põllumajanduse hea tava järgimise muid keskkonnaga seotud kohustusi, siis KST tootja peab piirama kasutatava väetise kogust, mis ei tohi ületada keskmiselt 170 kg N hektari kohta (Anon., 2007). Kuigi selle kohta puuduvad uuringud, võimaldab suure maaomandi kasutamisel selline piirangu sõnastus kasutada väetisi osal põllumaast ikkagi väga suures, keskkonda kahjustavas koguses. Sarnane probleem on ka seirealade piirkondliku jaotusega: töös uuritud piirkonnad – Jõgeva, Saare ja Võru – ei pruugi ammendavalt esindada ei vastavaid regioone ning need omakorda kogu Eestit. Seega tuleb antud töö tulemuste ekstrapoleerimisel olla ettevaatlik, kuid toetustüübi mõju puudumine linnustiku mistahes uuritud aspektidele muudab juhusliku vea siiski väga ebatõenäoliseks.

Oluliseks kitsaskohaks antud analüüsis on täppisinformatsiooni puudumine tootmise tegeliku intensiivsuse ja tootja spetsialiseerumise kohta. Nimelt võivad ka üht tüüpi toetusi saavad tootjad oluliselt erineda, seda nii kasutatava tehnika võimsuse, kasutatavate väetiste ja taimekaitsevahendite poolest ning seepärast on toetustüüp

eeskätt administratiivne, sisuliselt aga väga üldine kriteerium alade grupeerimisel. Tehnilised vahendid määravad ühelt poolt põllutööde kiiruse, teiselt poolt aga mõjutavad maastikuelementide säilimist (näiteks kaasneb võimsamate traktorite ja suuremate haakeriistade kasutuselevõtuga ka vajadus eemaldada põllutöödel manööverdumist häirivad maastikuelemendid). Efektivsem tootmine tagab põllumehele aga konkurentsieelise ja motiveerib tootmisvahendeid jätkuvalt moderniseerima ning spetsialiseerima. Maastikuelementide hävimine mõjutab otseselt ka linnustikku. Kolmes Balti riigis läbi viidud uuring näitas, et Lätis, ja eriti Leedus, oli vähem intensiivselt majandatud piirkondades oluliselt rohkem erinevate kultuuridega põlde ning heterogeensem maastik (Herzon *et al.*, 2008). Ka käesolevas töös ilmnes erinevate kultuuride ja joonelementide mõju servaliikide arvukusele. Kultuuride mitmekesisus tähendab lindudele aga suuremat pesitsuspaikade valikut ning eriilmelisemat toiduvalikut (Wilson *et al.*, 2005). Põllukultuurid kui elupaigad erinevad oma füüsilistelt tingimustelt (kõrgus, tihedus, kasvukiirus) ja selgrootute arvukuselt (näit. Moreby & Sourhway, 2002) ning ka sarnased kultuurid võivad pestitsiidide erineva koguse korral pakkuda lindudele erinevaid toitumisvõimalusi (Kivinen, 2007). Maakasutuse intensiivsuse arvestamine, kasvõi läbi kaudsete indikaatorite (näit. traktorijälgede rohkus põllul, Herzon *et al.*, 2008) annab olulist lisateavet tootja kohta, kusjuures meetmete võib mõju sõltuda ka kohalikest teguritest: elupaikade fragmenteeritusest, mullatüübist, taimestiku olukorrast, jne. (Herzon *et al.*, 2006).

Analüüsi tulemusi mõjutas ka asjaolu, et uuritud linnukooslustes domineeris üks liik (põldlõoke), mis põhjustas kasutatud linnustikku iseloomustavate näitajate korreleeritust. Seepärast oli raske leida täiesti sõltumatuid tunnuseid. Põldlõokese väljajätmine koondtunnustest muutis võimatuks tunnuste normaliseerimise ja seepärast ei saanud selliseid andmeid kasutada üldistes lineaarsetes mudelites.

Eraldi vajab toonitamist asjaolu, et antud analüüs põhineb vaid pesitsusaegsetel hommikustel linnuloendustel. Samas kasutab põllumajandusmaastut ka rida öösel aktiivseid linnuliike, keda hommikustel loendustel registreeriti kas juhuslikult (näit. rukkirääk ja põldvutt (*Coturnix coturnix*)) või üldse mitte (näit. aed-roolind, *Acrocephalus dumetorum*). Näiteks Räpu veekaitseala (Järvamaa) kohta tehtud uuring näitas, et vaadeldud seitsmest öise aktiivsusega liigist ei andnud ööloendus täiendavat teavet vaid kõrkja-roolinnu (*A. schoenobaenus*) puhul, vähe suurenes ka kadakatäksi

paaride hinnang (5%). Ülejäänud liikidel oli ööloenduste lisamisel aga oluline efekt (näit. 67% rukkirääkudest, 56% soo-roolindudest, *A. palustris* ja 43% võsariitsiklindudest, *Locustella naevia*, registreeriti ööloendustel) ning see tõstis paaride koguarvu enam kui 40%. Kuigi ööloendused andsid vaid ühe täiendava pesitseva liigi (aed-roolind), oleks viie liigi arvukushinnangud olnud ilma ööloenduseta tugevalt alahinnatud (autori avaldamata andmed). Samal ajal loendati 2008. aasta jooksul (viis loendust, neist kaks pesitsusajal) kokku 8970 lindu 84 liigist. Neist liikidest registreeriti ainult pesitsusajal 36 ja ainult talvel üks liik, sügisloendus andis aga peaaegu poole kõigist vaadeldud lindudest. Pesitsusajal ja talvel oli lindude arv kummalgi juhul 12% kõigist aasta jooksul registreeritud isenditest. Seega, põllumajandusmaastu üldist olulisust lindudele tuleks hinnata lisaks pesitsusperioodile ka kevadist ja sügisel rändeperioodi hõlmates.

5.2. Uuritud faktorite mõju linnustikule

Kokkuvõtteks võib öelda, et antud töös ei leidnud kinnitust põllumajanduslike keskkonnatoetuste positiivne mõju põllumajandusmaastu linnustikule, ilmnenud erinevused alade vahel olid pigem seotud sealse maastiku eripäraga. Teisalt ei olegi Eesti praegustes toetusmeetmetes sees nõudeid, mis otseselt võiksid toetada linnustiku head seisundit põllumajandusmaastus, kuigi lindude arvukus ja mitmekesisus on seotud KST ja MAHE toetuse meetme indikaatoriks (Anon., 2007). Väetise kasutamise piirang on oluline küll näiteks veekaitse seisukohast, kuid lindudele omab see vaid kaudset mõju. Hilisem lubatud niitmisaeg aga ei taga rohumaal pesitsevate lindude turvalist pesitsemist.

Seejuures ei leitud otseseid ega kaudseid tõendeid kahe mujal Euroopas linnustikule oluliseks peetava ja keskkonnatoetustega kujundatava aspekti mõjust. Neist rohumaade osakaal oli antud valimi järgi küll suurim MAHE toetusega aladel, kus viljavaheldusele pööratakse suurt tähelepanu ning mullaviljakuse taastamiseks kasutatakse rohkelt ka liblikõieliste kultuure, kuid rohumaade rohkus ei muutnud alaid linnurikkamaks. Mujal Euroopas on rohumaade väärtust lindude toitumispäigana korduvalt tõestatud (Waite, 1984; Scullion & Ramshaw, 1987; Tucker, 1992; Wilson *et al.*, 1996; Perkins *et al.*, 2000). Teine oluline tegur – kasutatavate väetiste ja taimekaitsevahendite kogused –

sõltub meie tingimustes pigem tootja sissetulekutest ning võib olla isegi eri toetusvormide loogikaga vastuolus. Nimelt võib eeldada, et ÜPT toetusega väiketootjad kasutavad tihti oluliselt vähem väetisi kui KST tootjad, kuigi esimestel vastavasisulist piirangut ei ole. Taimekaitsevahendeid kasutavad aga ÜPT väiketootjad minimaalselt, sest neil lihtsalt ei jätku selleks rahalisi vahendeid.

Käesolevas töös ilmnes aasta ja linnustikku kirjeldava tunnuse koosmõju vaid kahel juhul. Põldlõokese asustustiheduse puhul põhjustab koosmõju pigem esimese loendus aasta keskmisest madalam loendustulemus, millele põhjused on aga teadmata ja see võib olla juhuslik mõju. Servaliikide asustustiheduse osas on koosmõju ilmnemise põhjused selgemini tuvastatavad: kui 2006. aastal toetustüübid peaaegu ei eristu, siis 2008. aastaks on MAHE aladel servaliikide arvukus tõusnud, KST aladel jäänud stabiilseks ja ÜPT aladel langenud. Kuigi efekt on marginaalne, vastab see toetustüüpide keskkonnasäästlikkuse järjekorrale ja loogikale, mistõttu on tõesti võimalus, et just sellele liigirühmale ilmneb põllumajanduse keskkonnatoetustest tulenev mõju. Teiste liigirühmade puhul midagi analoogilist siiski ei leitud, mis aga ei välista toetustüüpide eristumise kujunemist edaspidi. Võimalusele, et põllumajanduse keskkonnatoetused on rakendunud seni veel positiivsete tulemuste avaldamiseks liialt lühikest aega, on juhitud tähelepanu mitmetes varasemates töodes teiste Euroopa Liidu liikmesriikide kohta (Kleijn & Sutherland, 2003; Berendse *et al.*, 2004; Donald *et al.*, 2004; Tiainen *et al.* 2004) ning see võib olla toetustüübi mõju puudumise üheks põhjuseks ka Eestis. Muuhulgas on teada, et linnupopulatsioonid võivad põllumajanduses toimuvatele muutustele reageerida hilinemisega. Inglismaal ja Walesis reageerisid linnud põllumajanduse intensiivistumisele alles kuus aastat hiljem (Chamberlain *et al.*, 2000), mille põhjuseks võib pidada kaudseid põhjuslikke seoseid, nagu näiteks toidurohkus. Söödi ja põlluservade muutumine aastatega liigirikkamaks on aga tõestatud näiteks Hollandis ja Suurbritannias (Van Buskirk & Willi, 2004; Henderson *et al.*, 2007). Seega on paralleelselt põllumajanduse keskkonnatoetuste maksimisega ka edaspidi oluline jälgida, kuidas muutub looduslik elurikkus toetataval maal.

Antud analüüsis olid elektriliinid liidetud puuderibade ja hekkidega üheks maastikutunnuseks. Elektriliinid ise on lindudele vaid territooriumi markeerimispaigaks, kuid nende postidel võib pesitsemas leida ka dendrofiilseid linnuliike. Vertikaalsed

joonobjektid oli antud töös kõige sagedasem linnustikku mõjutav tunnus, sh. linnukoosluste 1. telje põhiline keskkonnafaktor. Hekid, puuderibad ja nende juurde jäävad mitmeaastase taimestikuga majandamata servad on olulised pesitsus- ja toitumispaigad paljudele servaliikidele.

Käesolevas töös selgus, et kraavide pikkus oli küll piirkonniti oluliselt erinev, kuid üldistes lineaarsetes mudelites ei mõjutanud see ühtegi uuritud linnustikku käsitlevat tunnust. See ei tähenda, et antud tunnusel ei võiks olla mõju konkreetsete liikide arvukusele. Näiteks Räpu veekaitsealal (Järvamaa, tüüpiline põllumajandusmaastu) oli kraavide positiivne mõju linnustikule olemas (R. Marja avaldamata andmed). Võimalik, et antud töös kasutatud skaala ei olnud piisav antud maastikuelemendi iseloomustamiseks linnustiku seisukohalt. Näiteks võis kraav olla küll põllul olemas, kuid kuna transekt kulges sellega paralleelselt, siis jäi see mõõdetud piirkonnast välja. Lahtised kraavid on linnustikule positiivseks osutunud paljudes varasemates uuringutes (O'Connor & Shrubbs, 1986; Priedneks *et al.*, 1999; Bradbury *et al.*, 2000; Morris *et al.*, 2001; Perkins *et al.*, 2002; Piha *et al.*, 2003; Herzon & O'Hara, 2007; Vepsäläinen, 2007). Seni pole selge, kas kraavid on lindudele atraktiivsed vaid sealse loodusliku ilmega taimestiku tõttu või on need olulised ka ressursside poolest, nagu näiteks joogivesi ja putukate rohkus (Herzon & O'Hara, 2007; Vepsäläinen, 2007). Igal juhul võib kraave pidada põllumajandusmaastus tugielementideks (Tews *et al.*, 2004).

Antud töös ilmnenuid maastikuelementide ja põllukultuuride ning linnustiku seosed on kooskõlas paljude varasemate töödega (Herzon & O'Hara, 2007; McMahon, Purvis & Whelan, 2008), kusjuures oluline on nii viljelusmaa kui ka tootmisest väljas oleva maa heterogeensus (Vepsäläinen, 2007).

Ordinatsioonanalüüs ei tuvastanud linnukoosluste eristumist piirkondade või toetustüüpide lõikes. Linnukoosluste võrdlemine toetustüübiti piirkonna sees näitas nende eristumist vaid Jõgeva piirkonnas, kusjuures kooslused eristusid teise telje suhtes. Teine ordinatsioonitelg oli tugevalt seotud avamaa maaspesitsevate linnuliikide arvukusega, kellede hulgas domineeris põldlõoke. Erineva toetustüübiga alade paiknemine teise telje suhtes järgis põldlõokese arvukuse jaotust toetustüübiti: kõige madalam oli asustustihedus KST toetusega aladel ja kõrgeim MAHE aladel. Kirjeldatu alusel on loogiline ka ühe MAHE-ala selge eristumine, sest see transekt paikneb väga

maastikuelementiderikkal alal, kus põldlõokese asustustihedus on väga madal (seepärast paikneb ka teise telje ülemises osas, kuna antud põldlõokese arvukus on selle teljega negatiivselt seotud). Ülejäänud avamaa linnuliigid sellel erandlikul alal puudusid täiesti.

Hoolimata toetustüübi mõju puudumisest üldistes lineaarsetes mudelites ning eri toetusega alade eristumisest vaid Jõgeva piirkonnas ei tohi alatahtsustada põllumajanduse keskkonnatoetuste võimalikku kaudset positiivset mõju. Paljud avamaa lindudele vajalikud elupaigad võivad ilma põllumajandustoetusteta sööti jääda ning metsastuda, mistõttu nende liikide jaoks leiaks aset pöördumatu elupaikade kadumine. Euroopa ühtse põllumajanduspoliitika analüüs on näidanud, et 20. sajandi lõpus jäi Lääne-Euroopas osa põllumaast tootmisest välja (Pain & Pienkowski, 1997) ning seda on näiteks Hispaanias peetud kaaspõhjuseks elurikkuse vähenemisel (Suárez-Seoane *et al.*, 2002). Teatud osa põllumaa tootmisest eemalejätmine, vähemalt Euroopa üliintensiivse põllumajandusega piirkondades on siiski pigem positiivne. Eriti kasulik on olnud tootmismaa kesana või lühiajalise söödina hoidmine (Van Buskirk & Willi, 2004; Berger, Kaechele & Pfeffer, 2006). Käesoleva töö tulemuste valguses ei ole siiski selge, kas erinevate põllumajanduse keskkonnameetmete rakendamise eest makstav toetusmäär vastab nende tegelikule keskkonnakaitselisele väärtusele.

Ökonoomsemate ja paremate tulemuste saavutamiseks elustiku kaitsel tuleb senisest enam teha süvauuringuid Eesti tingimustesse sobilike toetusmeetmete leidmiseks, sest muude piirkondade uurimistulemused ei ole alati otseselt ülevõetavad. Seda on varem tõestatud Irimaal (Lysaght, 1989), tuues põhjuseks riikide topograafilised ja põllumajandusliku tootmise eripärad, samuti on regiooniti erinev linnukoosluste struktuur ja liigiline koosseis. Ka kliimatilised olud erinevad, mistõttu mõni mujal edukas keskkonnameede võib näiteks Eesti lumerohkete talvede tingimustes osutada kasutuks.

Kokkuvõte

Käesolev töö uuris esmakordselt põllumajanduslike keskkonnatoetuste ja linnustiku vahelisi seoseid Eestis. Peamiseks tööhüpoteesiks oli, et Eesti põllumajanduse keskkonnatoetustel on tüübiti erinev mõju linnustikule, kusjuures see mõju erineb ka piirkonniti ja/või liigi(rühmi)ti. Töö algandmetena kasutati Põllumajandusuuringute Keskuse poolt läbi viidava põllumajanduse keskkonnatoetuste linnuseire tulemusi.

Linde loendati püsitransektidel kolmes piirkonnas (Jõgeva, Võru ja Saare; kokku 65 ala) aastate 2006–2008 mai ja juuni kuus. Toetustüüpide puhul võrreldi ühtset pindalatoetust kahe põllumajanduse keskkonnatoetusega: mahetootmise ja keskkonnasõbraliku tootmise toetusega. Piirkonna ja toetustüübi mõju uuriti üldiste lineaarsete mudelitega, lisades neile potentsiaalset segavat või lisamõju avaldavaid keskkonnatunnuseid, ja linnukoosluste varieeruvuse uurimiseks keskkonnagradientidel kasutati NMS ordineerimist.

Linnustikku iseloomustavatest üheksast tunnusest üks ei sõltunud ühestki uuritud keskkonnatunnusest ning toetustüüp ja loendusaasta ei mõjutanud linnustikku ühelgi juhul. Piirkonna mõju ilmnes kõigi loendatud lindude arvu, toitekülaliste lindude arvu ja põldlõokese asustustiheduse puhul; servaliikide asustustiheduse puhul oli mõju statistilisele olulisusele lähedane. Linnukoosluste analüüs toetustüübiti nende selget eristumist ei näidanud. Eri piirkondade linnukooslused kattuvad suures osas ning märgatav eristumine oli põhjustatud pigem kõigi piirkondade puhul esinenud erinditest. Jõgeva piirkonnas eristusid kõige paremini keskkonnasõbraliku tootmise ja ühtse pindalatoetusega alade linnukooslused, kuid ka keskkonnasõbraliku tootmise ja mahetootmise toetusega alade kattuvus oli suhteliselt väike, samas kattusid mahetootmise toetusega ja ühtse pindalatoetusega alad täielikult. Võru ja Saare piirkondades selget toetustüüpide linnukoosluste alusel eristumist ei tuvastatud.

Seega ei leidnud otsesest kinnitust põllumajanduslike keskkonnatoetuste positiivne mõju Eesti põllumajandusmaastu linnustikule, ilmnenud erinevused alade vahel olid pigem seotud sealse maastiku eripäraga. Samas ei tohi alatähtsustada toetuste võimalikku kaudset positiivset mõju, kuna avamaa lindudele vajalikud elupaigad võivad ilma põllumajandustoetusteta sööti jääda ning metsastuda, mistõttu nende liikide jaoks leiaks aset pöördumatu elupaikade kadumine. Kuna toetuste selget positiivset mõju linnustikule ei ilmnenud, siis pole ka selge, kas erivad põllumajanduse keskkonnatoetuste toetusmäärad on vastavuses nende tegeliku keskkonnasõbralikkusega.

Summary

The study describes, for the first time, the relationship between the Estonian agri-environmental measures and farmland birds. The main hypothesis was that the agri-environmental measures have a type-specific effect on bird fauna and the effect varies by regions and bird species/communities. Bird data from the monitoring scheme of the agri-environmental measures of the Estonian Agricultural Research Center was used.

The bird counts were conducted at 65 permanent transects in three regions (Jõgeva, Võru and Saare) in May and June 2006-2008. Basic area payment was compared with two agri-environmental supports: organic and nature friendly farming. The effects of the region and the agri-environmental measure were tested using general linear models, which also included possibly confounding environmental variables. Non-metric multidimensional scaling of the species composition was performed to examine the main gradients in relation to the environmental variables.

One of the nine bird characteristics did not depend on any environmental characteristics. There were no effects of the agri-environmental measure and year on any bird characteristics. The total number of birds counted, the number of feeding birds, and breeding densities of the Skylark differed among regions. The ordination did not reveal a clear separation of bird communities according to the agri-environmental measures and the small regional differences observed were caused by outliers. The areas of nature friendly management and of basic area payment were well differentiated by their bird communities in the Jõgeva region, and there was only small overlap between the areas of nature friendly management and of organic farming. In Võru and Saare regions there was no clear differentiation of bird communities according to the applied measure.

Hence, the main hypothesis – different measures have different effects on birds – was rejected, whereas the observed differences in bird communities were explained by the differences in landscape features. Nevertheless, the Estonian agri-environmental measures may have indirect positive influences on bird fauna because keeping the farmland in use reduces the risk of further habitat losses for the farmland birds. Still there remains question whether different payment levels are set up according to their benefit to the environment.

Tänuavaldused

Käesoleva töö valmimisel oli asendamatuks abiliseks juhendaja Asko Lõhmus, kes hoolikalt andis soovitusi andmete analüüsiks ja tegi ettepanekuid töö keelelise ja teadusliku ülesehituse parandamiseks. Ilma tema nõudliku juhendamiseta oleks antud töö kindlasti olnud üldisem ja teaduslikult vähem korrektne. Avaldan tänu Piret Lõhmusele, kes leidis mahti teha mulle kiirekskurs ordinatsiooni imelisse maailma. Lisaks tahan tänada kolleeg Riho Marjat Põllumajandusuuringute Keskusest, kes aitas uurimisalade maastikuparameetrite arvutamisel ning oli toredaks kaaslasena linnuloendustel Jõgeva, Tartu ja Võru maakonnas. Samuti võlgnen tänu teistele linnuloendajatele: Mati Martinson, Uku Paal, Enn Soom, Tõnu Talvi ja Veljo Volke. Tänan oma toredaid kolleege Eesti Ornitoloogiaühingust, eriti direktor Andres Kalameest, kes minu õpingutega seotud tegemistesse mõistvalt suhtusid. Lõpetuseks pean meeles Põllumajandusuuringute Keskust, mis finantseeris linnustiku välitöid ning lubas seiretulemusi antud analüüsis kasutada.

Kasutatud kirjandus

- Aebischer, N. J., Green, R. E., Evans, A. D., 2000.** From science to recovery: four cases studies of how research has been translated into conservation action in the UK. In: Aebischer N.J, Evans A.D, Grice P.V, Vickery J.A, (Eds.). Ecology and conservation of lowland farmland birds. British Ornithologist Union; Tring, 43–54.
- Ahlén, I., Tjernberg, M. (Eds.), 1996.** Rödlistade ryggradsdjur i Sverige - Artfacta. The Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Anonymous, 2004.** Agri-environment Measure for Estonia. Monitoring and Evaluation Manual. April 2004. Aadressil: <http://pmk.agri.ee/eng/raamating/index.html>.
- Anonymous, 2007.** Eesti maaelu arengukava 2007-2013. Põllumajandusministeerium. Aadressil: <http://www.agri.ee/MAK>.
- Anonymous, 2008.** Rural development of the European Union. Statistical and Economic information. Report 2008. Aadressil: http://ec.europa.eu/agriculture/agrista/rurdev2008/RD_Report_2008_Chapter3_annexe3A_3C.pdf.
- Arold, I. 2005.** Eesti maastikud. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu.
- Ausden, M., Treweek, J., 1995.** Grasslands. In: Sutherland, W.J., Hill, D.A. (Eds.), Managing Habitats for Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 197–229.
- Bellamy, P. E., Hinsley, S. A., Newton, I., 1996.** Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. J. Appl. Ecol. 33, 249–262.
- Bennett, A. F., Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Swetnam, R. D., Mac Nally, R., 2004.** Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? Biol. Conserv. 119, 191–206.
- Berendse, F., Chamberlain, D., Kleijn, D., Schekkerman, H., 2004.** Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. Ambio 33, 499–502.
- Berg, Å., 1991.** Ecology of Curlews (*Numenius arquata*) and Lapwings (*Vanellus vanellus*) on farmland. Ph.D. thesis, Dept. of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Berg, Å., 2002.** Composition and diversity of bird communities in Swedish farmland-forest mosaic landscapes. Bird Study 49, 153–165.

- Berg, Å., Pärt, T., 1994.** Abundance of farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* 17, 147–152.
- Berger G., Kaechele H., Pfeffer H., 2006.** The greening of the European common agricultural policy by linking the European-wide obligation of set-aside with voluntary agro-environmental measures on a regional scale. *Environ. Sci. Pol.* 6, 509–524.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., 1992.** *Bird Census Techniques*. Academic Press.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M. J. M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W. K. R. E., Zobel, M., Edwards, P. J., 2008.** Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.* 45, 141–150.
- Bolger, D. T., Scott, T. A., Rotenberry, J. T., 1997.** Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal southern California. *Conserv. Biol.* 7, 406–421.
- Bradbury, R. B., Kyrkos, A., Morris, A. J., Clark, S. C., Perkins, A. J., Wilson, J. D., 2000.** Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *J. Appl. Ecol.* 37, 789–805.
- Bryson, R. J., Hartwell, G., Gladwin, R., 2007.** Rawcliffe Bridge, arable production and biodiversity, hand in hand. *Aspects Appl. Biol.* 81, 155–160.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J.C., Shrubbs, M., 2000.** Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37, 771–788.
- Davis, B. N. K., 1967.** Bird feeding preferences among different crops in an area near Huntingdon. *Bird Study* 14, 227–237.
- Donald, P. F., 2004.** *The Skylark*. Christopher Helm.
- Donald, P. F., Green, R. E., Heath, M. F., 2001.** Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Phil. Trans R. Soc. Lond. B* 268, 25–29.

- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., van Bommel, F. P. J., 2006.** Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds 1990-2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116, 189–196.
- Dormann, C. F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billetter, R., de Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J.-P., Schmidt, T., Speelmans, M., van Wingerden, W. K. R. E., Zobel, M., 2007.** Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecol. Biogeogr.* 16, 774–787.
- Edula, E., 2000.** Kanepilinnu pesitsemisest Viljandi ümbruses. *Hirundo* 13, 43–46.
- Edwards, C. A., 1984.** Changes in agricultural practice and their impact on soil organisms. In: D. Jenkins (Ed.). *Agriculture and the Environment*, pp. 56–65. Cambridge: Institute of Terrestrial Ecology.
- Elts, J., 1997.** Der Wachtelkönig in Estland 1995. *Vogelwelt* 118, 236–238.
- Elts, J., 2003.** Linnud põllumajandusmaastikus. *Mahepõllunduse leht*. September 2003, 12-13.
- Elts, J., Marja, R., 2007.** Rukkiräägu (*Crex crex*) loendused Karula rahvuspargis aastatel 2003 ja 2004 ning helisalvestisega peibutamise mõjust loendustulemusele. *Hirundo* 20, 54–65.
- Elts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Leivits, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R(enno), Nellis, R(ein), Ots, M., 2009.** Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2003–2008. *Hirundo* 22, 3–31.
- Fisher, G. P., MacDonald, M. A., Anderson, G. Q. A., 2007.** Do agri-environment measures for birds on arable land deliver for other taxa? *Aspects Appl. Biol.* 81, 213–219.
- Forman, R. T. T. 1995.** *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fuller, R. J., 1984.** The distribution and feeding behaviour of breeding songbirds on cereal farmland at Manydown Farm, Hampshire, in 1984. Report to the Game Conservancy. Tring, British Trust for Ornithology.
- Fuller, R. M., 1987.** The changing extent and conservation interest of lowland grasslands in England and Wales: a review of grassland surveys 1930-84. *Biol. Conserv.* 40, 281–300.

- Fuller, R. J., Trevelyan, J. R., Hudson, R. W., 1997.** Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20 year period. *Ecography* 20, 295–307.
- Gibson, C. W. D., Hambler, C., Brown, V. K. B., 1992.** Changes in spider (*Araneae*) assemblages in relation to succession and grazing management. *J. Appl. Ecol.* 29, 132–142.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W., Balmford, A., 2005.** Farming and the fate of wild nature. *Science* 307, 550–555.
- Gregory, R. D., Willis, S. G., Jiguet, F., Voříšek, P., Klvaňová, A., van Strien, A., Huntley, B., Collingham, Y. C., Couvet, D., Green, R. E., 2009.** An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. *PLoS ONE* 4, e4678. doi:10.1371/journal.pone.0004678
- von Haartman, L., 1958.** The decrease of the Corncrake (*Crex crex*). *Soc. Sci. Fenn. Comm. Biol.* 18, 1–29.
- Henderson, I. G., Vickery, J. A., Carter, N., 2004.** The use of winter bird crops by farmland birds in lowland England. *Biol. Conserv.* 118, 21–32.
- Henderson, I. G., Morris, A. J., Westbury, B. A., Woodcock, B. A., Potts, S. G., Ramsay, A., Coombes, R., 2007.** Effect of field management on bird distribution around cereal fields. *Aspects Appl. Biol.* 81, 53–60.
- Herzon, I., Auninš, A., Elts, J., Preiksa Z., 2006.** Habitat associations of farmland birds across the East Baltic Region. *Acta Zool. Lituanica* 16, 249–260.
- Herzon, I., O’Hara, R. B., 2007.** Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118, 297–306.
- Herzon, I., Auninš, A., Elts, J., Preiksa Z., 2008.** Agricultural intensification and farmland birds in the Baltic States. *Agric. Ecosyst. Environ.* 125, 93–100.
- Hopkins, A., Hopkins, J. J., 1994.** UK grasslands now: agricultural production and nature conservation. In: Haggard, R.J., Peel, S. (Eds.). *Grassland Management and Nature Conservation*. British Grassland Society Occasional Symposium No. 28, 10–19.
- Kinnunen, H., Tiainen, J., 1999.** Carabid distribution in a farmland mosaic – the effect of patch type and location. *Ann. Zool. Fennici* 36, 149–158.
- Kinnunen, H., Tiainen, J., Tukia, H., 2001.** Farmland carabid beetle communities at multiple levels of spatial scales. *Ecography* 24, 189–197.

- Kivinen, A., 2007.** Local and regional scale determinants of biodiversity patterns in boreal agricultural landscapes. PhD Thesis. Turun Yliopiston Julkaisuja. Sarja AII, 214. Turun Yliopisto, Turku.
- Kleijn, D., Berendse, F., Gillisen, N., 2001.** Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723–725.
- Kleijn, D., Sutherland, W. J., 2003.** How effective are European agri-environment schemes in conservation and promoting biodiversity? *J. Appl. Ecol.* 40, 947–969.
- Lack, P. C., 1992.** *Birds on Lowland Farms.* HMSO, London.
- Leito, A., Keskpaik, J., Ojaste, I., Truu, J., 2005.** Sookurg. Eesti Loodusfoto, EMÜ PKI, Tartu.
- Liira, J., Aavik, T., Parrest, O., Zobel, M., 2008.** Agricultural sector, rural environment and biodiversity in the Central and Eastern European EU Member States. *AGD Landscape & Environment* 2, 46–64.
- Lindenmayer, D. B., Cunningham, R., Crane, M., Michael, D., Montague-Drake, R., 2007.** Farmland bird responses to intersecting replanted areas. *Landscape Ecol.* 22, 1555–1562.
- Lysaght, L. S., 1989.** Breeding bird populations on farmland in mid-west Ireland in 1987. *Bird Study* 36, 91–98.
- Maa-amet, 2009.** Eesti põhikaart. Aadressil: http://www.maaamet.ee/index.php?lang_id=1&page_id=64&menu_id=7.
- Macdonald, D. W., Johnson, P. J., 1995.** The relationship between bird distribution and the botanical structural characteristics of hedges. *J. Appl. Ecol.* 32, 492–505.
- Marja, R., 2008.** Põllumajandusmaastiku linnustiku mitmekesisuse seosed maastikuindeksitega. *Hirundo* 21, 28–50.
- Marshall, E. J. P., Brown, V. K., Boatman, N. D., Lutman, P. J. W., Squire, G. R., Ward, L. K., 2003.** *Weed Research* 43, 77–89.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., Swift, M. J., 1997.** Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277, 504–509.
- Macdonald, D. W., Johnson, P. J. 1995.** The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. *J. Appl. Ecol.* 32, 492–505.

- McCollin, D., 1993.** Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberside, UK): the role of between-patch and within-patch structure. *Global Ecol. Biogr. Letters* 3, 48–62.
- McCune, B., Grace, J. B., 2002.** Analysis of Ecological Communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McMahon, B. J., Purvis, G., Whelan, J., 2008.** The influence of habitat heterogeneity on bird diversity in Irish farmland. *Biology and Environment: Proc. Royal Irish Acad.* 108B, 1–8.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005.** Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. <http://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.aspx>.
- Moore, N. W., 1965.** Pesticides and birds – a review of the situation in Great Britain. *Bird Study* 12, 222–252.
- Moreby, S. J., Southway, S. 2002.** Cropping and year effects on the availability of invertebrate groups important in the diet of nestling farmland birds. *Asp. Appl. Biol.* 67, 107–112.
- Morgan, K. A., Gates, J. E., 1982.** Bird populations in forest edge and strip vegetation at Remington farms. *Md. J. Wildl. Manage.* 46, 933–944.
- Morris, A. J., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Kyrkos, A., Buckingham, D. L., Evans, A. D. 2001.** Foraging habitat selection by yellohammers (*Emberiza citrinella*) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. *Biol. Conserv.* 101, 197–210.
- Murton, R. K., 1971.** Man and Birds. Collins, London.
- Møller, A. P., 2001.** The effect of dairy farming on barn swallow *Hirundo rustica* abundance, distribution and reproduction. *J. Appl. Ecol.* 38, 378–389.
- Newton, I., 2004.** The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of casual factors and conservation actions. *Ibis* 146, 579–600.
- O'Connor, R. J., Mead, C. J., 1984.** The Stockdove in Britain 1930-80. *British Birds* 77, 181–201.
- O'Connor, R. J., Shrubbs, M., 1990.** Farming and birds. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ovenden, G. Y. N., Swash, A. R. H., Smallshire, D., 1998.** Agri-environment schemes and their contribution to the conservation of biodiversity in England. *J. Appl. Ecol.* 35, 955–960.

- Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C., Huirne, R., 2003.** Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 95, 273–288.
- Pain, D., Pienkowski, M., 1997.** Farming and Birds in Europe. The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation. Academic Press, London.
- Parish, T., Lakhani, K. H., Sparks, T. H., 1995.** Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes. II: Abundance of individual species and groups of similar species. *J. Appl. Ecol.* 32, 362–371.
- Perkins, A. J., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Morris, A. J., Barnett, P. R., 2000.** Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biol. Conserv.* 95, 279–294.
- Perkins, A. J., Anderson, G. Q. A., 2002.** Seed selection by tree sparrow *Passer montanus*: determining appropriate seeds for supplementary feeding on farmland. *Aspects Appl. Biol.* 67, 213–220.
- Perkins, A. J., Whittingham, M. J., Morris, A. J., Bradbury, R. B., 2002.** Use of fields by foraging yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93, 413–420.
- Piha, M., Pakkala, T., Tiainen, J., 2003.** Habitat preferences of the Skylark *Alauda arvensis* in southern Finland. *Ornis Fennica* 80, 97–110.
- Pinowski, J., Wójcik, Z., 1969.** Die Unkrautproduktion auf den Feldern und die Ausnutzung des Unkrautsamens durch die Feldsperlinge. *Falke* 16, 256–261.
- Potts, G. R., 1986.** The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation. Collins, London.
- Potts, G. R., 1991.** The environmental and ecological importance of cereal fields. In: L.G. Firbank, N. Carter, J.F. Darbyshire & G.R. Potts (Eds.). *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 3–21.
- Priedneks, J., Auninš, A., Brogger-Jensen, S., Prins, E., 1999.** Species-habitat relationship in Latvian farmland: studies of breeding birds in changing agricultural landscape. *Vogelwelt* 120 (Suppl.), 175–184.
- Pärt, T., Söderström, B., 1999a.** Conservation value of semi-natural pastures in Sweden: contrasting botanical and avian measures. *Conserv. Biol.* 13, 755–765.

- Pärt, T., Söderström, B., 1999b.** The effect of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in seminatural pastures. *Biol. Conserv.* 90, 113–123.
- Rintala, J., Tiainen, J., Pakkala, T., 2003.** Population trends of Finnish starling *Sturnus vulgaris*, 1952–1998, as inferred from annual ringing totals. *Ann. Zool. Fennici* 40, 365–385.
- Rintala, J., Tiainen, J., 2007.** Indexing long-term regional bird population dynamics with nestling ringing data. *Ann. Zool. Fennici* 44, 115–140.
- Robertson, J. M. G., Berg, Å., 1992.** Status and population changes of farmland birds in southern Sweden. *Ornis Svecica* 2, 119–130.
- Robinson, R. A. 1997.** Ecology and Conservation of seed-eating birds on farmland. PhD Thesis, University of East Anglia, Norwich.
- Sarv-Kaasik, M., 2008.** PRIA määras põllumeestele üle poole miljardi krooni maaelu arengukava toetusi. Põllumajandusministeerium. Aadressil: <http://www.agri.ee/index.php?id=26955&highlight=meetmete>.
- Sánchez-Aguado, F. J., 1986.** Sobre la alimentacion de los gorriónes molinero y comun (*Passer montanus* L. y *P. domesticus* L.) in invierno y primavera. *Ardeola* 33, 17–33.
- Scullion, J., Ramshaw, G. A., 1987.** Effects of manurial treatments on earthworm activity in grassland. *Biol. Agricul. Horticult.* 4, 271–281.
- Siriwardena, G. M., Stevens, D. K., 2004.** Effects of habitat on the use of supplementary food by farmland birds in winter. *Ibis* 146 (Suppl. 2), 144–154.
- Smeding, F. W., de Snoo, G. R., 2003.** A concept of food-web structure in organic arable farming systems. *Landsc. Urb. Plann.* 65, 219–236.
- Stoate, C., Henderson, I. G., Parish, D. M. B., 2004.** Development of an agri-environment scheme options: seed-bearing crops for farmland birds. *Ibis* 146 (Suppl. 2), 203–209.
- Stoate, C., Moorcroft, D., 2007.** Research-based conservation at the farm scale: Development and assessment of agri-environment scheme options. *Aspects Appl. Biol.* 81, 161–168.
- Solonen, T., Tiainen, J., Korpimäki, E., Saurola, P., 1991.** Dynamics of the Finnish Starling *Sturnus vulgaris* populations in recent decades. *Ornis Fennica* 68, 158–169.

- SOVON, 2002.** Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000. Nederlandse Fauna 5, Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij and European Invertebrate Survey, Leiden.
- Suárez-Seoane, S., Osborne, P. E., Baudry, J., 2002.** Response of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biol. Conserv.* 105, 333–344.
- Söderström, B., Pärt, T., 2000.** Influence of landscape scale on farmland birds breeding in seminatural pastures. *Conserv. Biol.* 14, 522–533.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004.** Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31, 79–92.
- Tiainen, J., Hanski, I. K., Pakkala, T., Piironen, J., Yrjölä, R., 1989.** Clutch size, nestling growth, and nestling mortality of the Starling *Sturnus vulgaris* in south Finnish agroenvironments. *Ornis Fennica* 66, 41–48.
- Tiainen, J., Pakkala, T., 2001.** Birds. In: Pitkänen, M. & Tiainen, J. (Eds.). Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. BirdLife Finland Conservation Series (No 3), Yliopistopaino, Helsinki, 33–50.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Seimola, T., Ekroos, J., Piha, M., Vepsäläinen, V., 2004.** Maatalousympäristön pesimälinnuston seuranta, ss. 92–109. In: Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R., Heliölä, J. (Eds.) Suomen Ympäristö 709.
- Tucker, G. M., 1992.** Effects of agricultural practice on field use by invertebrate-feeding birds in winter. *J. Appl. Ecol.* 29, 779–790.
- Tucker, G. M., Heath, M. F., 1994.** Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge.
- Tucker, G. M., Evans, M. I., 1997.** Habitats for Birds in Europe: A Conservation Strategy for the Wider Environment. BirdLife International, Cambridge.
- Tuule, E., Tuule, A., Elts, J., 2002.** Kiivitaja pesitsusaegsest arvukusest Saue seirealal aastatel 1963-2001. *Hirundo* 15, 19–25.
- Tuule, E., Tuule, A., Elts, J., 2003.** Suurkoovitaja pesitsusaegsest arvukusest Saue seirealal aastatel 1963-2002. *Hirundo* 16, 14–22.

- Valkama, J., Currie D., 1999.** Low productivity of Curlews *Numenius arquata* on farmland in southern Finland: Causes and consequences. *Ornis Fennica* 76, 65–70.
- Van Buskirk, J., Willi, Y., 2004.** Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conserv. Biol.* 18, 987–994.
- Van Turnhout, C. A. M., Foppen, P. B., Leuven, R. S. E. W., Siepel, H., Esselink, H., 2007.** Scale-dependent homogenization: Changes in breeding bird diversity in the Netherlands over a 25-year period. *Biol. Conserv.* 134, 505–516.
- Vepsäläinen, V., 2007.** Farmland Birds and Habitat Heterogeneity in Intensively Cultivated Boreal Agricultural Landscapes. PhD Thesis, University of Helsinki.
- Vickery, J. A., Tallowin, J. T., Feber, R. E., Atkinson, P. W., Asteraki, E. J., Fuller, R. J., 1999.** Changes in Lowland Grassland Management: Implications for Invertebrates and Birds. BTO Research Report No. 222. BTO, Thetford.
- Väisänen, R. A., 2006.** Maalinnuston kannanvaihtelut Etelä- ja Pohjois-Suomessa 1983-2005. *Linnut-vuosikirja 2005*, 83–98.
- Väisänen, R. A., Lammi, E., Koskimies, P., 1998.** Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Keuruu.
- Waite, R. K., 1984.** Winter habitat selection and foraging behaviour in sympatric corvids. *Ornis Scandinavica* 15, 55–62.
- Watkinson, A. R., Freckleton, R. P., Robinson, R. A., Sutherland, W. J., 2000.** Predictions of biodiversity response to genetically modified herbicide-tolerant crops. *Science* 289, 1554–1557.
- Wiens, J. A., 1985.** Habitat selection in variable environments: shrub-steppe birds. In: M. L. Cody (Ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press, Orlando, Florida, 191–226.
- Wilson, J. D., Taylor, R., Muirhead, L. B., 1996.** Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. *Bird Study* 43, 320–332.
- Wilson, J. D., Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark, S. C., Bradbury, R. B., 1999.** A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agric. Ecosyst. Environ.* 75, 13–30.
- 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.

**Lisa 1. Transektidel pesitsejana registreeritud linnuliikide jaotus
ökoloogilisteks rühmadeks.**

Jaotuse aluseks on võetud J.Tiainen ja T. Pakkala (2001) jaotus Soome jaoks ning seda on kohandatud autori poolt vastavalt Eesti oludele.

Liigirühm			
AVAMAA	SERVA	PUISTU	ÕUEALA
Kiivitaja	Aed-põõsalind	Hakk	Hall-kärbsenäpp
Merisk	Aed-roolind	Hallrastas	Kivitäks
Nurmkana	Jõgi-ritsiklind	Hallvares	Koduvarblane
Põldlõoke	Kadakatäks	Harakas	Kuldnokk
Põldvutt	Kanepilind	Kaelustuvi	Lepalind
Rukkirääk	Karmiinleevike	Käblik	Linavästrik
Sookiur	Kõrkja-roolind	Käosulane	Põldvarblane
Suurkoovitaja	Metskiur	Laulurastas	Räästapääsuke
Tikutaja	Nõmmelõoke	Leevike	Suitsupääsuke
	Ohakalind	Metskurvits	
	Pruunselg-põõsalind	Metstilder	
	Punaselg-õgija	Metsvint	
	Põldtsiitsitaja	Mets-lehelind	
	Rohevint	Must-kärbsenäpp	
	Rootsiitsitaja	Mustpea-põõsalind	
	Sinikael-part	Mustrastas	
	Soo-roolind	Peoleo	
	Võsa-ritsiklind	Punarind	
	Väike-põõsalind	Põhjatihane	
	Ööbik	Pöialpoiss	
		Rasvatihane	
		Salu-lehelind	
		Sinitihane	
		Suurnokk-vint	
		Suur-kirjurähn	
		Talvike	
		Vainurastas	
		Võsaraat	
		Väike-lehelind	

Lisa 2. Ekstensiivset põllumajandust iseloomustavad linnuliigid kolmes Balti riigis (Herzon *et al.*, 2008).

Liigid, mille arvukus oli ekstensiivse põllumajandusega aladel statistiliselt oluliselt suurem (tunnus EKST_LIND).

Linnuliik	Intensiivne, n = 138		Ekstensiivne, n = 136		p (χ^2)
	Kokku, ind.	Esinemis-sagedus, %	Kokku, ind.	Esinemis-sagedus, %	
Rukkirääk	28	10,1	56	19,1	0,0016
Kiivitaja	42	17	92	20,9	<0,001
Suurkoovitaja	1	0,7	14	6,6	0,0002
Põldlõoke	917	96,4	1067	98,5	0,0002
Sookiur	45	15,9	106	37,5	<0,001
Kadakatäks	107	36,2	280	71,3	<0,001
Pruunselg-põõsalind	106	40,6	213	61,8	<0,001
Hallrästas	16	6,6	40	14	0,0009
Künnivares	142	11,6	286	4,4	<0,001
Hallvares	37	8,8	90	33,1	<0,001
Kanepilind	6	1,4	19	8,8	0,007
Valge-toonekurg	39	18,1	23	16,1	0,047
Kuldnokk	17	5,1	90	17,6	<0,001

Lisa 3. Antud töös kasutatud maastikutunnuste seletus.

Lühend	Tunnuse olemus	Põhikaardi maakasutuse klassifikatsioon (sulgudes on antud vastav kood)
ÕU	Õueala pindala	Eraõu (66), (tootmis)õu (254), vundament (109), vare (110)
Kraav	Erinevate kraavide/veejuhtmete pikkus	Veejuhe ≤ 2 m (36), veejuhe $>2... \leq 4$ m (37), veejuhe $>4... \leq 6$ m (41), veejuhe $>6... \leq 8$ m (42)
PUISTU	Puistu	Mets (64), noor mets (67), põõsastik (95)
VERTJOOON	Vertikaalsed joonobjektid	Keskpingeliin (125), kõrgepingeliin (150), puittaimede rida/hekk (65)
Suvivili	Suvivilja osakaal transektil	PRIA andmed tootja kohta
Muu kultuur	Muude kultuuride (v.a. suvivili ja rohumaa) osakaal transektil	PRIA andmed tootja kohta

Lisa 4. Linnuliikide seos (Pearsoni korrelatsioonikordaja) arvutatud NMS ordinatsioonitelgedega.

Liik	Telg	1		2	
		r	r ²	r	r ²
Aed-lepalind		0,074	0,005	-0,003	0,000
Aed-põõsalind		0,329	0,108	0,485	0,235
Aed-roolind		0,038	0,001	-0,055	0,003
Hakk		0,170	0,029	0,246	0,060
Hall-kärbsenäpp		0,000	0,000	0,195	0,038
Hallrästas		0,347	0,120	0,362	0,131
Hallvares		-0,043	0,002	-0,129	0,017
Harakas		-0,028	0,001	-0,050	0,003
Jõgi-ritsiklind		0,312	0,097	0,310	0,096
Kadakatäks		0,563	0,317	0,033	0,001
Karmiinleevike		0,468	0,219	0,329	0,108
Kiivitaja		-0,222	0,049	-0,406	0,165
Kivitäks		0,356	0,127	-0,012	0,000
Kuldnokk		0,163	0,027	0,049	0,002
Kõrkja-roolind		0,281	0,079	0,172	0,030
Käosulane		0,076	0,006	0,377	0,142
Laulurästas		0,167	0,028	0,189	0,036
Linavästrik		0,111	0,012	0,010	0,000
Metskiur		0,482	0,232	0,398	0,158
Metstilder		0,119	0,014	0,264	0,070
Metsvint		0,524	0,274	0,426	0,182
Metstikk		0,128	0,016	0,067	0,004
Mustpea-põõsalind		0,406	0,165	0,379	0,144
Musträstas		0,247	0,061	0,175	0,031
Nurmkana		0,024	0,001	-0,171	0,029
Nõmmelõoke		0,156	0,024	0,316	0,100
Ohakalind		0,126	0,016	-0,167	0,028
Pruunselg-põõsalind		0,655	0,429	0,569	0,324
Punaselg-õgija		0,264	0,069	0,189	0,036
Punarind		0,258	0,066	0,268	0,072
Põhjatihane		0,198	0,039	0,161	0,026
Põldlõoke		0,043	0,002	-0,777	0,604
Põldvarblane		0,072	0,005	0,265	0,070
Põldvutt		-0,112	0,013	-0,123	0,015
Rasvatihane		0,403	0,162	0,334	0,112
Rohevint		0,245	0,060	0,262	0,069
Rukkirääk		0,011	0,000	-0,004	0,000
Salu-lehelind		0,485	0,235	0,294	0,087
Sinitihane		0,137	0,019	0,269	0,072
Sookiur		0,259	0,067	-0,270	0,073
Soo-roolind		0,159	0,025	0,493	0,243
Suitsupääsuke		0,032	0,001	-0,114	0,013
Suurkoovitaja		0,109	0,012	0,143	0,020
Talvike		0,536	0,288	0,548	0,301

Lisa 4, järg

	1		2	
	r	r ²	r	r ²
Vainurästas	0,051	0,003	0,289	0,084
Võsaraat	0,226	0,051	0,063	0,004
Võsa-ritsiklind	0,166	0,028	-0,086	0,007
Väike-lehelind	0,324	0,105	0,341	0,116
Väike-põõsalind	0,342	0,117	0,136	0,019
Ööbik	0,479	0,230	0,217	0,047