

TARTU ÜLIKOOL
BIOLOOGIA-GEOGRAAFIATEADUSKOND
GEOGRAAFIA INSTITUUT

Magistritöö maastikuökoloogias

**Põllumajandusmaastiku linnustiku mitmekesisuse ja arvukuse seosed
maastikuindeksitega Eesti uurimisalade näitel**

Riho Marja

Juhendajad: prof. Ülo Mander
MSc Evelyn Uuema

TARTU 2007

SISUKORD

SISSEJUHATUS	3
1 ANDMED JA METOODIKA	11
1.1 UURIMISALAD	11
1.2 ANDMED JA NENDE EELTÖÖTLUS	15
1.2.1 Maakasutus	15
1.2.2 Linnustik	16
1.2.2.1 Punktloendus	16
1.2.2.2 Punktloendus käesolevas uurimistöös	17
1.2.2.3 Välitööd	18
1.3 LIIKIDE ARV JA LINDUDE KOHTA ARVUTATUD INDEKSID	19
1.3.1 Liikide arv	19
1.3.2 Shannoni mitmekesisuse indeks (<i>Shannon's Diversity Index, H</i>)	19
1.3.3 Ühtluse indeks (<i>Evenness Index, J</i>)	20
1.3.4 Simpsoni domineerivuse indeks (<i>Simpson's Dominance Index, D</i>)	20
1.4 ANALÜÜSITAVAD MAASTIKUINDEKSID	21
1.4.1 Eraldiste tihedus (<i>Patch Density, PD</i>)	21
1.4.2 Servatihedus (<i>Edge Density, ED</i>)	22
1.4.3 Keskmine eraldiste suurus (<i>Mean Patch Area Distribution, AREA_MN</i>)	22
1.4.4 Koonduvus (<i>Contagion, CONTAG</i>)	23
1.4.5 Shannoni mitmekesisuse indeks (<i>Shannon's Diversity Index, SHDI</i>)	24
1.4.6 Shannoni ühtluse indeks (<i>Shannon's Evenness Index, SHEI</i>)	25
1.5 MAASTIKU ANALÜÜS	25
2 TULEMUSED JA ARUTELU	29
2.1 LOENDUSTE TULEMUSED	29
2.1.1 Liikide ja isendite arv pesitsevatel ja kõikidel registreeritud isenditel aastatel 2002 ja 2004	29
2.1.2 Arvukamad pesitsevad liigid aastatel 2002 ja 2004	31
2.2 LINNUSTIKU MITMEKESISUSE SEOSD MAASTIKUINDEKSITEGA	36
2.2.1 Eraldiste tihedus, <i>PD</i>	36
2.2.2 Servatihedus, <i>ED</i>	38
2.2.3 Keskmine eraldiste suurus, <i>AREA_MN</i>	40
2.2.4 Koonduvus, <i>CONTAG</i>	42
2.2.5 Shannoni mitmekesisuse indeks, <i>SHDI</i>	44
2.2.6 Shannoni ühtluse indeks, <i>SHEI</i>	45
2.3 ÜKSIKUTE LIIKIDE SEOSD MAASTIKUINDEKSITEGA	49
3 JÄRELDUSED JA SOOVITUSED	77
KOKKUVÕTE	81
SUMMARY	83
KASUTATUD KIRJANDUS	86
LISAD	94

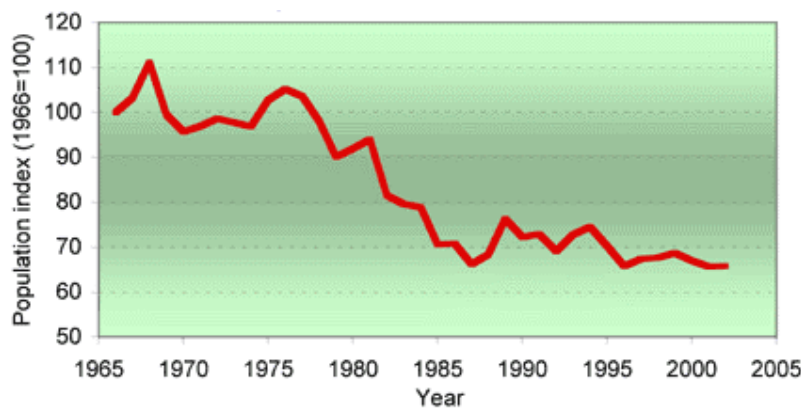
SISSEJUHATUS

Põllumajandusmaastiku linnud Euroopas

Põllumajanduse intensiivistumine algas Euroopas peale Teist maailmasõda (Pain, Pienkowski, 1997; Siriwardena *et al.*, 2000) ja paljude põllumajandusmaastike lindude langus 1970. aastatest on sellest põhjustatud (Donald *et al.*, 2006). Suur hulk viimastest uurimustest on näidanud, et kaasaegne põllumajandus on üks peamisi ohte bioloogilisele mitmekesisusele, mis on võrreldav ulatuslike kliimamuutustega (Donald *et al.*, 2002). Põllumajandusmaastike linnuliikide langus on seotud laiaulatuslike muutustega maakasutuses ja maastiku struktuuri muutustes Lääne- ja Põhja-Euroopas 20. sajandil (Fuller *et al.*, 1995; Chamberlain *et al.*, 2000; Virkkala *et al.*, 2004), mille tagajärjel on tekkinud ulatuslikud homogeensed põllumajandusalad (Söderström, Pärt, 2000). Poolavatud ja avatud põllumajandusmaastikud katavad praegu ligi poole (45%) Euroopast (Schifferli *et al.*, 1999; Donald *et al.*, 2002; Donald *et al.*, 2006). Samas on viimased uuringud näidanud, et põllumajandusmaastik on väga tähtis lindude mitmekesisuse säilitaja Euroopas, mis mõjutab kuni 65% tähtsatest linnualadest (Heath, Evans, 2000).

Intensiivistunud põllumajandus viimastel dekaadidel ja elupaiga muutused, arvatakse olevat peamised faktorid, et lahti seletada paljude põllumajandusmaastike lindude langustrendid (Heikkinen *et al.*, 2004). Kõige rohkem on vähenenud põllumajandusmaastike lindude mitmekesisus eelkõige nendes maades, kus põllumajandus on väga intensiivne (näiteks Inglismaal) (Fuller *et al.*, 1995; Chamberlain, Fuller, 2000; Fox, 2004), kuid langustrendi on täheldatud enamikes Euroopa riikides. Üle-Euroopaline põllumajandusmaastike lindude indeks (*Farmland Bird Index*), mis iseloomustab põllulindude arvukuse trendi võrreldes 1966. aasta tasemega, on alates 1970. aastatest pidevalt langenud (joonis 1). Indeks arvutatakse järgnevalt: igal aastal võetakse 20 Euroopa riigi rahvuslike seireprojektide käigus kogutud andmed viljelusmaa liikide kohta kokku nn. „rahvuslikeks indeksiteks”. Seejärel standardiseeritakse riikide andmed ühtseks Euroopa indeksiks (<http://www.ebcc.info/index.php?ID=148>). Samas on teistes elupaikades (rannikud, siseveekogud, metsad) elavate lindude populatsioonide trendid kas oluliselt vähem langenud või hoopis tõusnud (Donald *et al.*, 2006). Fuller jt. (1995) toovad välja, kuidas aastatel 1970–1990 Inglismaa 28 põllumajandusmaastiku linnuliigist näitas 24

liiki langustrendi. Aastatel 1990-2000 üle Euroopa jälgitud 58 põllumajandusmaastiku linnust näitasid 41 negatiivset keskmist langustrendi, seejuures 19 märkimisväärset langustrendi. Rõhutada tuleks ka seda, et paljud neist liikidest moodustavad globaalsest populatsioonist 25...74% (Donald *et al.*, 2006). Seejuures ei lange mitte ainult pesitsevate lindude arvukus, vaid samuti talvituvate lindude arvukus, sest põllumajandusmaastik on oluline toitumispaik ka talvituvatele lindudele (Donald *et al.*, 2002). Seega on täiesti selge, et antud teemaga tuleb väga tõsiselt tegeleda, sest paljude endeemsete liikide väljasuremine näiteks Kagu-Aasias või Lõuna-Ameerikas on selgelt seotud põllumajanduse intensiivistumisega (Nicoll *et al.*, 2006).



Joonis 1. Üle-Euroopaline põllulindude indeks (<http://www.birdlife.org/eu/cap.html>)

Donald jt. (2002, 2006) toovad välja olulised tegurid, mis mõjutavad põllumajandusmaastike lindude arvukuse langust:

- suurenenud pestitsiidide kasutamine ja võimalik toiduobjektide kadu;
- teraviljapõldude suurenemine rohumaade arvelt;
- elupaikade mitmekesisuse vähenemine ja põldude suuruse kasv, mis on tingitud mehhaniseerimise taseme tõusust;
- hekkide, hekipõõsastike ja muude mitte ülesküntavate elupaikade kadu;
- teraviljade külvi- ja lõikusaja muutused ning talviste kõrrepõldude kadu;
- rohumaade majandamise intensiivsuse kasv, põldude kuivendamine, väetiste kasutamine;
- heinateod on asendatud silo tegemisega;
- madala väärtusega põllumaade hülgamine, millel on kõrge bioloogiline mitmekesisus;

- monokultuuride laiaulatuslik kasvatamine;
- mullaniiskuse kahanemine.

Püütud on uurida ka geneetiliselt muundatud teraviljade mõju lindudele. Arvatakse, et GMO-de mõju põllumajandusmaastike lindudele ei saa olla enam väga suur, sest niigi suur langus põllumajandusmaastike linnuliikide populatsioonides on juba toimunud (Nicoll *et al.*, 2006).

Võrreldes „vanu” viitteist Euroopa Liidu liikmesriiki „uute” liitujatega (10 riiki), siis vanades liikmesriikides on näiteks teraviljatoodang, piimatoodang, traktorite ja kombainide arv, väetiste, insektitsiidide ning herbitisiidide kasutamine statistiliselt usaldusväärsetl erinevad ja oluliselt kõrgemad (Donald *et al.*, 2002). Seega vähemalt Ida-Euroopa uutes liikmesriikides ei tohiks vastavate näitajate mõju oluliselt suurendada, sest Ida-Euroopas pole veel põllumajandusmaastike mitmekesisus nii oluliselt langenud kui Lääne-Euroopas. Samas üldine põllumajanduspoliitika (*The Common Agricultural Policy - CAP*) pigem soodustab intensiivistumise kasvu. Donald jt. (2006) arvates võib CAP-i mõju põllumajanduskeskkonna mitmekesisusele olla Euroopa Liiduga liitunud uuele kümnele riigile veelgi suurem, võrreldes viieteistkümmne vana liikmesriigiga. Ühtsed pindalatoetused on kindlasti avaldanud oma mõju ka Eesti põllumajandusele. Liitumisel Euroopa Liiduga on Eesti põllumajandust palju toetatud ning järjest vähem oleme mõjutatud Nõukogude Liidu kokkuvarisemisest ja selle tagajärjel tekkinud kollapsist Eesti põllumajanduses.

Euroopa Liidu otseseid toetusi, mida makstakse talunikele põllumajandusliku keskkonnatoetuse raames, on Eestis seni kaks: keskkonnasõbraliku tootmise toetus (KST) ning mahetoetus. Mõlemad on mõeldud eelkõige bioloogilise mitmekesisuse säilitamisele (<http://www.agri.ee/mak>).

Põllumajandusmaastiku lindude uuringud Eestis

Eestis on põllumajandusmaastike lindudele seni pööratud suhteliselt vähe tähelepanu. Tüüpilised uuringud Eestis on hõlmanud suuri mitmepalgelisi alasid, kuhu on sisse võetud ka kultuurmaastiku linnustik ning on hinnatud seal elavate lindude arvukust. Seda on tavaliselt tehtud mitte konkreetsete loendustulemustega, vaid ainult hinnangutega.

Eestis teostatav punktloendus pole põllumajandusmaastike lindude kohta seni olulisi arvukuse kõikumise tulemusi andnud. Probleem on selles, et enamik loenduspunkte paiknevad metsades ning vaid väga vähesed põllumajandusmaastikul.

Eesti Ornitoloogiaühingu aastalinnud on olnud rukkirääk (*Crex crex*, 1995. aastal), suurkoovitaja (*Numenius arquata*, 1996. aastal), kiivitaja (*Vanellus vanellus*, 2001. aastal), valge-toonekurg (*Ciconia ciconia*, 2004. aastal) ja hänilane (*Motacilla flava*, 2004. aastal). Neid linde võib pidada tüüpilisteks põllumajandusmaastiku lindudeks.

Rukkiräägu 1995. aasta uuringu tulemused on avaldanud Jaanus Eltsi poolt (Elts, 1997). Kiivitaja ja suurkoovitaja pesitsusaegset arvukust on uuritud Saue seirealal amatöörornitoloog Eet Tuule poolt 40 aasta vältel (Tuule jt., 2002; Tuule jt., 2003).

Oluliselt mahukam uuring algas 2001. aastal, kui tänaseks doktorikraadi saanud Irina Herzon Helsinki Ülikoolist alustas kolme Balti riiki hõlmava põllumajandusmaastike lindude pilootprojektiga. Antud töö lõppes aastal 2003 ning nüüdseks on tulemused avaldatud (Herzon, 2007). Uuringust selgus, et näiteks nurmkana (*Perdix perdix*) ja põldvutti (*Coturnix coturnix*) oli Eesti uurimisaladel oluliselt vähem võrreldes Leedu ja Lätiga. Samas esines kiivitajat, suurkoovitajat, põldlõokest (*Alauda arvensis*) ja põldsiitsitajat (*Emberiza hortulana*) Eestis oluliselt rohkem. Põllumajandusmaastike lindude liigirikkus oli negatiivses seoses teraviljade osakaaluga uurimisaladel. Seejuures oli isendite arv positiivses seoses mitteküntavate elupaiga elementidega (*non-cropped habitat elements*). Põllulindude liikide arv oli kõrgem ekstensiivselt majandatavatel aladel võrreldes intensiivselt majandatavate aladega. „Puhaste põllulindude” (kiivitaja, põldlõoke) rohkus oli negatiivselt seotud intensiivse majandamisega põldudel. Lisaks sellele uuriti liikide arvukusi kasutades erinevaid mudeleid (näiteks elupaikade mudel, maastiku mudel), kus arvestati nii elupaiku kui ka maastiku elemente.

2005. aastal algas Põllumajandusuuringute Keskuse (PMK) poolt korraldatav Eesti Maaelu arengukava 2004-2006 põllumajandusliku keskkonnatoetuse bioloogilise mitmekesisuse hindamise raames põllumajandusmaastike linnuseire projekt, mis kestab tänaseni. Projektis uuritakse erinevate toetuste [mahetoetus (MAHE), keskkonnasõbralik tootmise toetus (KST) ja ühtne pindala toetus (ÜPT)] mõju

bioloogilisele mitmekesisusele. Projekti raames seiratakse ka vihmausse, kimalasi ja taimi. Linnuseire 2006. aasta esialgsed tulemused on esitatud järgnevalt. Tootmistüüpide lõikes (võrdlus piirkonna tasandil) võis välja tuua järgmised statistiliselt usaldusväärsed erinevused:

- 1) Jõgeva/Tartu piirkonnas oli KST aladel transektil pesitsevate liikide mitmekesisus suurem kui ÜPT aladel;
- 2) Jõgeva/Tartu piirkonnas oli MAHE aladel transektil kohatud isendite arv suurem kui ÜPT aladel;
- 3) Jõgeva/Tartu piirkonnas oli MAHE alade summaarne asustustihedus kõrgem kui ÜPT aladel;
- 4) Võru piirkonnas oli MAHE alade summaarne asustustihedus kõrgem kui KST aladel;
- 5) Jõgeva/Tartu piirkonnas oli MAHE aladel põldlõokese asustustihedus suurem kui KST aladel.

Seega ilmneseid tootmistüüpide erinevused enim Jõgeva/Tartu piirkonnas, samal ajal kui Saaremaa piirkonnas ei õnnestunud leida tootmistüüpide vahel statistiliselt usaldusväärset erinevust ühelgi juhul (Elts, 2006a).

Põllumajandusmaastiku linnud Eestis

Eesti lindude nimestikku kuulub 31.12.2006 seisuga 359 loodusliku päritoluga ja meil või naabermaades püsiva asurkonna moodustanud või sissetoodud (kategoriad A-C) ja 6 teadmata päritoluga (kategooria D) linnuliiki (<http://www.eoy.ee/>). Neist väga olulise osa moodustavad 122 liiki (131 liiki; Elts, 2003a), kes kasutavad suuremal või vähemal määral põllumajandusmaastikku.

Elts (2003a) klassifitseerib Eesti põllumajandusmaastiku linnud viide kategooriasse:

- 1) linnuliigid, kes pesitsevad ja toituvad põllumajandusmaastikus (veedavad selles maastikus suurema osa pesitsusajast) — 38 liiki [näiteks valge-toonekurg, suitsupääsuke (*Hirundo rustica*), talvike (*Emberiza citrinella*)];
- 2) pesitsevad puistus, kuid toituvad regulaarselt põllumajandusmaastikus — 29 liiki [näiteks väike-konnakotkas (*Aquila pomarina*), kaelustuvi (*Columba palumbus*), metskiur (*Anthus trivialis*)];
- 3) liigid, kes pesitsevad põllumajandusmaastikus ja märgaladel — 17 liiki [näiteks rukkirääk, naerukajakas (*Larus ridibundus*), hänilane];

- 4) juhuslikud pesitsejad/toitujad põllumajandusmaastikus — 13 liiki [näiteks väikekajakas (*Larus minutus*), õõnetuvi (*Columba oenas*), hallõgija (*Lanius excubitor*)];
- 5) liigid, kasutavad põllumajandusmaastikku rändel — 25 liiki [näiteks suur-laukhani (*Anser albifrons*), valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*)].

Sarnaselt Euroopaga on langenud ka Eesti põllumajandusmaastike lindude arvukused. Üle-Euroopalise tähtsusega linnuliike (Kose, 2002), kes on seotud ka põllumajandusmaastikega, on Eestis kokku 31. Euroopa Liidu linnudirektiivi I lisa liikidest on suhteliselt arvukalt esindatud valge-toonekurg, roo-loorkull (*Circus aeruginosus*), rukkirääk, sookurg (*Grus grus*), punaselg-õgija (*Lanius collurio*), täpikhuik (*Pozana porzana*) ja teder (*Tetrao tetrix*). Vähem arvukalt on esindatud välja-loorkull (*Circus cyaneus*), soo-loorkull (*Circus pygargus*), põldtsiitsitaja, sinirind (*Luscinia svecica*) ja niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*). Küllaltki arvukalt peatuvad rändel meie põllumajandusmaastikus valgepõsk-lagle, tutkas (*Philomachus pugnax*), rüüt (*Pluvialis apricaria*) ja vöötsaba-vigle (*Limosa lapponica*). Samas on drastiliselt vähenenud väikepistriku (*Falco columbarius*), tutka ja siniraa (*Coracias garrulus*) arvukus, kes veel paarkümmend aastat tagasi olid suhteliselt tavalised haudelinnud Eestis. Uues Eesti looduskaitseaduses on I kaitsekategoorias 8 liiki 14-st, kes on seotud põllumajandusmaastikuga. II kaitsekategoorias on 13 põllumajandusmaastikega seotud liiki 35-st (<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=760301>). III kaitsekategoorias on 36 liiki 67-st (<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=760308>). See näitab, et väga suur hulk Eesti põllumajandusmaastike lindudest on kaitse alla võetud ja väärivad tähelepanu. Sellest lähtuvalt ongi õigustatud põllumajandusmaastike lindude uuringud, sest osade liikide puhul ei teatagi, miks nende arvukus on nii palju alanenud.

Põllumajandusmaastiku linnustiku mitmekesisus ja maastiku struktuur

Lindude arvukuse järgi on hea hinnata põllumajandusmaastike kvaliteeti, sest lindude arvukuse või levila kahanemine on sageli seotud elupaiga omaduste halvenemisega või selle hävimisega, olles tihedalt seotud teiste elusorganismide seisundiga (Elts, 2003b). Samuti on linnud väga head indikaatorid uurimaks elupaiga struktuuri ja koosseisu (Burel *et al.*, 1998). Bergin jt. (2000) iseloomustavad oma artiklis, kuidas

maastiku struktuuri muutused on kahjulikult mõjunud nii liigirikkuse kui ka arvukuse langusele Põhja-Ameerikas, Estades ja Temple (1999) esitavad sarnaseid tulemusi Lõuna-Ameerika lindude kohta.

Linnustikku käsitlevates maastikuökoloogilistes uurimistes pälvib praegu ehk enim tähelepanu nii üksikute liikide kui ka liigirikkuse ja jaotumise seostamine maastiku struktuuriga. Üle maailma on uuritud metsalinde seoses metsade fragmenteerumisega. Uuringute tulemused näitavad, et mõned linnuliigid jäävad seoses metsade fragmenteerumisega isolatsiooni, sest nende pesitsusterritooriumide suurused võivad olla väga väikesed. Samas kaasnevad fragmenteerumise järel tihti pesariüstamised vaenlaste poolt, mikrokliimaatilised muutused ja servaefekti suurenemine, mis võib kaasa tuua suurema konkurentsi (Estades, Temple, 1999; Brotons, Herrando, 2001). Sarnaselt metsalindudele on tähelepanu pööratud ka märgalade, savannide, kõrbete, preeria ning põllumajandusmaastike lindudele ja leitud seosed lindude ning ümbritseva maastiku vahel vägagi erinevates skaalades (Chamberlain, Wilson, 2002). Samuti on uuritud lindude käitumisökoloogia, pesitsusedukuse, territooriumi suuruse ja maastiku seoseid (Söderström *et al.*, 2001; Chamberlain, Wilson, 2002; Oja *et al.*, 2005).

Samas tuleb rõhutada, et mitte kõik uurijad ei jõua alati sarnaste tulemusteni, kuna kasutatakse erinevaid programme, meetodikaid, uurimisalasid ning uuringute kestused varieeruvad palju. Näiteks Atauri ja de Lucio (2001) esitavad tulemused, kus maastiku struktuuri heterogeensus on lindudele (võrreldes kahepaiksete, roomajate ja liblikatega) kõige tähtsam komponent. Alles teisel kohal on valdav maakasutuse tüüp. Heikkinen jt. (2004) toovad oma artiklis välja, et võrreldes ainult linde ja maastikku (jättes välja elupaiga) tuleb tulemustesse suhtuda ettevaatusega. Rõhutatatakse, et liigirikkuse ja maastiku struktuuri seostamisel tuleks kindlasti kaasata elupaikade analüüs eelkõige ökoloogilise tähtsuse huvides. Samas on mitmed uuringud pühendatud ainult elupaikadele ning maastikustruktuur on uurimisest välja jäetud (Burel *et al.*, 1998). Üldistatult võiks öelda, et põllumajandusmaastike lindudele tervikuna on tähtis nii mitmekesine elupaiga muster (Dramstad *et al.*, 2001; Benton *et al.*, 2003) kui ka mitmekesine ümbritseva maastiku struktuur (Tryjanowski, 1999). Üldtunnustatud on aga see, et lindude arvukus on seotud maastiku mitmekesisusega (Farina, 1997).

Seoses nii maastikuökoloogia, modelleerimise ja geograafilise informatsioonisüsteemide arenguga viimastel aastakümnetel on nüüd võimalik veelgi täpsemalt uurida lindude arvukuse, mitmekesisuse, maakasutuse ning maastiku struktuuri seoseid. Üheks võimaluseks on hinnata maastiku ja elupaikade struktuuri maastikuindeksite abil ning seeläbi leida maastiku struktuuri mõju linnustiku mitmekesisusele.

Käesoleva uurimustöö eesmärgiks on leida seoseid erineva suurusega pindaladele arvatud maastikuindeksite ja põllumajandusmaastiku linnustiku mitmekesisuse näitajate vahel kui ka erinevate liikide arvukuse/asustustiheduse vahel. Püstitati kaks hüpoteesi:

- 1) maastiku struktuur mõjutab linnustiku mitmekesisust. Mida keerukam on uurimisala maastik, seda suurem on seal lindude liigiline mitmekesisus.
- 2) üksikute liikide asustustihedus/arvukus on sõltuvad maastiku struktuurist.

Järgnevalt on esitatud töös kasutatud mõistete seletus:

- 1) Uurimisruut – ruutkilomeetrine ruut. Neid oli igas maakonnas kümme (kolmes maakonnas kokku 30).
- 2) Loenduspunkt – igal uurimisruudul paiknes 4 loenduspunkti. Igas maakonnas on 4*10 loenduspunkti ehk 40 loenduspunkti (kolmes maakonnas kokku 120).
- 3) Pesitsevad isendid (territoriaalsed isendid) – loenduspunktides loendatud vastava liigi isendid, kes peaksid kindlasti olema seotud antud uurimisruuduga ehk need linnud, kelle elupaigaks on uurimisruut (näiteks laulev isalind, poegi toitev emaslind, ärev vanalind jne.).
- 4) Kõik registreeritud isendid - nende all on arvestatud nii pesitsevad isendeid (näiteks laulvad isaslinnud) kui ka ülejäänuid (näiteks toituvad isendid).

1 ANDMED JA METOODIKA

1.1 UURIMISALAD

Uurimisalad valiti välja 2002. aastal Irina Herzoni poolt Helsinki Ülikoolist projekti „Põllumajandusmaastiku linnustik Balti riikides” raames. Käesoleva uurimistöo autor osales alates 2002. aastast selles projektis, mistõttu uurimisalade valik on magistritöös sama, mis kogu projektis. Uurimisalade valikul lähtuti põllumajandusmaa osatähtsusest maakonna territooriumis (põllumajandusmaa, mis on kaetud erinevate teraviljade, rapsi jne. või rohumaadega) ja põllumajanduse intensiivsusest maakonnas (näiteks traktorite arv, väetiste kasutamine jne.). Vastav info saadi statistika aastaraamatutest. Eesmärgiks oli valida kolm maakonda vastavalt maastiku avatuse gradiendile: väga avatud maastikust fragmenteerunud maastikuni. Nende andmete ja maastiku parameetrite alusel tehti peakomponentanalüüs. Seejuures jäeti välja maakonnad, kus põllumajandus oli marginaalne. Sellest tulenevalt valiti välja kolmes maakonnas asuvad uurimisalad (joonis 2):

- 1) Lääne-Virumaal Väike-Maarja vallas;
- 2) Jõgevamaal Palamuse, Tabivere ja Jõgeva vallas;
- 3) Valgamaal Sangaste ja Tõlliste vallas (Herzon, 2007).



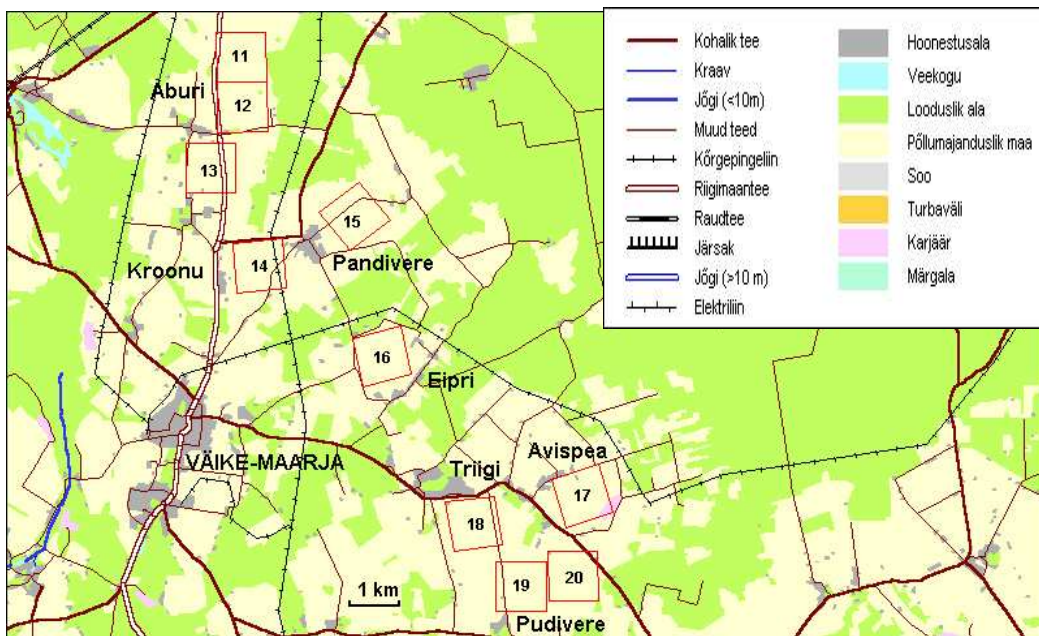
Joonis 2. Uurimisalade paiknemine maakondades.

Uurimisalad olid 100 km² suurused, igas uurimisalas valiti juhuslikult omakorda kümme ruutkilomeetrist detailuuringute ala loendusvõrgustikust (joonised 3-6). Mõnes piirkonnas tuli valitud alasid nihutada, et uurimisruudus moodustaks avamaastik piisava osakaalu (vähemalt 80%). Uurimisruutude valikul oli tähtis, et:

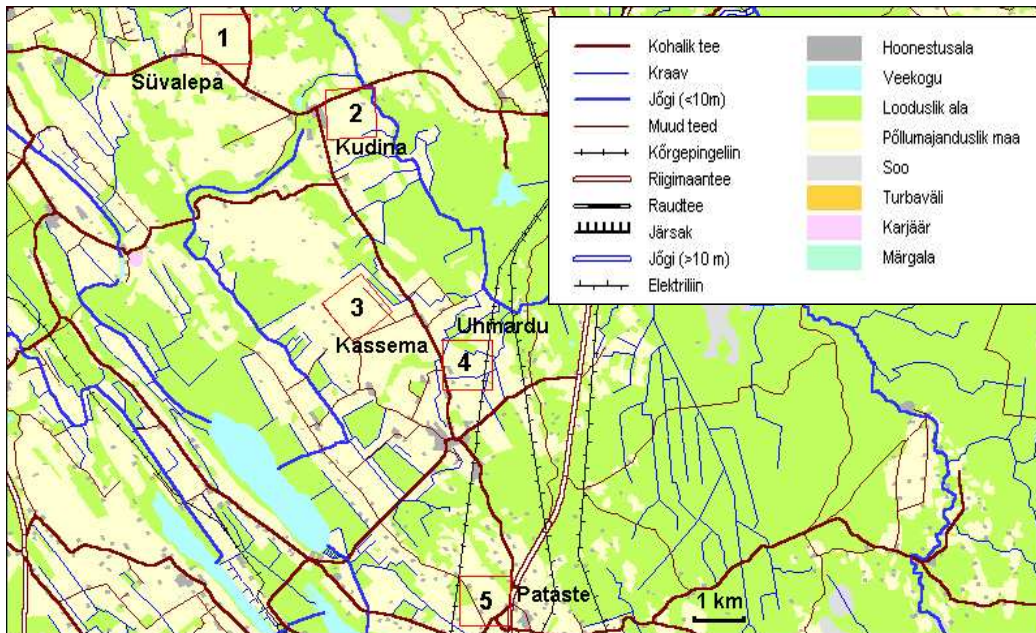
- 1) ükski ala poleks metsaga kaetud rohkem kui 10 protsenti;
- 2) ala pindalast moodustaks vähemalt 80% põllumajandusmaastik;
- 3) ükski loenduspunkt ei satuks taluhoovi või keset asfaltteed;
- 4) alad ei tohi vastavas maakonnas üksteisest väga kaugel asuda (üle 30 kilomeetri) (Herzon, 2007).

Valitud uurimisruudud olid järgmised (joonised 3-6):

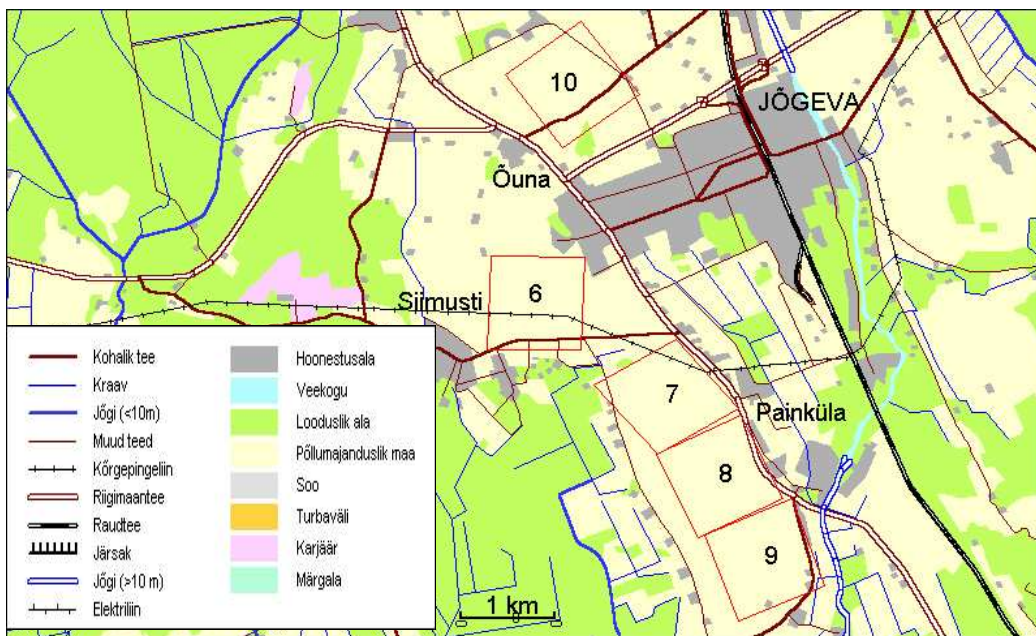
- 1) Lääne-Virumaal (Aburi juures kolm ala, lisaks Kroonu, Pandivere, Eipri, Triigi, Avispea ja Pudivere);
- 2) Jõgevamaal (Painküla juures kolm ala, lisaks Pataste, Uhmardu, Kassemäe, Kudina, Süvalepa, Õuna ja Siimusti);
- 3) Valgamaal (Kurevere ligikal kaks ala, Sangaste, Lauküla juures kaks ala, Tiidu, Lossiküla, Tagula ja Korva luhal kaks ala).



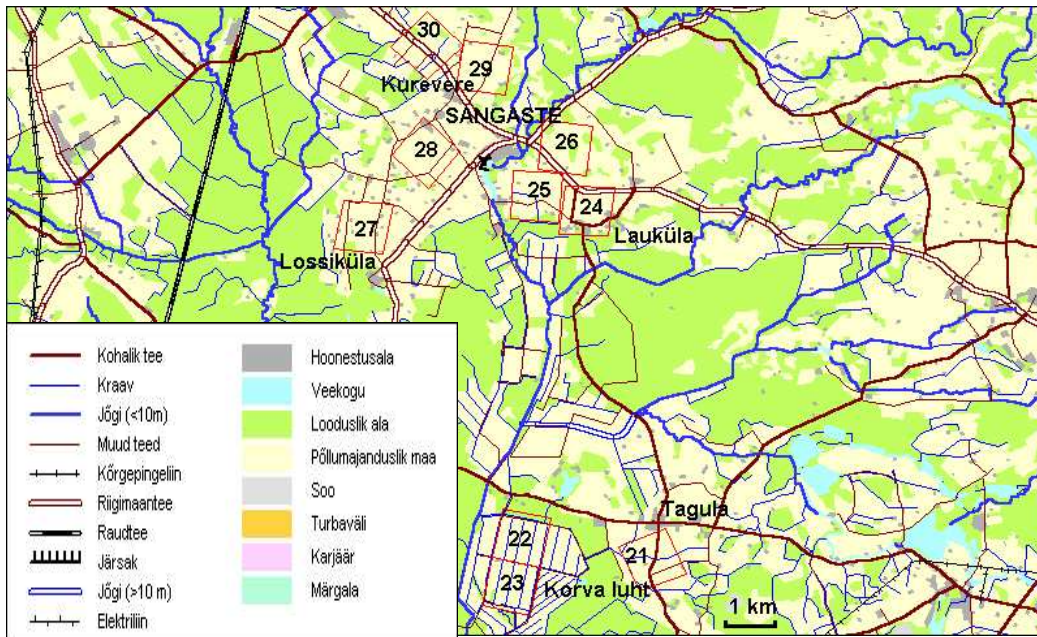
Joonis 3. Lääne-Virumaa uurimisala üldkaart. Alus: Eesti Baaskaart (1: 50 000).



Joonis 4. Jõgevamaa uurimisala üldkaart 1. Alus: Eesti Baaskaart (1: 50 000).

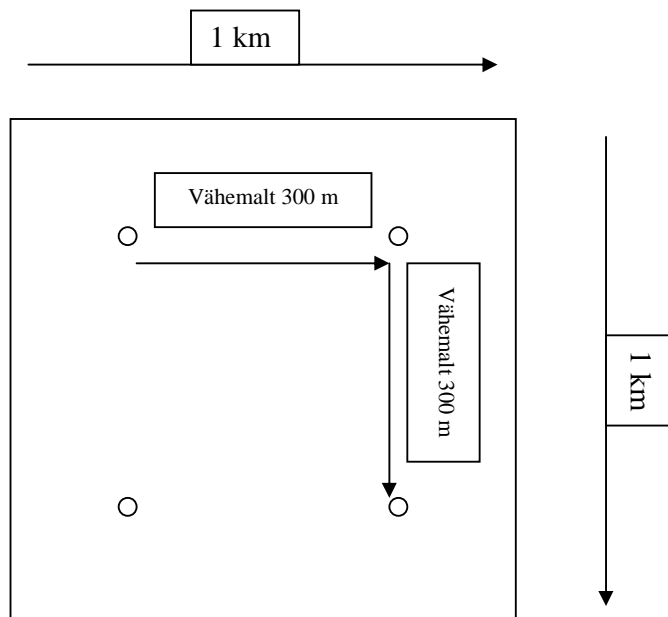


Joonis 5. Jõgevamaa uurimisala üldkaart 2. Alus: Eesti Baaskaart (1: 50 000).

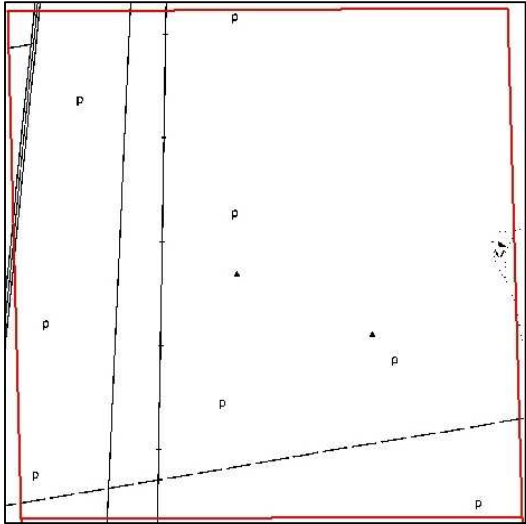


Joonis 6. Valgamaa uurimisala üldkaart. Alus: Eesti Baaskaart (1: 50 000).

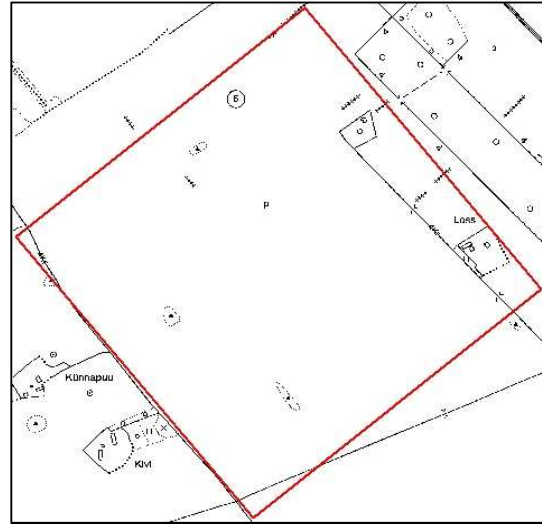
Igal uurimisruudul oli neli loenduspunkti, mis paiknesid süstemaatiliselt: ligilähedaselt võrdsetel kaugustel loendusruudu nurgast, miinimumdistsantsiga punktide vahel vähemalt 300 m (Herzon, 2007) (Joonis 7). Illustreerivalt on väljatoodud kolme maakonna uurimisruutude näited joonistel 8-10.



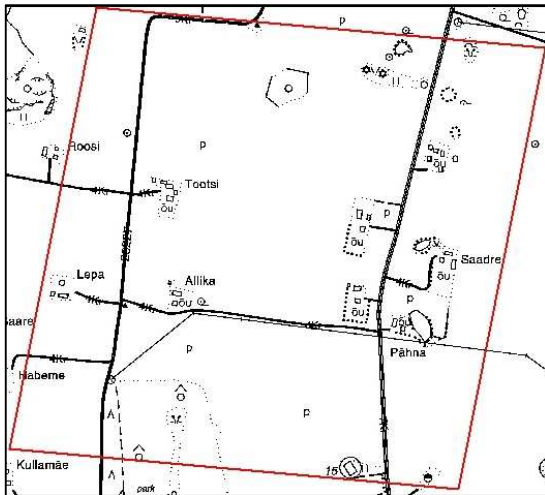
Joonis 7. Loenduspunktide asetsemine ruutkilomeetrisel uurimisalal.



Joonis 8. Lääne-Virumaa uurimisruut nr. 11.



Joonis 9. Jõgevamaa uurimisruut nr. 3.



Joonis 10. Valgamaa uurimisruut nr. 27.

1.2 ANDMED JA NENDE EELTÖÖTLUS

1.2.1 Maakasutus

Maakasutuse andmetena kasutati Eesti Põhikaarti 1:10 000. Vajalikud kaardilehed vastavates maakondades olid järgmised:

- 1) Valgamaal: 54.132, 54.134, 54.141, 54.231, 54.232, 54.234, 54.241;
- 2) Jõgevamaal: 54.954, 54.963, 64.043, 64.052, 64.053, 64.054, 64.132, 64.134;
- 3) Lääne-Virumaal: 64.524, 64.531, 64.532, 64.533, 64.534, 64.622, 64.631.

Põhikaardi maakasutusandmed (<http://www.maaamet.ee>) klassifitseeriti veidi ümber, lähtudes eelkõige ökoloogilisest tähtsusest põllumajandusmaastike lindudele. Osadele maakasutustüüpidele omistati uued koodid (esitatud lisas 1), mida oli vaja rastri tegemiseks. Eelkõige täpsustati põllukultuure ja vastavad andmed saadi välitöödel kaardistamise teel. Kõlvikute piire täpsustati, kasutades maakatastrite kihte ja ortofotosid.

1.2.2 Linnustik

1.2.2.1 Punktloendus

Ühes punktis seistes on võimalik lugeda kokku kõik kuulnud ja nähtud linnud/linnuliigid. See on kõige lihtsam meetod ja seda on laialt kasutatud pesitsevate lindude lugemiseks näiteks Prantsusmaal ja Ameerika Ühendriikides. Punktloendust võib lugeda ka transektloenduseks (sel juhul on nii transekti pikkus kui ka liikumise kiirus 0) (Bibby *et al.*, 1992).

Punktloenduse eelised on järgmised:

- 1) väga lihtne meetod;
- 2) loendaja kontsentreerub ainult lindude loendamisele ja elupaigale ning ei pea linde loendama liikumise ajal;
- 3) paremad võimalused lindude määramiseks kui transektloendusel;
- 4) lihtsam kindlaid liike seostada vastava elupaigaga;
- 5) väga efektiivne loendusmeetod – ühe hommikuga saab loendada maksimaalselt 16 punktis;
- 6) transekti läbitavus on lihtsam, väiksem on tõenäosus, et transektile võib ette jääda mõni lai oja, jõgi või märgala. (Bibby *et al.*, 1992).

Punktloenduse puudused on järgmised:

- 1) ei kata kogu ala ja kõiki linde ei loeta kokku;
- 2) suurem võimalus lugeda mõnda lindu topelt;
- 3) raske leida varjulise käitumisega liike ning neid liike, kes põgenevad, kui loendaja parajasti loenduspunkti jõuab (loendus ise pole veel alanud);
- 4) punktloendus ei ole standardiseeritud meetod;

5) mõni vaikse häälega lind võib märkamata jääda, seega punktloendus võib alahinnata lindude asustustihedusi, kuid enamik tihedusi jäävad 30% piiridesse (Bibby *et al.*, 1992; 1998).

1997. aastal teostati Lääne-Poolas kolme erineva loendusmeetodi võrdlus. Tulemuseks saadi, et kõige rohkem liike loendatakse kaardistamise meetodiga. Punktloendus andis keskmise tulemuse ning transektloendus andis kõige väiksema tulemuse. Kui aga võrrelda omavahel kõikide linnuliikide paaride arvu, siis kõige rohkem loendatakse kaardistuse meetodiga, järgneb transektloendus ning seejärel punktloendus (Surmacki, Tryjanowski, 1999).

Punktloenduse kestus on vahemikus 2...20 minutit. Mida pikemalt linde loendatakse, seda rohkem kontakte saadakse. Teisest küljest on aga probleemiks topeltloendus. Mida kauem linde loendatakse, seda suurem on topeltloenduse protsent. Kõige tavalisemad punktloenduse ajad on 5 või 10 minutit (Bibby *et al.* 1992).

1.2.2.2 Punktloendus käesolevas uurimistöös

Loenduseks kasutati katastrikaarti (aastal 2002) ja Eesti Põhikaarti (aastal 2004) mõõtkavas 1:10 000. Kaardile kanti ala nimetus, kuupäev, ilmastik, loenduse algus ja lõpp minutilise täpsusega. Detailskeem koos registreeritud liikide märgetega on esitatud lisas 2.

Kui loendaja jõudis kaardile märgitud punkti, siis 5 minuti jooksul kandis ta kaardile kõik nähtud ja kuulud linnud vastavalt linnu paiknemisele ja tema tegevusele (laulmine, toitumine, ärevushüüd jne.). Lindude tegevuse märkimiseks kasutati erinevaid koode, mis on esitatud lisas 3.

Igas punktis fikseeriti maksimaalne isendite arv loenduse jooksul. Loetud linnud interpreteeriti kui individuaalsed isendid (näiteks laulev isane on üks lind ja nähes ühte isas- ja emaslindu loeti neid kahe linnuna). Kui mõnel juhul oli võimalik loendada toituvaid linde mitmest punktist (näiteks toituvad suurkoovitajad), siis loendati nad ainult ühest punktist (Herzon, 2007). Antud uurimistöösse on võetud kõik linnuliigid, keda välitööde ajal nähti/kuuldi tegutsemas põllumajandusmaastikus. Antud töös on tulemustena esitatud nii kahest kui ka neljast loendusest saadud

maksimumtulemus kohatud lindude arvukusest (pesitsevad isendid ja kõik registreeritud isendid). Kahte loendust on kasutatud pesitsevate isendite puhul seepärast, et oleks võimalik andmeid omavahel võrrelda (samas on esitatud ka nelja loenduse tulemused kõikide registreeritud isendite näol).

1.2.2.3 Välitööd

Aastal 2002 algasid välitööd mai keskel ja kestsid juuni II dekaadini. Alade uuringul teostati kaks loendust: esimene mai keskel ja teine juuni keskel. Aastal 2004 teostati kokku neli loendust. Neist kolm toimusid varahommikul (aprilli, mai ja juuni keskpaigas) ning lisaks toimus öine loendus juunis.

Välitööd algasid kõigil hommikutel loendustel kell 5 (tund peale päikesetõusu) ja kestsid maksimaalselt kuni kella kümneni, sest just sellel ajal on enamus (kuigi mitte kõik) põllumajandusmaastikega seotud lindudest kõige aktiivsemad (toitumine, laulmine). Peale kella 10 läheb ilm tavaliselt liiga soojaks ja lindude aktiivsus langeb järsult (Koskimies, Väisänen, 1991; Bibby *et al.*, 1998).

Öine loendus toimus kella üheteistkümnest kaheni ja erines oluliselt varahommikusest loendusest, sest:

- 1) ööd on sel perioodil väga lühikesed;
- 2) pimedas on punkte raskem üles leida;
- 3) linde on öösel tunduvalt vähem;
- 4) probleemid maaomanike ning koduloomadega (eelkõige ketistamata koerad); samuti on öösel võõra inimese põllul viibimine keelatud, kui selleks pole vastavat luba saadud.

Seetõttu kasutati öisel loendusel autot, sest kõikide uurimisruutude läheduses asuvad teed. Kui jõuti vastava uurimisruudu ligidusse, siis lülitati auto mootor välja. Selliseid peatusi tehti orienteeruvalt iga 150m järel kolmeks minutiks. Kokkuvõtvalt võib nentida, et kui linde üldse öösel uurimisruudus tegutses, siis nad ka avastati. Auto müra häiriv faktor polnud kindlasti märkimisväärne, sest uurimisalade juures on palju teid ning talusid. Põllumajandusmaastiku linnud on niigi kohastunud erinevate põllutöömehhanismide ja häirimise faktoriga.

Ebasoodsad ilmastikuolud (väga tugev tuul, vihasadu, rahe, kuid samuti väga kõrged ja madalad temperatuurid) mõjutavad loendustulemusi kolmel juhul:

- 1) lindude aktiivsus väheneb – see mõjutab tugevasti andmete kogumist;
- 2) ilmastikuolud vähendavad võimalusi tegelikult näha või kuulda linde;
- 3) vaatelejal endal pole samuti adekvaatset tähelepanu, kui tal endal on liiga kuum või külm (Koskimies, Väisänen, 1991; Bibby *et al.*, 1998).

Neid tegureid arvestades loendati linde alati “ilusa” ilmaga, kus ühegi segava ilmastikuteguri (väga tugev tuul, liiga kõrge temperatuur) mõju polnud märkimisväärne (Marja, 2005).

Välitöid teostasid antud uurimistöö autor, Jaanus Elts ja Uku Paal.

1.3 LIIKIDE ARV JA LINDUDE KOHTA ARVUTATUD INDEKSID

1.3.1 Liikide arv

Liikide arvuks võeti kahest loendusest saadud kõik kohatud pesitsevad isendid kahel loendusaastal (pesitsevate isendite analüüs). Kõikidest registreeritud isenditest analüüsiti kahe loenduse andmeid aastast 2002. Seejuures võeti 2004. aastal arvesse nii kahe kui ka nelja loenduse tulemusi.

Lisaks liikide arvule arvutati veel kolm indeksit. Need valiti seepärast, et nad kirjeldaksid nii mitmekesisust (Shannoni mitmekesisuse indeks), ühtlust koosluses (ühtluse indeks) kui ka liikide domineerivust (Simpsoni domineerivuse indeks). Töös kasutatud indeksid on kirjeldatud alljärgnevalt.

1.3.2 Shannoni mitmekesisuse indeks (*Shannon's Diversity Index, H*)

Shannoni mitmekesisuse indeksit (H) kasutatakse väga laialt liikide kirjeldamiseks erinevates kooslustes. Shannoni mitmekesisuse indeks sõltub nii liikide arvust kui ka rohkusest (valem 1) (Begon *et al.*, 1996):

$$H = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (1)$$

S - liikide üldarv koosluses (liigirikkus);

p_i – liigi osakaal kõikidest liikidest.

Shannoni mitmekesisuse indeks näitab nii liikide rikkust kui ka ohtrust uuritava alal. Mida rohkem on uuritava alal liike ja mida suurem on nende arvukus, seda suurem on indeksi väärtus (Begon *et al.*, 1996).

1.3.3 Ühtluse indeks (*Evenness Index, J*)

Ühtluse indeks (*J*) näitab liikide jaotust koosluses ning antud indeksit kasutatakse ökoloogias sarnaselt Shannoni mitmekesisuse indeksile laialt (valem 2) (Begon *et al.*, 1996):

$$J = \frac{-\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i}{\ln S} = \frac{H}{\ln S} \quad (2)$$

H - Shannoni mitmekesisuse indeks;

S - liikide üldarv koosluses (liigirikkus).

Ühtluse indeks näitab uuritava ala linnuliikide ühtlust (näitab palju liigilisest mitmekesisusest realiseerub). Kui kõiki liike on ühepalju, siis on ka ühtlus suur. Kui liikide arvukused varieeruvad, siis on ühtlus väike. Indeksi väärtus on vahemikus 0...1 ning 1 näitab täielikku ühtlust (kõiki liike on täpselt ühepalju) (Begon *et al.*, 1996).

1.3.4 Simpsoni domineerivuse indeks (*Simpson's Dominance Index, D*)

Simpsoni domineerivuse indeks (*D*) näitab tõenäosust, et kaks juhuslikult valitud isendit on samast liigist. Simpsoni domineerivuse indeks (valem 3) näitab antidiversiteeti (Begon *et al.*, 1996):

$$D = \sum p_i^2 \quad (3)$$

p_i - liigi osakaal kõikidest liikidest.

Simpsoni domineerivuse indeksi puhul tähistab 0 suurt mitmekesisust ja 1 näitab, et mitmekesisust pole (ehk mida suurem on *D* väärtus, seda madalam on mitmekesisus) (Begon *et al.*, 1996).

1.4 ANALÜÜSITAVAD MAASTIKUINDEKSID

Maastikuindekseid kasutatakse maastikuökoloogias sageli maastikumustri hindamiseks, kirjeldamiseks ja elusorganismidega seostamiseks. Levinuimaks programmiks on *Fragstats*, mida kasutati ka käesolevas uurimistöös.

Fragstats-i töötasid algselt välja Barbara Marks ja Kevin McGarigal 1993 a. USA Oregoni Ülikoolis DOSi ja Unixi keskkonna jaoks (McGarigal, Marks, 1995). Nüüdseks on välja tulnud juba *Fragstats 3.3*, millel on ka graafiline kasutajaliides. *Fragstats 3.3*. puuduseks on asjaolu, et see ei võimalda analüüsida vektorkujul olevaid andmeid (Koduvvere, 2002).

Analüüsiks valiti välja kuus indeksit, mida allpool on täpsemalt käsitletud kasutatud tarkvara “kirjaviisis” – valemite esitusviis ja ühikute valik järgib *Fragstats*-i stiili.

1.4.1 Eraldiste tihedus (*Patch Density*, PD)

Maastik koosneb erinevat tüüpi eraldistest (näiteks maakasutustüüpidest). Eraldiste tihedus maastiku tasandil näitab eraldiste arvu teatud pindalaühiku kohta (*Fragstats*-is arvutatakse 100 ha kohta) (valem 4):

$$PD = \frac{N}{A}(10000)(100), \quad (4)$$

kus N on eraldiste koguarv maastikus;

A on maastiku üldpindala (m²).

Mida rohkem on maastikus eraldisi, seda suurem on indeksi väärtus. See indeks on heaks indikaatoriks maastiku fragmenteerituse aspektist ning seega ka väga oluline määramaks maastiku struktuuri. Indeks võimaldab võrrelda ka erinevaid maastikke.

Eraldiste tiheduse ja lindude mitmekesisuse vahel võiks olla järgnev seos: mida rohkem on põllumajandusmaastikus eraldisi, seda suurem on seal lindude mitmekesisus (nii liike kui ka isendeid).

1.4.2 Servatihedus (*Edge Density, ED*)

Servaks loetakse maastikuökoloogias piiri kahe erineva maastikuklassi vahel (Farina, 1998). Servatihedus maastiku tasandil on kõikide maastikuklasside piiride pikkus pindalaühiku kohta (valem 5):

$$ED = \frac{E}{A}(10000), \quad (5)$$

kus E – servade üldpikkus maastikus (m);

A - maastiku kogupindala (ha).

Servatihedus on eraldiste kaju keerukuse mõõt ja väljendab maastikumosaiigi heterogeensust. Maastikuökoloogiliste uuringute seisukohalt on servatihedus ja ka teised serva indeksid olulised servaefekti tõttu.

Servaefekt esineb maastikuosise või koosluse siirdevööndis (ökoton), mis sisaldab mõlema elemente ja on seepärast keskkonnalt komplekssem või liigirikkam kui kumbki neist (Jagomägi *et al.*, 1988). Näiteks metsa ja niidu servaalal on rohkem valgust kui metsas ning vähem kui niidul. Sellest tulenevalt esineb seal liike mõlemast kooslusest. Osad liigid on tugevalt mõjutatud servadest, kuid mõningaid teisi liike ei mõjuta need üldse (Farina, 1998).

Seos lindudega võiks olla järgnev: homogeensemas maastikus (servatihedus väike) on vähem linnuliike.

1.4.3 Keskmise eraldiste suurus (*Mean Patch Area Distribution, AREA_MN*)

Keskmine eraldiste pindala (hektarites) leitakse kõikide maastikus olevate eraldiste pindalade summeerimise ning aritmeetilise keskmise alusel (valem 6):

$$AREA_MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)}{N} \quad (6)$$

a_{ij} - eraldise (ij) pindala;

N - eraldiste koguarv maastikus.

Maastiku tasandil aitab keskmine eraldiste suurus kirjeldada eraldisi, mida sisaldab uuritav maastik. Mida väiksem on indeksi väärtus, seda fragmenteeritum (keerukam) on maastik. Kui indeksi väärtus on suur, siis fragmenteerituse aste on madalam ehk maastik on homogeensem.

Keskmise eraldiste suuruse ja liikide arvu vahel võiks olla järgnev seos – kui keskmine eraldiste suurus on suur (eraldisi on maastikus vähe), on ka linnuliike vähem ja vastupidi.

1.4.4 Koonduvus (*Contagion*, CONTAG)

Koonduvus näitab, millisel määral on eraldised maastikus koondunud või hajunud (Farina, 1998). Tegelikult ei mõõda koonduvus otseselt eraldiste agregeeritust, vaid ühte maakasutuse tüüpi pikslite koonduvust. Arvutuslikult saadakse koonduvuse väärtus sama tüüpi pikslite naabrussuhete arvude järgi maastikus ning pole oluline, millisesse eraldisse piksel kuulub või kui palju eraldisi üldse on.

Koonduvuse indeksi arvutamise võimalusi on mitmeid. *Fragstats 3.1*-s baseerub see aga tõenäosusel leida *i*-tüüpi piksli kõrvalt *j*-tüüpi piksel (valem 7):

$$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] \cdot \left[\ln(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] \quad (100) \quad (7)$$

P_i on klassi *i* poolt maastikus hõlmatav osakaal;

g_{ik} on naabrussuhete arv klassi *i* ja *k* vahel baseerudes mitmekordse arvestamise meetodile¹;

m on klasside arv maastikus, kaasarvatud maastiku piir.

¹ Mitmekordne arvestamine (*double count method*)- iga pikslipaari naabrussuhet arvestatakse kaks korda ja pikslite järjekord säilitatakse. Ühekordne arvestamine (*single count method*) seevastu võtab ühe pikslipaari naabrussuhet arvesse ainult üks kord ja pikslite järjekorda ei säilitata.

Koonduvuse väärtuseks on 0%, kui eraldiste tüübid on maksimaalselt hajunud (st. iga piksel on eri tüüpi) ja maksimaalselt vahelduvad (võrdne arv paaride naabrussuhteid). Koonduvuse väärtuseks on 100%, kui eraldised on maksimaalselt koondunud (maastik koosneb ühest eraldisest) (Farina, 1998; Koduvere, 2002).

Liikide arvu ja koonduvuse seos võiks olla järgmine: mida suurem on koonduvuse väärtus, seda vähem on liike.

1.4.5 Shannoni mitmekesisuse indeks (*Shannon's Diversity Index, SHDI*)

Shannoni mitmekesisuse indeksit mõjutab peamiselt kaks komponenti: rohkus ja ühtlus. Rohkuseks on siinkohal erinevate maakasutuse tüüpide arv ja ühtluseks nende pindalaline proportsioon maastikus. Shannoni mitmekesisuse indeks on rohkem tundlik eraldiste rohkuse suhtes, see tähendab, mida enam on maastikus eri tüüpi eraldisi, seda suurem on indeksi väärtus. Indeks on tundlik harva esinevate eraldiste tüüpide suhtes (Farina, 1998).

Maastiku keerukus arvutatakse teatud tüüpi eraldiste esinemise tõenäosuste ja nende logaritmväärtuste korrutiste summana (valem 8):

$$SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i), \quad (8)$$

kus P_i on eraldise tüübi i osakaal maastikus.

Indeksi väärtus on 0, kui maastikus on ainult üks eraldis (st. mitmekesisus puudub) ja indeksi väärtus kasvab kui erinevat tüüpi eraldiste arv kasvab või/ja nende jaotus ruumis muutub ühtlasemaks.

Seos liikide arvuga võiks olla järgnev: heterogeensemas maastikus (suurem indeksi väärtus) on rohkem liike.

1.4.6 Shannon'i ühtluse indeks (*Shannon's Evenness Index, SHEI*)

Shannoni ühtluse indeks näitab eraldiste tüüpide ühtlast jaotust maksimaalse ühtlusena (ühtlus täiendab domineerivust; Farina, 1998) (valem 9):

$$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln m}, \quad (9)$$

kus P_i on eraldise tüübi i osakaal maastikus;

m - eraldiste tüüpide arv maastikus (välja on jäetud maastiku piirid, kui need on olemas).

Shannoni ühtluse indeks on null, kui maastik sisaldab vaid ühte tüüpi eraldist (mitmekesisust pole) ja läheneb nullile kui erinevate eraldiste tüüpide jaotus on väga ebäühtlane (domineerib üks eraldiste tüüp). Shannoni ühtluse indeks on üks, kui eraldiste tüüpide jaotus on alal ühtlane (proportsionaalne rohkus on sama).

Antud indeksi seos võiks olla liikidega järgmine: kui eraldised on maastikus ühtlaselt jaotunud (suurem indeksi väärtus), siis on liigirikkus suurem.

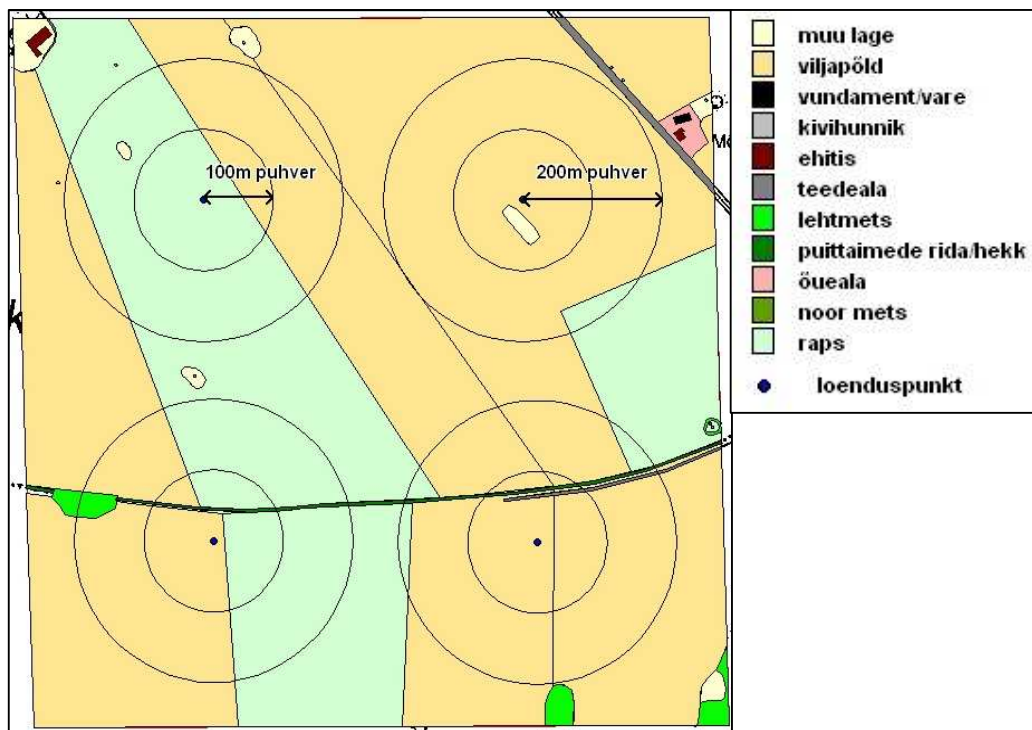
1.5 MAASTIKU ANALÜÜS

Maastiku analüüsi algallikana kasutati Eesti põhikaarti vektorkihte (põhialad, jooned, punktid) MapInfo formaadis. Kõik uurimisruudud ja loenduspunktid digitaliseeriti MapInfos.

Joonobjektidele ja punktobjektidele tuli teha ümber kahe-meetrine puhver, et objektid rasteriseerimisel kaduma ei läheks. Seejärel ühendati MapInfos põhialade, joonobjektide ja punktobjektide kihid omavahel. Peale seda konverteeriti MapInfo kiht ArcView-sse ning kirjutati loenduspunkti/uurimisruudu fail (vektorkujul) ümber rasterfailiks (*Theme – Convert to Grid...*). Piksli serva pikkuseks valiti 1 meeter. Rasterfailid omakorda eksporditi ASCII failiks (*Export Data Source... - ASCII Raster*) (ASCII faili suudab *Fragstats* lugeda) ning seejärel arvutati *Fragstats*-is välja erinevad maastikuindeksid.

Maastikuindeksid arvutati kolmes kategoorias:

- 1) iga uurimisruudu kohta pindalaga 100 hektarit (igas maakonnas 10 uurimisruutu), kokku 30 uurimisruutu mõlemal aastal;
- 2) loenduspunktile tehti ümber 100-meetrine puhver pindalaga 3,14 hektarit (joonis 11) ja arvutati maastikuindeksid (igal uurimisruudul 4 - kokku maakonnas 40; kokku 40 loenduspunkti maakonnas * 3 maakonda = 120 loenduspunkti mõlemal uurimisaastal);
- 3) loenduspunktile tehti ümber 200-meetrine puhver pindalaga 12,54 hektarit (joonis 11) ja arvutati maastikuindeksid; sarnaselt eelmisele saadi kokku 120 loenduspunkti mõlemal uurimisaastal.



Joonis 11. 100- ja 200- meetri puhvrid ümber loenduspunktide.

Erineval tasandil arvutati maastikuindeksid seepärast, et seni on selgusetu, kui suurelt peaks ümber loenduspunkti või loendustransekti maastiku struktuuri arvestama. Kirjanduse põhjal on erinevates uurimistöodes kõigil autoritel arvestatud maastiku struktuuri ja uuritud alade pindalaid erinevalt. Samuti varieerub erinevatel liikidel kodupiirkond (*home range*) oluliselt. Oma bakalaureusetöös arvasin maastikuindeksid ühe ruutkilomeetrise ruudu kohta. Sellisel juhul on arvestatud ka maastikku, kus linde ei loetud (ruudu nurkades olevad liigid võisid loendusel

registreerimata jääda, sest neid polnud võimalik näha/kuulda). Samas saab sellele vastulausena väita, et linnud ongi väga liikuvad ja võisidki käia ka loendusala-delt väljas (nende ümbruses) toitumas. Seetõttu tegin ümber loenduspunktide kahe erineva suurusega puhvrid (100 ja 200 meetrit). Selle eeliseks on see, et arvestatakse ainult maastikku, mis on ümber konkreetse loenduspunkti. Miinuseks on aga ilmselt see, et mõned liigid (kiivitajad, kajakad jms) võisid loenduspunktist näiteks 250 meetri kaugusel olla ning nende avastamine lagedal põllul ei tekita probleeme. Samas jääb maastikuindeksite arvutamisest sel juhul ümbritsev maastik välja, kui tegemist on 100- või 200-meetrise puhvriga. Suuremat puhvrit (näiteks 300 meetrit) ei katsetatud, sest paljude liikide määramine nii kaugelt (binokliga) on problemaatiline.

Fragstats-is saadud tabelid korrastati *MS Excel*-is ja edasine analüüs viidi läbi *STATISTICA 6.1*-s. Kuna Kolmogorov-Smirnovi testi järgi analüüsitava-te lindude kohta arvatud muutujad ja liikide arvukused ei vastanud normaaljaotusele, siis arutati astakorrelatsioonikordajad (Spearman'i ρ) maastikuindeksite ja lindude kohta arvatud muutujate vahel ning gamma astakorrelatsioonikordaja (γ) maastikuindeksite ja liikide arvukuse vahel. Rohkearvuliste liikide arvukusi analüüsiti Kruskal-Wallisese keskmiste astakute võrdluse testiga ja Mann-Whitney U-testiga. Usaldusnivooks valiti kõigil juhtudel 95%.

Lindude kohta arvatud muutujaid analüüsiti mitmel tasandil. Kõigepealt viidi analüüs läbi iga maakonna kohta eraldi (igas maakonnas 40 loenduspunkti 100 ja 200-meetri puhvri tasandil ning 10 uurimisruudu tasandil) kahel uurimisaastal. Teiseks võeti arvesse kõikide maakondade loenduspunktid/uurimisruudud kokku (120 loenduspunkti/30 uurimisruutu mõlemal uurimisaastal). Lisaks korreleeriti üksikute liikide arvukusi/asustustihedusi maastikuindeksitega eraldi. Tulemustes on välja toodud kahel tasandil saadud analüüsi tulemused.

1. Korreleeriti pesitsevatele isenditele arvatud muutujaid (liikide arv, Shannoni mitmekesisuse indeks, ühtluse indeks ja Simpsoni domineerivuse indeks) kõigi maastikuindeksitega. Pesitsevatest isenditest on kasutatud mõlemal aastal mai ja juuni loenduse tulemusi, et neid saaks omavahel võrrelda. Kui analüüsis ei tulnud statistiliselt usaldusväärset seost, siis vaatasin 2004. aasta

puhul kõigi nelja loenduse tulemusi pesitsevatel lindudel. Kui seejärel leiti statistiliselt usaldusväärne seos, siis tõin selle eraldi tulemustes välja (markeerimiseks kasutasin „*”). Kui aga seejärel ei saadud statistilist usaldusväärset seost, siis analüüsisin mõlemal uurimisaastal kahe põhiloenduse (mai, juuni) tulemusi kõikide registreeritud isenditega. Kui ilmnis statistiliselt usaldusväärne seos, lisasin selle tulemusesse kasutades „**”. Kui peale viimasena väljatoodud analüüsi ikkagi ei tulnud välja statistilist usaldusväärset seost, siis 2004. aasta andmete alusel viisin analüüsi läbi, kasutades kõigi nelja loenduse tulemusi kõikide registreeritud isendite puhul. Sel juhul statistiliselt usaldusväärset seosed on märgitud „****”.

2. Analüüsi eraldi liikide maksimumarvukusi loenduspunktides/ uurimisruutudes. Põhianalüüs hõlmas eelkõige pesitsevaid isendeid. Analüüsiks võeti kokku kõigi loenduspunktide/uurimisruutude (mõlemal aastal 120 loenduspunkti (nii 100 kui ka 200 meetrise puhvriga või 30 uurimisruutu) tulemused. Kui pesitsevatel isenditel ei ilmnenu statistiliselt usaldusväärseid tulemusi mõlema uurimisaasta põhiloenduste põhjal, siis viidi analüüs läbi ka kõikide registreeritud isenditega (samamoodi nagu on esitatud eelnevas lõigus).

2 TULEMUSED JA ARUTELU

2.1 LOENDUSTE TULEMUSED

2.1.1 Liikide ja isendite arv pesitsevatel ja kõikidel registreeritud isenditel aastatel 2002 ja 2004

Tabelist 1 selgub, et lindude liigirikkus pesitsevatel isenditel võib kahel erineval aastal väga tugevasti kõikuda. See tuleb eelkõige esile Valgamaal, kus aastal 2004 oli üle kahe korra rohkem liike kui aastal 2002. Jõgevamaal lisandus liike vähem ning Lääne-Virumaal oli liikide arv praktiliselt muutumatu. Üldine trend on aastal 2004 selgelt tõusvam (lisas 4 on võrdlevalt esitatud kahel aastal pesitsevate isendite liikide arv ja asustustihedus 10 km² suurusel alal). Vaadates 2004. aasta nelja loenduse liikide arvu, ilmneb kindel trend liikide arvu suurenemisele loenduste arvu lisandumisel (Valgamaal on vastav näitaja 6 liiki, Jõgevamaal 8 liiki). Seda asjaolu võiks põllumajandusmaastiku lindude loenduse planeerimisel arvesse võtta. Autori arvates ei tasuks piirduda kahe loendusega mais ja juunis. Kindlasti võiks loendada ka aprilli lõpuosas ja lisaks võiks veel olla öine loendus.

Tabel 1. Pesitsevate liikide ja isendite arv aastatel 2002 ja 2004.

Uurimisala	Pesitsevate liikide arv kahel põhiloendusel		Pesitsevate liikide arv 4 loendusel	Pesitsevate isendite arv kahel põhiloendusel		Pesitsevate isendite arv 4 loendusel
	2002	2004	2004_(4)	2002	2004	2004_(4)
Valgamaa	24	51	57	387	443	567
Jõgevamaa	24	30	38	217	276	377
Lääne-Virumaa	23	25	27	295	296	400
Kõik maakonnad	33	53	60	889	1015	1344

Vaadeldes isendite arvu kahe aasta võrdlusel, võib tõdeda, et Valgamaal ja Jõgevamaal on vastav näitaja kasvanud kahe põhiloenduse puhul, kuid erinevused pole nii suured kui liikide arvu puhul (tabel 1). Lääne-Virumaal on pesitsevate isendite arv praktiliselt sama kahel põhiloendusel. Kui arvestada neid tulemusi kokku kõikide maakondade jaoks, siis erinevus on kahe aasta puhul veidi üle saja isendi, mis pole väga suur vahe. Samuti tuleb pesitsevate isendite puhul välja juba eelnevalt väljatoodud trend – isendite arv kasvab loenduste lisandudes. Näiteks 2004. aasta võrdlusel on see keskmiselt 100 isendit rohkem maakonna kohta nelja loenduse puhul.

Analüüsidest kõiki registreeritud liike kahe uurimisaasta põhiloendustel on tulemused küllaltki sarnased pesitsevate liikidega (tabel 2). Valgamaal on selgelt rohkem kõiki registreeritud liike 2004. aastal, ehkki arvu „käärid” pole nii suured kui pesitsevate liikide puhul. Jõgevamaal ja Lääne-Virumaal on kõiki registreeritud liike lisandunud oluliselt vähem. Jällegi tuleb esile juba eelnevalt väljatoodud trend – mida rohkem on loendusi, seda suurem on registreeritud liikide arv. Valgemaal registreeriti 2004. aasta neljal loendusel puhul 12 liiki ning Jõgevamaal ja Lääne-Virumaal 5 liiki rohkem kui kahel põhiloendusel. Täielik registreeritud liikide nimekiri kahel uurimisaastal on esitatud lisas 5.

Tabel 2. Kõikide registreeritud liikide ja isendite arv aastatel 2002 ja 2004.

Uurimisala	Kõikide registreeritud liikide arv 2 põhiloendusel		Kõikide registreeritud liikide arv 4 loendusel	Kõikide registreeritud isendite arv 2 põhiloendusel		Kõikide registreeritud isendite arv 4 loendusel
	2002	2004	2004_(4)	2002	2004	2004_(4)
Valgamaa	50	64	76	997	1245	1670
Jõgevamaa	42	47	53	881	1142	1541
Lääne-Virumaa	48	50	55	956	1574	5452
Kõik maakonnad	68	80	92	2764	3961	8663

Kõikide registreeritud isendite arv on selgelt kõrgem kõigis maakondades 2004. aasta kahe põhiloenduse puhul (tabel 2). See erineb pesitsevate isendite arvust, mis olid kahe aasta võrdluses üldiselt sarnased (tabel 1). Arvestades 2004. aasta kõiki nelja loendust on vahed muidugi veel suuremad (tabel 2). Eriti tuleb see esile Lääne-Virumaa puhul, kus 2004. aastal on kahe loenduse põhjal registreeritud 1574 isendit, nelja loenduse põhjal 5452. Sellise suure vahe tingivad kevadloendusel kohatud haned. Näiteks ühel Lääne-Virumaa uurimisalal loendati kokku 3000 rabahane (*Anser fabalis*)/suur-laukhane, mis põhjustabki suure erinevuse.

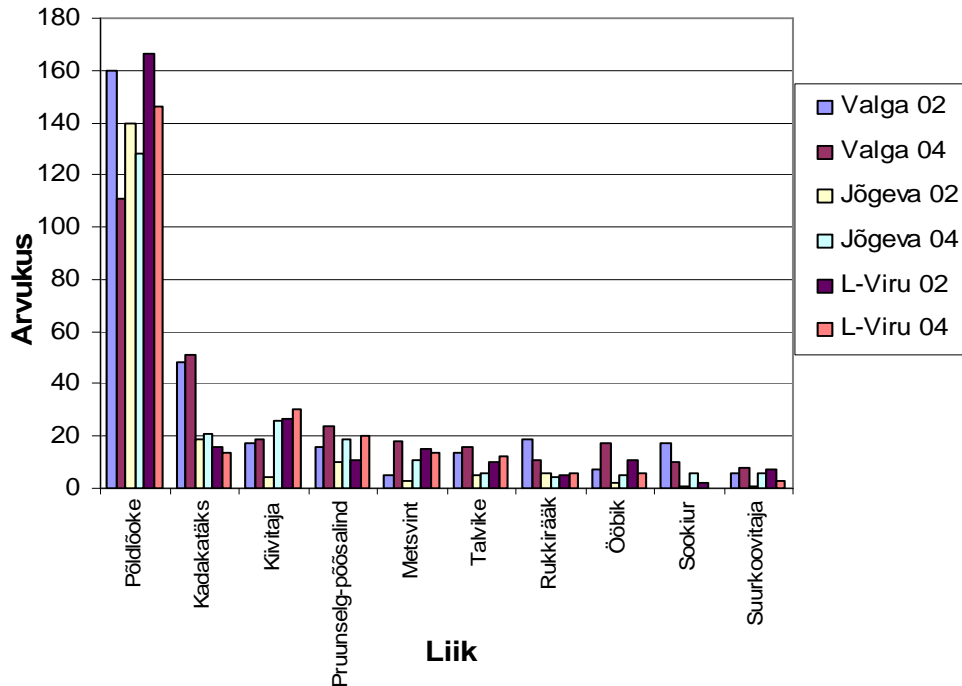
Kokkuvõtteks võib antud alalõigu puhul öelda, et liikide arvud on veidi erinevad pesitsevate liikide puhul kahe põhiloenduse võrdluses (eriti Valgemaal), kuid pesitsevate isendite arv kahe aasta lõikes niipalju ei erine. Kõikide registreeritud liikide puhul pole vahed samuti väga suured mõlema uurimisaasta kahel põhiloendusel, kuid kõikide registreeritud isendite arv on selgelt kõrgem 2004. aastal. Võrreldes 2004. aastal kahe ja nelja loenduse tulemusi on üks muutumatu trend – nii liikide arv kui ka isendite arv suureneb loenduste lisandumisel.

Antud tulemused sarnanevad Soomes uuritud metsalindude liigirikkuse tulemustega. Shannoni mitmekesisuse indeks oli kõige kõrgem Ida-Soomes (võrreldav Valgamaaga), keskmine Kesk-Soomes (võrreldav Jõgevamaaga) ja madalaim Lääne-Soomes (võrreldav Lääne-Virumaaga). Sama uuringu tulemustena oli kõige liigirikkam piirkond Ida-Sooe, seejärel Kesk-Sooe ning madalaim oli liigirikkus Lääne-Soomes (Brotons *et al.*, 2003).

2.1.2 Arvukamad pesitsevad liigid aastatel 2002 ja 2004

Arvukamate pesitsevate liikide arvukus kõigub nii kahe aasta võrdlusel kui ka maakonniti (joonis 12). Samas esinevad statistiliselt olulised arvukuse erinevused vaid üksikute liikide puhul. Kruskal-Wallise testi kasutamisel ilmnemid statistiliselt usaldusväärsed arvukuse kõikumise erinevused maakondade vahel ainult kadakatäksi (*Saxicola rubetra*) puhul uurimisruutude tasandil (lisa 6). Loenduspunktide tasandil ilmnemid erinevused põldlökese, rukkiräägu ja kadakatäksi puhul (lisa 7).

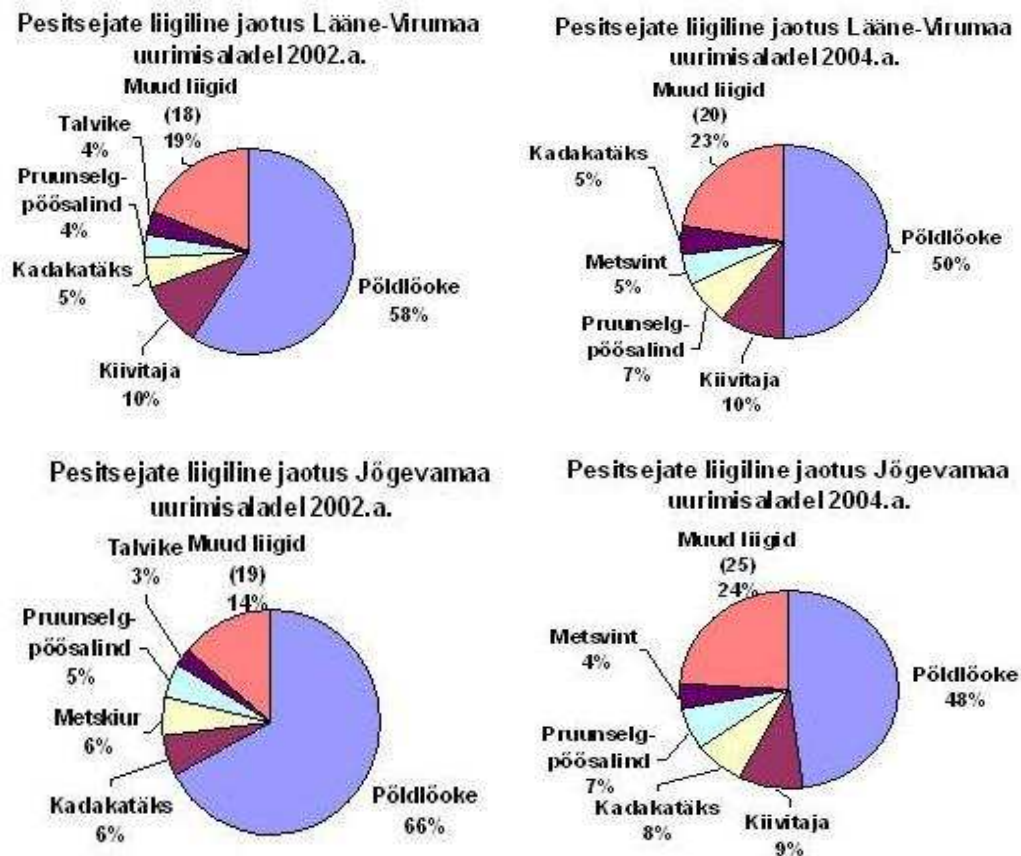
Mann-Whitney U-testi järgi võrreldi arvukuse kõikumist maakondades kahe aasta võrdlusel ja statistiliselt usaldusväärne erinevus arvukuses saadi vaid põldlökesele Valgamaal kahe aasta võrdlusel uurimisruutude tasandil (lisa 8). Loenduspunktide tasandil ilmnes rohkem erinevusi. Jõgevamaal saadi statistiliselt usaldusväärne arvukuse kõikumise erinevus metsvindil (*Fringilla coelebs*), ööbikul (*Luscinia luscinia*) ja kiivitajal kahe aasta võrdlusel (lisa 9). Samuti ilmnes loenduspunktide tasandil statistiliselt usaldusväärne arvukuse kõikumine põldlökese ja metsvindi puhul Valgamaal. Lääne-Virumaal usaldusväärsed arvukuse kõikumise erinevusi ei leitud.



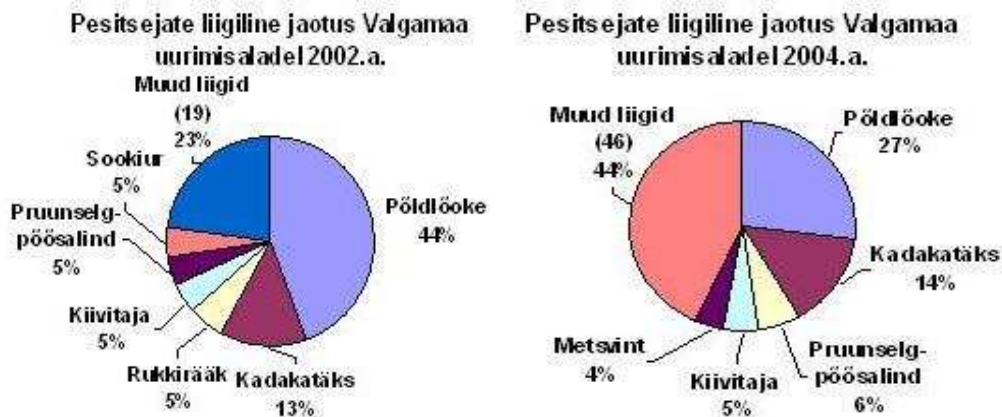
Joonis 12. Pesitsevate isendite maksimaalne arvukus erinevates maakondades kahe aasta võrdlusel. Esitatud on 10 arvukamat linnuliiki.

Kõikidel aladel on kõige arvukamaks pesitsevaks liigiks põldlõoke (joonis 12). Liigi arvukus on mitmeid kordi kõrgem teistest pesitsevatest liikidest. Antud töö tulemused näitavad, et pesitsevatest liikidest Eesti põllumajandusmaastikus on kõige suurem arvukus ülekaalukalt põldlõokesel. Arvukuselt teise liigina järgneb põldlõokesele kadakatäks. Kadakatäksi puhul tuleb selgelt välja maakondlike arvukuste erinevus (joonis 12). Valgamaal on kadakatäksi poole rohkem kui Jõgevamaal või Lääne-Virumaal ning see erinevus on ka statistiliselt usaldusväärne (lisa 6 ja 7). Kadakatäksile järgneb arvukuselt kiivitaja. Maakondlike arvukuse erinevused pole väga suured: loendatud on kiivitajat kõige rohkem Lääne-Virumaa uurimisalal mõlemal aastal ning aastal 2004 Jõgevamaal (2002. aastal oli viimases üllatavalt vähe antud liiki; joonis 12). Analüüsil ilmneski statistiliselt oluline erinevus kiivitaja arvukuse vahel kahe aasta võrdlusel Jõgevamaal (lisa 9). Neljandal kohal on arvukuselt pruunselg-põõsalind (*Sylvia communis*), kelle arvukus on kõikides maakondades sarnane (joonis 12). Pruunselg-põõsalinnule järgnevad liigid (kahaneva arvukusega järjekorras): metsvint, talvike, rukkirääk, ööbik, sookiur (*Anthus pratensis*) ja suurkoovitaja.

Pesitsevatest liikidest domineeris Lääne-Virumaal mõlemal uurimisaastal põldlooke (joonis 13). Aastal 2002 oli põldlooke osa liigilisest jaotusest 58% ja aastal 2004 oli vastav näitaja 50%. Teisel kohal on mõlemal uurimisaastal kiivitaja, kelle osa pesitsevatest liikidest kahel põhiloendusel oli 10%. Samuti oli kadakatäksi osa mõlemal aastal võrdne – 5%. Pruunselg-pöösaliinu osa pesitsejate liigilisest jaotusest on mõnevõrra tõusnud. 2002. aastal oli see 4%, seevastu 2004. aastal 7%. Kui aastal 2002 oli viiendaks arvukamaks liigiks talvike (4%), siis 2004. aastal oli selleks metsvint (5%). Muude liikide osakaal on samuti kahel uurimisaastal küllaltki võrdne. Aastal 2002 moodustasid ülejäänud pesitsevad liigid (18 liiki) 19%, 2004. aastal 23% (20 liiki). Seega on mõlemal uurimisaastal arvukamate pesitsevate liikide jaotus küllaltki sarnane. Erinevus on vaid ühe arvukama liigi osas.



Joonis 13. Pesitsevate isendite liigiline jaotus maakondades mõlemal uurimisaastal.

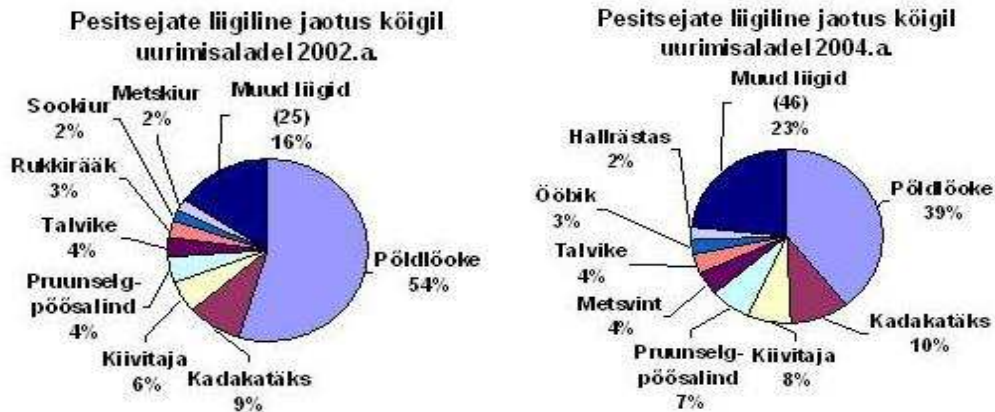


Joonis 13 (järg). Pesitsevate isendite liigiline jaotus maakondades mõlemal uurimisaastal.

Jõgevamaal on suurim osa pesitsevatest liikidest samuti põldlõokesel – 2002. aastal 66% pesitsevate lindude liigilisest jaotusest, 2004. aastal 48% (joonis 13). Võrdlusena on võimalus kasutada Põllumajandusuuringute Keskuse (PMK) poolt läbiviidud linnuseire uuringu tulemusi erinevate tootmistüüpide põldudel 2006. aasta kohta Jõgevamaa loendustransektidel. Need jaotused järgnevalt: 10 transekti mahealadel, 6 transekti keskkonnasõbraliku tootmise põldudel ja 6 transekti ühtse pindalatoetuse põllumaadel. Antud uuringu tulemusena oli põldlõokese osa pesitsevate lindude liigilisest jaotusest 55% (Elts, 2006b), mis on küllaltki sarnane 2004. aasta loenduste tulemustega. Pesitsevate kadakatäkside osa liigilisest jaotusest Jõgevamaal oli 2002. aastal 6%, 2004. aastal 8%. PMK linnuseire tulemusel oli vastav näitaja 10%, mis on samuti sarnane antud töös saadud tulemustega. Pruunselg-põõsalinnu osa pesitsevatest liikidest 2002.aastal 5%, 2004. aastal 7%. PMK 2006. aasta uuringute tulemusel oli see 4%. Kiivitajate osa pesitsevatest liikidest oli 9% 2004. aastal, kuid 2002. aastal viie arvukama liigi hulka ei kuulunud (PMK 2006.aasta linnuseire tulemus 9%). Aastal 2002 oli talvikese osa 3% ja metskiuru osa 6% pesitsevatest liikidest, kuid 2004. aastal oli nende liikide asemel enamlevinud liikide nimistus metsvint (4%). Võrdlusena võib öelda, et PMK linnuseire tulemusel oli 2006. aastal talvikesi 6% pesitsevatest liikidest. Ülejäänud liike oli 2002. aastal kokku 19 (14%) ning 2004. aastal oli 25 liiki (24%). PMK linnuseire tulemusel oli vastav näitaja Jõgevamaal 23 liiki (16%).

Valgamaal oli põldlöökeste osa pesitsevatest liikidest selgelt alla poole [2002. aastal 44%, 2004. aastal 27%; (joonis 13)]. Kui võrdlusena kasutada 2006. aastal PMK linnuseire saadud tulemusi Võrumaalt (valdav enamus linnuseire alasid asusid Antsla vallas, mis on Tõlliste naabervald), siis vastav näitaja oli 33%. Samuti moodustas pesitsevate kadakatäkside olulise osa pesitsevatest liikidest (2002. aastal 13%, 2004. aastal 14%). Võrumaal oli 2006. aasta uuringu puhul see näitaja 18%. Pruunselg-põõsalinnu osa on 2002. aastal olnud 5% ja 2004. aastal 6% pesitsevatest liikidest (2006. aastal PMK linnuseire osas Võrumaal 7%). Kiivitaja osa pesitsevatest liikidest oli mõlemal aastal 5% Valgamaa uurimisaladel, kuid 2006. aastal PMK linnuseire osas kiivitaja viie arvukama liigi hulgas polnud. Rukkirääku ja sookiuru oli 2002. aastal 5% pesitsevatest liikidest, kuid 2004. aastal nad enam esile ei kerkinud. 2004. aastal oli hoopis metsvinti 4%. 2006. aastal Võrumaal oli arvukuselt viiendaks liigiks talvike (7% pesitsevatest liikidest). Muid liike oli 2002. aastal Valgamaal 19 (23%) ning 2004. aastal 46 (44%). Võrdlusena 2006. aastal oli see näitaja Võrumaal 24 liiki (29%). Seega on antud uurimistöö tulemused Jõgevamaa ja Valgamaa puhul küllaltki sarnased 2006. aastal PMK poolt korraldatud seire osas.

Liites maakondade andmed, saame mõlemal uurimisaastal põldlöökeste osa pesitsevatest liikidest oluliselt suurema kui teistel liikidel (joonis 14). Põldlöökestele järgnevad (kahanevas järjekorras) kadakatäks, kiivitaja, pruunselg-põõsalind ja talvike. 2002. aastal oli pesitsevatest liikidest oluliselt rohkem rukkirääku, sookiuru ja metskiuru. 2004. aastal on rohkem domineerinud metsvint, ööbik ja hallrastas. Seega kõige arvukamad liigid (5 liiki) on mõlemal aastal samad, kuid neile arvukuselt järgnevad liigid on vahetunud kahe uurimisaasta võrdlusel. Muude liikide osa on olnud suurem 2004. aastal (23%).



Joonis 14. Pesitsevate isendite liigiline jaotus kõigil uurimisaladel mõlemal uurimisaastal.

2.2 LINNUSTIKU MITMEKESISUSE SEOSSED MAASTIKUINDEKSITEGA

2.2.1 Eraldiste tihedus, PD

Maakondade uurimisruutude eraldiste tiheduse keskmine oli kõrgeim mõlemal aastal Valgamaal (2002.a. PD=184,87 ja 2004.a. PD=184,37), keskmine Jõgevamaal (2002.a. PD=84,65 ja 2004.a. PD=85,74) ja kõige madalam Lääne-Virumaal (2002.a. PD=45,36 ja 2004.a. PD=46,66. Valgamaa uurimisaladel on tunduvalt rohkem eraldisi (keerukam maastik) kui Jõgevamaal või Lääne-Virumaal.

Kolme maakonna loenduspunktidele (nii 100- kui ka 200-meetrise puhvriga) ja uurimisruutudele arvatud eraldiste tihedus korreleerus hästi nii liikide arvu kui ka Shannoni mitmekesisuse indeksiga, seda eriti 2004. aastal kõigis uuritavates maakondades (tabel 3). See viitab asjaolule, et mida suurem on eraldiste tihedus, seda suurem on ka lindude mitmekesisus. Põhjuseks on, et mida rohkem erinevad eraldised (näiteks põõsad, kivihunnikud), mis on põllumajandusmaastike lindudele elupaigaks (pesade asukoht, laulmiskoht jne.), toitumispaiagaks, pelgupaigaks jne., vahelduvad põldudega, seda suurem on lindude mitmekesisus.

Ühtluse indeks andis samuti usaldusväärsed positiivsed seosed maastikuindeksitega Valga- ja Jõgevamaal, nii 100- kui ka 200-meetrise puhvriga 2004. aastal. See näitab, et mida keerukam on maastik, seda ühtlasem on ka liikide ja isendite jaotus seal. Ruutkilomeetriste uurimisalade puhul on seosed kõikidel juhtudel (v.a. Jõgevamaa 2002) keskmise suurusega ja positiivsed, kuid statistilist usaldusväärstust analüüsis ei

leitud. Simpsoni domineerivuse indeks andis analüüsil samuti usaldusväärsed negatiivsed seosed eraldiste tihedusega uuritavates maakondades 2004. aastal. Seega, mida vähem on maastikus eraldisi, seda ebahühtlasem on liikide ja isendite arv uuritava alal.

Tabel 3. Eraldiste tiheduse ja lindude kohta arvatud indeksite vahelised astakorrelatsioonikordajad (rasvases kirjas statistiliselt usaldusväärsed seosed, olulisuse kriteerium $p \leq 0,05$).

Aasta	Liikide arv		Shannoni mitmekesisuse indeks		Ühtluse indeks		Simpsoni domineerivuse indeks	
	2002	2004	2002	2004	2002	2004	2002	2004
Valgamaa								
100 m puhver (n=40)	0,2	0,34	0,2	0,4	0,12	0,47	-0,21	-0,45
200 m puhver (n=40)	0,21	0,4	0,21	0,44	0,03	0,49	-0,19	-0,48
1 km uurimisruut (n=10)	0,31	0,65	0,36	0,61/ 0,71**	0,45	0,53	-0,39	-0,6
Jõgevamaa								
100 m puhver (n=40)	0,44	0,44	0,41	0,47	0,33	0,48	-0,41	-0,46
200 m puhver (n=40)	0,32	0,57	0,31/ 0,42**	0,6	0,24/ 0,39**	0,61	-0,32	-0,6
1 km uurimisruut (n=10)	0,23	0,69	0,12	0,65	0,08	0,6	-0,13	-0,58
Lääne-Virumaa								
100 m puhver (n=40)	-0,04	0,12/ 0,59*	0,00	0,14/ 0,57*	0,07	0,23	-0,02	-0,17/ -0,54*
200 m puhver (n=40)	0,32	0,48	0,33	0,5	0,22/ 0,33**	0,41	-0,31/ -0,45*	-0,52
1 km uurimisruut (n=10)	0,5	0,69	0,56	0,65	0,31	0,45	-0,59	-0,5
Kõik loenduspunktid 100 m puhver (n=120)	0,31	0,4	0,31	0,43	0,26	0,44	-0,31	-0,44
Kõik loenduspunktid 200 m puhver (n=120)	0,4	0,58	0,4	0,61	0,26	0,56	-0,39	-0,62
Kõik uurimisruudud (n=30)	0,46	0,8	0,41	0,82	0,37	0,76	-0,4	-0,76

* pesitsevate liikide seosed maastikuindeksitega 2004. aastal 4 loenduse põhjal.

** seosed maastikuindeksitega kõikide registreeritud isendite puhul mõlemal aastal 2 loenduse põhjal.

*** seosed kõikide registreeritud isendite puhul 2004. aasta 4 loenduse põhjal.

Analüüsidest koos erinevates maakondades saadud tulemusi (nii erinevate suurustega loenduspunktide kui ka uurimisruutude põhjal), saadi kõigil juhtudel usaldusväärsed seosed kõikide lindude kohta arvatud muutujate puhul (tabel 3). See tõendab, et mida keerukam on maastik (palju eraldisi), seda suurem on ka lindude mitmekesisus.

Märkimisväärne on ehk seegi, et statistiline usaldusväärsus suureneb uuritavate alade pindala kasvamise puhul (tabel 3). Korrelatsioonikordajad on madalaimad 100m puhvriga loenduspunktide puhul ja suurimad ruutkilomeetristel uurimisaladel. Seega, seosed paranevad uurimisala pindala suurenedes, mis viitab sellele, et liiga väike ala ümber loenduspunkti ei anna piisavalt adekvaatset infot lindude jaoks olulistest maastikustruktuuridest.

Suur liikide arvu kõikumine on ilmselt üheks põhjuseks, miks seosed on tunduvalt erinevad kahel aastal. Üks võimalik seletus on loendajate kogemuste kasv aastatega (loendus on tehtud juba neli aastat järjest). Tulemused on erinevad eelkõige rästaste, lehelindude, põõsalindude, kui ka üksikute liikide [kägu (*Cuculus canorus*), väänkael (*Jynx torquilla*), põldvarblane (*Passer montanus*), ohakalind (*Carduelis carduelis*), harakas (*Pica pica*)] puhul (lisa 4). Sellest lähtuvalt ei tasuks piirduda vaid ühe aasta tulemustega. Uuring peaks hõlmama mitut aastat, et tulemusi omavahel võrrelda. Liikide erinev arv võiks olla seletatav ka liikide populatsioonitiheduste kõikumistega erinevatel aastatel. Samuti mõjutab liikide arvu elupaikade muutus (põllukultuuride erinevused kahel uurimisaastal) ning võimalikud fenoloogilised ja hüdroloogilised erinevused kahe uurimisaasta vahel.

Ka eelnevatest uurimustest on näha, et mõnikord tulevad seosed välja ja teinekord mitte. Herrando ja Brotons (2002) esitavad Hispaanias aastal 2000 tehtud uuringu tulemustes (punktloendus 4 km² alal), et nende põllumajandusmaastike lindude ja eraldiste tiheduse vahel ei ilmne usaldusväärset seost. Samas esineb seos metsalindudel. Brotons jt. (2002) said sarnase tulemuse boreaalsete metsalindude uurimisel. Green ja Baker (2003) leidsid näiteks olulise negatiivse seose liigirikkuse ja majade ning teede tihedusega Phoenixi ümbruses, mis võiks näidata häirimise mõju üldisele liigirikkusele. Samas leidsid nad, et põõsaste tiheduse suurenedes kasvab üldine liigirikkus. Mitchell jt. (2006) leidsid samuti (nõrga) positiivse seose lindude liigirikkuse ja teede tihedusega.

2.2.2 Servatihedus, ED

Uurimisruutude keskmine servatihedus oli teiste uurimisaladega võrreldes tunduvalt kõrgem Valgamaal (2002.a. ED=265,22 ja 2004.a. ED=266,35). Jõgevamaal oli servatihedus keskmise väärtusega (2002.a. ED=198,13 ja 2004.a. ED=206,07) ja kõige madalam oli indeksi väärtus Lääne-Virumaal (2002.a. ED=137,66 ja 2004.a. ED=141,74). Seega on Valgamaa uurimisruutudel tunduvalt suurem maastiku heterogeensus kui Jõgevamaal või Lääne-Virumaal.

Servatihedus andis lindude kohta arvutatud muutujatega oluliselt vähem statistiliselt usaldusväärseid seoseid kui eraldiste tihedus (tabel 4). Positiivsed korrelatsioonid leiti servatihedusega Jõgevamaal 2002. aastal 100-meetrise puhvri, 2004. aastal 200-

meetrise puhvri ning ruutkilomeetriste uurimisruutude puhul nii liikide arvu kui ka Shannoni mitmekesisuse indeksiga pesitsevatel lindudel (tabel 4). Analüüsidest ka 2004. aastal kõikide loenduste tulemusi või kõiki registreeritud isendeid leiti positiivseid seosed oluliselt rohkem (2004. aastal nii Valgamaal kui ka Lääne-Virumaal). See näitab seda, et servad (ökotonid) on paljudele põllumajandusmaastike lindudele olulised kui pesitsuspaigad, laulmiskohad ja pelgupaigad vaenlaste eest. Samas tuleb rõhutada, et mitte kõik põllumajandusmaastiku liigid ei ole seotud servadega. Võib-olla ongi see põhjuseks, miks servatiheduse ja linnustiku mitmekesisuse vahel leiti oluliselt vähem seoseid võrreldes eraldiste tihedusega. Bennett jt. (2004) defineerivad mõiste „servaliigid”. Need on liigid, kes eelistavadki erinevaid ökotone (näiteks põllu ja metsaserv, põllu ja veekogu serv). Bennett jt. (2004) tulemustes tulevad servaliikide seosed servadega väga hästi välja. Sarnase tulemuse saavad ka Howell jt. (2000), kus mõned metsalindude liigid on väga tugevasti seotud servadega, teised mitte. Fauth jt. (2000) leidsid samuti, et metsaservade tihedus ja liigirikus on omavahel positiivselt seotud.

Tabel 4. Servatiheduse ja lindude kohta arvutatud indeksite vahelised astakorrelatsioonikordajad (rasvases kirjas statistiliselt usaldusväärsed seosed, olulisuse kriteerium $p \leq 0,05$).

Aasta	Liikide arv		Shannoni mitmekesisuse indeks		Ühtluse indeks		Simpsoni domineerivuse indeks	
	2002	2004	2002	2004	2002	2004	2002	2004
Valgamaa								
100 m puhver (n=40)	0,09	0,11	0,09	0,17/ 0,33**	-0,03	0,32	-0,07	-0,23/ -0,35*
200 m puhver (n=40)	0,18	0,26/ 0,32**	0,19	0,31/ 0,33**	0,07	0,39	-0,19	-0,35
1 km uurimisruut (n=10)	0,23	0,31	0,36	0,32	0,52	-0,01	-0,42	-0,25
Jõgevamaa								
100 m puhver (n=40)	0,31	0,30/ 0,44*	0,3	0,33	0,26	0,4	-0,3	-0,33
200 m puhver (n=40)	0,30	0,42	0,28/ 0,33**	0,45	0,23/ 0,35**	0,53	-0,29	-0,46
1 km uurimisruut (n=10)	0,25	0,71	0,19	0,72	0,16	0,64	-0,21	-0,65
Lääne-Virumaa								
100 m puhver (n=40)	-0,15	0,06/ 0,32*	-0,1	0,08/ 0,35*	0,03	0,15	0,07	-0,1/ -0,35*
200 m puhver (n=40)	0,14	0,25/ 0,34*	0,16	0,29/ 0,35*	0,14	0,29/ 0,35**	-0,17	-0,31
1 km uurimisruut (n=10)	0,09	0,48	0,35	0,53/ 0,82**	0,26	0,6	-0,2	-0,45
Kõik loenduspunktid 100 m puhver (n=120)	0,23	0,30	0,23	0,33	0,21	0,36	-0,23	-0,34
Kõik loenduspunktid 200 m puhver (n=120)	0,33	0,44	0,33	0,47	0,25	0,48	-0,33	-0,48
Kõik uurimisruudud (n=30)	0,32	0,71	0,37	0,74	0,39	0,7	-0,34	-0,7

* pesitsevate liikide seosed maastikuindeksitega 2004. aastal 4 loenduse põhjal.

** seosed maastikuindeksitega kõikide registreeritud isendite puhul mõlemal aastal 2 loenduse põhjal.

*** seosed kõikide registreeritud isendite puhul 2004. aasta 4 loenduse põhjal.

Ühtluse indeks andis servatihedusega samuti usaldusväärsed positiivsed seosed 2004. aastal nii Valgamaa kui ka Jõgevamaa loenduspunktide erineva puhvri suuruse puhul (lisaks leiti positiivne seos ka Jõgevamaa uurimisruutude ja servatiheduse vahel 2004. aastal). See viitab sellele, et suurema servatiheduse puhul on liikide jaotus maastikus ühtlasem. Simpsoni domineerivuse indeks andis ootuspärased negatiivsed seosed servatihedusega ning seosed ilmnedid sarnaselt ühtluse indeksiga (kõikides maakondades 2004. aastal). See näitab, et maastikus, kus servatihedus on väiksem, on ka lindude mitmekesisus madalam.

100-meetrise puhvri puhul olid 2002. aastal Lääne-Virumaal (liikide arvu ja Shannoni mitmekesisuse indeksi) ja Valgamaal (ühtluse indeks) seosed vastupidised oodatule. Tõenäoliselt on põhjuseks see, et nii väiksele alale arvatud maastikuindeksid ei hinda enam adekvaatselt maastiku keerukust.

Samas ilmnedid kõikide erineva suurusega loenduspunktide ja uurimisruutude analüüsil servatiheduse ja lindude kohta arvatud muutujate vahel praktiliselt kõikidel juhtudel usaldusväärsed seosed (usaldusväärset seost pole vaid 2002. aastal liikide arvu ja Simpsoni domineerivuse indeksi puhul servatihedusega). Siiski peab nentima, et astakorrelatsioonikordajad kõikide uurimisruutude/loenduspunktide puhul pole enamasti üldse kõrgemad kui eraldi maakondades. Seega võivad seosed olla usaldusväärsed ainult selle tõttu, et loenduspunkte/uurimisruute on rohkem ja usaldusväärse kriteerium on lihtsalt madalam.

Sarnaselt eraldiste tihedusele näitavad ka servatiheduse analüüsi tulemused võimalikku maastiku struktuuri mõju linnuliikide mitmekesisusele – mida suurem on servatihedus (heterogeensem maastikumosaik), seda suurem on lindude mitmekesisus.

2.2.3 Keskmine eraldiste suurus, AREA_MN

Maakondade uurimisruutude keskmise eraldiste suuruse keskmine väärtus oli kõige suurem Lääne-Virumaal (2002.a. AREA_MN=2,95 ja 2004.a. AREA_MN=3,01), keskmine oli see Jõgevamaal (2002.a. AREA_MN=2,03 ja 2004.a. AREA_MN=1,99) ning kõige madalam Valgamaal (AREA_MN=0,74 mõlemal aastal). See näitab seda, et kõige suuremad eraldised (näiteks põllud) asuvad Lääne-Virumaal.

Kolme maakonna loenduspunktile ja uurimisruutudele arvatud keskmine eraldiste suurus korreleerus negatiivselt nii liikide arvu kui ka Shannoni mitmekesisuse indeksiga nii 2002. (Jõgevamaa, Lääne-Virumaa) kui ka 2004. aastal kõigis uuritavates maakondades (tabel 5). See viitab sellele, et homogeensemas maastikus on lindude mitmekesisus väiksem ja heterogeensemas maastikus on mitmekesisus suurem.

Tabel 5. Keskmine eraldiste suuruse ja lindude kohta arvatud indeksite vahelised astakorrelatsioonikordajad (rasvases kirjas statistiliselt usaldusväärsed seosed, olulisuse kriteerium $p \leq 0,05$).

Aasta	Liikide arv		Shannoni mitmekesisuse indeks		Ühtluse indeks		Simpsoni domineerivuse indeks	
	2002	2004	2002	2004	2002	2004	2002	2004
Valgamaa								
100 m puhver (n=40)	-0,2	-0,34	-0,21	-0,4	-0,12	-0,46	0,21	0,45
200 m puhver (n=40)	-0,21	-0,4	-0,21	-0,44	-0,03	-0,49	0,18	0,48
1 km uurimisruut (n=10)	-0,31	-0,65	-0,36	0,71**	-0,45	-0,53	0,39	0,6
Jõgevamaa								
100 m puhver (n=40)	-0,44	-0,44	-0,41	-0,47	-0,33	-0,49	0,41	0,46
200 m puhver (n=40)	-0,32	-0,58	0,42**	-0,6	0,39**	-0,61	0,31	0,6
1 km uurimisruut (n=10)	-0,23	-0,69	-0,12	-0,65	-0,08	-0,6	0,13	0,58
Lääne-Virumaa								
100 m puhver (n=40)	0,04	-0,12/ 0,58*	0,00	-0,14/ 0,56*	-0,07	-0,22	0,02	0,16 0,53*
200 m puhver (n=40)	-0,32	-0,47	-0,33	-0,5	0,33**	-0,41	0,31 **	0,45 **
1 km uurimisruut (n=10)	-0,5	-0,69	-0,56	-0,65	-0,31	-0,45	0,59	0,5
Kõik loenduspunktid 100 m puhver (n=120)	-0,31	-0,4	-0,31	-0,43	-0,27	-0,44	0,31	0,44
Kõik loenduspunktid 200 m puhver (n=120)	-0,4	-0,58	-0,4	-0,61	-0,26	-0,56	0,39	0,62
Kõik uurimisruudud (n=30)	-0,46	-0,8	-0,41	-0,82	-0,37	-0,76	0,4	0,76

* pesitsevate liikide seosed maastikuindeksitega 2004. aastal 4 loenduse põhjal.

** seosed maastikuindeksitega kõikide registreeritud isendite puhul mõlemal aastal 2 loenduse põhjal.

*** seosed kõikide registreeritud isendite puhul 2004. aasta 4 loenduse põhjal.

Ühtluse indeksi ja keskmise eraldiste suuruse vahel tulid ootuspärased negatiivsed seosed Valgamaal ja Jõgevamaal, mis näitab, et homogeensemas maastikus (lagedad põllud) on liigid ebahütlasemalt jaotunud. Sellele viitavad ka Simpsoni domineerivuse indeksi ja keskmise eraldiste suuruse vahel saadud positiivsed seosed 2004. aastal. Kui keskmise eraldiste suuruse väärtus on suur, siis on linnustiku mitmekesisus madalam

Sarnase tulemuse sai Estades (2001), kes leidis, et omavahel on seotud nii eraldiste suurus, pesitsevate lindude elupaik kui ka populatsioonide tihedus (sarnaselt käesolevale uurimistöele). Nii Herrando ja Brotons (2002) kui ka Mayer ja Cameron (2003) leidsid, et metsaeraldiste suurus ja lindude liigirikkus ning mitmekesisus on omavahel positiivselt seotud. See tähendab, et mida suuremad on metsaeraldised, seda suurem on neis lindude liigirikkus. Antud töös on põldude puhul seos vastupidine. Suurematel põldudel, kus pole väiksemaid eraldisi, on üldjuhul liigirikkus/mitmekesisus väiksem. See suureneb, kui põldudel või põlluservades on erinevaid eraldisi (kivihunnikud, põõsad, suuremad puuderühmad, õuealad jne.) ehk rohkem liike on mosaiikses põllumajandusmaastikus.

Sarnaselt eraldiste tihedusele näitab ka keskmise eraldiste suuruse analüüs lindude kohta arvatud muutujatega, et seosed muutuvad tugevamaks uuritavate alade pindala kasvamise puhul.

2.2.4 Koonduvus, CONTAG

Maakondade uurimisruutudele arvatud koonduvuse keskmine oli kõige kõrgem Lääne-Virumaal (2002.a. CONTAG=83,03% ja 2004.a. CONTAG=84,26%), keskmine Jõgevamaal (2002.a. CONTAG=84,38% ja 2004.a. CONTAG=81,43%) ja kõige madalam Valgamaal (2002.a. CONTAG=81,38% ja 2004.a. CONTAG=81,03%). See näitab järjekordselt seda, et Lääne-Virumaa uurimisruutude maastik on homogeenne ja Valgamaa uurimisruutude maastik on heterogeensem.

Loenduspunktidele ja uurimisruutudele arvatud koonduvus korreleerus usaldusväärselt negatiivselt nii liikide arvu kui ka Shannoni mitmekesisuse indeksiga Jõgevamaal 2002. aastal ja 2004. aastal kõikides maakondades (tabel 6). See võib viidata sellele, et mida suurem on maastiku koonduvus (homogeenne maastik), seda väiksem on seal liigirikkus ja vastupidi.

Tabel 6. Koonduvuse ja lindude kohta arvatud indeksite vahelised seosed (rasvases kirjjas statistiliselt usaldusväärsed seosed, olulisuse kriteerium $p \leq 0,05$).

Aasta	Liikide arv		Shannoni mitmekesisuse indeks		Ühtluse indeks		Simpsoni domineerivuse indeks	
	2002	2004	2002	2004	2002	2004	2002	2004
Valgamaa								
100 m puhver (n=40)	0,01	-0,16	-0,01	-0,17	-0,08	0,32***	0,01	0,19
200 m puhver (n=40)	-0,13	-0,34	-0,18	-0,37	0,34**	-0,32	0,2	0,39
1 km uurimisruut (n=10)	-0,51	-0,82	-0,56	-0,77	-0,59	-0,56	0,62	0,75
Jõgevamaa								
100 m puhver (n=40)	-0,53	-0,25/- 0,31*	-0,51	-0,27/- 0,32***	-0,41	-0,3/- 0,37**	0,51	0,27/ 0,32***
200 m puhver (n=40)	-0,54	-0,33	-0,53	-0,35	-0,41	-0,34	0,53	0,35
1 km uurimisruut (n=10)	-0,38	-0,69	-0,38	-0,73	-0,43	-0,56	0,42	0,7
Lääne-Virumaa								
100 m puhver (n=40)	0,17	-0,15/- 0,36*	0,12	-0,14/- 0,35*	-0,05	-0,12	-0,09	0,16/ 0,34*
200 m puhver (n=40)	-0,13	-0,24/- 0,36*	-0,17	-0,24/- 0,35*	-0,23	-0,15	0,18	0,27/ 0,34*
1 km uurimisruut (n=10)	-0,59	-0,7	-0,83	-0,66	-0,55	-0,52	0,76	0,6
Kõik loenduspunktid 100 m puhver (n=120)	-0,22	-0,28	-0,23	-0,3	-0,25	-0,29	0,24	0,31
Kõik loenduspunktid 200 m puhver (n=120)	-0,33	-0,3	-0,34	-0,33	-0,33	-0,28	0,35	0,34
Kõik uurimisruudud (n=30)	-0,57	-0,53	-0,61	-0,61	-0,53	-0,65	0,61	0,62

* pesitsevate liikide seosed maastikuindeksitega 2004. aastal 4 loenduse põhjal.

** seosed maastikuindeksitega kõikide registreeritud isendite puhul mõlemal aastal 2 loenduse põhjal.

*** seosed kõikide registreeritud isendite puhul 2004. aasta 4 loenduse põhjal.

Ühtluse indeks korreleerus negatiivselt koonduvusega mõlemal uurimisaastal kõige paremini Jõgevamaal. Seega, mida väiksem on koonduvus, seda ühtlasemalt on liikide arvukused jaotunud. Simpsoni domineerivuse indeks korreleerus usaldusväärset positiivselt 2002.a Jõgevamaal ja 2004.a kõigis maakondades loenduspunktide tasemel. Sellest võiks järeldada, et suure koonduvusega maastikes on lindude liigiline koosseis ebahühtlaselt jaotunud.

Kõikide loenduspunktide ja uurimisruutude ühine analüüs andis usaldusväärsed seosed kõikide lindude kohta arvatud muutujate puhul mõlemal aastal. See võiks näidata, et põllumajandusmaastiku koonduvusel on mõju linnustiku mitmekesisusele. Kui koonduvuse väärtus on suur, siis linnustiku mitmekesisus on madalam ja vastupidi. Käesoleva töö autor sai sarnased tulemused, analüüsides Põllumajandusuuringute Keskuse poolt läbiviidud linnuseire tulemusi Jõgevamaal, Võrumaal ja Saaremaal 2006. aasta andmete alusel. Lisaks tuli antud juhul välja jällegi juba eelnevalt mainitud trend. Uurimisala pindala kasvades paranevad ka statistiliselt usaldusväärsed seosed.

2.2.5 Shannoni mitmekesisuse indeks, SHDI

Maakondade uurimisruutudele arvatud Shannoni mitmekesisuse indeksi keskmine oli kõige kõrgem Valgamaal (2002.a. SHDI=1,05 ja 2004.a. SHDI=1,07), keskmine Jõgevamaal (2002.a. SHDI=0,82 ja 2004.a. SHDI=0,98) ning kõige madalam Lääne-Virumaal (2002.a. SHDI=0,84 ja 2004.a. SHDI=0,79). See näitab seda, et Valgamaa uurimisruutudel on kõige rohkem eri tüüpi eraldisi ja/või nad on uurimisruutudel ühtlasemalt jaotunud.

Uurimisruutudele arvatud maastiku mitmekesisust iseloomustav Shannoni mitmekesisuse indeks korreleerus hästi liikide arvuga mõlemal aastal (tabel 7). See viitab sellele, et mida rohkem ja erinevaid eraldisi on maastikus (heterogeensem maastik), seda suurem on ka lindude mitmekesisus (rohkem liike). Sarnaselt liikide arvule korreleerus maastiku mitmekesisust iseloomustav Shannoni mitmekesisuse indeks usaldusväärselt ka lindude kohta arvatud Shannoni mitmekesisuse indeksiga. Ka see näitaja viitab selgelt, et maastiku heterogeensus omab mõju linnustiku liigilisele mitmekesisusele.

Tabel 7. Shannoni mitmekesisuse indeksi ja lindude kohta arvatud indeksite vahelised astakorrelatsioonikordajad (rasvases kirjas statistiliselt usaldusväärsed seosed, olulisuse kriteerium $p \leq 0,05$).

Aasta	Liikide arv		Shannoni mitmekesisuse indeks		Ühtluse indeks		Simpsoni domineerivuse indeks	
	2002	2004	2002	2004	2002	2004	2002	2004
Valgamaa								
100 m puhver (n=40)	0,03	0,25	0,05	0,29 0,33*	0,1	0,36	-0,05	-0,32
200 m puhver (n=40)	0,16	0,41	0,19	0,47	0,17	0,51	-0,19	-0,51
1 km uurimisruut (n=10)	0,44	0,78	0,52	0,73	0,5	0,61	-0,56	-0,72
Jõgevamaa								
100 m puhver (n=40)	0,56	0,22	0,53	0,24	0,43	0,23	-0,53	-0,23
200 m puhver (n=40)	0,52	0,48	0,52	0,5	0,41	0,46	-0,51	-0,5
1 km uurimisruut (n=10)	0,36	0,57 0,67**	0,37	0,67	0,42	0,6	-0,41	-0,62
Lääne-Virumaa								
100 m puhver (n=40)	-0,12	0,18 0,45*	-0,07	0,18 0,43*	0,08	0,15	0,04	-0,2/- 0,42*
200 m puhver (n=40)	0,22	0,36	0,26	0,36	0,25	0,24	-0,26	-0,38
1 km uurimisruut (n=10)	0,71	0,66	0,87	0,6 0,79**	0,59	0,44	-0,82	-0,52
Kõik loenduspunktid 100 m puhver (n=120)	0,27	0,3	0,28	0,33	0,3	0,31	-0,29	-0,34
Kõik loenduspunktid 200 m puhver (n=120)	0,41	0,48	0,42	0,51	0,35	0,45	-0,42	-0,52
Kõik uurimisruudud (n=30)	0,59	0,57	0,58	0,64	0,47	0,67	-0,58	-0,64

* pesitsevate liikide seosed maastikuindeksitega 2004. aastal 4 loenduse põhjal.

** seosed maastikuindeksitega kõikide registreeritud isendite puhul mõlemal aastal 2 loenduse põhjal.

*** seosed kõikide registreeritud isendite puhul 2004. aasta 4 loenduse põhjal.

Ühtluse puhul ilmneseid oodatud positiivsed seosed Shannoni mitmekesisuse indeksiga mõlemal aastal Jõgevamaal ja 2004. aastal Valgamaal. Simpsoni domineerivuse indeksiga leiti ootuspärane negatiivne seos 2004. aastal Valgamaal ja mõlemal uurimisaastal Jõgevamaal ning Lääne-Virumaal. See viitab sellele, et mitmekesisemas maastikus on linnud ühtlasemalt jaotunud ja homogeenemas maastikus on olukord vastupidine.

Analüüsidest kõiki lindudele arvatud muutujaid koos, leiti kõikide loenduspunktide ja uurimisruutudega kõigil juhtudel statistiliselt usaldusväärsed seosed. Jällegi tuli välja tendents, et uurimisala suuruse kasvades suurenevad ka statistiliselt oluliste seoste tugevused.

Antud töö tulemused kinnitavad Pino jt. (2000) tulemusi, kes leidsid, et maastikes, kus domineerivad metsatukad, on pesitsevate ja talvituvate lindude liigirikkus märkimisväärselt seotud maastiku mitmekesisusega ja eraldistega, mis tagavad maastiku heterogeensuse. Ka Mitchell jt. (2006) tulemustest järeldub, et metsade heterogeensus tagab üldise linnustiku rikkuse. Samuti leidsid Clergeau jt. (1998), et elupaikade ja taimestiku mitmekesisus ja tihedus näiteks linnades suurendab liigirikust. Heikkinen jt. (2004) leidsid positiivse seose maastiku mitmekesisuse ja kõigi paarituvate lindude vahel.

2.2.6 Shannoni ühtluse indeks, SHEI

Maakondade uurimisruutudele arvatud Shannoni ühtluse indeksi keskmine oli kõige kõrgem Valgamaal (2002.a. SHEI=0,35 ja 2004.a. SHEI=0,36), keskmine Jõgevamaal (2002.a. SHEI=0,3 ja 2004.a. SHEI=0,36) ning madalaim Lääne-Virumaal (2002.a. SHEI=0,33 ja 2004.a. SHEI=0,31). Siit tuleneb, et Lääne-Virumaa uurimisruutudel on eraldised maastikus kõige ebahomogeenselt jaotunud.

Uurimisaladele arvatud Shannoni ühtluse indeks korreleerus hästi nii liikide arvu kui ka Shannoni mitmekesisuse indeksiga nii 2002. (Jõgevamaa ja Lääne-Virumaa) kui ka 2004. aastal kõikides uuritavates maakondades (tabel 8). 2004. aastal Lääne-Virumaal tuli küll analüüsida 4 loenduse tulemusi ning vaadata ka kõiki registreeritud isendeid. Siiski võib sellest välja lugeda, et mida ühtlasemalt on eraldised maastikus jaotunud, seda suurem on lindude liigiline mitmekesisus.

Tabel 8. Shannoni ühtluse indeksi ja lindude kohta arvutatud indeksite vahelised astakorrelatsioonikordajad (rasvases kirjas statistiliselt usaldusväärsed seosed, olulisuse kriteerium $p \leq 0,05$).

Aasta	Liikide arv		Shannoni mitmekesisuse indeks		Ühtluse indeks		Simpsoni domineerivuse indeks	
	2002	2004	2002	2004	2002	2004	2002	2004
Valgamaa								
100 m puhver (n=40)	-0,05	0,12	-0,03	0,13	0,08	0,18	0,03	-0,14
200 m puhver (n=40)	0,08	0,35	0,15	0,37	0,29/ 0,36**	0,27/ 0,38*	-0,17	-0,39
1 km uurimisruut (n=10)	0,51	0,82	0,56	0,77	0,59	0,56	-0,62	-0,75
Jõgevamaa								
100 m puhver (n=40)	0,52	0,18	0,5	0,2	0,4	0,21	-0,5	-0,19
200 m puhver (n=40)	0,52	0,2	0,51	0,22	0,4	0,24	-0,51	-0,22
1 km uurimisruut (n=10)	0,34	0,69	0,35	0,72	0,38	0,53	-0,36	-0,68
Lääne-Virumaa								
100 m puhver (n=40)	-0,19	0,1/ 0,34*	-0,14	0,1/ 0,33*	0,04	0,08	0,1	-0,12/ -0,32*
200 m puhver (n=40)	0,09	0,22/ 0,34*	0,14	0,22/ 0,33*	0,21	0,14	-0,15	-0,24/ -0,32*
1 km uurimisruut (n=10)	0,67	0,62/ 0,71***	0,83	0,58/ 0,73**	0,54	0,43	-0,76	-0,54
Kõik loenduspunktid 100 m puhver (n=120)	0,19	0,23	0,2	0,25	0,24	0,23	-0,21	-0,25
Kõik loenduspunktid 200 m puhver (n=120)	0,31	0,23	0,32	0,26	0,32	0,22	-0,33	-0,27
Kõik uurimisruudud (n=30)	0,57	0,49	0,62	0,57	0,52	0,63	-0,61	-0,59

* pesitsevate liikide seosed maastikuindeksitega 2004. aastal 4 loenduse põhjal.

** seosed maastikuindeksitega kõikide registreeritud isendite puhul mõlemal aastal 2 loenduse põhjal.

*** seosed kõikide registreeritud isendite puhul 2004. aasta 4 loenduse põhjal.

Ühtluse indeksi (lindude kohta) ja Shannoni ühtluse indeksi vahel leiti positiivsed seosed 100- ja 200-meetrise puhvriga 2002. aastal Jõgevamaal pesitsevate lindude puhul. Seevastu Valgamaal leiti 200-meetrise puhvri puhul aastal 2002 usaldusväärne positiivne seos, kui analüüsiti kahe loenduse kõiki registreeritud isendeid ja 2004. aastal analüüsid nelja loenduse tulemusi. See viitab sellele, et maastikus, kus eraldised on ühtlaselt jaotunud, on ka linnustiku ühtlus suurem. Ootuspärased negatiivsed seosed leiti Simpsoni domineerivuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga mõlemal aastal uuritavates maakondades. Sellest võiks välja lugeda, et kui eraldised on maastikus ebahühtlaselt jaotunud, siis lindude mitmekesisus on seal väike.

Vaadates analüüsis kõiki lindudele arvutatud muutujaid koos, tuvastati kõikide loenduspunktide ja uurimisruutudega kõigil juhtudel statistiliselt usaldusväärsed seosed. Samuti tuli välja tendents, et uurimisala suuruse kasvades muutuvad seosed tugevamaks.

Vaatamata sellele, et McAlpine ja Eire (2002) ei leidnud Shannoni ühtluse indeksi ja Austraalia metsalindude mitmekesisuse vahelist mingit seost, analüüsis käesoleva uurimistöo autor 2006. aasta Põllumajandusuuringute Keskuse poolt läbiviidud põllulindude seire tulemusi. Maastiku kohta arvatud Shannoni ühtluse indeks korreleerus positiivselt nii liikide arvuga kui ka lindude kohta arvatud Shannoni mitmekesisusega indeksiga, mis kinnitab käesolevas uurimistöös saadud tulemusi.

Arvestades maastiku mitmekesisust maakondade tasandil (maakondade uurimisruutude maastikuindeksite keskmised), väljendasid enamikel juhtudel kõik indeksid, et kõige heterogeensem oli maastik Valgamaal, keskmise keerukusega maastik Jõgevamaal ja kõige homogeensem maastik Lääne-Virumaa uurimisaladel. See kinnitus mõlema uurimisaasta andmete alusel. Ka liikide arv nii pesitsevate isendite puhul kui ka kõikide registreeritud isendite puhul on kõige kõrgem Valgamaal, keskmine Jõgevamaal ning madalaim Lääne-Virumaal.

Kokkuvõtteks võiks arvata, et kõik kasutatud indeksid on suhteliselt head hindamaks lindude mitmekesisust ja maastiku struktuuri seoseid. Kuna *Fragstats*-i abil on lihtne korrata mitu indeksit arvutada, siis oleks otstarbekas leida uurimisalade jaoks erinevaid indekseid. Seda sellepärast, et iga indeks kirjeldab maastiku struktuuri erinevalt, olgugi et need on ka omavahel seotud maastiku struktuuri kaudu. Kui ei soovita kõiki neid indekseid arvutada, siis autori soovitus oleks järgmine: kasutada võiks eraldiste tihedust, servatihedust, koonduvust ja Shannoni mitmekesisuse indeksit.

Mayer ja Cameron (2003) said märkimisväärseid tulemusi oma uurimistöös. Nad vaatasid lindude liigirikkust ja mitmekesisust maastikuindeksitega erinevates uurimisala suurustes (50m, 100m, 500m, 1000m, 2500m, 5000m puhvrid ümber 40 kilomeetrise loendustransektide, mille läbimiseks kasutatakse autot). Samade andmete puhul leidsid nad mõnedel pindaladel lindudega negatiivsed seosed ja teistes juhtudel positiivsed seosed. Veelgi enam, erinevad lindude grupid andsid samadel pindaladel erinevaid tulemusi. Käesolevas uurimistöös andsid erinevad pindalad enamikel juhtudel lindude kohta arvatud muutujate puhul sarnased seosed. Ainult 100-meetrise puhvri maastikuindeksite analüüsil olid Lääne-Virumaal ja Valgamaal

2002. aasta tulemused mõnedel juhtudel erinevad teistest maakondadest. Seega tuleks nii väikesele alale arvatud maastikuindeksitesse ettevaatlikult suhtuda, sest see võib olla võimalik vea-allikas.

Söderström ja Pärt (2000) leidsid, et maastiku mosaiiksus ja põllumajandusmaastike lindude rohkus sõltuvad nii uuritava ala suurusest kui ka sellest, mis gruppi liigid kuuluvad (metsaservade või põlluservade liigid, puhtad põlluliigid jne.). Antud töös lindude kohta arvatud muutujate puhul liike gruppidesse ei jaotatud, kuid usaldusväärsed seosed maastikuindeksitega tulid siiski välja kõikidel uuritud pindaladel. Võimalik, et usaldusväärseid seoseid oleks tulnud rohkem kui liike oleks vastavalt klassifitseeritud.

Käesoleva uurimistöö andmed toetavad Howell jt. (2000) tulemusi, et eraldiste suurem fragmenteerumine võib kasvatada kohalikku liigirikkust. Nii suurenevad erinevate niššide võimalused liikidele kui ka kasvab elupaikade ja mikroelupaikade arv. Näiteks suurendab fragmenteerumine servaelupaikade ulatust, mis on väga olulised järgnevatele liikidele: võsa-ritsiklinnule, talvikesele ja pruunselg-põõsalinnule.

Atauri ja de Lucio (2001) leidsid, et kõige tähtsam faktor liigirikkuse jaotusel on erinevad maakatte tüübid ja maastiku heterogeensus. Seetõttu aitabki maastiku mitmekesisus kaasa suuremale liigirikkusele (Brotons *et al.*, 2003) ja lindude rohkusele (Farina, 1995; Leitão *et al.*, 2002). Käesoleva tööga sarnaseid analüüse on tehtud metsalindude kohta. Donovan ja Flather (2002) leidsid seoseid mitmete metsalindude ja erinevate maastikuindeksite vahel. Siiski rõhutavad Mayer ja Cameron (2003) skaala (nii uurimisalade suuruse kui ka kasutatava piksli suuruse) mõju tähtsust arvatavatele maastikuindeksitele ja lindude mitmekesisusele ning rohkusele.

Ka valimi suurusel on loomulikult märkimisväärne tähtsus usaldusväärsete seoste saamisel. Juba eelnevalt esitatud tulemustes oli paljudel juhtudel uurimisruutude valim ilmselt liiga väike ja seetõttu 2002. aastal usaldusväärseid seoseid välja ei tulnud. Samas andis kõikide uurimisruutude/loenduspunktide analüüs praktiliselt kõikidel juhtudel usaldusväärsed seosed (erandiks oli vaid servatihedus). Siiski pole

korrelatsioonikordajad kõikide uurimisruutude/loenduspunktide puhul kõikidel juhtudel üldse kõrgemad kui eraldi uuritud maakondades. Seega võivad usaldusväärsed seosed olla ainult selle tõttu, et uurimisruute/loenduspunkte on rohkem ja usaldusväärse kriteerium on siis lihtsalt madalam.

2.3 ÜKSIKUTE LIIKIDE SEOSED MAASTIKUINDEKSITEGA

Alljärgnevalt on kirjeldatud liikide arvukuse seoseid maastikuindeksitega (kokkuvõtvalt esitatud lisas 10). Esitatud on ainult need liigid, kelle puhul ilmsesid statistiliselt usaldusväärseid seoseid maastikuindeksitega. Liikide kategooriad on esitatud Jaanus Eltsi poolt avaldatud klassifikatsiooni järgi (Elts 2003a). Liigid on järjestatud *AERC TAC*'i süsteemi järgi (Lilleleht, 2004).

Kategooria 1 - liigid, kes pesitsevad ja toituvad põllumajandusmaastikus

Nurmkana

Nurmkana elupaikadeks on avatud mosaiikne maastik: eriti põllud, luhad ja niidud, kus esinevad kraavid, puistud, põõsad ja hekid. Liik väldib alasid, kus esinevad monokultuurid ja ta hoidub metsaservadest (Leibak *et al.*, 1994). Välitöödel kohati vaid kahte nurmkana ning usaldusväärne positiivne seos leiti servatihedusega 100-meetrise puhvri puhul. See võiks viidata, et nurmkana eelistab põllumajandusmaastikku, kus on rohkesti servaalasid, kuid antud juhul on valim väga väike.

Põldvutt

Eestis suhteliselt haruldane põldvutt pesitseb peamiselt vilja- või ristikupõldudel (Leibak *et al.*, 1994). Missuguseid maastiku elemente ta Eestis eelistab, pole teada. Usaldusväärseid positiivseid seoseid ilmsesid analüüsil eraldiste tihedusega ja negatiivseid seoseid keskmise eraldiste suuruse puhul nii 100- kui ka 200-meetrise puhvriga. See lubab järeldada, et liik eelistab põllumajandusmaastikku, mis pole väga homogeenne. Asjaolu, et seosed leiti vaid loenduspunktide ümber olevate puhvrite puhul võiks näidata, et liigile on oluline mitmekesine maastiku struktuur elu/pesapaiga vahetus ümbruses. Siiski on põldvuti puhul valim liiga väike, et seda saaks kindlalt väita. Herzon jt. (2006) järgi eelistab põldvutt erinevaid teraviljatüüpe (nii suvivilja kui ka talivilja), samas oli arvukus negatiivselt seotud metsa ja võsaga.

Valge-toonekurg

Valge-toonekurg pesitseb luhtade läheduses ja avamaastikul, kus esineb sobivaid pesitsuskohti, ojasid ja kraave. Toitumiseks kasutab valge-toonekurg kraavide servi, põlde ja karjamaid (Veromann, 1980). Välitöödel nähti valge-toonekurgesid toitumas põldude ja teede servades ning analüüsil ilmnisid valge-toonekure arvukuse ning Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksi vahel usaldusväärsed positiivsed seosed; negatiivne seos saadi koonduvusega. See näitab, et liigile on oluline mitmekesine maastik. Saadud tulemus on loogiline, sest valge-toonekurg sööb kõike, millest jõud üle käib (vihmaussid, putukad, kiilid, hiired jne.) (Veromann, 1980). Imselt on mosaiikses maastikus liigile piisavalt toitu.

Välja-loorkull

Välja-loorkulli peamised toitumisbiotoobid on põllud ja niidud, kusjuures saagilende võib välja-loorkull teha pesast mitme kilomeetri kaugusele. Välja-loorkull sööb peamiselt uruhiiri, kuid uruhiirtepopulatsioonide madalseisu korral jahivad välja-loorkullid avamaastikel väikelinde (Kontkanen jt., 2004). Välitöödel nähtigi välja-loorkulli (n=5) saagilendudel põldude kohal ning analüüsil ilmnisid välja-loorkullil positiivsed seosed Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga ning negatiivne seos koonduvusega, viimane ainult ruutkilomeetriste uurimisruutude tasandil. Seega saab järeldada, et välja-loorkull toitub heterogeenses maastikus.

Piiritaja (*Apus apus*)

Piiritaja elupaikadeks on inimasulad ning pesad asuvad tavaliselt hoonete pragudes ja pesakastides (Leibak *et al.*, 1994). Välitöödel registreeriti liiki toitumas põldude kohal ja analüüsil saadi usaldusväärsed positiivsed seosed piiritaja arvukuse (n=11) Shannoni mitmekesisuse indeksi, Shannoni ühtluse indeksi ning negatiivne seos koonduvuse vahel – seda ruutkilomeetriste uurimisruutude tasandil. 100-meetrise puhvri puhul tulid positiivsed seosed lisaks eraldiste tihedusega ja servatihedusega ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega, mis justkui kinnitavad uurimisruutude analüüsil saadud tulemusi. 200-meetrise puhvri puhul ilmnis positiivne seos ainult Shannoni mitmekesisuse indeksiga. Seega toitub liik mitmekesisuses maastikus, sest sellele viitavad uurimisruutude tasandil saadud tulemused. 100 ja 200 meetri tasandil saadud tulemustesse tuleks autori arvates suhtuda ettevaatlikult. Seosed on küll täiesti loogilised, kuid „üks ühele” saadud

korrelatsioonid võivad olla täiesti juhuslikud, sest küllaltki kiirelt ülelendava liigi jaoks vaevalt nii väikese pindalaga maastiku struktuur oluline on. Seejuures on ka valim küllaltki väike.

Põldlõoke

Eestis arvuka põllumajandusmaastiku linnuliigi – põldlõokese - elupaigaks on peamiselt põllud ja niidud, kuid väiksearvuliselt pesitseb liik ka rabades ja soodes (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsil saadi positiivsed seosed pesitsevate isendite puhul (n=902) keskmise eraldiste suuruse ja koonduvusega. Saadud analüüsi tulemusi toetavad ka negatiivsed seosed eraldiste tiheduse, servatiheduse, Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksi vahel – negatiivne seos näitabki, et eelkõige on põldlõoke avamaa lind. Märkimisväärne on ehk seegi, et seosed tulid välja kõikidel uuritud maastiku tasanditel. Saadud tulemused kinnitavad Elts (2006c), saadud tulemusi. Nende järgi eelistab põldlõoke avamaastikku ja ülesharitavat maad (põlde) ning negatiivselt on liigi arvukus seotud erinevate põllumajandusmaastike poollooduslike eraldistega (leht- ja segametsad, puistud, hekid). Ka Herzon jt. (2006) ning Herzon ja O'Hara (2007) leidsid, et liik väldib üksikpuude ja põõsaste ümbrust, hekke, taluhooneid ja metsaservi.

Suitsupääsuke

Eesti rahvuslinnu eelistatud elupaigad on maa-asulad, linnades pesitseb suitsupääsuke vähesel arvul ja sedagi vaid äärealadel. Pesa ehitab liik tavaliselt inimese ehitatud hoonetesse – lautadesse, kuuridesse, küünidesse ja isegi eluruumidesse, kui sinna on vaba sissepääs. Vähesel määral pesitetakse ka maanteesildade ja truupide all (Rootsmäe, Veromann, 1974). Välitöödel kohati vaid üht pesitsevat suitsupääsukest ning analüüsil leiti positiivne seos Shannoni ühtluse indeksiga, kusjuures ainult 200-meetrise puhvri puhul. Seega saaks järeldada, et liik eelistab pesitseda maastikus, kus eraldised on ühtlaselt jaotunud. Siiski tasub antud juhul rõhutada, et valim selle tõestuseks on liiga väike.

Kivitäks (*Oenanthe oenanthe*)

Kivitäksi elupaikadeks on kultuurmaastike põlluservad, kivimurrud, varemed, ehitised ja kiviaiad. Liigi pesad asuvad tavaliselt kivihunnikutes, hoonete pragudes, lõhedes, puuriitades ja palgivirnades (Rootsmäe, Veromann, 1974). Välitöödel registreeriti

pesitsevaid kivitakse (n=11) põldude ja teede servades ning ootuspärased usaldusväärsed positiivsed leiti Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga ning negatiivne seos koonduvusega ruutkilomeetriste uurimisruutude analüüsil. Analüüsides loenduspunktide ümbruses olevat maastiku, leiti 100-meetrise puhvri puhul positiivne seos eraldiste tihedusega ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega. See näitab, et oluline on antud liigile nii vahetult pesitsuskoha ümber olev mosaiikne maastik, kus esineb erinevaid liigile vajalikke eraldisi (kivihunnikud, kiviaiad, mahajäetud hooned, varemed) kui ka ümbritsev mitmekesine maastik suuremal pindalal.

Muusträsta (*Turdus merula*)

Musträsta elupaikadeks on pargid, metsaservad ja aiad ning pesa asub erinevatel puuliikidel (Rootsmäe, Veromann, 1974; Edula 1996). Analüüsil tulid musträsta pesitsevate isendite (n=6) arvukuse ja maastikuindeksite (Shannoni mitmekesisuse indeks ja Shannoni ühtluse indeks) vahel usaldusväärsed positiivsed seosed ning ootuspärane negatiivne seos saadi koonduvuse puhul uurimisruutude analüüsil. Loenduspunktide analüüsil 200-meetrise puhvriga saadi samuti usaldusväärsed positiivsed seosed eelnevalt väljatoodud indeksitega. Lisaks neile ilmnes positiivne seos veel eraldiste tihedusega ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega. 100-meetrise puhvri puhul leiti vaid üks positiivne seos – Shannoni mitmekesisuse indeksiga, kui analüüsiti mõlema loendusaasta kõiki registreeritud isendeid. Musträsta puhul võiks arvata, et liigile on oluline mosaiikne maastik nii 200-meetrise kui ka uurimisruutude tasandil. Herzon ja O'Hara (2007) leidsid samuti, et musträstale on oluline nii mitmekesine põldude ja rohumaade struktuur kui ka üksikelementide olemasolu (täpsustamata, mis elemendid) põllumajandusmaastikus. Kusjuures üllastuslikult leidsid nad, et liik väldib tarasid ja erinevaid taluhooneid.

Hallrästa (*Turdus pilaris*)

Hallrästa elupaikadeks on kultuurmaastiku puistud, metsatukad ja metsaservad (Rootsmäe, Veromann, 1974; Edula 1996). Uurimisruutude maastikuandmete analüüsil leiti hallrästa pesitsevate isendite (n=30) arvukuse ja Shannoni mitmekesisuse indeksi ning Shannoni ühtluse indeksi vahel positiivne seos ning negatiivne seos ilmnes hallrästa arvukusel koonduvusega. Analüüsides loenduspunktide maastikuandmeid 200-meetrise puhvri puhul, leiti lisaks eelnevalt

väljatoodud indeksitele positiivne seos eraldiste tihedusega ja negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega. 100-meetrise puhvri puhul ühtegi usaldusväärset seost ei leitud. Saadud tulemused toetavad Herzoni ja O`Hara (2007) tulemusi, kes leidsid, et põllumajandusmaastikus on hallrästale olulised karjamaade ümber olevad tarad, hekid ja telefoni- ning elektriliinid.

Laulurästas (*Turdus philomelos*)

Pesitsevate laulurästaste (n=15) analüüsil leiti positiivne seos eraldiste tihedusega ja negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega ainult 200m puhvri analüüsil. See näitab, et liigi kodupiirkonnaks on mosaiikne põllumajandusmaastik, kus leidub sobivaid pesitsuskohti. Herzoni ja O`Hara (2007) järgi, eelistab liik kraavide ja teede servaalasid, elektri- ning telefoniliine, ning väldib põllumajandusmaastikus olevaid taluhooneid. Liigi kodupiirkond ei pruugi olla suur, sest seosed leiti vaid 200m puhvri puhul. Võttes arvesse kõik registreeritud isendid (n=37) mõlema uurimisaasta kahe loenduse põhjal, leiti lisaks positiivne seos Shannoni mitmekesisuse indeksiga, mis kinnitab juba eelnevalt väljatoodut. Rootsmäe ja Veromanni (1974) järgi on laulurästaste elupaikadeks niisked kuusikud ja salukuusikud, kuid arvukalt pesitseb liik ka männikutes, sookaasikutes, puisniitudel ja lehtmetsades. Pesa ehitab laulurästas erinevatele puudele (eriti kuuskedele), murdunud tüügastele ja üleskerkinud juurtele.

Vainurästas (*Turdus iliacus*)

Vainurästaste elupaikadeks on erinevad lehtmetsad, puisniidud, salukuusikud, pargid, kalmistud ja aedlinnad. Eriti eelistab liik niiskete metsade servaalasid (Rootsmäe, Veromann, 1974) ja pesad asuvad erinevatel puudel (Edula, 1997). Analüüsidest kõiki pesitsevaid isendeid (n=3, 2002. aastal kahe loenduse ja 2004. aastal nelja loenduse põhjal) tuvastati negatiivne seos eraldiste tiheduse ja servatihedusega ning positiivne seos keskmise eraldiste suurusega ainult 100-meetrise puhvri puhul, mis kindlasti ei ole ootuspärane tulemus. Välitöödel kõik kohatud isendid olid laulvad isaslinnud, keda kuuldi metsaservades laulmas. Seetõttu tuleb antud tulemuses kindlasti kahelda, seda enam, et valim on samuti väga väike ja seosed ilmnemid ainult 100-meetrise puhvri puhul.

Kõrkja-roolind (*Acrocephalus schoenobaenus*)

Rootsmäe ja Veromanni (1974) järgi on kõrkja-roolinnu elupaikadeks kõrgrohustud veekogude ääres, niisked põõsasiidud ja pajupõõsastikud; pesa ehitab kõrkja-roolind kõrgesse rohtu või pajupõõsasse. Kõrkja-roolinnu pesitsevate isendite (n=20) analüüsil ilmnisid usaldusväärsed positiivsed seosed eraldiste tiheduse ja servatiheduse ning negatiivne usaldusväärne seos keskmise eraldiste suuruse vahel ruutkilomeetriste uurimisruutude tasandil. 100 ja 200 m puhvri tasandil ilmnis lisaks mõlemal juhul positiivne seos servatihedusega. Seega tuleb analüüsil välja oluline seos just servadega ja seda kõikidel tasanditel. Herzon ja O'Hara (2007) leidsid samuti, et liigile on olulised taimestikuga kraavide ja teede perved, mis on kõrkja-roolinnule olulised pesitsuskohad. Lisaks leiti positiivne seos talude tihedusega.

Soo-roolind (*Acrocephalus palustris*)

Soo-roolinnu (n=23) pesitsevate isendite analüüsil tulid kõikide indeksitega usaldusväärsed seosed kõikidel tasanditel. Rootsmäe ja Veromanni (1974) järgi on soo-roolinnu elupaigaks põõsastikud ja umbrohustunud, metsistunud aiad, pargid ning mõnel juhul ka viljapõllud. Sellele viitavad ka soo-roolinnu arvukuse positiivsed seosed eraldiste tiheduse, servatiheduse, Shannoni mitmekesisuse ja Shannoni ühtluse indeksiga. Vastavat liiki kohatigi peamiselt veekogudeäärsetes põõsastes või aiaservades laulmas. Negatiivsed seosed soo-roolinnu ja keskmise eraldiste suuruse ning koonduvuse vahel näitavad, et antud liiki esines heterogeensema maastiku puhul. Soo-roolind ehitab ka pesa tihedasse rohttaimestikku, madalasse põõsasse või nõgesepuhmasse (Rootsmäe, Veromann, 1974). Saadud seosed kinnitavad Herzon ja O'Hara (2007) tulemusi, kus ilmnis, et soo-roolinnule on olulised taimestikuga kraavide perved, hekid, tarad, elektri-ja telefoniliinid. Samas liik väldib teede servaalasid.

Aed-põõsalind (*Sylvia borin*)

Aed-põõsalinnu pesitsevate isendite (n=9) analüüsil leiti positiivne seos eraldiste tihedusega ja negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega 100-meetrise puhvriga. 200-meetrise puhvriga leiti positiivne seos eraldiste tihedusega ja servatihedusega ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega kahe uurimisaasta kõikide registreeritud isendite puhul (n=23). Antud juhul saab välja tuua seda, et seosed on tugevamad 200-meetrise puhvri puhul ning 100-meetrise puhvri puhul seost

servatihedusega välja ei tule. Analüüsi tulemused viitavad, et liik eelistab mitmekesisist maastikku, kus esineb palju erineva suurusega eraldisi. Herzon ja O'Hara (2007) järgi on aed-põõsalinnule väga olulised taimestikuga kraavide perved. Lisaks näitavad tulemused, et liigile võib oluline olla väike kodupiirkond, sest uurimisruutude analüüsil ei leitud ühtegi seost liigi arvukuse ja maastikuindeksite vahel. Eestis on aed-põõsalind sage haudelind lehtmetsades, salu-puisniitudel, lehtvõsades, parkides ja aedades. Pesa ehitab liik noortele puudele, põõsastesse, puhmastesse ja rohttaimestikku (Rootsmäe, Veromann, 1974).

Salu-lehelind (*Phylloscopus trochilus*)

Salu-lehelinnu elupaikadeks on erinevad põõsastikud, puistud, noored lehtmetsad ja võsad ning pesad asuvad peamiselt metsaservades (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsides pesitsevaid salu-lehelinde (n=12) ilmneseid seosed kõikide indeksitega 100- ja 200-meetrise puhvri puhul. Usaldusväärsed positiivsed seosed saadi eraldiste tihedusega, servatihedusega, Shannoni mitmekesisuse ja Shannoni ühtluse indeksiga. Negatiivsed seosed leiti ootuspäraselt keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega. Lisaks eelnevale tulid ootuspäraselt positiivsed seosed ruutkilomeetrilisel uurimisruutude tasandil salu-lehelinnu pesitsevate isendite arvukuse ja Shannoni mitmekesisuse indeksi ning Shannoni ühtluse indeksi vahel. Usaldusväärne negatiivne seos ilmnes koonduvusega, mis näitab, et tegemist on liigiga, kes kasutab mitmekesisist maastikku. Herzon ja O'Hara (2007) järgi on liigile väga olulised erinevad hekid, samas liik väldib üllatuslikult talude ümbrust.

Künnivares (*Corvus frugilegus*)

Künnivares pesitseb kolooniatena peamiselt inimasulate läheduses asuvates parkides ja kalmistutel (Leibak *et al.*, 1994). Välitöödel kohati suurteil põldudel toituvaid künnivareseid (n=448) ning analüüsil saadi usaldusväärne positiivne seos keskmise eraldiste suurusega ning negatiivsed seosed eraldiste tiheduse ja servatihedusega uurimisruutude tasandil. See tähendab, et künnivaresed kasutavad suuremaid põlde toitumiseks. 100- ja 200-meetrise puhvriga usaldusväärseid seoseid ei leitud, mis näitab, et nii väikestel tasanditel maastikustruktuur liiki ilmselt ei mõjuta.

Kuldnokk (*Sturnus vulgaris*)

Kuldnoka elupaikadeks on erinevad puistud ja inimasulad. Kuldnokk eelistab pesitseda pesakastides, kuid võib selleks kasutada ka puuõõnsusi (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsid 2002. aastal kahe ja 2004. aastal neljal loendusel kohatud pesitsevaid kuldnokki ($n=14$), leiti eraldiste tiheduse ning servatihedusega positiivne seos ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega nii 100 kui ka 200 m puhvri tasandil. 200-meetrise puhvri puhul leiti lisaks eelnevatele veel positiivne seos Shannoni mitmekesisuse indeksiga. Arvestades kõiki registreeritud isendeid ($n=436$) mõlema uurimisaasta kõigi loenduste puhul uurimisruutude tasandil, leiti samuti juba eelnevalt väljatoodud usaldusväärsed seosed. See näitab, et nii pesitsemiseks kui ka toitumiseks kasutavad kuldnokad mitmekesist maastikku, kus esineb rohkesti erinevaid eraldisi ja ilmselt on rohkem toitu. Herzon ja O'Hara (2007) leidsid, et kuldnokad väldivad kraavide servaalasid ja hekke. Samas on liigile olulised teede servad ja elektri- ning telefoniliinid. Viimaseid kasutab liik eelkõige puhkamiskohana.

Põldvarblane

Põldvarblane pesitseb tavaliselt metsaservades, põõsastikes, parkides, aedades, hekkides ja ilupõõsastes. Pesad paiknevad puuõõnsustes, hoonete õõnsustes kui ka pesakastides (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsid 2002. aastal kahe ja 2004. aastal neljal loendusel kohatud pesitsevaid põldvarblasi ($n=6$), leiti eraldiste tihedusega, servatihedusega ja Shannoni mitmekesisuse indeksiga positiivne seos ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega 100 m puhvri tasandil. 200 m puhvri tasandil saadi veel positiivne seos Shannoni mitmekesisuse indeksiga. Võttes arvesse põldvarblase kõiki registreeritud isendeid ($n=21$), ilmnisid kõikide indeksitega seosed, mis olid positiivsed eraldiste tiheduse, servatiheduse, Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga. Negatiivne seos ilmnes keskmise eraldiste suuruse ja koonduvusega. Sellest saab järeldada, et põldvarblasele on pesitsemiseks oluline elupaiga mitmekesine struktuur, nii väikesel maastikutasandil (näiteks põõsad ja hekid; 100 m puhvri analüüs) kui ka suuremal tasandil (ruutkilomeetriste uurimisruutude analüüs).

Karmiinleevike (*Carpodacus erythrinus*)

Karmiinleevikese elupaikadeks on lehtmetsad, puis- ja põõsasiidud, põõsastikud, suuremad pargid ja aiad (Rootsmäe, Veromann, 1974). Välitöödel nähti/kuuldi karmiinleevikese (n=16) peamiselt põldude servades olevates põõsastes ning analüüsil saadi usaldusväärne positiivne seos eraldiste tihedusega, servatihedusega (nii 100 kui ka 200 m puhvri tasandil), Shannoni mitmekesisuse ja ühtluse indeksiga (200 m puhvri puhul) ja negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega. Arvestades kõiki registreeritud isendeid (n=41) kahel uurimisaastal, leiti samuti usaldusväärne positiivne seos Shannoni ühtluse indeksiga ja negatiivne seos koonduvusega. Et seosed leiti kõikidel juhtudel 200-meetrise puhvri tasandil, võiks see viidata sellele liigi kodupiirkonna suurusele. Liik eelistab ilmselt mosaiikset põllumajandusmaastikku ning saadud tulemused toetavad Herzon ja O'Hara (2007) leitud tulemusi, kes leidsid, et karmiinleevikesele on eelkõige olulised kraavide servaalad, tarade ja talude olemasolu.

Talvike

Talvikese elupaikadeks on põldudevahelised puistud, heina- ja karjamaad ning vähesel määral ka pargid. Pesa ehitab talvike nii maapinnale rohttaimestiku varju kui ka puudele (Rootsmäe, Veromann, 1974). Enamik analüüsi tulemusi näitasid samuti talvikese pesitsevate isendite (n=68) puhul usaldusväärseid seoseid kõikidel tasanditel. Positiivsed seosed leiti eraldiste tihedusega, servatihedusega, Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga. Toetades eelnevat, ilmnesid usaldusväärsed negatiivsed seosed keskmise eraldiste suuruse ja koonduvuse ning talvikese arvukuse vahel. Seosed ei tulnud välja 100 m puhvri tasandil koonduvusega ja Shannoni ühtluse indeksiga ning uurimisruutude tasandil servatihedusega. Siiski näitavad analüüsil saadud tulemused, et liigile on oluline mitmekesine elupaigamuster ning talvikese kodupiirkond ei pruugi olla väga suur, sest sellele viitavad 200-meetrise puhvriga saadud usaldusväärsed seosed. Eltsi (2006c) järgi korreleerus liigi arvukus positiivselt kiviaedadega, lehtmetsaga, puistuga, üksikpuude ja hekkidega, mis toetab igati käesolevas uurimistöös saadud tulemusi. Negatiivselt oli liigi arvukus seotud avamaastikuga, haritava maaga (põllud), okasmetsaga ja teedega (Elts, 2006c). Herzon ja O'Hara (2007) leidsid, et talvike eelistab põllumajandusmaastikus üksikuid puid või puuderühmi, samas väldib karjamaade ümber olevaid tarasid.

Põldtsiitsitaja

Elupaigana eelistab põldtsiitsitaja puudega lagedat kuiva kultuurmaastikku liivasel või paesel pinnasel. Liik pesitseb põlluservade väikestes puuderühmades, suurtes kruusaaukudes, paemurdudes ja teeäärsetel jäätmaadel. Pesa ehitatakse maapinnale väikeste põõsaste või rohu varju, põllupeenrale, viljapõllule, kruusaauku või kiviaedade äärde (Rootsmäe, Veromann, 1974). Eestis vähearvukalt esindatud põldtsiitsitajat kohatakse eeskätt mosaiikses maastikus, kus viljeletakse mitmeid põllukultuure ning leidub heinamaid (Väli, 2005). Välitöödel kohati põldtsiitsitajat ainult Lääne-Virumaa uurimisaladel. Analüüsil saadi usaldusväärne positiivne seos eraldiste tihedusega ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega pesitsevate isenditega (n=5) ainult 200 m puhvri puhul. Lisaks sellele leiti usaldusväärne positiivne seos servatihedusega ja Shannoni mitmekesisuse indeksiga, arvestades mõlemal uurimisaastal kahel põhiloendusel kõiki registreeritud isendeid (n=12). Seega näitavad analüüsi tulemused, et liik eelistabki mitmekesist maastikku. Asjaolu, et seosed tulid vaid 200 m puhvri analüüsil võiks viidata põldtsiitsitaja väikesele kodupiirkonna suurusele.

Vaadeldes analüüsis saadud tulemusi, saab välja tuua järgmist. Enamus liike, keda Elts (2003a) toob välja kui liigid, kes pesitsevad ja toituvad põllumajandusmaastikus, eelistavad mitmekesist maastikku, kus on rohkesti pesitsemiseks erinevaid eraldisi (näiteks hekid, kivihunnikud, üksikpuud, puistud, põõsad jne.). Vaid kolm liiki (põldlõoke, vainurästas ja künnivares) eelistavad kas pesitsemiseks või toitumiseks maastikku, mis on homogeenne või milles eraldised on väga ebaühtlaselt jaotunud. Vainurästa puhul on see tulemus vasturääkiv, sest liik pesitseb metsade servaalades ja pealegi on valim väga väike.

Kategooria 2 - liigid, kes pesitsevad puistus ja toituvad põllumajandusmaastikus

Väike-konnakotkas

Väike-konnakotkas pesitseb vanades kuusikutes ja kuuse-segametsades ning toitub nendega piirnevatel rohumaadel. Suhteliselt sagedamini õnnestub pesitsemine mitmekesisel maastikus. Enne luhtade laiaulatuslikku võsastumist paiknes Eestis väike-konnakotkaste asustus peamiselt jõelammidel, nüüdseks on aga peaaegu kogu asurkond „kolinud” ümber põllumajandusmaastike servaaladele (Väli, 2003;

Kontkanen jt., 2004). Välitöödel nähti väike-konnakotkaid (n=3) toitumas just rohumaadel, kus esines rohkesti kraave ning analüüsil saadi usaldusväärne positiivne seos servatihedusega ainult uurimisruutude tasandil. Siiski tasub saadud tulemusse suhtuda ettevaatlikult, sest valim on väga väike.

Tuuletallaja (*Falco tinnunculus*)

Tuuletallaja eelistab pesitseda avamaastike servades või selle keskel paiknevates metsatukkades, hekkides ja üksikutel puudel. Tuuletallaja toiduks on uruhiired, väikelinnud, sisalikud ja putukad ning toitu jahib tuuletallaja peamiselt avamaastikel (Kontkanen jt., 2004). Välitöödel kohati tuuletallajat mõlemal aastal Pudivere uurimisruudus Lääne-Virumaal. Analüüsil leiti küll tuuletallaja puhul negatiivne seos servatihedusega ja positiivne seos koonduvusega uurimisruutude tasandil, kuid nii väikese valimi puhul (n=2) võivad need olla täiesti juhuslikud seosed.

Kaelustuvi

Eestis kasutavad kaelustuvid elupaikadena erinevaid metsi (eelistades kuuse-enamusega segametsi). Liik pesitseb ka puisniitudel, metsaservades ja avamaa puistutes (Leibak *et al.*, 1994). Statistiliselt usaldusväärsed seosed saadi kaelustuvi arvukusega (n=7) kõikide indeksite puhul. Positiivsed seosed ilmnesisid eraldiste tiheduse, servatiheduse, Shannoni mitmekesisuse ja ühtluse indeksiga. Negatiivsed olid seosed keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega. Rõhutada võiks antud juhul sedagi, et seosed leiti kõikidel juhtudel loenduspunktide 100 ja 200 m puhvri puhul, samas uurimisruutude analüüsil ei leitud mingeid seoseid. Antud juhul võiks see viidata sellele, et liigi puhul võib olla oluline mitmekesine maastiku struktuur küllaltki väikestel pindaladel. Herzon ja O'Hara (2007) järgi on kaelustuvidele olulised kraavide, tarade ja elektri- ning telefoniliinide olemasolu. Viimaseid kasutab liik meelsasti puhkekohtadena.

Väänkael

Väänkaela elupaikadeks on segametsad, metsaservad ja pargid (Leibak *et al.*, 1994). Välitöödel kohati väänkaelu peamiselt metsaservades ning usaldusväärsed positiivsed seosed saadi eraldiste tiheduse ja servatiheduse ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega nii 200 m puhvri tasandil kui ka ruutkilomeetriste uurimisruutude tasandil. Lisaks eelnevale leiti veel usaldusväärne positiivne seos Shannoni

mitmekesisuse indeksiga 200 m tasandil. Tulemused on küll igati ootuspärased ja loogilised, kuid neisse võiks suhtuda ettevaatlikult, sest „üks-ühele” seosed eraldiste tihedusega, servatihedusega ja keskmise eraldiste suurusega võivad olla täiesti juhuslikud. Pealegi on valim kõigil juhtudel alla kümne isendi.

Metskiur

Metskiuru elupaikadeks metsalagendikud, metsaservad, karjamaad ja võsaservad ning leitud pesad on tavaliselt asunud rohttaimestikus, põõsaste varjus metsaservas ja niidu või aasa piirialadel (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsil saadud metskiuru pesitsevate isendite (n=33) tulemused viitavad samuti eelnevale, sest usaldusväärsed positiivsed seosed ilmnisid eraldiste tiheduse, servatiheduse, Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksi vahel ning negatiivselt oli metskiuru arvukus seotud keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega kõikidel uuritud tasanditel. Kõikide registreeritud metskiuru isendite (n=55) tuli lisaks välja positiivne seos Shannoni ühtluse indeksiga. Seega eelistab metskiur mitmekesist rohkete eraldistega maastikku. Herzon ja O'Hara (2007) järgi on liigile olulised taimestikuga kraavide servad ja samuti teede olemasolu.

Sookiur

Sookiuru elupaikadeks on Rootsmäe ja Veromanni (1974) järgi niisked avamaastikud, niidud ja luhad. Ka välitöödel kohati sookiuru valdavalt rohumaadel. Pesa ehitab sookiur peamiselt rohttaimestiku varju maapinnale. 100 m puhvri tasandil ei leitud sookiuru arvukuse (n=36) ja maastikuindeksitega ühtegi seost. Seevastu ilmnisid seosed kõikidel juhtudel 200-meetrise puhvri tasandil. Positiivsed seosed saadi eraldiste tihedusega, servatihedusega, Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga. Negatiivsed seosed ilmnisid keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega. Lisaks eelnevale leiti veel ruutkilomeetrises uurimisruutude tasandil positiivsed seosed eraldiste tiheduse ja servatihedusega, mida toetab ka saadud negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega. Eelnevalt väljatoodud seosed näitavad, et liik eelistab mitmekesist maastikku ning liigil kodupiirkonna suurus on ilmselt suurem kui uuritud 100 meetri puhvri tasand. Herzon ja O'Hara (2007) leidsid, et sookiurule on olulised taimestikuga kraavide servaalad ning karjamaade ümber olevate tarade olemasolu.

Ööbik

Ööbiku elupaikadeks on lehtkõrgvõsad, luhtade põõsastikud ja lehtvõsarikkad hõredad metsad. Pesa ehitatakse enamasti maapinnale põõsa varju (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsil tulid ootuspärased positiivsed seosed ööbiku arvukuse puhul eraldiste tiheduse, servatiheduse, Shannoni mitmekesisuse ja ühtluse indeksiga ning negatiivsed seosed keskmise eraldiste suurusega ning koonduvusega. Pesitsevate isendite (n=43) puhul ilmnisid usaldusväärsed seosed nii 100 kui ka 200 m puhvri tasandil. Uurimisruutude tasandil leiti samad seosed, kuid mitmel puhul tuli analüüsida kõikide loenduste tulemusi kõikide registreeritud isendite puhul. Tulemused viitavad, et ööbikule on oluline erinevate eraldistega mosaiikne maastik. Herzon ja O'Hara (2007) järgi võiks ööbikule vajalikeks eraldisteks olla taimestikuga kraavide ja hekkide olemasolu. Samas liik väldib järgi üksikuid puid või puudegruppe põllumajandusmaastikul.

Väike-põõsalind (*Sylvia curruca*)

Väike-põõsalinnu elupaikadeks on okas- ja lehtpuuvõsad, pargid, aiad ja hekid. Pesa ehitab väike-põõsalind peamiselt erinevatesse põõsastesse ja puudele (Rootsmäe, Veromann, 1974). Väike-põõsalinnu pesitsevate isendite (n=13) arvukus korreleerus positiivselt eraldiste tihedusega, servatihedusega, Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga ning usaldusväärne negatiivne seos tuli analüüsil keskmise eraldiste suuruse ja koonduvusega praktiliselt kõikidel uuritud tasanditel (usaldusväärset seost ei leitud vaid servatihedusega uurimisruutude tasandil). Seosed on veidi suuremad 100- ja 200-meetriste puhvrite puhul, mis võiks viidata liigi kodupiirkonna suurustele. Põllumajandusmaastikus on liigile ilmselt olulised metsade ja aedade servad ning põldudel olevad metsatukad.

Rasvatihane (*Parus major*)

Rasvatihane pole oma elupaikade suhtes kuigi nõudlik. Ta pesitseb peaaegu iga tüüpi metsades, parkides, aedades, elamute juures jm., kuid eelistab lehtmetsi ja nende servaalasid (Rootsmäe, Veromann, 1974). Rasvatihase arvukuse puhul leiti positiivsed seosed eraldiste tihedusega, servatihedusega, Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga. Negatiivsed seosed ilmnisid keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega nii 100 kui ka 200 m puhvri tasandil. Uurimisruutude tasandil leiti vaid ühel juhul usaldusväärne seos – servatiheduse puhul. Asjaolu, et

usaldusväärased seosed esinesid loenduspunktide ümber olevate puhvrite puhul kõigil juhtudel võiks viidata sellele, et rasvatihasele on oluline mitmekesine elupaigamuster (eelkõige servade olemasolu) küllalt väikesel pindalal. Herzon ja O'Hara (2007) leidsid, et rasvatihane eelistab üksikpuude või puuderühmade ja teede olemasolu põllumajandusmaastikul.

Harakas

Haraka meeliselupaikadeks on kultuurmaastikud, puisniidud, pargid, metsaservad, aiad, võsametsad ja võsad, ning pesa ehitab harakas peamiselt pajuvõssa või kuusehekki (Leibak *et al.*, 1994; Tuule, Elts 2003). Analüüsil saadi haraka pesitsevatel isenditel (n=7) ootuspärane positiivne seos eraldiste tihedusega (200 m puhvri tasandil), Shannoni mitmekesisuse indeksi (nii 200 m kui ka uurimisruutude tasandil) ja Shannoni ühtluse indeksiga (uurimisruutude tasandil). Negatiivsed seosed saadi analüüsil keskmise eraldiste tihedusega (200 m puhvri tasandil) ja koonduvusega (uurimisruutude tasandil). 100 m puhvri tasandil seoseid ei leitud. Eelnevalt väljatoodud argumendid võiksid viidata, et harakas eelistab mitmekesist maastikku (hekke, õuealaid, võsa).

Hallvares (*Corvus corone cornix*)

Hallvares pesitseb peamiselt inimasulate läheduses ning pesa ehitab metsaservadesse, üksikutele puudele keset avamaastikku ja teede äärsetesse hekkidesse, parkidesse, surnuaedadesse jne. (Leibak *et al.*, 1994; Rootsmäe, Veromann, 2006). 200 m puhvri tasandil ilmnisid analüüsil ootuspärased positiivsed seosed eraldiste tihedusega, Shannoni mitmekesisuse indeksiga ja Shannoni ühtluse indeksiga. Negatiivsed seosed saadi ka keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega, kui analüüsiti mõlemal uuringuaastal kõiki kohatud pesitsevaid isendeid (n=16). Võttes arvesse aga kõik kohatud hallvaresed, ilmnisid seosed ka teistel uuritud tasanditel. 100-meetrise puhvri puhul leiti negatiivne seos koonduvusega ja positiivsed seosed Shannoni mitmekesisuse indeksiga ja Shannoni ühtluse indeksiga. Uurimisruutude tasandil tulid usaldusväärased seosed samuti välja (positiivne seos Shannoni ühtluse indeksiga ja negatiivne seos koonduvusega). Hallvares on üldiselt kõigesööja ja seetõttu võib pidada usaldusväärseks analüüsil saadud tulemusi, millest saab järeldada, et liik toitubki erinevates elupaikades (hekid, puistud, teede servad).

Ronk (*Corvus corax*)

Analüüsid ronga arvukust ja maastikuindekseid ilmneb esmapilgul, et tulemused on vastakad. Liigi arvukus ($n=8$; analüüsitud mõlemal uurimisaastal kõiki registreeritud isendeid kahel põhiloendusel) on negatiivselt seotud eraldiste tiheduse ja koonduvusega, samas on positiivne seos keskmise eraldiste suurusega, Shannoni mitmekesisuse ja Shannoni ühtluse indeksiga, kusjuures seosed leiti vaid loenduspunktide ümber tekitatud 100 ja 200 m puhvri andmete alusel. Analüüsi tulemused viitavad, et liik eelistab nii heterogeenset maastiku kui ka avatud alasid. Seega langevad need kokku Leibak jt. (1994) andmetega, kus märgitakse, et ronk eelistab elupaikadena erinevaid okasmetsi, samal ajal toitumas käib liik avatud maastikus. Viimastel dekaadidel on liik asunud elama rohkem inimasulate lähedusse: teeservadesse, asulate lähedusse, elektriliinide postidele ja isegi linnadesse.

Metsvint

Metsvindi elupaigaks on Rootsmäe ja Veromanni (1974) järgi metsatukad, pargid ning toiduotsingul tegutseb metsvint ka avamaastikul. Metsvindi pesad asuvad erinevatel puudel. Analüüsil saadi usaldusväärne positiivne seos metsvindi pesitsevate isendite arvukuse ($n=59$) ja eraldiste tiheduse, servatiheduse, Shannoni mitmekesisuse indeksi ning Shannoni ühtluse indeksi vahel. Usaldusväärne negatiivne seos ilmnes pesitsevate isendite arvukuse puhul keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega nii 100 kui ka 200 m puhvri tasandil. Uurimisruutude andmeid kinnitavad juba eelnevalt väljatoodud: positiivsed seosed leiti Shannoni mitmekesisuse indeksi ning Shannoni ühtluse indeksi puhul ning negatiivne seos saadi koonduvusega. See näitab, et tegemist on liigiga, kes eelistab mitmekesist elupaika ja kelle kodupiirkond ei pruugi olla väga suur. Herzon ja O'Hara (2007) järgi on liigile olulised taimestikuga kraavide ja hekkide olemasolu põllumajandusmaastikus.

Rohevint (*Carduelis chloris*)

Rohevindi elupaigaks on Rootsmäe ja Veromanni (1974) järgi kultuurmaastiku servaalad, aiad, pargid, hõredad metsatukad, kuusehekid ja metsaservad; pesad asuvad erinevatel puudel (eriti kuuskedel). Ka analüüsi tulemused viitavad sellele, sest rohevindi pesitsevate isendite arvukus ($n=4$) oli positiivselt seotud eraldiste tihedusega (200 m puhvri ja uurimisruutude tasandil), servatihedusega, Shannoni mitmekesisuse indeksiga (uurimisruutude tasand) ja negatiivselt seotud keskmise

eraldiste suurusega 200 m puhvri ning uurimisruutude tasandil. Analüüsidest kõiki registreeritud isendeid (n=55), siis leiti vastakaid seosed. Eraldiste tihedusega, servatihedusega ja Shannoni mitmekesisuse indeksiga leiti negatiivsed seosed 100 ja 200 m puhvri tasandil, mis polnud ootuspärane tulemus, kuid lahtiseletatult võiks see tähendada järgmist. Pesitsevad isendid eelistavad mitmekesist maastikku, kus on rohkesti eraldisi. Seevastu toituvad isendid, keda kohati loendustel ka väikestes salkades kasutavad rohkem homogeenset maastikku.

Ohakalind

Ohakalinnu elupaikadeks on pargid, aiad, valgusrikkad metsad ja puisniidud. Pesa ehitab ohakalind peamiselt okaspuudele (Rootsmäe, Veromann, 1974). Välitöödel kohati ohakalindu peamiselt toitumas ning analüüsil leiti liigi puhul positiivne seos eraldiste tiheduse ja servatihedusega ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega uurimisruutude tasandil, mis oli ka oodatud tulemus. Analüüsidest 100 ja 200 m puhvri maastiku andmeid ilmnest hoopis vastupidised seosed. Positiivne seos leiti koonduvusega ja negatiivne seos saadi Shannoni ühtluse indeksiga. Asjaolu, et seosed on vastupidised erinevatel pindaladel võiks viidata järgmist. Väikeste pindalade puhul (100 ja 200 m puhvri pindalad) eelistavad ohakalinnud näiteks toitumiseks homogeenset maastikku, kus eraldised on ebaühtlaselt jaotunud. Vaadates eelnevalt väljatoodud maastikku suuremal pindalal, siis on see siiski mosaiikne maastik. Siiski on see kõik vaid oletus ja vajaks edaspidist uurimust. Herzoni ja O'Hara (2007) järgi on ohakalinnule olulised taimestikuga kraavide servad, hekid ja elektri- ning telefoniliinid. Viimaseid kasutab liik meelsasti puhkekohana.

Suurnokk (*Coccothraustes coccothraustes*)

Suurnokk elutseb parkides, hõredates lehtmetsades, kalmistutel ja mõnikord ka salukuusikutes (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsil ilmnest küll positiivne seos eraldiste tihedusega ja negatiivne seos keskmise eraldiste suuruse ja suurnoka arvukuse vahel ainult uurimisruutude tasandil, kuid selle usaldusväärsus on kaheldav, sest valim on liiga väike (n=2).

Teise kategooria liikide kohta, kes pesitsevad puistus ja toituvad põllumajandusmaastikus saab üldistavalt välja tuua järgmist:

- 1) enamik liike oli ootuspäraselt positiivselt seotud kas eraldiste rohkusega maastikus või maastikulise mitmekesisusega;
- 2) vaid ühe liigi (tuuletallaja) analüüs viitas, et liik eelistab pigem homogeenset maastikku ja väldib servaalasid;
- 3) kolm liiki (ronk, rohevint ja ohakalind) andsid vastakaid tulemusi ning vastavad liigid vajaksid täpsemat uurimist, miks on erinevate tasandite puhul tulemused teistsugused.

Kategooria 3 - liigid, kes pesitsevad põllumajandusmaastikus ja märgaladel

Roo-loorkull

Roo-loorkulli elupaikadeks on suuremate roostikurikaste järvede kaldad. Saagilende teeb roo-loorkull nii roostikes, soistel niitudel kui ka põldudel (Randla, 1976; Leibak *et al.*, 1994). Välitöödel nähti liiki peamiselt saagilendudel ning usaldusväärne positiivne seos ilmnis roo-loorkulli arvukuse ($n=7$) ja servatiheduse vahel ainult uurimisruutude tasandil. See on ka oodatud tulemus, sest väikesepindalaline maastik ilmselt ei oma erilist tähtsust liigi toitumislendudel

Rukkirääk

Rukkiräägu elupaikadeks on peamiselt majandatavad rohumaad, looduslikud rohumaad, karjamaad ja kasutusest väljas olevad alad (Elts, 1997). Rukkirääk eelistab elupaigana üsna kõrget taimestikku (üle 20 cm), mis ei ole liikumiseks liiga tihe (Herzon, Semm, 2004). Näiteks sobivad rukkiräägule ideaalselt lopsakad umbrohupuhmad (Elts, 2003b), kuid samuti ka erinevad põõsad ja kraavide ning liigniiskete alade servad (Elts, Marja, 2007). Rukkirääk on üldjuhul kõigesooja (sööb nii taimset kui ka loomset toitu; Elts, 2003b), ja seetõttu võib lugeda analüüsil saadud rukkiräägu pesitsevate isendite ($n=46$) ja maastikuindeksite vahelisi (eraldiste tihedus, servatihedus, Shannoni mitmekesisuse indeks ja Shannoni ühtluse indeks) positiivseid seoseid kõikidel tasanditel (v.a. 200 m tasandil Shannoni ühtluse indeksiga) igati ootuspäraseks. Negatiivsed seosed leiti analüüsil keskmise eraldiste suuruse ja koonduvusega. Välja võiks antud juhul tuua, et seosed on veidi tugevamad uurimisruutude tasandil. Herzoni ja O'Hara (2007) järgi eelistab rukkirääk alasid, kus esineb kõrge taimestikuga kraavide servi ning teid. Samas hoidub liik aladest, kus põldudel on hekke või üksikuid puid.

Kiivitaja

Kiivitaja elupaikadeks on väga erinevad avatud maastikud: erinevad põllud, luhad, heinamaad, karjamaad ja niidud (Leibak *et al.*, 1994, Tuule *et al.*, 2002). Seda kinnitavad ka analüüsil saadud tulemused. Negatiivsed seosed pesitsevate kiivitajate arvukuse ($n=128$) puhul leiti eraldiste tihedusega ja servatihedusega, positiivsed seosed ilmnesid keskmise eraldiste suurusega. Seejuures ilmnes analüüsil ka pindala efekt. Seosed saadi ainult loenduspunktide 100 ja 200 m puhvri puhul, kusjuures mõlemal tasandil on seosed praktiliselt samad (erinevus vaid servatihedusega). Uurimisruutude analüüsil mingeid usaldusväärseid seoseid ei leitud. Herzoni ja O'Hara (2007) tulemuste põhjal väldibki kiivitaja põlde, kus esinevad üksikud puud, hekid ja talud. Seega eelistab kiivitaja homogeenet põllumajandusmaastikku.

Naerukajakas

Liigi elupaikadeks on meresaared, sisemaal aga jõgede luhad ja järvede kaldad (Leibak *et al.*, 1994). Seosed maastiku tasandil leiti ainult uurimisruutude analüüsil. Analüüsides mõlema aasta kõikide loenduste tulemusi ($n=259$), ilmnesid ootuspärased negatiivsed seosed eraldiste tiheduse ja servatihedusega, positiivne seos leiti keskmise eraldiste suurusega. Naerukajakaid loendatigi ainult suurematel lagedatel põldudel toitumas.

Hänilane

Hänilase elupaigaks on rohtunud avamaastik, mis võib olla hõredalt põõsastunud (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsil leiti hänilase pesitsevate isendite ($n=4$) arvukuse ja eraldiste tiheduse ning servatiheduse vahel positiivne seos. Negatiivne seos ilmnes analüüsil keskmise eraldiste suurusega uurimisruutude tasandil. 100 m puhvri tasandil leiti samuti eelnevalt väljatoodud seosed pesitsevate isendite puhul (positiivne seos eraldiste tihedusega ja negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega). Analüüsides kõiki registreeritud hänilasi ($n=10$) mõlemal uurimisaastal kahel põhiloendusel leiti veel positiivsed seosed 100 m puhvri tasandil Shannoni mitmekesisuse indeksiga ja Shannoni ühtluse indeksiga ning negatiivne seos koonduvusega. 200 m puhvri puhul saadi positiivne seos eraldiste tihedusega ja negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega. Seega eelistab hänilane erinevate eraldistega mitmekesist maastikku. Hänilasele on tähtsad Herzoni ja O'Hara (2007) järgi taimestikuga kraavide servad, talud ja tarad ümber karjamaade. Viimaseid

kasutab liik meelsasti puhkekohana. Samas väldib liik põllumajandusmaastikku, kus on hekid.

Kadakatäks

Kadakatäksi elupaikadeks on niidud, luhad ja põlluservad ning pesa ehitatakse tihti kraavikallastele ja erinevatesse virnadesse või haohunnikutesse (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsil ilmnisid usaldusväärsed positiivsed seosed kadakatäksi pesitsevate isendite (n=178) arvukuse puhul eraldiste tiheduse, servatiheduse, Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksi vahel. Ootuspärased negatiivsed seosed saadi keskmise eraldiste suuruse ja koonduvusega. Seosed ilmnisid absoluutselt kõikidel tasanditel. Uurimisruutude puhul saadud seosed on veidi tugevamad. See viitab, et kadakatäksile on oluline mosaiikne põllumajandusmaastik erinevate eraldistega. Eltsi (2006c) järgi võiks sellisteks eraldisteks olla aiad, teede servad ja põõsastikud. Liigi arvukus korreleerus negatiivselt kiviaedadega. Ka Herzoni ja O'Hara (2007) järgi eelistab hänilane tarade ja taimestikuga kraavide olemasolu põllumajandusmaastikus. Samas oli liigi arvukus negatiivselt seotud üksikute puudega avatud põldudel.

Võsa-ritsiklind (*Locustella naevia*)

Võsa-ritsiklinnu elupaikadeks on veekogude äärsed madalvõsad ja metsaservade noored lehtpuistud (võsad) (Rootsmäe, Veromann, 1974). Sellele viitavad ka analüüsil saadud positiivsed seosed pesitsevatel isenditel (n=28) eraldiste tiheduse, servatiheduse, Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga. Negatiivne seos saadi võsa-ritsiklinnul koonduvuse ja keskmise eraldiste suurusega, mis oli ka oodatud tulemus. Seosed leiti kõikidel analüüsitud tasanditel. Seosed kinnitavad Herzon ja O'Hara (2007) saadud tulemusi, kus liik eelistab kõrge taimestikuga kraavide ja teede olemasolu. Samas oli liigi arvukus negatiivselt seotud nende uurimisaladega, kus esinesid üksikud puud või hekid.

Jõgi-ritsiklind (*Locustella fluviatilis*)

Kahe pesitseva jõgi-ritsiklinnu analüüsil leiti ootuspärane positiivne seos eraldiste tiheduse ja servatihedusega ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega. Seosed leiti ainult 200 m puhvri puhul. Siiski on antud juhul valim liiga väike ja neisse

tulemustesse tuleks suhtuda ettevaatlikult. Rootsmäe, Veromanni (1974) on jõgi-risiklindude elukohtadeks põõsassoos, jõekallaste põõsastikud ja raiesmikuvõsa.

Pruunselg-põõsalind

Pruunselg-põõsalinnu elupaikadeks on erinevad kultuurmaastikud, põõsasniidud, võsaservad, teedeäärsed kuusehekid, erinevad põõsastikud, aiad ja pargid (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsil saadud pruunselg-põõsalinnu pesitsevate isendite (n=109) arvukus korreleerus positiivselt eraldiste tihedusega, servatihedusega, Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga ning ootuspäraselt negatiivselt keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega. Seosed saadi absoluutselt kõikidel tasanditel ja seosed tugevnevad veidi uuritava maastiku pindala suurenedes. Eltsi (2006c) järgi korreleerus pruunselg-põõsalinnu arvukus positiivselt näiteks kiviaedadega, lehtmetsadega, erinevate puistutega, rohumaaga ja hekkidega. Samas oli arvukus negatiivselt seotud haritavate põldudega ja elektriliinidega. See näitab, et pruunselg-põõsalinnule on oluline mitmekesine maastik rohkete eraldistega. Samuti Herzon ja O`Hara (2007) järgi eelistab liik kraavide servi, tarasid ja üksikuid puid.

Liikidest, kes pesitsevad põllumajandusmaastikus ja märgaladel, saab käesoleva uurimistöõ põhjal kokkuvõtvalt välja tuua kaks jaotust. Valdav enamus neist liikidest eelistab mitmekesist ja mosaiikset maastikku, kus vastavatel liikidel on sobivad elupaigad. Kaks liiki (kiivitaja ja naerukajakas) eelistavad ühetaolisemat maastikku pesitsemiseks ja/või toitumiseks.

Kategooria 4 - liigid, kes on juhuslikud pesitsejad/toitujad põllumajandusmaastikus

Kalakajakas (*Larus canus*)

Sisemaal on kalakajaka elupaikadeks peamiselt sood ja sisemaa veekogude kaldad, kuid liik võib pesitseda ka linnades katustel (Leibak *et al.*, 1994). Välitöödel registreeritud isendid (n=62) enamasti toitusid suurematel põldudel ning andsid usaldusväärsed negatiivsed seosed eraldiste tiheduse ja servatihedusega ning positiivse seose keskmise eraldiste suurusega, mis oli ka oodatud tulemus. Seega eelistab kalakajakas homogeenset põllumajandusmaastikku toitumiseks. Usaldusväärsed seosed leiti vaid uurimisruutude tasandil.

Hõbekajakas (*Larus argentatus*)

Uurimisruutudel kohatud hõbekajakad (n=364) on Eestis levinud meresaartel, rannikul, soodes ja märgaladel (Leibak *et al.*, 1994). Välitöödel registreeritud isendid toituisid suurematel põldudel ja andsid seoseid kõigil vaadeldud tasanditel. 100 ja 200 m puhvrite tasandil leiti analüüsil usaldusväärne positiivne seos koonduvusega ning negatiivsed seosed Shannoni mitmekesisuse ja ühtluse indeksiga. Lisaks neile leiti veel 100 m puhvri tasandil usaldusväärne negatiivne seos servatihedusega. Ruutkilomeetrise uurimisruudu tasandil leiti positiivsed seosed nii koonduvuse kui ka keskmise eraldiste suurusega. Usaldusväärset negatiivset seost ilmnest eraldiste tihedusega, servatihedusega ja Shannoni mitmekesisuse indeksiga. Kõik saadud seosed olid ootuspärased, sest need näitavad, et kohatud hõbekajakad toituvadki homogeenes maastikus.

Kägu

Käo elupaikadeks on erinevad metsad, pargid, aiad (Leibak *et al.*, 1994) ja erinevat tüüpi põõsaste ning puudega avamaastik (Jonsson, 2000). Euroopas on teada üle 100 liigi peremeeslinde, kelle pesadesse kägu muneb ning tavalisemad on neist sookiuur, võsaraat (*Prunella modularis*), tiigi-roolind (*Acrocephalus scirpaceus*), linavästriik (*Motacilla alba*), hall-kärbsenäpp (*Muscicapa striata*), kadakatäks ja lepalind (*Phoenicurus phoenicurus*), kellest mitmeid saab lugeda põllumajandusmaastiku lindudeks (Leibak *et al.*, 1994; Jonsson, 2000). Analüüsides uurimisruutude tasandil territoriaalseid käo isendeid (n=6) leiti arvukuse ja eraldiste tiheduse ning servatiheduse vahel usaldusväärne positiivne seos. Lisaks registreeriti negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega. Arvestades kõiki kohatud kagusid (n=16) mõlema uurimisaasta põhiloendustel, saadi hoopiski vastupidised seosed 200 m puhvri tasandil. Negatiivsed seosed ilmnest eraldiste tihedusega ja servatihedusega ning positiivne seos leiti koonduvusega, mis kindlasti polnud oodatav tulemus. Miks seosed on antud juhul üksteisele vasturääkivad, vajaks edaspidi täpsemat uurimist. Herzon ja O'Hara (2007) järgi eelistab kägu põllumajandusmaastikus kraavide servaalasid. See võiks lahtiseletatult tähendada, et väikesed värvulised pesitsevad just sellises biotoobis ning nende pesi kägu ilmselt kasutab pesaparasiidina oma järglaste saamiseks.

Eelnevast kategooriast, ehk liikidest, kes on juhuslikud pesitsejad/toitujad põllumajandusmaastikus saadi üldjuhul oodatud tulemused. Väljatoodud kajakaliigid toituisid välitööde ajal suurtel põldudel ning analüüs kinnitas seda, et vastavad liigid eelistavad homogeenset maastikku. Seevastu käo tulemuste vasturääkivus erinevatel pindaladel on üllatav ning kindlasti vajaks edaspidist uurimist.

Kategooria 5 - liigid, kes rändel toituvad põllumajandusmaastikus

Teder

Tedre elupaikades on metsade ja avamaastike servad ning kevadised seltsingulised mängud toimuvad lagedatel aladel (Viht, 1987). Välitöödel kohati tetresid (n=5) peamiselt toitumas põldudel ning analüüsil uurimisruutude tasandil saadi usaldusväärne positiivne seos koonduvusega ja negatiivne seos ilmnes Shannoni ühtluse indeksiga. Lisaks saadi kõikide registreeritud tetrede puhul positiivne seos servatihedusega. 200 m puhvri analüüsi tulemused kinnitavad juba eelnevalt väljatoodud. Positiivne seos ilmnes koonduvusega ning negatiivsed seosed saadi Shannoni mitmekesisuse indeksiga ja Shannoni ühtluse indeksiga. Saadud tulemused viitavad, et liik eelistab küll homogeenset maastikku, kuid tähtis on ka servaalade (näiteks kraavide ja metsaservade) olemasolu.

Sookurg

Sookurg pesitseb erinevat tüüpi soodes, rabades, jõeluhtadel, aga ka metsalaamades ja kultuurmaastikul. Sookurg eelistab heterogeenset maastikku: sisemaal sobivad liigile erinevate veekogude, õõtsikjärvede ja väikesoode vaheldumine metsaribadega (Leito, 1998, Leito jt., 2005). Välitöödel kohati sookurgesid (n=26) põlluservades toitumas ning usaldusväärne positiivne seos ilmnes liigi arvukuse vahel eraldiste tiheduse ja servatihedusega ning negatiivne seos keskmise eraldiste suurusega uurimisruutude tasandil. Seevastu 100 meetri maastiku tasandil saadi servatihedusega hoopis negatiivne seos, mis kindlasti pole oodatud tulemus ning mille lahtiseletamine vajaks edasist uuringut.

Tikutaja (*Gallinago gallinago*)

Tikutaja elupaikadeks on erinevad märgalad ja rohumaad (Leibak *et al.*, 1994). Välitöödel registreeriti tikutajaid (n=4) rohumaadel ning analüüsil ilmnes positiivne

seos liigi arvukuse ja servatiheduse vahel ainult uurimisruutude tasandil. Kuna valim on leitud seose puhul väike, siis tuleks sellesse suhtuda ettevaatlikult.

Rändel toituvatest liikidest põllumajandusmaastikul saadi maastiku mitmekesisuse seoste puhul ootuspärased tulemused. Tetredele on antud analüüsi puhul oluline pigem homogeensem maastik, kuid tähtsad on ilmselt ka servaalad. Sookurg ja tikutaja eelistavad mosaiiksemat maastikku, kus on rohkesti eraldisi. Sookure puhul leiti siiski ühel juhul mitte oodatav tulemus, mida võiks tulevikus edasi uurida.

Klassifitseerimata liigid

Alljärgnevad liike, keda kohati välitöödel ning kes andsid usaldusväärseid seoseid maastikuindeksitega, pole välja toodud Eltsi (2003a) klassifikatsioonis. Seetõttu vaadatakse neid liike eraldi. Võimalusel kasutatakse Herzon jt. (2006) Balti riikide jaoks koostatud klassifikatsiooni ning kui mõni alljärgnevatest liikidest sinna alla kuulub, siis tuuakse see eraldi välja. Kui seda ei juhtu, siis lisatakse autori poolt vastavad liigid Eltsi (2003a) klassifikatsiooni.

Sinikael-part (*Anas platyrhynchos*)

Sinikael-part eelistab sisemaal pesitseda erinevat tüüpi järvedel, jõeluhadel ja kraavide kallastel (Leibak *et al.*, 1994). Välitöödel nähti liiki kraavidel toitumas ning analüüsil ilmnes sinikael-pardi arvukuse (n=8) ja servatiheduse vahel positiivne seos uurimisruutude tasandil. 100-meetrise puhvri tasandil ilmnes negatiivne seos Shannoni ühtluse indeksiga, kuid sellesse võiks ettevaatlikult suhtuda, sest saadud tulemus on „üks-ühele” seos. Saadud tulemused viitavad, et liik eelistab maastiku, kus eraldised on ebaühtlasemalt jaotunud, kuid kus esineb servaalasid (näiteks kraave). Autori arvates võiks sinikael-part kuuluda kahte viimasesse klassifikatsiooni ehk liik, kes on juhuslik pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus või liik, kes rändel toitub põllumajandusmaastikus.

Hallhaigur (*Ardea cinerea*)

Hallhaigurud pesitsevad kolooniatena metsa(tukka)des (Leibak *et al.*, 1994) ja toituvad veekogude ääres ning avamaastikul (Jonsson, 2000). Välitöödel kohati hallhaigruid (n=5) peamiselt kraavide kallastel toitumas ning uurimisruutude

analüüsil tuli usaldusväärne positiivne seos servatiheduse ja koonduvusega, negatiivne seos Shannoni mitmekesisuse indeksi ning Shannoni ühtluse indeksiga. See viitab sellele, et hallhaigru puhul on olulised servaalad (näiteks kraavide perved, põldude servaalad), kuid maastikumuster võib olla ka homogeenne. Autori arvates võiks hallhaigru klassifitseerida kui liiki, kes pesitseb puistus, kuid võib toituda ka põllumajandusmaastikus.

Väiketüll (*Charadrius dubius*)

Eelistatud elupaikadeks sisemaal on väiketüllil liivased siseveekogude rannikud, kruusa ja liiva karjäärid (Leibak *et al.*, 1994), kuivatite-lautade ümbrus, laoplatsid, ehitusplatsid ja isegi prügimäed (Aua, 1997). Välitööde mõlemal uurimisaastal kohati ühte pesitsevat paari Jõgevamaal ühe suure sõnnikuhunniku ümbruses. Analüüsil leiti järgnevad seosed: 100 meetri puhvri tasandil kõikide indeksitega (positiivsed seosed keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega, negatiivsed seosed eraldiste tihedusega, servatihedusega, Shannoni mitmekesisuse ja Shannoni ühtluse indeksiga). 200-meetrise puhvri tasandil ilmnesid sarnased tulemused: positiivne seos keskmise eraldiste suurusega ja negatiivne seos eraldiste tiheduse ning servatihedusega. Seosed on veidi suuremad 200 m puhvri puhul, kuid neisse tuleks suhtuda ettevaatlikult, sest tegemist on väga väikse valimiga. Herzon jt. (2006) klassifitseerivad väiketüllil kui tõelise põllulinnu (*true field species*), seega võiks liik kuuluda kas esimesse kategooriasse (liik, kes pesitseb ja toitub põllumajandusmaastikus) või neljandasse kategooriasse (juhuslik pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus).

Suur-kirjurähn (*Dendrocopos major*)

Suur-kirjurähni elupaikadeks on segametsad, vähem lehtmetsad, okasmetsad, pargid ja aiad. Valdav osa pesakoopaid on leitud lehtpuudest (haab, sanglepp, hall lepp), kuid samuti okaspuudelt (Elts, 2000; Kinks, 2000). Analüüsil leiti küll statistiliselt usaldusväärne positiivne seos pesitseva suur-kirjurähni arvukuse ($n=1$) ja Shannoni mitmekesisuse indeksi vahel uurimisruutude tasandil, kuid see võib nii väikese valimi puhul olla täiesti juhuslik seos. Analüüsides kõiki nähtud/kuuldud suur-kirjurähne ($n=7$) mõlemal uurimisaastal leiti 100-meetrise puhvri tasandil kõikide indeksitega usaldusväärsed seosed (positiivsed seosed eraldiste tihedusega, servatihedusega, Shannoni mitmekesisuse ja ühtluse indeksiga ning negatiivsed seosed keskmise eraldiste suurusega ja koonduvusega). See võiks viidata, et liik eelistab heterogeenset

maastikumustrit, samas saadud „üks-ühele” seosed võivad olla täiesti juhuslikud. Autori arvates võiks antud liigi klassifitseerida kui juhuslik pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus. Näiteks põldudel olevates metsatukkades või suuremates aedades.

Käblik (*Troglodytes troglodytes*)

Käbliku elupaikadeks on metsad, metsistunud pargid ja aiad (Rootsmäe, Veromann, 1974). Välitöödel kohati käblikut peamiselt metsaservades, kuid uurimisruutude analüüsil saadud positiivses seoses Shannoni mitmekesisuse indeksiga tuleks suhtuda ettevaatlikult, sest valim on liiga väike ($n=2$). Kõikide registreeritud käbliku isendite puhul ($n=5$) ilmnis analüüsil lisaks negatiivne seos koonduvusega ja positiivne seos Shannoni ühtluse indeksiga. 100 meetri maastikuandmete alusel leiti pesitsevate isendite puhul sarnased seosed: negatiivne seos koonduvusega ja positiivne seos Shannoni ühtluse indeksiga. Ehkki tulemused on ootuspärased, ei pruugi nad olla väikese valimi puhul põhjuslikud. Liigi võiks klassifitseerida kui juhusliku pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus (eelkõige põldudel või põlluservades olevates puistutes).

Punarind (*Erithacus rubecula*)

Eestis on punarina elupaikadeks tiheda alusvõsaga mets, puisniidud, pargid ja kalmistud. Toiduotsingutel näeb liiki tihti ka talude ümbruses (Rootsmäe, Veromann, 1974). Välitöödel kohatud kolm laulvat punarinda andisid 100 meetri puhvri puhul usaldusväärse positiivse seose eraldiste tihedusega ning negatiivse seose keskmise eraldiste suurusega. Siiski tasuks tulemustesse suhtuda ettevaatlikult, sest valim on väga väike. Liigi võiks klassifitseerida kui juhuslik pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus.

Mustpea-põõsalind (*Sylvia atricapilla*)

Eestis on mustpea-põõsalind salukuusikutes, varjukates parkides, aedades ja kalmistuil sage haudelind (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsidest mõlemal uurimisaastal kahe loenduse kõiki registreeritud isendeid ($n=9$) ilmnis usaldusväärne positiivne seos Shannoni ühtluse indeksiga nii 100 kui ka 200 m puhvrite tasandil. See viitab sellele, et liik eelistab maastikku, kus eraldised on ühtlasemalt jaotunud. Siiski

tasuks saadud „üks-ühele” seostesse suhtuda skepsisega. Liigi võiks klassifitseerida kui juhuslik pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus.

Mets-lehelind (*Phylloscopus sibilatrix*)

Mets-lehelind eelistab elupaigana kuuse-segametsa, parke ja kalmistuid (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsil ilmnemise ootuspärased positiivsed seosed mets-lehelinnu pesitsevate isendite (n=3) arvukuse ja Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga ning negatiivne seos koonduvusega kõikidel analüüsitud tasanditel. Seosed on veidi tugevamad uurimisruutude puhul. Tulemustesse tuleks siiski suhtuda ettevaatlikult, sest valim on väike. Liigi võiks klassifitseerida kui juhuslik pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus.

Väike-lehelind (*Phylloscopus collybita*)

Eestis üldlevinud sageda haudelinnuna eelistab väike-lehelind kuuse-segametsi, suuremaid parke ja kalmistuid. Väike-lehelinnu pesad asuvad nii maapinnal, põõsastel kui ka erinevatel puudel (Rootsmäe, Veromann, 1974). Liigi pesitsevate isendite arvukus korreleerus usaldusväärselt kõikide indeksitega nii 100 kui ka 200 m puhvrite puhul. Positiivsed seosed saadi eraldiste tihedusega, servatihedusega, Shannoni mitmekesisuse indeksiga ja Shannoni ühtluse indeksiga. Negatiivsed seosed ilmnemise eraldiste suurusega ja koonduvusega. Uurimisruutude analüüsil ilmnemise väike-lehelinnu kõikide registreeritud isendite arvukuse (n=34) ja Shannoni mitmekesisuse indeksi vahel usaldusväärne positiivne seos ning negatiivne seos saadi koonduvusega. See näitab, et liik eelistab mitmekesist maastikumustrit, kus on erinevaid eraldisi (metsade servaalad, hekid). Liigi võiks klassifitseerida kui juhuslik pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus.

Must-kärbsenäpp (*Ficedula hypoleuca*)

Must-kärbsenäpi elupaikadeks on Roosmäe ja Veromanni (1974) järgi erinevad metsad ja puistud. Pesa ehitatakse puuõõnsustesse ja pesakastidesse. Välitöödel kohati vaid ühte laulvat must-kärbsenäpi isalindu ja seetõttu võib kahelda analüüsil leitud seoste (positiivne seos koonduvusega ja negatiivne seos Shannoni mitmekesisuse indeksi ja Shannoni ühtluse indeksiga) usaldusväärsuses uurimisruutude tasandil. Liigi võiks klassifitseerida kui juhuslik pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus.

Peoleo (*Oriolus oriolus*)

Peoleo on valgusküllaste kõrgtüveliste metsade ja salude karakterlind, kuid samuti pesitseb ta lehtpuudega salukuusikutes ja suuremates parkides. Suurtes metsades asustab ta peamiselt servaosi ja ulatuslikumate lagendike ümbrust (Rootsmäe, Veromann, 1974). Välitöödel kuuldi peoleosid metsaservades laulmas ja analüüsil saadi ootuspärane positiivne seos servatiheduse ja liigi pesitsevate isendite arvukuse vahel ($n=7$) uurimisruutude tasandil. Herzoni ja O'Hara (2007) järgi on peoleole olulised kraavide ja teede servaalad. Analüüsidest kõiki registreeritud isendeid ($n=14$) kahel põhiloendusel mõlemal uurimisaastal, tulid aga vastakad tulemused. Negatiivsed seosed ilmsid 100 kui ka 200 m puhvrite tasandil nii eraldiste tihedusega kui ka servatihedusega ning positiivne seos keskmise eraldiste suurusega. Miks seosed on väiksematel pindaladel vastupidised, see vajaks edaspidist täpsemat uurimist. Ilmselt on tegemist täiesti juhusliku seosega. Liigi võiks klassifitseerida kui juhuslik pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus.

Rootsiitsitaja (*Emberiza schoeniclus*)

Rootsiitsitaja elupaikadeks on veekogude äärsed roostikud, luhad ja põõsassood. Pesa ehitab rootsiitsitaja nii maapinnale kui ka põõsastesse (Rootsmäe, Veromann, 1974). Analüüsil leiti rootsiitsitaja arvukuse ($n=2$) ja servatiheduse vahel positiivne seos uurimisruutude tasandil, mis on loogiline tulemus, sest ka Herzoni, O'Hara (2007) järgi eelistab liik kraavide servaalasid. Siiski tasub selle usaldusväärsuses võib kahelda, sest valim on liiga väike. Herzon jt. (2006) klassifitseerivad rootsiitsitaja servaliigiks. Käesoleva töö autor nõustub sellega. Lisaks võiks liigi klassifitseerida kui juhuslik pesitseja/toituja põllumajandusmaastikus.

Viimase klassifikatsiooniüksuse kõikide liikide (va. väike-lehelind) kohta võib öelda, et nende valimid on suhteliselt väikesed. Võimalik, et seetõttu neid liike polegi Jaanus Eltsi klassifikatsioonis välja toodud. Siiski tuleks ka neid lugeda põllumajandusmaastike lindude hulka. Üldiselt andsid viimase grupi liigid maastiku mitmekesisusega ootuspäraseid seoseid, ehkki valimid olid väikesed ning mitmel juhul kaheldavad.

Kokkuvõtlikult võib öelda, et ka üksikute liikide arvukused ja maastiku struktuur läbi maastikuindeksite on omavahel selgelt seotud. Pesitsevate isendite puhul ilmsid

märkimisväärselt tugevad ja usaldusväärsed seosed järgnevatel liikidel kõikidel uuritud pindaladel: põldlõoke, soo-roolind, metskiur, rukkirääk, talvike, metsvint, võsa-ritsiklind, kadakatäks, pruunselg-põõsalind ja väike-põõsalind. Vaadates ainult 100 ja 200m puhvrite tulemusi leiti veelgi seoseid, mis näiteks uurimisruutude analüüsil ei ilmnenu. Nendeks liikideks olid näiteks põldtsiitsitaja, kaelustuvi, kiivitaja ja väike-lehelind.

Arvestades põllumajandusmaastiku lindude väga erinevaid nišše ja suurt varieeruvust looduses, oleks ilmselt vaja iga liigi jaoks välja selgitada konkreetne uurimisala ulatus, et analüüsida erinevate elupaikade/eraldiste mõju vastavale liigile. Abiks oleks avaldatud liikide kodupiirkondade suurused (*home range, territory size*). Kuna see on väga töömahukas ning kodupiirkondade suurused varieeruvad erinevate autorite avaldatud andmetes, siis käesolevas töös sellele olulist tähelepanu ei pööratud. See oleks ka võimalik edasine uurimissuund. Arusaamine erinevate liikide maastiku ja elupaiga suhetest on väga tähtis ning see aitaks vajadusel tulevikus nende kaitset paremini korraldada.

Ehkki kõikidel liikidel seoseid maastikuindeksitega välja ei tulnud (nendel liikidel võiksid seosed välja tulla analüüsid ükssikult erinevaid maakasutustüüpe/elupaiku), saab siiski selgelt järeldada, et maastiku struktuuri keerukus mõjutab liikide arvukust.

3 JÄRELDUSED JA SOOVITUSED

Loenduste tulemused

Tulemustest selgus, et nii loendatud liikide arv kui ka isendite arv kasvavad selgelt, kui on rohkem loendusi. See trend tuli välja nii pesitsevate liikide kui ka kõikide registreeritud liikide/isendite puhul. Seda asjaolu võiks põllumajandusmaastiku lindude loenduste planeerimisel kindlasti arvestada. Autori arvates võiks linde loendada minimaalselt kolmel korral: aprilli lõpus, mai keskpaigas ja mai lõpus või juuni alguses). Võimalusel tasuks sooritada ka vähemalt üks või kaks öist loendust. Samuti ei tasuks piirduda vaid ühe aasta loendustulemustega. Uuring peaks hõlmama mitut aastat, et tulemusi omavahel võrrelda, sest analüüsi tulemused võivad kahe aasta võrdlusel olla erinevad.

Analüüsides mõlemal aastal kolme uuritud maakondade linnustiku andmeid koos, oli põldlõokese osa pesitsevatest liikidest oluliselt suurem kui teistel liikidel. Põldlõokesele järgnesid (kahanevas järjekorras) kadakatäks, kiivitaja, pruunselgpõõsalind ja talvike ning väljatoodud liigid olid mõlemal aastal samad. Need ongi kõige tavalisemad põllumajandusmaastiku linnuliigid Eestis.

Lindude kohta arvatud muutujate ja maastikuindeksite vahelised seosed

Praktiliselt kõikidel juhtudel ilmnis trend, et statistiline usaldusväärsus suurenes uuritavate alade pindalade kasvamisel, kui korreleeriti lindude kohta arvatud muutujaid maastikuindeksitega. Korrelatsioonikordajad olid madalaimad 100m puhvritega loenduspunktide puhul ja suurimad ruutkilomeetristel uurimisaladel. Seega paranesid seosed uurimisala pindalade suurenemisega ja see viitab sellele, et liiga väikse ala ümber loenduspunkti ei pruugi anda piisavalt adekvaatset infot lindude jaoks olulistest maastikustruktuuridest. Seega tasuks maastikuindeksid arvutada suurematele pindaladele. Näiteks 100m puhvri puhul olid 2002. aastal Lääne-Virumaal ja Valgamaal mitmel juhul korrelatiivsed seosed vastupidised oodatule. Tõenäoliselt on põhjuseks see, et nii väiksele alale arvatud maastikuindeksid ei hinda enam piisavalt adekvaatselt maastiku keerukust antud maakasutuse kaardi detailsuse juures.

Väga paljudel juhtudel ei andnud analüüsi tulemused maakondade tasandil statistiliselt usaldusväärseid seoseid nii loenduspunktide kui ka uurimisruutude tasandil. Kõigi kolme maakonna andmete liitmisel, ilmned statistiliselt usaldusväärseid seosed selgelt. Siiski peab nentima, et astakorrelatsioonikordajad kõikide uurimisruutude/loenduspunktide puhul polnud enamasti üldse kõrgemad kui eraldi maakondades. Seega usaldusväärseid võisid seosed olla ainult seetõttu, et loenduspunkte/uurimisruute oli rohkem ja usaldusväärseuse kriteerium oli seega lihtsalt madalam.

Keskmine eraldiste suurus (AREA_MN) andis praktiliselt kõikidel juhtudel vastupidise korrelatsiooni lindude kohta arvatud muutujate puhul kui eraldiste tihedus (PD), sest need kaks maastikuindeksit on teineteise pöördväärtused. See muutis tulemusi kunstlikult veidi paremaks. Seega neid kahte indeksit pole vaja koos analüüsida. Piisab vaid eraldiste tihedusest kasutamisest. Keskmise eraldiste suuruse asemel võiks kasutada koonduvust (CONTAG). Maastiku kohta arvatud Shannoni mitmekesisuse indeks ja Shannoni ühtluse indeks andsid lindude kohta arvatud muutujatega küllaltki sarnaseid seosed. Mõnevõrra paremini korreleerus lindude mitmekesisuse indeksitega Shannoni mitmekesisuse indeks. Asjaolu, et need indeksid on küllaltki sarnased, siis võiks kasutada ainult Shannoni mitmekesisuse indeksit. Seega käesoleva uurimistöö autori arvates piisaks maastiku ja linnupopulatsioonide mitmekesisuse analüüsil kokku neljast maastikuindeksist: eraldiste tihedus, servatihedus, koonduvus ja Shannoni mitmekesisuse indeks.

Lindude kohta arvatud muutujatest võiks kasutada liikide arvu, Shannoni mitmekesisuse indeksit ja Simpsoni domineerivuse indeksit. Ühtluse indeks andis kõige vähem usaldusväärseid seoseid, seega piisab edaspidisel kasutamisel ka Simpsoni domineerivuse indeksist. Võimalik oleks kasutada ka isendite arvu, kuid see sõltub konkreetsetest eesmärkidest. Käesoleva uurimistöö andmeanalüüsi ajal korreleeriti ka näiteks isendite arvu maastikuindeksitega, kuid see andis vaid üksikutel juhtudel usaldusväärseid seoseid. Seega, sõltuvalt uurimistöö eesmärkidest, võib ka isendite arvu kasutada, kuigi see ei pruugi loodetud tulemusi anda.

Mitmeid autorid on jaganud liigid erinevatesse gruppidesse (servaliigid, puhtad põlluliigid, ainult kaitsealused liigid, langeva arvukusega liigid jne.) ja seejärel

seostanud neid gruppe maastiku või elupaikadega (Mayer, Cameron, 2003; Herzon, O'Hara, 2007). Antud töös liike gruppidesse ei jaotatud, kuid usaldusväärsed ja loogilised seosed maastikuindeksitega tulid siiski välja kõikidel uuritud tasanditel. Võimalik, et usaldusväärseid seoseid oleks tulnud rohkem kui seda oleks tehtud.

Käesoleva uurimistöö analüüs toetab varasemaid tulemusi, mille järgi eraldiste suurem fragmenteerumine võib suurendada kohalikku liigirikkust. Nii suurenevad erinevate nišside võimalused liikidele ning kasvab elupaikade ja mikroelupaikade arv. Näiteks suurendab fragmenteerumine servaelupaikade ulatust, mis on väga oluline näiteks järgnevatele põllumajandusmaastiku liikidele: võsa-ritsiklind, talvike ja pruunselg-põõsalind.

Lindude arvukuse ja maastikuindeksite vahelised seosed

Vaadeldes analüüsis saadud tulemusi saab välja tuua järgmist. Enamus liike, keda Elts (2003a) iseloomustab põllumajandusmaastiku liikidena ja keda kohati välitööde ajal uurimisruutudes, eelistavad maastikku, kus on rohkesti pesitsemiseks/toitumiseks erinevaid eraldisi (näiteks hekid, kivihunnikud, üksikpuud, puistud, põõsad jne.) ning maastiku mitmekesisus on kõrge. Ülejäänud liigid (näiteks põldlõoke, kiivitaja, künnivares, kajakad) eelistavad kas pesitsemiseks või toitumiseks maastikku, mis on homogeenne või väga ebaühtlaselt jaotunud eraldistega. Seega on paljudele Eesti põllumajandusmaastike lindudele oluline eelkõige mitmekesine maastikumuster ning eraldiste (hekid, puuderibad, suuremad kivihunnikud jne.) kadu maastikust ilmselt mõjutaks nende liikide arvukust, sest kaoksid sobivad pesitsuskohad. Seetõttu tuleks Eestis hoiduda maastiku struktuuri homogeensemaks muutumisest, milleni on jõutud mitmetes Lääne- ja Kesk-Euroopa riikides.

Osade liikide puhul tulid välja mitteootuspärased seosed (näiteks vainurästas, sookurg, kägu) ning paljudel juhtudel oli valim liiga väike (näiteks nurmkana, põldvutt, suurnokk). Sellised liigid vajaksid kindlasti edaspidist uuringut, et teada saada ja mõista vastavate liikide seoseid maastiku struktuuriga.

Analüüsidest saadud tulemusi võib öelda, et ka üksikute liikide arvukused ja maastiku struktuur läbi maastikuindeksite on omavahel selgelt seotud. Pesitsevate isendite puhul ilmsid märkimisväärselt head ja usaldusväärsed seosed: põldlõokesel, soo-

roolinnul, metskiurul, rukkiräägul, talvikesel, metsvindil, võsa-ritsiklinnul, kadakataksil, pruunselg-põõsalinnul ja väike-põõsalinnul kõikidel uuritud pindaladel. Vaadates ainult 100 ja 200m puhvrite tulemusi leiti veelgi seoseid, mis näiteks uurimisruutude analüüsil välja ei tulnud. Nendeks liikideks olid põldtsiitsitaja, kaelustuvi, kiivitaja ja väike-lehelind. Seega oli õigustatud analüüs erinevate suurustega pindaladel, sest nii ilmnisid ka teiste liikide seosed maastikuindeksitega.

Arvestades põllumajandusmaastiku lindude suurt liikide arvu, erinevaid nišše ja arvukuse erinevusi looduses, võiks iga liigi jaoks välja selgitada konkreetne uurimisala ulatus, et analüüsida erinevate elupaikade/eraldiste mõju vastavale liigile. Abiks oleks avaldatud liikide kodupiirkondade suurused. See oleks üks võimalik edasine uurimissuund. Arusaamine erinevate liikide maastiku ja elupaiga suhetest on väga tähtis ning see aitaks vajadusel tulevikus nende liikide kaitset paremini korraldada.

Osade tavaliste põllumajandusmaastike lindudega [näiteks suurkoovitaja, linavästri, hakk (*Corvus monedula*)] ei leitud maastikuindeksitega ühtegi seost ühelgi tasandil. Seega esineb võimalus, et valitud pindalad, mille kohta arvutati maastikuindeksid, nendele liikidele ei sobi. Neid liike võiks autori arvates edaspidi analüüsida, vaadeldes nende arvukusi erinevate maakasutustüüpide/elupaikade kaudu näiteks modelleerimise teel.

KOKKUVÕTE

Käesolevas uurimistöös on seostatud põllumajandusmaastiku lindude liigilist mitmekesisust, lindude kohta arvatud indekseid ning liikide arvukusi erinevate maastikuindeksitega. Lisaks analüüsiti liikide arvu ja isendite arvukust, arvukamaid pesitsevaid isendeid ja pesitsejate liigilist jaotust kahel uurimisaastal.

Uurimisalad paiknesid kolmes maakonnas (Valgamaal, Jõgevamaal ja Lääne-Virumaal). Igal uurimisalal valiti juhuslikult 10 uurimisruutu (igal uurimisruudul paiknes 4 loenduspunkti), kus teostati punktloenduse meetodikaga 2002. aastal ja kaks loendust ja 2004. aastal neli loendust. Maastiku andmetest kasutati vektorkujul Eesti põhikaarti (1:10 000), mida klassifitseeriti ümber lähtuvalt ökoloogilisest tähtsusest põllumajandusmaastike lindudele. Vektorandmed rasteriseeriti *ArcView*-s ning seejärel arvutati *Fragstats*-is koos maastikuindeksit (eraldiste tihedus, servatihedus, keskmine eraldiste suurus, koonduvus, Shannoni mitmekesisuse indeks ja Shannoni ühtluse indeks) kolmel erineval tasandil 100m, 200m puhvritele ümber loenduspunktide ja uurimisruutudele kogu ulatuses. Linnustiku kohta arvutati lisaks liikide arvule Shannoni mitmekesisuse indeks, ühtluse indeks ning Simpsoni domineerivuse indeks, mida korreleeriti maastikuindeksitega. Samuti korreleeriti üksikute liikide arvukusi maastikuindeksitega eraldi.

Saadud tulemuste järgi on põldlooke Eesti kõige arvukam põllumajandusmaastiku linnuliik, kellele järgnevad kahanevas järjekorras kadakataks, kiivitaja, pruunselg-põõsalind ja talvike.

Üldiselt näitasid kõik maastikuindeksid, et kõige heterogeensem oli uurimisruutude maastik Valgamaal, keskmine heterogeensus leiti Jõgevamaal ning kõige homogeensem oli maastik Lääne-Virumaal. Liikide arv nii pesitsevate isendite puhul kui ka kõikide registreeritud isendite puhul on kõige kõrgem Valgamaal, keskmine Jõgevamaal ning madalaim Lääne-Virumaal.

Praktiliselt kõikidel uuritud juhtudel tuli välja trend, et statistiline usaldusväarsus suurenes uuritavate alade pindalade kasvamise puhul kui korreleeriti lindude kohta arvatud muutujaid maastikuindeksitega. Korrelatsioonikordajad olid madalamaid 100m puhvritega loenduspunktide puhul ja suurimad ruutkilomeetristel uurimisaladel.

Seega seosed paranesid uurimisala pindalade suurenemisega, mis viitab sellele, et liiga väikse ala ümber loenduspunkti ei pruugi anda piisavalt adekvaatset infot lindude jaoks olulistest maastikstruktuuridest.

Käesoleva uurimistöo analüüs kinnitab varasemaid tulemusi, et eraldiste suurem fragmenteerumine võib suurendada kohalikku liigirikkust. Nii suurenevad erinevate nišside võimalused liikidele kui ka kasvab elupaikade ja mikroelupaikade arv. Näiteks suurendab fragmenteerumine servaelupaikade ulatust, mis on väga oluline mitmetele põllumajandusmaastiku linnuliikidele.

Analüüsidest saadud tulemusi, võib öelda, et enamuse põllumajandusmaastike linnuliike eelistab maastikku, kus on rohkesti pesitsemiseks/toitumiseks erinevaid eraldisi (hekid, kivihunnikud, üksikpuud, puistud, põõsad jne.) ning maastiku struktuur on mitmekesine. Seega on paljudele Eesti põllumajandusmaastike lindudele oluline eelkõige mitmekesine maastikumuster ning eraldiste (hekid, puuderibad, suuremad kivihunnikud jne.) kadu maastikust ilmselt mõjutaks nende liikide arvukust, sest kaoksid sobivad pesitsuskohad.

Saadud tulemuste põhjal võib öelda, et ka üksikute liikide arvukused ja maastiku struktuur on omavahel selgelt seotud. Pesitsevate isendite puhul ilmsesid usaldusväärsed seosed järgnevatel liikidel: põldlõokesel, soo-roolinnul, metskiurul, rukkiräägul, talvikesel, metsvindil, võsa-ritsiklinnul, kadakatäksil, pruunselg-põõsalinnul ja väike-põõsalinnul kõikidel uuritud pindaladel. Vaadates ainult 100m ja 200m puhvrite tulemusi leiti veelgi seoseid, mis näiteks uurimisruutude analüüsil välja ei tulnud. Nendeks liikideks olid näiteks põldtsiitsitaja, kaelustuvi, kiivitaja ja väike-lehelind.

Ehkki seosed lahkesid kahe aasta võrdlusel linnustiku mitmekesisuse ja maastikuindeksite vahel, võiks kokkuvõtlikult öelda, et uurimistöo tulemused olid igati ootuspärased ja mõlemad töös püstitatud hüpoteesid said olulist kinnitust. Nii linnuliikide mitmekesisus kui ka üksikute liikide arvukused ja maastiku struktuur on omavahel seotud.

Tänuavaldused. Käesoleva töö autor tänab Irina Herzonit, Jaanus Eltsi ja Uku Paali.

SUMMARY

Relationship between bird fauna diversity and landscape metrics in agricultural landscape: Estonian case study.

The main objectives of this study was to find relationship between the heterogeneity of the agricultural landscape and farmland bird species diversity.

Research areas were located in three counties of Estonia: Valga county, Jõgeva county and Lääne-Viru county. For each research area, 10 test squares of a size 1 km² were randomly chosen. In each test square two point countings in the year 2002 and four countings in 2004 were carried out. For gathering landscape data we used vector-shaped Estonian Basic Map (1:10 000). Vectoral data were rastered in ArcView and six landscape indexes of Fragstats (Patch Density, Edge Density, Mean_Patch Area Distribution, Contagion, Shannon`s Diversity Index and Shannon`s Evenness Index) were calculated at three levels: 100 metres and 200 metres buffers around the count points and 1 km² research square. For the characterization of bird fauna, the following indexes were calculated: species density, Shannon`s Diversity Index, Evenness Index and Simpson`s Dominance Index. Each of these indexes was correlated with the landscape indexes.

The results showed clearly that Skylark is the most numerous farmland bird species in Estonia. Other numerous species are: Whinchat, Northern Lapwing, Common Whitethroat, and Yellowhammer.

Generally, all landscape indexes showed that the most heterogeneous were the landscape squares researched in Valga county (southern Estonia), whereas average heterogeneity was found in Jõgeva county (eastern Estonia). The landscape of Lääne-Viru county (northern Estonia) was found to be the most homogenous. Also, the number of breeding species as well as all registered species was the highest in Valga county. The average value was found in Jõgeva county and the lowest value in Lääne-Viru county.

In terms of breeding bird species all the indexes used were significantly correlated with bird fauna diversity and landscape structure. In most cases the following trend was found: the Spearman rank correlation values between the number of bird and landscape indexes increased when expanding the research area. The correlation coefficients were lowest in 100 metres buffer cases and highest in 1 km² research square cases. Therefore relations improved with the increase size of research area. This indicates that a 100 metre buffer around the count point does not give adequate information about landscape pattern for birds.

Analysis of this research work confirms the earlier results that fragmentation may increase the local species diversity. In that case different niches for various species and also the number of different habitats and microhabitats may increase. For instance, fragmentations increase edge habitats which are very important for many farmland bird species.

We also found differences in correlations between bird fauna indexes and landscape indexes measured in two different years.

Also the analysis indicated that the majority of Estonian farmland birds prefer the landscape which is heterogeneous or in which there are a lot of different patches (like hedges, stones, trees, bushes etc). Therefore the loss of different patches in farmland landscape may likely influence species numbers due to disappearance of good/suitable breeding sites.

Similarly to the relationships between bird fauna diversity indexes and landscape metrics, we found significant correlations between the singular bird species multiplicities and landscape structure indexes. Many of the breeding species (like Skylark, Marsch Warbler, Tree Pipid, Corncrake, Yellowhammer, Chaffinch, Common Grasshopper Warbler, Whinchat, Common Whitethroat and Lesser Whitethroat) showed remarkable good results/significant relationships in all studied areas. Analysing only 100 and 200 metre buffer areas, more significant results, which did not appear in 1 km² research square, were found. These results involve species like Ortolan Bunting, Common Wood Pigeon, Northern Lapwing and Common

Chiffchaff. Therefore using different landscape scales was justified because it led to different relationships between birds and landscape indexes.

The results of this research supported hypotheses on strong relationship between the landscape metrics and bird fauna diversity. Thus, the landscape structure is a significant predictor of bird fauna structure in agricultural landscapes.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Atauri, J.A., de Lucio, J.V., 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16: 147-159.
- Aua, J., 1997. Mis teeb väiketüllist Eesti inimkaaslevaima kurvitsalise? *Hirundo*, nr. 2: 30.
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R., 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. Blackwell Science, Oxford, pp: 682-683.
- Bennett, A.F., Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Swetnam, R.D., MacNally, R., 2004. Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation*, 119: 191-206.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *18*: 182-188.
- Bergin, T.M., Best, L.B., Freemark, K.F., Koehler, K.J., 2000. Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a midwestern agroecosystem: a multiscale analysis. *Landscape Ecology*, 15: 131-143.
- Bibby, C., Jones, M., Marsden, S., 1998. *Bird Surveys. Expedition Field Techniques*. Expedition Advisory Centre. London, pp: 15-34.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. & Mustoe, S.H., 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London, pp: 44-49.
- Brotons, L., Herrando, S., 2001. Factors affecting bird communities in fragments of secondary pine forests in the north-western Mediterranean basin. *Acta Oecologica*, 22: 21-31.
- Brotons, L., Mönkkönen, M., Huhta, E., Rajasärkkä, A., 2003. Effects of landscape structure and forest reserve location on old-growth forest bird species in Northern Finland. *Landscape Ecology*, 18: 377-393.
- Brotons, L., Mönkkönen, M., Martin, J.L., 2002. Fragments are not real islands: Landscape context and population trends of birds in boreal forest. In: Chamerlain, D. & Wilson, A. (Eds.) *Avian Landscape Ecology. Pure and applied issues in the large-scale ecology of birds*. Colin Cross Printers Ltd, Garstang. IALE (UK), pp: 39-47.

- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., LeCoeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E., Lefeuvre J.C., 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, 19: 47-60.
- Chamberlain, D., Wilson, A (Eds.), 2002. Avian Landscape Ecology. Pure and applied issues IALE (UK) Conference held at the University East Anglia. Colin Cross Printers Ltd, Garstang. 358 pp.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 1–17.
- Clergeau, P., Savard, J.P.L., Mennechez, G., Falardeau, G., 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor*, 100: 413-425.
- Donald, P.F., Pisano, G., Rayment, M.D., Pain, D.J., 2002. The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89: 167–182.
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116: 189–196.
- Donovan, T.M., Flather, C.H., 2000. Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation, and landscape occupancy. *Ecological Applications*, 12: 364-374.
- Dramstad, W.E., Fry, G., Fjellstad, W.J., Skar, B., Helliksen, W., Sollund, M.L.B., Tveit, M.S., Geelmuyden, A.K., Framstad, E., 2001. Integrating landscape-based values – Norwegian monitoring of agricultural landscapes. *Landscape and urban Planning*, 57: 257-268.
- Edula, E., 1996. Andmeid hall- ja muusträsta pesitsemisest Viljandi ümbruses aastatel 1969-1993. *Hirundo*, nr. 2: 4-15.
- Edula, E., 1997. Andmeid vainu- ja laulurästa pesitsemisest Viljandi ümbruses aastatel 1969-1993. *Hirundo*, nr. 2: 3-13.

- Elts, J. 1997. Studies of the Corncrake in Estonia in 1995. *Vogelwelt*, 118: 236–238.
- Elts, J., 2000. Rähnide pesitsusbioloogiast Eestis pesakaartide andmeil. *Hirundo*: 13 (2): 89-96.
- Elts, J., 2003a. Linnud põllumajandusmaastikus. *Mahepõllunduse leht*. September 2003, lk: 12-13 (käsikirjana põllumajandusmaastike lindude tabel).
- Estades, C.F., Temple, S.A., 1999. Deciduous-forest bird Communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9: 573-585.
- Estades, F., 2001. The effect of breeding-habitat patch size on bird population density. *Landscape Ecology*, 16: 161–173.
- Farina, A., 1995. Distribution and dynamics of birds in a rural sub-Mediterranean landscape. *Landscape and Urban Planning*, 31: 269-280.
- Farina, A., 1997. Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12: 365–378.
- Farina, A., 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp: 153-164.
- Fauth, P.T., Gustafson, E.J., Rabenold, K.N. 2000. Using landscape metrics to model source habitat for Neotropical migrants in the mid-western U.S. *Landscape Ecology*, 15: 621-631.
- Fox, A.D., 2004. Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? *Journal of Applied Ecology*, 41: 427-439.
- Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D., Baillie, S.R., Carter, N., 1995. Population Decline and Range Contractions among Lowland Farmland Birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425-1441.
- Green, D.M., Baker, M.G., 2003. Urbanization impacts on habitat and bird communities in a Sonoran desert ecosystem. *Landscape and Urban Planning*, 63: 225-239.
- Heath, M.F., Evans, M.I. (Eds.), 2000. *Important Bird Areas in Europe: Priority Sites for Conservation*, vol. 2. Birdlife International, Cambridge. 800 pp.

- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Virkkala, R., Rainio, K., 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology*, 41: 824-835.
- Herrando, S., Brotons, L., 2002. Forest bird diversity in Mediterranean areas affected by wildfires: a multi-scale approach. *Ecography*, 25: 161-172.
- Herson, I., Semm, M., 2004. Rukkirääk kardab niidumasinat. *Eesti loodus*, 7: 298-300.
- Herzon, I., 2007. Ode to a Skylark: Agricultural intensification and farmland birds in the Baltic region. Department of Applied Biology. University of Helsinki. 49pp.
- Herzon, I., Auninš, A., Elts, J., Preikša, Ž., 2006. Habitat associations of farmland birds across the East Baltic Region. *Acta Zoologica Lituanica* 16: 249-260.
- Herzon, I., O'Hara, R.B., 2007. Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118: 297–306.
- Howell, C.A., Latta, S.C., Donovan, T.M., Porneluzi, P.A., Parks, G.R., Faaborg, J., 2000. Landscape effects mediate breeding bird abundance in midwestern forests. *Landscape Ecology*, 15: 547–562.
- Jagomägi, J., Külvik, M., Mander, Ü., Jacuchno, V., 1988. The structural-functional role of ecotones in the landscape. *Ekologia*, 7: 81-94.
- Jonsson, L., 2000. Euroopa linnud. Euroopa, Põhja-Aafrika ja Lähis-Ida lindude välimäärade. Eesti Entsüklopeediakirjastus. Tallinn, 600 lk.
- Kinks, R., 2000. Rähnide elupaigakasutusest juhuvaatluste andmeil. *Hirundo*: 13 (2): 97-108.
- Kontkanen, H., Nevalainen, T., Lõhmus, A., 2004. Röövlinnud ja metsamajandus. Eesti Entsüklopeediakirjastus. Tallinn, 92 lk.
- Kose, M (koost.), 2002. Linnudirektiiv. Eesti Ornitoloogiaühing. Eesti Loodusfoto, lk 1-6.
- Koskimies, P., Väisänen, R.A., 1991. Monitoring bird populations: a manual of methods applied in Finland. Finnish Museum of Natural History. Helsinki, Finland, pp: 63-72.

- Leibak, E., Lilleleht, V., Veromann, H (eds.), 1994. Birds of Estonia. Status, Distribution and numbers. Tallinn, pp: 3-287.
- Leitão, P.J., Morgado, R., Delgado, A., Moreira, F. 2002. Influence of landscape metrics on bird populations of arable farmland in southern Portugal. In: Chamerlain, D. and Wilson, A. (Eds.) Avian Landscape Ecology. Pure and applied issues in the large-scale ecology of birds. Colin Cross Printers Ltd, Garstang. IALE (UK).
- Leito, A., 1998. Sookureaasta 1997. Hirundo, nr. 1: 35-43.
- Leito, A., Keskpai, J., Ojaste, I., Truu, J., 2005. Sookurg. Eesti Loodusfoto, EMÜ PKI. Tartu, 192 lk.
- Lilleleht, V., 2004. Lindude süsteem uueneb. Hirundo, 17: 112-119.
- Mayer, A.L., Cameron, G.N., 2003. Landscape characteristics, spatial extent, and breeding bird diversity in Ohio, USA. Diversity and Distribution, 9: 297-311.
- McAlpine, C.A., Eyre, T.J., 2002. Testing landscape metrics as indicators of habitat loss and fragmentation in continuous eucalypt forests (Queensland, Australia). Landscape Ecology, 17: 711–728.
- McGarigal, K., B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- Mitchell, M.S., Rutzmoser, S.H., Wigley, T.B., Loehle, C., Gervin, J.A., Keyser, P.D., Lancia, R.A., Perry, R.W., Reynolds, C.J., Thill, R.E., Weih, R., White, D., Wood, P.B., 2006. Relationship between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. Forest Ecology and Management, 221: 155-169.
- Nicoll, M.A.C., Jones, C.G., Norris, K., 2006. The impact of harvesting on a formerly endangered tropical bird: insights from life-history theory. Journal of Applied Ecology, 43: 567-575.
- Oja, T., Alamets, K., Pärnamets, H., 2005. Modelling bird habitat suitability based on landscape parameters at different scales. Ecological Indicators, 5: 314-321.

- Pain, D., Pienkowski, M., 1997. Farming and Birds in Europe. The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation. Academic Press. London. UK. 448 pp.
- Pino, J., Roda, F., Ribas, J., Pons, X., 2000. Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning*, 49: 35-48.
- Randla, T., 1976. Eesti röövlinnud. Tallinn, 200 lk.
- Rootsmäe, L., Veromann, H., 1974. Eesti laululinnud. Tallinn, 296 lk.
- Rootsmäe, L., Veromann, H., 2006. Hallvares. Eesti Loodusfoto. Tartu, 78 lk.
- Schifferli, L., Fuller, R.J., Müller, M., 1999. Distribution and habitat use of bird species breeding on Swiss farmland in relation to agricultural intensification. In: A.J. Helbig and M.Flade (Eds.), *Bird Numbers 1998: Where Monitoring and Ecological Research Meet. Die Vogelwelt*. AULA-Verlag Wiebeksheim, pp: 151-161.
- Siriwardena., G. M., Baillie, S.R., Crick, H.Q.R., Wilson, J.D., 2000. The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. *Journal of Applied Ecology*, 37: 128-148.
- Söderström, B., Pärt, T., 2000 Influence of landscape Scale on Farmland Birds breeding in Semi-Natural Pastures. *Conservation Biology*, 14: 522-533.
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K., Glimskär, A., 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1839-1863.
- Surmacki, A., Tryjanowski, P., 1999. Efficiency of line transect and point count methods in agricultural landscape of western poland. In: A.J. Helbig and M.Flade (Eds.), *Bird Numbers 1998: Where Monitoring and Ecological Research Meet. Die Vogelwelt*. AULA- Verlag Wiebeksheim. pp: 201-203.
- Tryjanowski, P., 1999. Effect of Habitat Diversity on Breeding Birds: Comparison of Farmland Bird Community in the Region of Wielkopolska (W. Poland) with Relevant Data from Other European Studies. *Polish Journal of Ecology*, 47: 153-174.
- Tuule, E., Elts., 2003. Haraka esinemisest ja arvukusest Saue ümbruses 1963-1998. *Hirundo* 16: 84-90.

- Tuule, E., Tuule, A., Elts, J., 2003. Suurkoovitaja pesitsusaegsest arvukusest Saue seirealal aastatel 1963 – 2002. *Hirundo*, 1: 14-22.
- Tuule, E., Tuule, A., Elts., 2002. Kiivutaja pesitsuseaegsest arvukusest Saue seirealal aastatel 1963-2001. *Hirundo* 15: 19-25.
- Väli, Ü., 2003. Väike-konnakotkas ja tema kaitse Eestis. *Hirundo Supplementum* 6. 64 lk.
- Väli, Ü., 2005. 11 kaitsealust lindu - elupaigad ja nende kaitse. *Hirundo Supplementum* 8. Eesti Ornitoloogiaühing. Tartu, 96 lk.
- Veromann, H., 1980. Valge-toonekurg. Tallinn, 112 lk.
- Viht, E., 1987. Teder. Tallinn, 152 lk.
- Virkkala, R., Luoto, M. and Rainio, K., 2004. Effects of landscape composition on farmland and red-listed birds in boreal agricultural-forest mosaics. *Ecography*, 27: 273-284.

Käsikirjalised allikad:

- Elts, J., 2003b. Põllumajandus lindude pilgu läbi, 4 lk.
- Elts, J., 2006a. MAK 2004-2006 põllumajandusliku keskkonnatoetuse bioloogilise mitmekesisuse hindamise raames 2006. a. teostatud põllulindude seiretulemuste analüüs. Tartu, (käsikiri Põllumajandusuuringute Keskuses Põllumajandusseire ja –uuringute osakonnas), 27 lk.
- Elts, J., 2006b. Põllulindude seire analüüs 2006.a. Jõgeva ja Võru piirkond. Tartu, (käsikiri Põllumajandusuuringute Keskuses Põllumajandusseire ja –uuringute osakonnas), 23 lk.
- Elts, J., 2006c. Linnuseire andmete täiendav analüüs. Pataste, (käsikiri Põllumajandusuuringute Keskuses Põllumajandusseire ja –uuringute osakonnas), 34 lk.
- Elts, J., Marja, R., 2007. Rukkiräägu (*Crex crex*) loendustest Karula rahvusparkis aastatel 2003 ja 2004, 7 lk.
- Koduvere, E., 2002. Maastiku mitmekesisuse indekseid sõltuvus lähteandmete ruumilisest lahtusest. Keskastme uurimistö. Tartu, (käsikiri Tartu Ülikooli Geograafia instituudi raamatukogus), 41 lk.

- Marja, R., 2005. Põllumajandusmaastiku linnustiku mitmekesisuse ja arvukuse seosed maastikuindeksitega kolme Eesti maakonna uurimisalade näitel. Bakalaureusetöö maastikuökoloogias. Tartu, (käsikiri Tartu Ülikooli Geograafia instituudi raamatukogus), 80 lk.

Internetiallikad:

- <http://www.agri.ee/mak> - Põllumajandusministeeriumi koduleht. Eesti maaelu arengukava, 2.04.2007.
- <http://www.birdlife.org/eu/cap.html> - *BirdLife* koduleht. Põllumajandusmaastiku lindude Üle-Euroopaline indeks, 22.03.2007.
- <http://www.ebcc.info/index.php?ID=148> – *European Bird Census Council* koduleht. Põllumajandusmaastiku lindude Üle-Euroopaline indeks arvutamine, 10.05.2007.
- <http://www.eoy.ee/> - Eesti Ornitoloogiaühingu koduleht. Eesti lindude nimestik, 22.03.2007.
- <http://www.maaamet.ee> – Eesti põhikaardi digitaalkaardistuse juhend, 07.02.2007.
- <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=760301> – Elektrooniline Riigi teataja. Looduskaitseaduse I ja II kaitsekategooria liikide nimekiri, 22.03.2007.
- <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=760308> – Elektrooniline Riigi teataja. Looduskaitseaduse III kaitsekategooria liikide nimekiri, 22.03.2007.

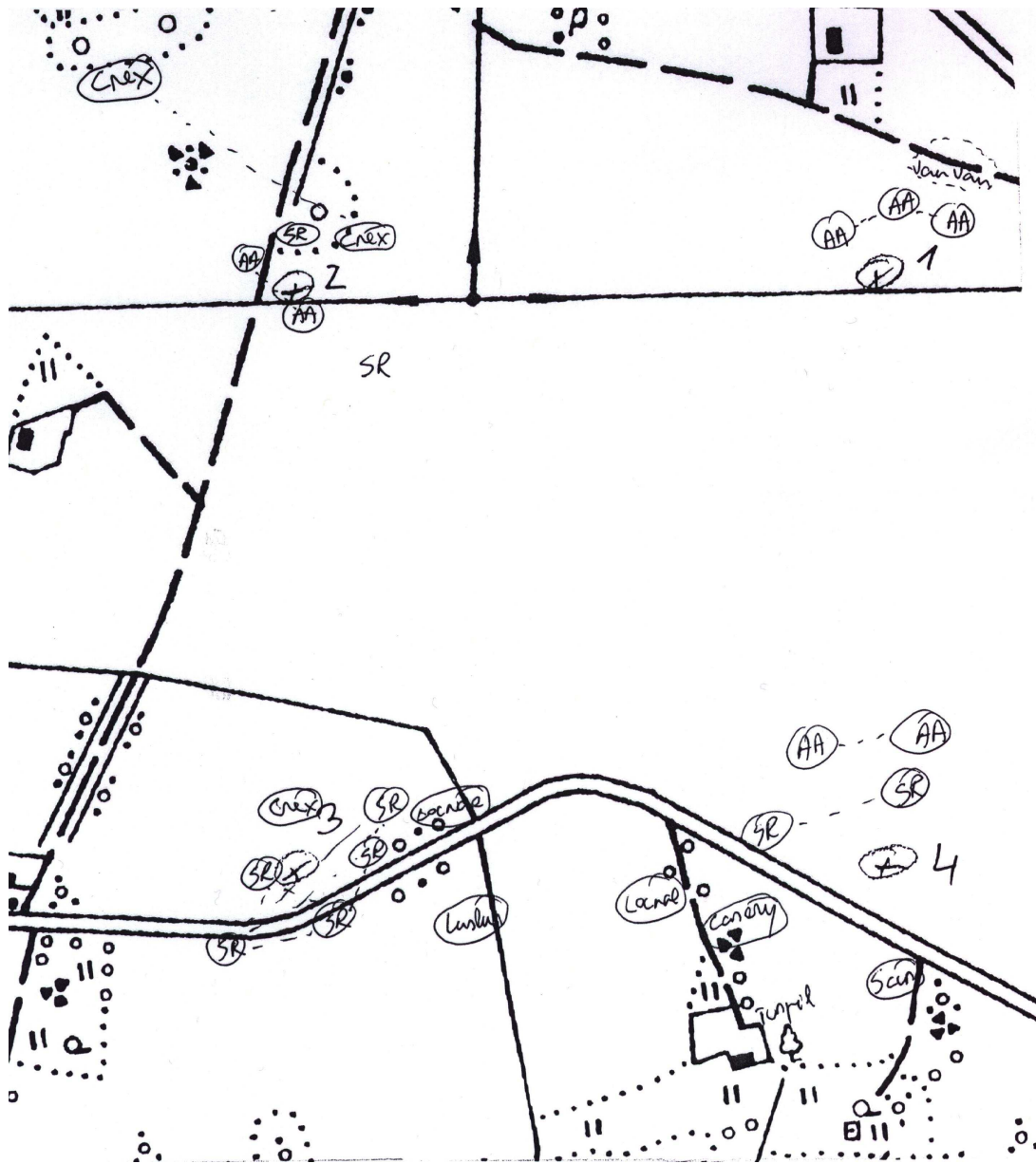
LISAD

Lisa 1. Põhikaardi maakasutuse klassifikatsioon.

	Põhikaardi klassifikatsioon	Vana kood	Uus klassifikatsioon	Uus kood
Põhialad				
<i>Samaks jääd</i>	vooluveekogu	57	vooluveekogu	57
	muu veekogu	59	muu veekogu	59
	madalsoo	62	madalsoo	62
	noor mets	67	noor mets	67
	põõsastik	95	põõsastik	95
	jäädmaa	103	jäädmaa	103
	muu lage	104	muu lage	104
	aed	107	aed	107
	haljasala	155	haljasala	155
<i>Ühendati</i>	teed, tänavad ja platsid	30	teed, tänavad ja platsid	30
	kohalik tee (joonobjekt)	137	teed, tänavad ja platsid	30
	eraõu	66	õu	66
	(tootmis)õu	254	õu	66
	vundament	109	vundament/vare	110
	vare	110	vundament/vare	110
	muu ehitis	232	ehitis	237
	elu- ja ühiskondlik hoone	236	ehitis	237
	kõrvalhoone	237	ehitis	237
	püsirohuma	105	rohuma	106
	rohuma	106	rohuma	106
<i>Täpsustati</i>	mets	64	segamets	301
	mets	64	okasmets	302
	mets	64	lehtmets	303
	põld	108	viljapõld	108
	põld	108	ristik	800
	põld	108	söödakultuur	805
	põld	108	kasutusest väljas olev maa	810
	põld	108	raps	815
	põld	108	mesikas	820
	põld	108	hernes	825

Joonobjektid					
<i>Samaks jääd</i>	purre	129	purre	129	
	truup	149	truup	149	
	kiviaed	158	kiviaed	158	
	metsasiht	159	metsasiht	159	
<i>Ühendati</i>	veejuhe ≤2 m	36	kraav	37	
	veejuhe >2...≤4m	37	kraav	37	
	veejuhe >4...≤6m	41	kraav	37	
	veejuhe >6...≤8m	42	kraav	37	
	keskpingeliin	125	elektriliin	125	
	kõrgepingeliin	150	elektriliin	125	
	pinnasetee	138	tee (joonobjekt)	138	
	karjatee	139	tee (joonobjekt)	138	
	rada/jalgrada	140	tee (joonobjekt)	138	
	vall	163	vall/kitsas nõlv	164	
	kitsas nõlv	164	vall/kitsas nõlv	164	
	puittaimede rida/hekk	65	puittaimede rida	65	
	kiviaed puudega	175	puittaimede rida	65	
	tehissein	132	tehisobjekt	132	
	maapealne torujuhe	151	tehisobjekt	132	
	Punktobjektid				
	<i>Samaks jääd</i>	auk	AUK__1	auk	31
		allikas	ALLIK1	allikas	32
		tehisküngas	HUNN_1	tehisküngas	33
kaitsealune objekt		KAITS1	kaitsealune objekt	112	
kivihunnik		KIVIH1	kivihunnik	128	
kivi		KIVI_1	kivi	565	
üksik lehtpuu		LPUU_1	üksik lehtpuu	570	
lehtpuude rühm		LSALU1	lehtpuude rühm	575	
üksik okaspuu		OPUU_1	üksik okaspuu	580	
okaspuude rühm		OSALU1	okaspuude rühm	585	
<i>Ühendati</i>		üksik põõsas	POOS_1	põõsas (punktobjekt)	560
		põõsaste rühm	PSALU1	põõsas (punktobjekt)	560
		alajaam, trafo	TRAFO1	ehitis (punktobjekt)	555
	tsistern või tsisterniladu	TSIST1	ehitis (punktobjekt)	555	
	paviljoniga bussipeatud	BUSSP1	ehitis (punktobjekt)	555	
	kelder	KELD_1	ehitis (punktobjekt)	555	

Lisa 2. Punktloenduse detailskeem koos registreeritud liikide märgetega Valgamaa Lauküla uurimisalal.



Lisa 3. Koodid lindude märkimiseks kaardile (Koskinen, Väisanen, 1991 järgi).

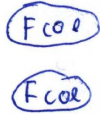
- F_{col} Laulev metsvint
- F_{col} Laulev metsvint (täpne asukoht näidatud punktiga)
- F_{col} Laulev metsvint (asukoht pole kindel koht, kus vaatlus tehti on näidatud ristikesega)
- F_{col} Isane metsvint teeb pidevaid hoiatushüüde või muid hüüde (kuid mitte laulu). Sel on tugev territoriaalne tähendus.
- F_{col} Isane metsvint teeb kutsehüüdu.
- δF_{col} Metsvindi paar
- $2\delta F_{col}$ 2 metsvindi paari
- $f_{col} juv$ Noor metsvint
- F_{col} Isane metsvint kannab toitu või rooja
- F_{col} Metsvindi pesa 2 muna (E) ja 3 pesapojaga (N). * näitab asukohta.
- F_{maj} Rasvatihase pesa kindlas kohas kümne munaga (sellist märki kasutatakse pesakasti puhul).
- $F_{col} *P$ Metsvindi pesa koos vanalinnuga, kes haub mune või soojendab poegi.
- $F_{col} fam$ Noor metsvint ja koos vanalindudega
- F_{col} Kutsehüüdu tegev metsvint lendab üle (nähtud ainult lennul)
- $F_{col} \rightarrow$
 $F_{col} \downarrow$
 $F_{col} \leftarrow$ Emane metsvint liigub ühelt istekohalt teisele (nool näitab, et kindlasti oli tegemist sama linnuga)
- F_{col} Laskuv laulev metsvint lendab ära (ei nähta maandumas)
- F_{col} Isane metsvint lendab ja maadub (esmailt nähti lennust)
- C_{ari} Siisike tiirleb üle millegi (näiteks mets)
- F_{col}
|
 F_{col} 2 metsvinti laulavad samal ajal. Kindlalt erinevad linnud. Katkendlik joon näitab erinevaid territooriume.



Pidev joon näitab, et kindalt on tegemist ühe laulva metsvindiga.



Küsimärk pidevjoonte vahel näitab, et on suur tõenäosus, et tegemist on ühe kindla laulva isase metsvindiga.



Kui joont laulvate metsvintide vahel pole, siis ei teata, kas on tegemist ühe laulva metsvindiga või mitte.



Agressiivne kohtumine kahe isase metsvindi vahel, mis väljendub häälitsemises.

Lisa 4. Pesitsevate isendite arv liikide kaupa ja asustustihedus uurimisala 10 km² kohta erinevates maakondades aastatel 2002 ja 2004. Liigid on esitatud tähestikulises järjekorras.

Jrk.	Eestikeelne nimetus	Ladinakeelne nimetus	Valga 2002	Valga 2004	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L-Viru 2002	L-Viru 2004
1	Aed-pöösälind	<i>Sylvia borin</i>		0,3	0,2		0,4	0,2
2	Hakk	<i>Corvus monedula</i>		0,1				
3	Hallrästas e. paskrästas	<i>Turdus pilaris</i>	0,2	1		0,6	0,4	0,8
4	Harakas	<i>Pica pica</i>		0,3			0,1	0,3
5	Hänilane	<i>Motacilla flava</i>	0,2	0,1	0,1			
6	Jõgi-riisiklind	<i>Locustella fluviatilis</i>		0,2				
7	Kadakatäks	<i>Saxicola rubetra</i>	4,8	5,1	1,9	2,1	1,6	1,4
8	Kaelustuvi	<i>Columba palumbus</i>		0,4	0,2	0,1		
9	Karmiinleevike	<i>Carpodacus erythrinus</i>	0,4	0,5	0,6		0,4	
10	Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	1,7	1,9	0,4	2,6	2,7	3
11	Kivitäks	<i>Oenanthe oenanthe</i>	0,3	0,2		0,3	0,2	0,1
12	Kuldnokk	<i>Sturnus vulgaris</i>	0,1	0,2	0,4			
13	Kõrkja-roolind	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	1,3	0,5		0,1		
14	Käblik	<i>Troglodytes troglodytes</i>		0,2				
15	Kägu	<i>Cuculus canorus</i>		0,6				
16	Laulurästas	<i>Turdus philomelos</i>	0,1	0,9		0,2		0,2
17	Linavästrik	<i>Motacilla alba</i>		0,1		0,1		
18	Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	0,4	0,8	1	0,6	0,1	
19	Mets-lehelind	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>		0,2		0,1		
20	Metsvint	<i>Fringilla coelebs</i>	0,5	1,8	0,3	1,1	1,5	1,4
21	Mustpea-pöösälind	<i>Sylvia atricapilla</i>		0,1	0,1	0,1		0,1
22	Musträstas	<i>Turdus merula</i>		0,2		0,2		0,2
23	Ohakalind	<i>Carduelis carduelis</i>		0,1		0,1		0,1
24	Pasknäär	<i>Garrulus glandarius</i>		0,1				
25	Peoleo	<i>Oriolus oriolus</i>		0,6				0,1
26	Pruunselg-pöösälind	<i>Sylvia communis</i>	1,6	2,4	1	1,9	1,1	2
27	Pöidlööke	<i>Alauda arvensis</i>	16	11,1	14	12,8	16,6	14,6
28	Pöldtsiitsitaja	<i>Emberiza hortulana</i>					0,5	0,1
29	Pöldvarblane	<i>Passer montanus</i>		0,3		0,2		
30	Pöldvutt	<i>Coturnix coturnix</i>				0,1		
31	Rasvatihane	<i>Parus major</i>	0,1	0,4	0,1		0,1	
32	Rohevint	<i>Carduelis chloris</i>	0,1	0,1		0,2		
33	Rootsiitsitaja	<i>Emberiza schoeniclus</i>		0,1		0,1		
34	Rukkirääk	<i>Crex crex</i>	1,9	1,1	0,6	0,4	0,5	0,6
35	Salu-lehelind	<i>Phylloscopus trochilus</i>		0,3		0,4	0,3	
36	Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	1,7	1	0,1	0,6	0,2	
37	Soo-roolind e. putke- roolind	<i>Acrocephalus palustris</i>	0,6	0,5	0,4		0,3	0,7
38	Suitsupääsuke	<i>Hirundo rustica</i>			0,1			
39	Suur-kirjurähn	<i>Dendrocopos major</i>		0,1				
40	Suurkoovitaja	<i>Numenius arquata</i>	0,6	0,8	0,1	0,6	0,7	0,3
41	Talvike	<i>Emberiza citrinella</i>	1,4	1,6	0,5	0,6	1	1,2
42	Teder	<i>Tetrao tetrix</i>	0,2	0,3				
43	Tikutaja e. taevasikk	<i>Gallinago gallinago</i>		0,1				
44	Turteltuvi	<i>Streptopelia turtur</i>		0,1				0,1
45	Vainurästas	<i>Turdus iliacus</i>		0,1		0,1		
46	Valgeselg-kirjurähn	<i>Dendrocopos leucotos</i>		0,1				

47	Valge-toonekurg	<i>Ciconia ciconia</i>		0,1				
48	Vares	<i>Corvus corone</i>		0,2		0,1	0,1	0,2
49	Võsa-ritsiklind	<i>Locustella naevia</i>	1	1,2	0,4			0,2
50	Väike-lehelind e. silksolk	<i>Phylloscopus collybita</i>		0,3	0,1		0,3	0,1
51	Väike-põõsalind	<i>Sylvia curruca</i>	0,4	0,2	0,2	0,1	0,4	0,2
52	Väiketüll	<i>Charadrius dubius</i>			0,1	0,1		
53	Väänkael	<i>Jynx torquilla</i>		0,3				
54	Vööt-põõsalind	<i>Sylvia nisoria</i>		0,1				
55	Ööbik	<i>Luscinia luscinia</i>	0,7	1,7	0,2	0,5	1,1	0,6
		Lüike kokku	24	51	24	30	23	25

Lisa 5. Kõik registreeritud (sh läbirändaval linnud) linnuliigid aastatel 2002 (2 loenduse tulemused) ja 2004 (4 loenduse tulemused). „v” tähistab vastava linnuliigi kohtamist uurimisalal. Liigid on esitatud tähestikulises järjekorras.

Jrk	Eestikeelne nimetus	Ladinakeelne nimetus	Valga 2002	Valga 2004	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L-Viru 2002	L-Viru 2004	Kokku
1	Aed-pöösaliind	<i>Sylvia borin</i>		v	v		v	v	4
2	Aed-rooliind	<i>Acrocephalus dumetorum</i>	v	v					2
3	Hakk	<i>Corvus monedula</i>	v	v	v	v	v	v	6
4	Hallhaigur	<i>Ardea cinerea</i>	v	v					2
5	Hallrastas e. paskrastas	<i>Turdus pilaris</i>	v	v	v	v	v	v	6
6	Harakas	<i>Pica pica</i>	v	v	v	v	v	v	6
7	Hiireviu	<i>Buteo buteo</i>	v	v		v		v	4
8	Höbekajakas	<i>Larus argentatus</i>				v	v	v	3
9	Hänilane	<i>Motacilla flava</i>	v	v	v	v		v	5
10	Jögi-ritsikliind	<i>Locustella fluviatilis</i>		v					1
11	Kadakatäks	<i>Saxicola rubetra</i>	v	v	v	v	v	v	6
12	Kaelus-turteltuvi e. pargi-turteltuvi	<i>Streptopelia decaocto</i>				v			1
13	Kaelustuvi e. meigas	<i>Columba palumbus</i>	v	v	v	v	v	v	6
14	Kalakajakas	<i>Larus canus</i>				v	v	v	3
15	Kanepiliind	<i>Carduelis cannabina</i>		v					1
16	Karmiinleevike	<i>Carpodacus erythrinus</i>	v	v	v		v	v	5
17	Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	v	v	v	v	v	v	6
18	Kivitäks	<i>Oenanthe oenanthe</i>	v	v	v	v	v	v	6
19	Kodutuvi	<i>Columba livia</i>	v	v	v	v	v	v	6
20	Koduvarblane	<i>Passer domesticus</i>		v					1
21	Kuldnokk	<i>Sturnus vulgaris</i>	v	v	v	v	v	v	6
22	Kuuse-käbilind	<i>Loxia curvirostra</i>		v					1
23	Kõrkja-rooliind	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	v	v		v			3
24	Käblik	<i>Troglodytes troglodytes</i>		v	v				2
25	Kägu	<i>Cuculus canorus</i>	v	v					2
26	Künnivares	<i>Corvus frugilegus</i>			v	v	v	v	4
27	Laulurastas	<i>Turdus philomelos</i>	v	v		v	v	v	5
28	Linavästriik	<i>Motacilla alba</i>	v	v	v	v	v	v	6
29	Lööpistriik	<i>Falco subbuteo</i>	v					v	2
30	Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	v	v	v	v	v		5
31	Mets-lehelind	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>		v		v			2
32	Metsvint	<i>Fringilla coelebs</i>	v	v	v	v	v	v	6
33	Must-kärbsenäpp	<i>Ficedula hypoleuca</i>			v				1
34	Mustpea-pöösaliind	<i>Sylvia atricapilla</i>		v	v	v	v	v	5
35	Musträhn	<i>Dryocopus martius</i>		v					1
36	Mustrastas	<i>Turdus merula</i>		v		v	v	v	4
37	Mänsak	<i>Nucifraga caryocatactes</i>		v					1
38	Nærukajakas	<i>Larus ridibundus</i>	v		v	v	v	v	5
39	Nurmkana	<i>Perdix perdix</i>		v		v			2
40	Ohakaliind	<i>Carduelis carduelis</i>	v	v		v	v	v	5
41	Pasknäär	<i>Garrulus glandarius</i>	v	v	v				3
42	Peoleo	<i>Oriolus oriolus</i>		v				v	2
43	Piiritaja e. piirpääsuke	<i>Apus apus</i>		v		v	v	v	4
44	Pliüü	<i>Pluvialis squatarola</i>		v					1
45	Porr	<i>Certhia familiaris</i>		v					1
46	Pruunselg-pöösaliind	<i>Sylvia communis</i>	v	v	v	v	v	v	6

Lisa 6. Kruskal-Wallise keskmiste astakute võrdlus kõige arvukamatel liikidel uurimisruutude tasandil. Rasvases kirjas olulisuse kriteerium $p < 0,05$.

Põldlooke

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Jõgeva 2004			0,96	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	1,00	0,08
L.-Viru 2004					1,00	0,87
Valga 2002						0,30
Valga 2004						

Kadakatäks

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	0,82	0,22
Jõgeva 2004			1,00	1,00	0,86	0,24
L.-Viru 2002				1,00	0,26	0,06
L.-Viru 2004					0,09	0,02
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Kiivitaja

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002,02		1,00	0,29	1,00	1,00	1,00
Jõgeva 200404			1,00	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2004					1,00	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Pruunselg-põosalind

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	1,00	0,54
Jõgeva 2004			1,00	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2004					1,00	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Metsvint

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	0,69	0,76	1,00	0,50
Jõgeva 2004			1,00	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2004					1,00	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Talvike

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	0,71	0,71
Jõgeva 2004			1,00	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2004					1,00	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Rukkirääk

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	0,36	1,00
Jõgeva 2004			1,00	1,00	0,30	1,00
L.-Viru 2002				1,00	0,30	1,00
L.-Viru 2004					0,91	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Õöbik

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	1,00	0,12
Jõgeva 2004			1,00	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2004					1,00	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Sookiur

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	0,41	0,81
Jõgeva 2004			1,00	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	0,94	1,00
L.-Viru 2004					0,17	0,35
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Suurkoovitaja

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Jõgeva 2004			1,00	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2004					1,00	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Lisa 7. Kruskal-Wallise keskmiste astakute võrdlus kõige arvukamatel liikidel loenduspunktide tasandil. Rasvases kirjas olulisuse kriteerium $p < 0,05$.

Põldlõoke	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	0,99	1,00	1,00	1,00
Jõgeva 2004			0,22	1,00	0,41	1,00
L.-Viru 2002				1,00	1,00	0,01
L.-Viru 2004					1,00	0,16
Valga 2002						0,02
Valga 2004						
Kadakatäks						
Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004	
Jõgeva 2002	1,00	1,00	1,00	0,01	0,00	
Jõgeva 2004		1,00	1,00	0,08	0,00	
L.-Viru 2002			1,00	0,01	0,00	
L.-Viru 2004				0,00	0,00	
Valga 2002					1,00	
Valga 2004						
Kiivitaja						
Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004	
Jõgeva 2002,02	1,00	0,14	0,98	1,00	1,00	
Jõgeva 200404		1,00	1,00	1,00	1,00	
L.-Viru 2002			1,00	1,00	1,00	
L.-Viru 2004				1,00	1,00	
Valga 2002					1,00	
Valga 2004						
Pruunselg-põõsalind						
Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004	
Jõgeva 2002	1,00	1,00	1,00	1,00	0,47	
Jõgeva 2004		1,00	1,00	1,00	1,00	
L.-Viru 2002			1,00	1,00	0,62	
L.-Viru 2004				1,00	1,00	
Valga 2002					1,00	
Valga 2004						
Metsvint						
Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004	
Jõgeva 2002	1,00	1,00	0,33	1,00	0,11	
Jõgeva 2004		1,00	1,00	1,00	1,00	
L.-Viru 2002			1,00	1,00	1,00	
L.-Viru 2004				1,00	1,00	
Valga 2002					0,82	
Valga 2004						

Talvike

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Jõgeva 2004			1,00	1,00	1,00	0,88
L.-Viru 2002				1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2004					1,00	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Rukkirääk

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	0,01	0,86
Jõgeva 2004			1,00	1,00	0,09	1,00
L.-Viru 2002				1,00	0,05	1,00
L.-Viru 2004					0,17	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Ööbik

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	1,00	0,17
Jõgeva 2004			1,00	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2004					1,00	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Sookiur

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	0,26	1,00
Jõgeva 2004			1,00	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	0,42	1,00
L.-Viru 2004					0,15	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Suurkoovitaja

	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Viru 2002	L.-Viru 2004	Valga 2002	Valga 2004
Jõgeva 2002		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Jõgeva 2004			1,00	1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2002				1,00	1,00	1,00
L.-Viru 2004					1,00	1,00
Valga 2002						1,00
Valga 2004						

Lisa 8. Arvukamate liikide arvukuste erinevused maakondade kaupa kahe aasta võrdlused uurimisruutude tasandil (Mann-Whitney U-test). Rasvases kirjas olulisuse kriteerium $p < 0,05$.

	U	Z	p-level	Valim	Valim
Lääne-Virumaa				Lääne-Viru 2002	Lääne-Viru 2004
Põldlooke	33	1,29	0,2	10	10
Sookiur	40	0,76	0,45	10	10
Rukkirääk	43,5	-0,49	0,62	10	10
Talvike	42,5	-0,57	0,57	10	10
Metsvint	48	0,15	0,88	10	10
Ööbik	40	0,76	0,45	10	10
Suurkoovitaja	40,5	0,72	0,47	10	10
Kadakatäks	42	0,6	0,55	10	10
Pruunselg-pöösälind	35,5	-1,1	0,27	10	10
Kiivitaja	44,5	0,42	0,68	10	10

	U	Z	p-level	Valim	Valim
Jõgevamaa				Jogeva 2002	Jogeva 2004
Põldlooke	40	0,76	0,45	10	10
Sookiur	34,5	-1,17	0,24	10	10
Rukkirääk	49	-0,08	0,94	10	10
Talvike	41,5	-0,64	0,52	10	10
Metsvint	28,5	-1,63	0,1	10	10
Ööbik	35	-1,13	0,26	10	10
Suurkoovitaja	34	-1,21	0,23	10	10
Kadakatäks	48,5	-0,11	0,91	10	10
Pruunselg-pöösälind	32,5	-1,32	0,19	10	10
Kiivitaja	33	-1,29	0,2	10	10

	U	Z	p-level	Valim	Valim
Valgamaa				Valga 2002	Valga 2004
Põldlooke	23	2,04	0,04	10	10
Sookiur	43	0,53	0,6	10	10
Rukkirääk	35	1,13	0,26	10	10
Talvike	48	-0,15	0,88	10	10
Metsvint	28	-1,66	0,1	10	10
Ööbik	31	-1,44	0,15	10	10
Suurkoovitaja	49	-0,08	0,94	10	10
Kadakatäks	47	-0,23	0,82	10	10
Pruunselg-pöösälind	34,5	-1,17	0,24	10	10
Kiivitaja	46,5	0,26	0,79	10	10

Lisa 9. Arvukamate liikide arvukuste erinevused maakondade kaupa kahe aasta võrdlused loenduspunktide tasandil (Mann-Whitney U-test). Rasvases kirjas olulisuse kriteerium $p < 0,05$.

	U	Z	p-level	Valim	Valim
Lääne-Virumaa				Lääne-Viru 2002	Lääne-Viru 2004
Põldlööke	685,0	1,11	0,25	40	40
Sookiur	760,0	0,38	0,15	40	40
Rukkirääk	758,5	-0,40	0,44	40	40
Talvike	762,0	-0,37	0,63	40	40
Metsvint	690,5	-1,05	0,15	40	40
Ööbik	780,5	0,19	0,75	40	40
Suurkoovitaja	738,5	0,59	0,28	40	40
Kadakatäks	767,5	0,31	0,65	40	40
Pruunselg-pöösaliind	662,5	-1,32	0,11	40	40
Kiivitaja	723,5	0,74	0,39	40	40
Jõgevamaa				Jõgeva 2002	Jõgeva 2004
Põldlööke	721,0	0,76	0,43	40	40
Sookiur	720,0	-0,77	0,09	40	40
Rukkirääk	740,0	-0,58	0,17	40	40
Talvike	783,0	0,16	0,78	40	40
Metsvint	640,0	-1,54	0,00	40	40
Ööbik	700,0	-0,96	0,02	40	40
Suurkoovitaja	739,0	-0,59	0,16	40	40
Kadakatäks	728,0	-0,69	0,38	40	40
Pruunselg-pöösaliind	680,5	-1,15	0,15	40	40
Kiivitaja	652,5	-1,42	0,03	40	40
Valgamaa				Valga 2002	Valga 2004
Põldlööke	501,5	2,87	0,00	40	40
Sookiur	704,0	0,92	0,24	40	40
Rukkirääk	643,5	1,51	0,07	40	40
Talvike	739,0	-0,59	0,48	40	40
Metsvint	600,5	-1,92	0,01	40	40
Ööbik	656,5	-1,38	0,06	40	40
Suurkoovitaja	766,0	0,33	0,57	40	40
Kadakatäks	655,0	-1,40	0,15	40	40
Pruunselg-pöösaliind	675,0	-1,20	0,17	40	40
Kiivitaja	776,5	0,23	0,76	40	40

16	100 m puhver	Salu-lehelind	n=12	0,41	0,34	-0,41	-0,42	0,43	0,35
	200 m puhver			0,37	0,43	-0,37	-0,50	0,58	0,45
	1 km ruut						-0,74	0,77	0,75
17	100 m puhver	Künnivares	n=448***						
	200 m puhver								
	1 km ruut			-0,42***	-0,34***	0,42***			
18	100 m puhver	Kuldnook	n=14* / n=436***	0,3*	0,34*	-0,3*			
	200 m puhver			0,39*	0,37*	-0,39*		0,31*	
	1 km ruut			0,21***	0,2***	-0,21***			
19	100 m puhver	Pöldvarblane	n=6* / n=21***	0,48*	0,49*	-0,48*		0,45*	
	200 m puhver							0,44*	
	1 km ruut			0,52***	0,4***	-0,52***	-0,4***	0,38***	0,38***
20	100 m puhver	Karmiinleevike	n=16 / n=17* / n=41***	0,47	0,27	-0,48			
	200 m puhver			0,41	0,35	-0,41	-0,40*	0,30	0,4*
	1 km ruut						-0,3***		0,3***
21	100 m puhver	Talvike	n=68 / n=85*	0,22	0,13*	-0,22		0,15	
	200 m puhver			0,38	0,25	-0,38	-0,25	0,36	0,22
	1 km ruut			0,29		-0,29	-0,36	0,39	0,35
22	100 m puhver	Pöldsüitsitaja	n=5 / n=12**						
	200 m puhver			0,51	0,82**	-0,51		0,82**	
	1 km ruut								

Kategooria 2 - liigid, kes pesitsevad puistus ja toituvad põllumajandusmaastikus

Nr	Tasand	Liik	Valim	PD	ED	AREA_MN	CONTAG	SHDI	SHEI
23	100 m puhver	Väike-konnakotkas	n=3***						
	200 m puhver								
	1 km ruut				0,64***				
24	100 m puhver	Tuuletallaja	n=2***						
	200 m puhver								
	1 km ruut				-0,95***		0,69***		
25	100 m puhver	Kaelustuvi	n=7	0,61	0,55	-0,62	-0,43	0,55	0,39
	200 m puhver			0,57	0,49	-0,57	-0,53	0,56	0,48
	1 km ruut								
26	100 m puhver	Väänkael	n=3 / n=7** / n=9***						
	200 m puhver			1**	1**	-1**		0,56	
	1 km ruut			0,66***	0,58***	-0,66***			
27	100 m puhver	Metskiur	n=33 / n=55***	0,56	0,55	-0,56	-0,35	0,43	0,28
	200 m puhver			0,48	0,53	-0,48	-0,37	0,45	0,33
	1 km ruut			0,38	0,4	-0,38	-0,26	0,26	0,38***
28	100 m puhver	Sookiur	n=36						
	200 m puhver			0,22	0,21	-0,23	-0,21	0,28	0,19
	1 km ruut			0,4	0,51	-0,4			
29	100 m puhver	Ööbik	n=43 / n=56* / n=126***	0,34	0,28	-0,34	-0,18*	0,18	0,35***
	200 m puhver			0,41	0,33	-0,41	-0,15*	0,22	0,28***
	1 km ruut			0,27	0,3***	-0,27	-0,25***	0,25***	0,24***

30	100 m puhver	Väike-põõsalind	n=13	0,66	0,42	-0,66	-0,52	0,57	0,49
	200 m puhver			0,48	0,53	-0,48	-0,51	0,60	0,47
	1 km ruut			0,36		-0,36	-0,45	0,41	0,44
31	100 m puhver	Rasvatihane	n=5 / n=14**	0,67	0,71	-0,67	-0,47	0,59	0,68**
	200 m puhver			0,74	0,75	-0,75	-0,89**	0,56	0,89**
	1 km ruut				0,43				
32	100 m puhver	Harakas	n=7 / n=16*						
	200 m puhver			0,36		-0,36		0,32*	
	1 km ruut						-0,47	0,48	0,47
33	100 m puhver	Hallvares	n=16* / n=216***				-0,28***	0,28***	0,3***
	200 m puhver			0,29*		-0,3*	-0,29*	0,35*	0,28*
	1 km ruut						-0,2***		0,22***
34	100 m puhver	Ronk	n=1* / n=8**				-0,67**	0,67**	0,95*
	200 m puhver			-0,67**		0,67**	-0,67**	1**	0,67**
	1 km ruut								
35	100 m puhver	Metsvint	n=59	0,26	0,19	-0,26	-0,19	0,22	0,17
	200 m puhver			0,45	0,28	-0,45	-0,22	0,33	0,19
	1 km ruut						-0,3	0,31	0,31
36	100 m puhver	Rohevint	n=4 / n=15** / n=55***	-0,58***	-0,58**	0,58***		-0,53***	
	200 m puhver			0,53	-0,58***	-0,53		-0,58**	
	1 km ruut			0,72	0,65	-0,72		0,6	
37	100 m puhver	Ohakalind	n=13** / n=25***						
	200 m puhver						0,52***		-0,52***
	1 km ruut						0,6**		-0,6**
38	100 m puhver	Suumokk	n=2***						
	200 m puhver			0,41***	0,34***	-0,41***			
	1 km ruut			0,97***		-0,97***			

Kategooria 3 - liigid, kes pesitsevad põllumajandusmaastikus ja märgaladel

Nr	Tasand	Liik	Valim	PD	ED	AREA_MN	CONTAG	SHDI	SHEI
39	100 m puhver	Roo-loorkull	n=7***						
	200 m puhver								
	1 km ruut				0,45***				
40	100 m puhver	Rukkirääk	n=46	0,26	0,27	-0,26	-0,19	0,22	0,17
	200 m puhver			0,32	0,29	-0,33	-0,16	0,24	
	1 km ruut			0,42	0,4	-0,42	-0,38	0,38	0,35
41	100 m puhver	Kiivitaja	n=128	-0,23	-0,22	0,23			
	200 m puhver			-0,23	-0,25	0,23			
	1 km ruut								
42	100 m puhver	Naerukajakas	n=259***						
	200 m puhver								
	1 km ruut			-0,53***	-0,49***	0,53***			
43	100 m puhver	Hänilane	n=4 / n=10**	0,48		-0,48	-0,75**	0,75**	1**
	200 m puhver			0,75**		-0,75**			
	1 km ruut			0,52	0,78	-0,52			
44	100 m puhver	Kadakatäks	n=178	0,19	0,19	-0,19	-0,15	0,15	0,12
	200 m puhver			0,36	0,29	-0,36	-0,17	0,27	0,13
	1 km ruut			0,47	0,48	-0,47	-0,26	0,29	0,23

58	100 m puhver	Käblik	n=2 / n=5***			-0,66		0,70	
	200 m puhver								
	1 km ruut					-0,81***	0,97	0,81***	
59	100 m puhver	Punarind	n=3*	0,63*	-0,63*				
	200 m puhver								
	1 km ruut								
60	100 m puhver	Mustpea-põõsalind	n=9**					1**	
	200 m puhver							1**	
	1 km ruut								
61	100 m puhver	Mets-lehelind	n=3			-0,64	0,63	0,65	
	200 m puhver					-0,58	0,56	0,57	
	1 km ruut					-0,86	0,91	0,86	
62	100 m puhver	Väike-lehelind	n=14 / n=34***	0,28	0,28	-0,28	-0,31	0,34	0,3
	200 m puhver			0,36	0,39	-0,36	-0,38	0,42	0,37
	1 km ruut					-0,3***	0,32***		
63	100 m puhver	Must-kärbsenäpp	n=1						
	200 m puhver								
	1 km ruut					1	-1	-1	
64	100 m puhver	Peoleo	n=7 / n=14**			-1**	-1**	1**	
	200 m puhver					-1**	-1**	1**	
	1 km ruut							0,44	
65	100 m puhver	Rootsiisitaja	n=2						
	200 m puhver								
	1 km ruut							0,79	