



EESTI MAAÜLIKOOL
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Tiiu Tali

**TURBAKAEVANDUSE MÕJU SOOS PESITSEVATE KAHLAJALIIKIDE
ARVUKUSELE JA LIIGILISELE KOOSSEISULE 1959.–2017. AASTATEL
LAVASSAARE SOOSTIKUS**

THE IMPACT OF PEAT MINING ON POPULATION AND COMPOSITION OF
SPECIES OF MIRE-BREEDING WADERS IN MIRE COMPLEX OF LAVASSAARE
FROM 1959 TO 2017

Magistritöö
Linna- ja tööstusmaastike korralduse õppekava

Juhendajad: Meelis Leivits, *MSc*
Anne Kull, *MSc*

Tartu 2019

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Magistritöö lühikokkuvõte	
Autor: Tiiu Tali		Õppekava: Linna- ja tööstusmaastike korraldus	
Pealkiri: Turbakaevanduse mõju soos pesitsevate kahlajaliikide arvukusele ja liigilisele koosseisule 1959.–2017. aastatel Lavassaare soostikus			
Lehekülgi: 91	Jooniseid: 39	Tabeleid: 9	Lisasid: 5
Osakond: Põllumajandus- ja keskkonnainstituut			
Uurimisvaldkond: Füüsiline geograafia, geomorfoloogia, mullateadus, kartograafia, klimatoloogia (P510)			
Juhendaja(d): Meelis Leivits, Anne Kull			
Kaitsmiskoht ja aasta: Eesti Maaülikool 2019			
Töö eesmärgiks oli uurida muutusi kahlajaliikide arvukuses seoses turbakaevandamise laienemisega Lavassaare soostiku näitel. Magistritöös modelleeriti võimendatud regressioonipuudega soospesitsevate kahlajate arvukus Lavassaare soostikus 1959. ja 2017. aastal. Analüüsis kasutati programme ArcGIS 10.4 (ESRI 2015) ja R 3.5.3. (R Core Team 2019). Töös analüüsiti kahlajaliike, kelle kohta andmestik oli piisav: rüüt (<i>Pluvialis apricaria</i>), kiivitaja (<i>Vanellus vanellus</i>), väikekoovitaja (<i>Numenius phaeopus</i>), mustsaba-vigle (<i>Limosa limosa</i>), mudatilder (<i>Tringa glareola</i>), punajalg-tilder (<i>Tringa totanus</i>), tikutaja (<i>Gallinago gallinago</i>). Mudelprognooside ja loenduste võrdlemine viitab sellele, et Lavassaare soostikus on halvenenud sooelupaikade seisund Elbu ja Maima rabades, kus asuvad turbakaevandusalad. Seetõttu on lagedaid älverabasid eelistavad kahlajaliigid arvatavasti siirdunud Elbu ja Maima rabast pesitsema lähedalasuvatesse hästi säilinud Laisma ja Kõima rabadesse. Mudelprognooside järgi on 58 aasta jooksul Lavassaare soostikus vähenenud rüüda arvukus 180 haudepaari võrra ja kiivitaja arvukus 100 paari võrra. Teiste liikide – väikekoovitaja, mustsaba-vigle, mudatildri ja punajalg-tildri – arvukus on sama aja jooksul samuti langenud, aga vähem kui rüüda ja kiivitaja arvukus. Tikutaja arvukust ei ole turbatootmisalade laienemine mõjutanud. Samas 1959. a olid juba mõned soolad Lavassaare soostikus älverabasid eelistavate kahlajatele pesitsemiseks väheväärtuslikud. Töö tulemused viitavad ka sellele, et liikide arvukuse modelleerimine võimendatud regressioonipuudega võib vajada suuremat valimit ning mudeli ennustusvõime parandamiseks tuleks katsetada erinevate õppimiskiiruse ja regressioonipuu keerukuse väärtustega.			
Märksõnad: kahlajad, turba kaevandamine, soo, võimendatud regressioonipuud			

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of master's thesis	
Author: Tiiu Tali		Speciality: Management of Urban and Industrial Landscapes	
Title: The Effects of Peat Mining on Population and Composition of Species of Mire-Breeding Waders in Mire Complex of Lavassaare from 1959 to 2017			
Pages: 91	Figures: 39	Tables: 9	Appendixes: 5
Department: Institute of Agricultural and Environmental Sciences Field of research: physical geography, geomorphology, soil science, cartography, climatology (P510) Supervisors: Meelis Leivits, Anne Kull Place and date: Estonian University of Life Sciences, 2019			
The aim of the master's thesis is to examine the changes in the abundance of waders due to the spread of peat mining by the example of the mire complex of Lavassaare. In the thesis, the abundance of mire-breeding waders in the mire complex of Lavassaare in 1959 and 2017 was modelled using boosted regression trees. In the analysis, the program ArcGIS (ESRI 2015) and the statistical program R 3.5.3 (R Core Team) were used. In the thesis, only the waders on which there was enough abundance data are examined: the Eurasian Golden Plover (<i>Pluvialis apricaria</i>), the Northern Lapwing (<i>Vanellus vanellus</i>), the Whimbrel (<i>Numenius phaeopus</i>), the Black-tailed Godwit (<i>Limosa limosa</i>), the Wood Sandpiper (<i>Tringa glareola</i>), the Common Redshank (<i>Tringa totanus</i>), and the Common Snipe (<i>Gallinago gallinago</i>). The comparison of the predictive model and the counts refers to the degradation of mire habitats in the centre of the Elbu and Maima bogs of the mire complex of Lavassaare where the peat mining fields are located. For that reason, the waders that prefer treeless hollows have presumably moved from the Elbu and Maima bogs to the nearest well preserved bogs like Laisma and Kõima. According to the predictive model, the abundance of the Eurasian Golden Plover has declined by about 180 pairs and the abundance of the Northern Lapwing has declined by about 100 pairs over the 58 years. The abundance of other examined species like the Whimbrel, the Black-tailed Godwit, the Wood Sandpiper and the Common Redshank has also declined in the mire complex of Lavassaare. Peat mining has not affected the Common Snipe. On the other hand, some of the mire habitats in the mire complex of Lavassaare were unfavourable for the waders that prefer treeless hollows already in 1959. The results of the thesis also reveal the potential need for a larger sample for modelling the abundance of species with boosted regression trees, as well as the need for trying out different values for learning			

rate and tree complexity to fix the predictive performance of model.
Keywords: mire, waders, peat mining, boosted regression trees

SISUKORD

SISSEJUHATUS	9
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE	11
1.1. Turba kaevandamine ja soode kaitse Eestis	11
1.2. Soos pesitsevad kahlajad	12
1.3. Soode majandamise mõju soos pesitsevale linnustikule	18
2. MATERJAL JA METOODIKA	23
2.1. Uurimisala ja elupaigatunnuste valik	23
2.2. Soos pesitsevate kahlajaliikide loendusandmed	32
2.3. Andmete statistiline analüüs	35
3. TULEMUSED	37
3.1. Mudeli ennustusvõime	37
3.2. Haudepaaride arvukushinnangud Lavassaare soostikus ja selle rabade lõikes	38
3.3. Kahlajate haudepaaride tiheduskaardid	41
3.4. Värvuliste haudepaaride tiheduskaardid	56
3.5. Loendustulemuste ja mudelprognoosi erinevus	62
4. ARUTELU	65
4.1. Soos pesitsevate kahlajate prognoositud arvukus ja liigiline koosseis ning selle muutused Lavassaare soostikus	65
4.2. Soos pesitsevate kahlajate loendustulemustel saadud ja prognoositud haudepaaride hinnangu võrdlus	67
4.3. Järeldused	70
KOKKUVÕTE	73
KASUTATUD KIRJANDUS	75
THE EFFECTS OF PEAT MINING ON POPULATION AND COMPOSITION OF SPECIES OF MIRE-BREEDING WADERS IN MIRE COMPLEX OF LAVASSAARE FROM 1959 TO 2017	83
LISAD	85
Lisa 1. Fragment madalsoode ja rabade haudelinnustiku seire täidetud loenduskaardist	87
Lisa 2. Elbu raba haudelinnustik 2011. aastal	88
Lisa 3. Laisma raba haudelinnustik 2017. aastal	89
Lisa 4. Laisma-Kõima vahesoo haudelinnustik 2017. aastal	90
Lisa 5. Kõima raba haudelinnustik 2017. aastal	91

SISSEJUHATUS

Sood ja soolinnustik on Eestis ühed enim seiratud ja uuritud objektid, kuid vähe on andmeid selle kohta, kuidas turba kaevandamine mõjutab soolinnustiku arvukust ja liigilist koosseisu. Käesolev töö püüab täita seda tühimikku ja käsitleb linnustiku, kitsamalt soos pesitsevate kahlajate arvukuse ja liigilise koosseisu muutusi seoses turbakaevandusalade laienemisega Lavassaare soostikus 58 aasta jooksul (1959–2017). Töö eesmärgiks on uurida turbakaevanduse mõju soospesitsevatele kahlajate arvukusele ja liigilisele koosseisule Lavassaare soostiku näitel. Uurimisküsimused on järgmised:

- 1) Milline oli Lavassaare soostikus (Laisma, Kõima, Maima ja Elbu rabades) soospesitsevate kahlajate arvukus ja liigiline koosseis 2017. aastal?
- 2) Milline võis olla soos pesitsevate kahlajate arvukus ja liigiline koosseis 1959. aastal enne seda, kui alustati turba kaevandamisega suurtel aladel?
- 3) Kas ja kuidas on turbatootmisalade teke ja laienemine Lavassaare soostikus mõjutanud soospesitsevate kahlajate arvukust ja liigilist koosseisu?

Töös kaardistatakse ja taastatakse vanade materjalide põhjal (peamiselt 1959. a aerofoto, lisaks ajaloolised topograafilised kaardid) Lavassaare soostiku 1959. a ja 2017. a seisundi andmed enne turbakaevandusalade tekkimist ja laienemist, et selle järgi arvutada ArcGISis (ESRI 2015) kahlajate jaoks olulised elupaigatunnused. Lisaks sellele kasutatakse prognoosimudeli koostamiseks riikliku madalsoode ja rabade haudelinnustiku seirega eelnevalt kogutud linnustiku andmeid. Eelneva info põhjal prognoositakse nii enne kui ka pärast turbakaevandusalade laienemist Lavassaare soostikus pesitsenud kahlajaliikide haudepaaride arv.

Töö alguses antakse ülevaade Eesti soode majandamisest ja kaitsest, soos pesitsevatest kahlajaliikidest ning turbakaevanduse mõju uuritusest soos pesitsevatele lindudele. Teises peatükis käsitletakse kasutatud metoodikat ja andmeid. Kolmandas peatükis kirjeldatakse mudelprognoosi tulemusi ja on ära toodud analüüsitavate kahlajaliikide asustustiheduse kaardid. Neljandas peatükis võrreldakse nii 2017. a kui ka 1959. a mudelprognoose kui ka loendustulemusi mudelprognoosiga ning tehakse kokkuvõtvaid järeldusi töö tulemuste kohta.

Töö autor tänab oma magistritöö juhendajaid Meelis Leivitsat ja Anne Kulli. Meelis Leivits aitas valida magistritöö teema, töö metodoloogilised lähtekohad ning abistas R statistikaprogrammiga. Anne Kull andis töö valmimise käigus põhjalikku ja konstruktiivset tagasisidet. Autor tänab ka Rauno Külaveed ja Birgit Praksonit, kes aitasid toimetada töö ingliskeelseid osi, ja Liis Keerbergi, kes abistas magistritöö õigekeelsuse kontrollimisega.

1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

1.1. Turba kaevandamine ja soode kaitse Eestis

Turbaaladena käsitletakse kõiki 30 cm paksuse turbalasundiga alasid, mis on kas kuivendatud või mitte (aktiivset turba akumul eerumist ei pruugi enam toimuda), kuid soode puhul on tegemist kuivendamata turbaalaga, kus toimub aktiivne turba akumul eerumine (Joosten, Clarke 2002, Eesti soode seisund... 2013). Seega pärast kuivendamist on soo jätkuvalt turbaala, kuid mitte enam soo. Erinevate allikate põhjal on Eestis turbaalasid 20,23% kuni 22,3% riigi pindalast (Orru 1995, Tannenberger *et al.* 2017), sellest soid 5% kuni 7,2% riigi pindalast (Jääksood... 2011, Eesti soode seisund... 2013, Tannenberger *et al.* 2017). Protsentuaalselt on turbaalasid riigi pindala kohta rohkem vaid Soomes (26,71%) ja Iirimaa (21%) (Tanneberger *et al.* 2017). Euroopas on viimase sajandi jooksul kadunud umbes 60% märgalasid, sh soid (Revenga *et al.* 2000), Eestis on kadunud umbes 68%–70% soid (Ilomets *et al.* 1995, Paal 2009).

Soid on Eestis majandatud vähemalt alates 18. sajandi lõpust ja ilmselt varemgi (Trumm, Rozenthal 2012). Soid ohustab peamiselt kuivendamine (põllumajanduslikel või metsanduslikel eesmärkidel), turba kaevandamine, turism ja bioressursside kasutamine (nt marjade või ravimtaimede korjamine, mille kõrvalnähtuseks on soolade tallamine, invasiivsete ja võõrliikide sissetoomine, potentsiaalne tuleoht), tööstus ja saastamine (nt õhusaaste ladestumine soodele, mis asuvad põlevkivikaevanduste ümbruses kuni 30 km raadiuses), soopõlengud ja inimasustuse laienemine (Paal 2009, Eesti soode seisund... 2013). Eesti sood on hävinud peamiselt põllumajandusliku ja metsandusliku kuivendamise läbi, kuid turba kaevandamisega on rikutud eeskätt lage- ja puisrabasid (Ilomets *et al.* 1995, Eesti soode seisund... 2013), mis on elupaikadeks just soospetsialistidest linnuliikidele, nt rüüt või mudatilder (A. Leivits 2018a, A. Leivits 2018d). Otseselt turba kaevandamisega on rikutud hinnanguliselt 30 000 ha rabasid. Lisades siia juurde kaevandamisega külgnevad alad, on turba kaevandamisega rikutud nii otseselt kui ka kaudselt kokku ligi 50 000–60 000 ha rabakooslusi (Eesti soode seisund... 2013). Kuivendamise mõjud ilmnevad soodes aastakümneid hiljem, näiteks muutub

taimekoosluste liigiline koosseis (Eesti soode seisund... 2013), sealjuures kuivendusega mõjutatav ala moodustab 20% kuni 150% kuivendusobjekti enda alast (Jääksood... 2011).

Esimene sookaitseala loodi Eestis 1938. aastal Ratva rabas kaljukotka (*Aquila chrysaetos*) kaitseks, pärast seda moodustati 1957. aastal Nigula ja Viidumäe looduskaitsealad. Eesti meedia vahendusel toimunud „soode sõja“ järel moodustati 1980. aastal 30 sookaitseala, mis hiljem muudeti maastikukaitsealadeks (Kink *et al.* 1998, Eesti soode seisund... 2011). 1994. aastal loodi Soomaa rahvuspark ja Alam-Pedja looduskaitseala (Eesti soode seisund... 2013, Soomaa rahvuspark 2016). Kink jt (1998) järgi peaks Eestis olema sookaitsealasid vähemalt 1/3 soode pindaladest. 2013. aasta seisuga on Eesti soodest (sj tähele panna, et mitte turbaaladest) kaitse all umbes 74% (Eesti soode seisund... 2013). Lage- ja puisrabadest on kaitse all 78% ehk 112 420 ha, kõrge looduskaitseväärtusega kaitsmata lage- ja puisrabad on 11 047 ha. Paal ja Leibak (Eesti soode seisund... 2013: 85) leiavad, et Eesti vastutuselupaikadeks on eelkõige suured looduslikus seisundis rabad.

Olulisemad konventsioonid soode majandamise ja kaitse seisukohast on Ramsari (1971), Berni (1979) ja Rio de Janeiro (1992) konventsioonid, Euroopa Liidu õigusaktidest olulisemad on loodusdirektiiv (92/43/EMÜ) ja linnudirektiiv (2009/147/EÜ). Eesti turbaalade kaevandamist reguleerib vahetult Maapõueseadus (2016, § 45), mille järgi on turba kaevandamiseks „lubatud kaevandamisluba taotleda üksnes kaevandamisega rikutud ja mahajäetud turbaalade nimekirja või kaevandamiseks sobivate turbaalade nimekirja kantud alal või maardlal“. Põhjalikult on märgalade, sh soode, õigusraamistikku käsitletud raamatus „Eesti soode seisund ja kaitstus“ (2013).

1.2. Soos pesitsevad kahlajad

Mõistet 'kahlajad' kasutatakse kurvitsaliste seltsi nelja sugukonna – tülllased (*Charadriidae*), kurvitslased (*Scolopacidae*), merisklased (*Haematopodidae*) ja naaskelnoklased (*Recurvirostridae*) – koondnimetusena. Tegemist on linnuliikidega, kes on kohastunud elama märgaladel, ja on üldjuhul pikajalgse, toitudes mudastel või liigmärgadel aladel putukatest, ussidest, limustest ja koorikloomadest, mõnel juhul ka taimedest ja väikestest kaladest (Svensson *et al.* 2012).

Eestis on kohatud 45 liiki kahlajaid, kellest 22 liiki pesitsevad ka Eesti territooriumil (Eesti Ornitoloogiaühing 2019, Linnuatlas 2018). Meie kahlajaliigid asustavad reeglina kõiki lagedaid märgalaelupaiku alates väikesaartest soodeni. Tulenevalt pesitsusbiotoobist võib Eesti kahlajad liigitada kolmeks: 1) rannikuspetsialistid ehk ainult väikesaartel ja rannikul pesitsevad kahlajad; 2) soospetsialistid ehk ainult soodes pesitsevad kahlajad; 3) mitmebiotoopsed kahlajad ehk nii niitudel, põldudel, soodes kui ka meresaartel pesitsevad kahlajad. Esimesed kaks gruppi on elupaigaspetsialistid. Kuna viimase grupi põhipopulatsioon pesitseb lagedatel niitudel ja põldudel, siis neid nimetatakse tihti ka niidu- või põllukahlajateks. Eestis esinevatest rannikuspetsialistidest, kes eelistavad lagedat rannariba, võib välja tuua sellised liigid nagu naaskelnokk, liivatüll ja kivrullija. Neile liikidele leidub sobivat elupaika ainult väikestel meresaartel ning roostumata rannaribaga rannaniitudel. Eestis esinevateks soospetsialistideks on rüüt, väikekoovitaja, heletilder, mudatilder ja mudanepp. Kui rüüt ja väikekoovitaja pesitsevad vaid lagerabadel, siis heletilder eelistab rohkem laugastikke ja älvestikke koos vähese puistuga. Soospetsialistide nimekiri hõlmab kitsamalt vaid soos pesitsevaid kahlajaliike, kuid sookahlajate hulka kuuluvad ka teised kahlajaliigid, kes Eesti tingimustes võivad peale teiste biotoopide asustada ka sood: kiivitaja, suurkoovitaja, mustsaba-vigle, tutkas, soorüdi, metstilder, punajalg-tilder ja tikutaja. Alljärgnevalt on välja toodud lühikesed ülevaated kõigi soos pesitsevate kahlajate kohta.

Rüüt (*Pluvialis apricaria*) on soospetsialist ja pesitseb Eestis ainult lagedatel rabadel, eelistades lagedat älveraba. Levila ulatuses eelistab pesitseda metsata mäginõmmedel, rabades, loopealsetel ja tundras (Svensson *et al.* 2012). Eesti arvukuseks (2013–2017) on hinnatud 3000–4000 haudepaari (Eltis *et al.* 2019). A. Leivitsa (2018a: 182) järgi eelistab rüüt suuri älve- ja puhmarabakooslusi, kuigi võib pesitseda ka hõredate mändidega puis-älverabas. Suurim asustustihedus on älveraba kõige märjemates osades, mistõttu rabamassiivi ulatuses on levik ebaühtlane. Rüüda näol on tegemist hea soomaastiku indikaatorliigiga, kelle olemasolu rabas viitab raba soodsale seisundile ja üldisele terviklikkusele. Teatava määran talub ka lageraba puistumist, kuid sellistes elupaikades jäävad asustustihedused ikkagi kesiseks. Globaalselt on rüüda arvukuse trend tõusev ja ta on hinnatud ohuväliseks liigiks (IUCN Red List 2016a). Eestis on rüüda asurkonna pikaajaline trend arvatavasti tõusev (Eltis *et al.* 2019) ja tegemist on ohuvälise liigiga (Eesti Punane Raamat 2008), samas on rüüt Eestis III kaitsekategooria loomaliik (III kaitsekategooria... 2004, § 4 lg 2). Eestis on peamisteks ohtudeks rüüda siinsete

asurkondade püsimajäämisele elupaikade hävimine turbakaevandamise ja kuivendamise tagajärjel (A. Leivits 2018a: 183).

Kiivitaja (*Vanellus vanellus*) on mitmebiotoopne kahlaja, kelle elupaigaks on avamaistu, peamiselt põllud, karjamaad, rannaniidud, luhad, aga ka lagesood (Svensson *et al.* 2012). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 40 000–50 000 haudepaari (Elts *et al.* 2019). Soodes pesitseva populatsiooni suurus on hinnanguliselt 800–1400 haudepaari. Üldiselt on kiivitaja asustustihedus kõrgem kultuurmaastikul, soodes ja rabades varieerub asustustihedus 0,1–4 p/km² (Aua 2018a: 188). Maailmas on kiivitaja arvukus kahanemas ja liik on hinnatud ohulähedaseks (IUCN Red List 2017a), Eestis aga ohuväliseks (Eesti Punane Raamat 2008) ja pikaajalist trendi hinnatakse stabiilseks (Elts *et al.* 2019), kaitsekategooriat omistatud ei ole. Eestis on peamiseks ohuks elupaikade halvenemine põllumajanduse intensiivistumise, põllumajanduskõlviku tüüpide ja külvikorra muutuste tagajärjel, aga ka kliima muutustest tingitud ohud (Aua 2018a: 189).

Väikekoovitaja (*Numenius phaeopus*) näol on tegemist soospetsialistiga, kes pesitseb Eestis ainult lagedatel märgadel rabadel (A. Leivits 2018b: 190). Levila ulatuses pesitseb metsavööndi põhjapoolsetes rabades, lagedatel puhmastega mäginõmmedel, tundras (Svensson *et al.* 2012). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 500–800 haudepaari (Elts *et al.* 2019), asustustihedus jääb tavaliselt 1–2 p/km² kohta (A. Leivits 2018b: 190). Globaalselt on liik ohuväliseks tunnistatud, samas üldist trendi hinnatakse langevaks (IUCN Red List 2016b). Eestis on liik ohulähedane (Eesti Punane Raamat 2008) ja arvukuse pikaajaline trend kindla suunata (Elts *et al.* 2019). Väikekoovitaja on III kaitsekategooria liik (III kaitsekategooria... 2004, § 4 lg 2). Eestis on peamiseks ohuks sooelupaikade hävimine või halvenemine seoses soode kuivendamisega metsanduslikel või turba kaevandamise eesmärgil, lisaks on liik tundlik pesitsusaegse häiringu suhtes (Leivits 2018b: 191).

Suurkoovitaja (*Numenius arquata*) kui tüüpiline avamaastiku kahlaja pesitseb Eestis enamasti poollooduslikel ja kultuurrohumaaadel, teraviljapõldudel, aga vähearvuliselt ka rannaniitudel, siirde- ja madalsoodes, harvem ka lagerabades (Aua 2018b:192). Levila piires pesitseb soodes, taigavööndi lagerabades, samuti eelistab avaraid välju, karjamaid, rannaniite, nõmmesid ja loopealseid, kus on märgi alasid (Svensson *et al.* 2012). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 800–1200 haudepaari (Elts *et al.* 2019), kellest soodes võib pesitseda umbes 200–300 haudepaari. Suurkoovitaja on maailmas kahaneva

arvukusega ohulähedane liik (IUCN Red List 2017b). Eestis on arvukuse pikaajaline trend tugevalt langev (üle 50%) (Elts *et al.* 2019) ja tegemist on III kaitsekategooria liigiga (III kaitsekategooria... 2004, § 4 lg 2), kuid Punase Raamatu järgi hinnatud ohuväliseks liigiks (Eesti Punane Raamat 2008). Eestis on peamiseks ohuks elupaikade halvenemine intensiivpõllumajanduse tagajärjel, aga ka märgalade (sh rabade) puistumine (Aua 2018b:193).

Mustsaba-vigle (*Limosa limosa*) on mitmebiotoopne kahlaja, kes pesitseb Eestis soodes ja rannaniitudel. Soodes on elupaigaks tavaliselt kõige märjemad osad, eelistades siirde- ja õõtsiksoid, älvestikke (Pehlak 2018: 194). Levila piires pesitseb ülimärjal, niiskete niitude, nõmmsoode, karjamaadega avamaistul (Svensson *et al.* 2012). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 500–700 haudepaari (Elts *et al.* 2019). Soodes pesitseva populatsiooni suuruseks võib hinnata 400–600 haudepaari. Maailmas on mustsaba-vigle kahaneva arvukusega ohulähedane liik (IUCN Red List 2017c). Eestis on mustsaba-vigle II kaitsekategooriasse kuuluv (I ja II kaitsekategooriana... 2004, § 8 lg 2) pikaajalise mõõdukalt langeva trendiga (Elts *et al.* 2019) ohulähedane liik (Eesti Punane Raamat 2008). Eestis on Pehlaku (2018: 195) peamiseks ohuks liigi püsijäämisele elupaikade halvenemine poollooduslike märgalade majandamise vähenemise või lakkamise tagajärjel. Ilmselt ohustab liiki ka soode majandamine (sh ka turbakaevandus), sest suur osa Eesti mustsaba-vigle asurkonnast pesitseb just soodes.

Tutkas (*Calidris pugnax*) pesitseb Eestis ranna- ja soostunud niitudel ja vähearvuliselt ka madal- ja siirdesoodes (Pehlak ja Mägi 2018: 198). Levila ulatuses pesitseb metsavööndi soodes, veekogude ääres mäenõlvadel, tundras, märgadel niitudel mageveejärvede ääres (Svensson *et al.* 2012). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 10–30 haudepaari (Elts *et al.* 2019). Soodes kohatakse peamiselt läbirändel. Sobivatel aastatel võib neid soodesse ka vähearvuliselt pesitsema jääda. Maailmas kahaneva arvukusega, kuid ohuväline liik (IUCN Red List 2016c), Eestis tugevalt langeva pikaajalise trendiga (Elts *et al.* 2019) ohustatud liik (Eesti Punane Raamat 2008), kes on võetud kaitse alla I kaitsekategooria liigina (I ja II kaitsekategooriana... 2004, § 4 lg 2). Eestis on peamiseks ohuks elupaikade halvenemine ja kadumine intensiivpõllumajanduse ja poollooduslike rohumaade majandamise lakkamise tagajärjel, sisemaal soolupaikade halvenemine kuivendamise tõttu (Pehlak ja Mägi 2018: 199).

Soorüdi (*Calidris alpina*) pesitseb Eestis rannaniitudel ja rabade älvestikes, sealjuures Eestis pesitseb soorüdi alamliik niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*). Elupaigaks on reeglina kõige märjemad ja ligipääsmatumad älvestikud lagedates rabades (Erit 2018: 200). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 180–230 haudepaari (Elts *et al.* 2019). Maailmas on soorüdi langeva trendiga ohuväline liik (IUCN Red List 2017d), Eestis tugevalt langeva pikaajalise trendiga (Elts *et al.* 2019) ohustatud liik (Eesti Punane Raamat 2008), kes on võetud kaitse alla I kaitsekategooria liigina (I ja II kaitsekategooriana... 2004, § 4 lg 2). Eestis on peamiseks ohuks elupaikade kadumine poollooduslike märgalade majandamise vähenemise või lakkamise tagajärjel (Erit 2018: 201).

Metstilder (*Tringa ochropus*) pesitseb Eestis valdavalt metsamaastikus jõgede, ojade, kraavide või veeloikude läheduses, kuid vähearvuliselt ka sooservades, kus asustab koprasoid ja rabaojasid (Jair 2018: 214–215). Üldiselt rabades liik ei pesitse ning asustab raba alles siis, kui lageraba hakkab kattuma tihedama puurindega. Levila piires pesitseb soode ja järvedega vahelduval metsamaastikul (Svensson *et al.* 2012). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 10 000–20 000 haudepaari (Elts *et al.* 2019). Soodes pesitseva populatsiooni suuruseks võib hinnata 100–200 haudepaari. Maailmas tõusva trendiga ohuväline liik (IUCN Red List 2016e), Eestis samuti ohuväline liik (Eesti Punane Raamat 2008). Arvukus arvatavasti stabiilse pikaajalise trendiga (Elts *et al.* 2019), kaitse alla võetud ei ole. Eestis on peamiseks ohuks elupaikade halvenemine nende kuivendamise tagajärjel (Jair 2018: 215).

Heletilder (*Tringa nebularia*) on soospetsialist ja pesitseb Eestis vaid soodes. See liik on levinud Ida-Eestis, kuid on viimastel aastakümnetel levinud edasi ka Lääne- ja Lõuna-Eestisse. Elupaigana eelistatakse vooluveesooni, älvestikke, laukaid, märesid (eriti õõtsik- ja siirdesood), aga ka puissoid, kus veetase on tõusnud tänu kopratammidele (A. Leivits 2018c: 216). Levila piires on elupaigaks hõredad vanad kuivad männikud rabade ja veekogude läheduses (Svensson *et al.* 2012). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 300–400 haudepaari (Elts *et al.* 2019). Maailmas stabiilse trendiga ohuväline liik (IUCN Red List 2016f), Eestis on heletildri arvukuse pikaajaline trend hinnatud mõõdukalt tõusvaks (20–50%) (Elts *et al.* 2019), kuid Punase Raamatu (2008) järgi on ta hinnatud ohulähedaseks liigiks ja võetud kaitse alla III kaitsekategooria liigina (III kaitsekategooria... 2004, § 4 lg 2). Eestis on peamiseks ohuks elupaikade hävimine või

halvenemine seoses soode kuivendamisega metsanduslikel või turba kaevandamise eesmärgil (A. Leivits 2018c: 217).

Mudatilder (*Tringa glareola*) on soospetsialist, kes pesitseb Eestis vaid rabades ja lagedates siirdesoodes ning nendevahelistel üleminekul, õõtsik-madalsoodes (A. Leivits 2018d: 220). Levila ulatuses pesitseb rabades, taigasoodes, soistel niitudel (Svensson *et al.* 2012). Elupaigaks on älvete või laugastega lage- või isegi puis-älveraba, kui viimane on piisavalt märg (A. Leivits 2018d: 220). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 2000–3000 haudepaari (Elts *et al.* 2019). Maailmas stabiilse arvukuse trendiga ohuväline liik (IUCN Red List 2016g), Eestis on mudatildri arvukuse pikaajaline trend stabiilne (Elts *et al.* 2019) ja ta on hinnatud ohuväliseks liigiks (Eesti Punane Raamat 2008), kuid on võetud kaitse alla III kaitsekategooria liigina (III kaitsekategooria... 2004, § 4 lg 2). Eestis on peamiseks ohuks elupaikade hävimine või halvenemine seoses soode kuivendamisega metsanduslikel või turba kaevandamise eesmärgil (A. Leivits 2018d: 221).

Punajalg-tilder (*Tringa totanus*) on mitmebiotoopne liik, kes pesitseb Eestis nii rannaniitudel, merelaidudel kui ka soodes (peamiselt lagerabad ja madalsood) (Aua, Mägi 2018: 218). Rabades on oluliseks elupaigatunnuseks troofsemate elementide (rohketoitelised laukad, soonikud) esinemine. Levila piires on elupaigaks vesised niidud, sood, rannikud, rabad, nõmmed (Svensson *et al.* 2012). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 2500–3500 haudepaari (Elts *et al.* 2019). Maailmas on liik hinnatud ohuväliseks, kuid asurkonna trend on teadmata (IUCN Red List 2016h). Eestis on punajalg-tildri arvukuse pikaajaline trend mõõdukalt langev (Elts *et al.* 2019) ja liik on hinnatud ohuväliseks (Eesti Punane Raamat 2008), aga võetud kaitse alla III kaitsekategooria liigina (III kaitsekategooria... 2004, § 4 lg 2). Eestis on peamiseks ohuks elupaikade halvenemine ja kadumine poollooduslike märgalade majandamise vähenemise või lakkamise tagajärjel (Aua, Mägi 2018: 219).

Mudanepp (*Lymnocyptes minimus*) on soospetsialist, kes pesitseb Eestis ainult üleujutatavates siirdesoodes ja raba märgadel ja ligipääsmatutel älvestikel, täpse elupaiganõudluse kohta napib andmeid liigi harulduse ning ligipääsmatu elupaiga tõttu (Leibak 2018: 208). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 10–30 haudepaari (Elts *et al.* 2019). Maailmas stabiilse arvukusega ohuväline liik (IUCN Red List 2016i), Eestis arvatavasti stabiilse arvukusega (Elts *et al.* 2019), kuid ohualdis (Eesti Punane Raamat 2008) ja võetud kaitse alla II kaitsekategooria liigina (I ja II kaitsekategooriana... 2004, § 8

lg 2). Eestis on peamiseks ohuks elupaikade halvenemine seoses naaberalade maaparandusliku kuivendamisega (Leibak 2018: 209).

Tikutaja (*Gallinago gallinago*) on mitmebiotoopne kahlaja, kes pesitseb Eestis niiskel avamaal, nt õõtsik-, siirde- ja madalsoodes, luhtadel, soostunud niitudel, märgadel raiesmikel, rannaniitudel jm (Aua 2018c: 206). Üldjuhul eelistab rabades siirdesood ja servamäre, harva älveraba (*Ibid.*). Levila ulatuses pesitseb metsavööndi soodes, sh ka rabades, märgadel niitudel ja järvelammidel (Svensson *et al.* 2012). Eesti arvukushinnanguks (2013–2017) on 15 000–25 000 haudepaari (Elts *et al.* 2019). Soodes pesitseva populatsiooni suuruseks võib hinnata 1100–1400 haudepaari. Maailmas on liik hinnatud kahaneva arvukusega ohuväliseks liigiks (IUCN Red List 2017e), Eestis on hinnatud pikaajaline trend tugevalt langevaks (üle 50%) (Elts *et al.* 2019) ja hinnatud samuti ohuväliseks (Eesti Punane Raamat 2008) liigiks, kaitsekategooriat määratud ei ole. Eestis on peamiseks ohuks elupaikade halvenemine ja kadumine seoses märgalade kuivendamisega (Aua 2018c: 207).

1.3. Soode majandamise mõju soos pesitsevale linnustikule

Soode majandamise puhul räägitakse peamiselt soo kuivendamisest, seda kas turba kaevandamise või palju sagedamini hoopis maaparanduse eesmärgil. Viimasel juhul soovitakse kas laiendada põllu- või metsamaid. Seetõttu on peamiselt uuritud näiteks soode kuivendamise mõju või siis (selle tulemusel) puistu laienemise mõju lagesoos pesitsevale linnustikule. Kitsamalt turba kaevandamise mõju soos pesitsevatele linnustikule on uuritud vähe. Sealjuures Eesti andmestikele tuginevad tööd, mis uurivad nt soode kuivendamise mõju soode haudelinnustikule, on tehtud eelmisel sajandil (Kumari 1953, Renno 1974) ning käesoleva töö autor värskemaid uurimusi ei leidnud.

Wilson jt (2014) on uurinud kuivendatud soosse istutatud metsa serva-alade mõju (ingl *edge effects*) soos pesitsevatele kahlajatele (soorüdi, rüüt, heletilder) Põhja-Šotimaa suurimas vaipsoos (ingl *blanket bog*) nimega Flow Country. Kõik kolm liiki asustasid pigem lagedat avamaastikku laugastike lähedal. Metsaserva lähedus avaldas täiendavat negatiivset mõju rüüdale ja soorüdile, samas heletildril seda mõju ei täheldatud. Kõige enam välditi pesitsuskohti, mis jäid metsaservale lähemale kui 700 m. Hancock jt (2009)

on uurinud nelja soospesitseva linnuliigi (rabapüü, rüüt, soorüdi) pesitsuskohtade vahemaid puurindeni ja tõendasid metsaserva negatiivset mõju rabapüü ja soorüdi arvukusele, samas rüüda arvukuse ja metsaserva kauguse mõju vahelised seosed olid nõrgad ning heletildri puhul seosed puudusid.

Ehkki turbakaevandamise järgselt hävinud soodes väheneb soos pesitsevate kahlajaliikide arvukus ja mitmekesisus, mille põhjuseks võivad olla elupaiga muutused (Hudson *et al.* 2002 ref Bracken ja Smiddy 2012), on ka tõendatud, et kaevandatud soodes võib üldine liigiline mitmekesisus maastiku heterogeensuse tõttu olla kõrgem (Kavanagh 1998). Kaevandatud soodest võib Iirimaa näitel leida kokku ligi 90 linnuliiki, kelle seast võib leida väga erinevaid maastikke asustavaid liike nagu avamaastiku liigid (nt põldlööke, sookiur), avatud metsamaastiku (ingl *open woodland*) generalistid (nt punarind, musträstas), avatud metsamaastiku spetsialistid (nt väike-lehelind), roostiku spetsialistid (nt kõrkja-roolind), lugade (ingl *rush family*, ld *Juncaceae*) spetsialistid (nt rootsiitsitaja), lisaks võivad sellises maastikus pesitseda nurmkanad ja samuti käivad seal toitumas mujal pesitsevad liigid (nt kaelustuvi) (Kavanagh 1990 ref Bracken ja Smiddy 2012).

Kotiaho jt (2015) on uurinud rikkumata, rikutud ja taastatud soode linnustikku Soome näitel ja leidnud, et sooelupaiku eelistavate linnuliikide mitmekesisus ja arvukus oli kõrgem rikkumata soodes, samas kui üldine linnuliikide mitmekesisus oli kõige suurem rikutud soodes enne nende taastamist. Pärast taastamist oli üldine linnuliikide mitmekesisus ja arvukus samuti kõrge, kuid täheldati ka soole omaste liikide, nt soospetsialistist rüüda, tagasitulemist taastatud soodele paari aasta jooksul pärast taastamist. Autorite sõnul on vajalik uurida ka taastatud soodel pesitsevate lindude pesitsusedukust ja saakobjektide olemasolu (peamiselt sääriksääsklased, sgk *Tipulidae*). Viimased on näiteks põhitoiduks rüüdale ning soode kuivendamine kui ka kliima soojenemine võib liigniisketel aladel paljunevatele sääriksääsklaste arvukusele mõjuda negatiivselt. See omakorda võib mõjutada nt rüüda pesitsusedukust, mistõttu Carroll jt (2014) sõnul võiks soosaladel kõrge niiskustaseme hoidmine ja selle jaoks erinevate võimaluste leidmine olla üheks võtmeteguriks, mis võiks soos pesitsevatel linnuliikidel aidata kohaneda nt kliimamuutustega.

Kumari (1953: 159), toetudes 25 aasta jooksul tehtud vaatlustele, jõudis järeldusele, et rabade kuivendamise tagajärjel väheneb algne linnustik ja muutub liigiline koosseis. Kuivendatud raba asustavad Kumari (*Ibid.*) järgi meelsasti põldlööke, mets- ja sookiur,

veekogude olemasolul ka sinikael-part, piilpart, tuttvart või isegi sarvikpütt. Kuivendatud rabale võivad tulla pesitsema kiivitaja, suurkoovitaja ja tikutaja, kes enne kuivendamist eelistavad Kumari (*Ibid.*) järgi pigem jääda raba servadesse. Rabaspetsialistide rabapüü ja väikekoovitaja arvukus aga väheneb, samuti peab Kumari küsitavaks hõbekajaka, rabapistriku ja hallõgija pesitsemist kuivendatud rabades. Väheneb ka rüüda ja mudatildri arvukus, kuid samas mitte nii drastiliselt kui rabaspetsialistide arvukus. Lagerabades on Kumari (*Ibid.*) järgi suurima asustustihedusega linnuliikideks rüüt, põldlööke ja sookiur.

Peterson (1987) on uurinud linnustiku muutusi kuivendatud ja metsastatud Rae raba katsealal. Pärast kuivendamist ja metsastamist kadusid varem samas rabas pesitsenud rabaspetsialistid (rabapüü, rabapistrik, rüüt, hallõgija). Kuivendatud rabas kohati juhuslikult tetre, sookurge, kiivitajat, suurkoovitajat, mudatildrit ja sookiuru, kuid mitte pesitsejatena. Kuivendamise ja metsastamise tulemusel olid arvukaimateks liikideks Rae rabas salu-lehelind ja metsvint, aga ka metskiur ja pruunsalg-põõsalind.

Renno (1974) on uurinud Lääne-Eesti madalsoode linnustikku aastatel 1951–1967, sh ka maaparanduse mõjusid soolinnustikule. Uuritud soodes (Avaste, Oidremaa-Tuhu, Torgu, Paadremaa, Nehatu, Kiive, Kokuta, Patsu jt) pesitses 21 linnuliiki lagesoodes. Lagedatel älverabadel (ingl *open quagmires*) pesitses rohkearvuliselt suurkoovitajat, mustsaba-viglet ja sookiuru, vähem oli sinikael-parti, kiivitajat, mudatildrit ja tikutajat. Seoses kuivendamisega väheneb lagesoos suurkoovitaja ja tikutaja arvukus. Sealjuures Renno (*Ibid.*) toob välja, et 1920ndatel enne kuivendamist pesitsesid uuritud madalsoode lagedatel aladel sinikael-part, suurkoovitaja, mustsaba-vigle, punajalg-tilder, sookiur, paiguti ka tutkas, mudatilder ja täpikhuik. Kuivendamise tõttu hakkas madalsoodes tõusma metskiuru, pruunsalg-põõsalinnu, kadakatäksi ja ajutiselt ka tedre arvukus. Kahanema hakkas esmalt rootsiitsitaja ja seejärel sookure, rukkiräägu, suurkoovitaja, tikutaja ja teiste liikide arvukus. Renno jaotab linnuliigid vastavalt sellele, kuidas liigid kohanevad melioratsiooni mõjudega (eeskätt kuivendusega) madalsoodes, kolmeks: 1) liigid, kelle jaoks elupaik muutub pärast kuivendamist ebasoodsaks ja nende arvukus väheneb (nt hüüp, täpikhuik, tutkas, mudatilder), kokku 28 liiki; 2) liigid, kes jätkavad samas elupaigas pesitsemist vaatamata kuivendamisele (nt suurkoovitaja, mustsaba-vigle, tikutaja, soo- ja metskiur, osaliselt ka punajalg-tilder), kokku 13 liiki; 3) liigid, kes võivad vähearvuliselt madalsoodes pesitseda, kuid pärast kuivendamist nende arvukus tõuseb (nt kiivitaja, põldlööke), kokku 19 liiki. Renno (*Ibid.*) järgi mitmekesisus algne madalsoostiku

linnukooslus läbi maaparanduse (peamiselt kuivendamine põllumaade laiendamise eesmärgil) 33 uue linnuliigiga, kelle näol on valdavalt tegemist aga puistulembeste liikidega.

Eestis on iga-aastaselt seiratud soolinnustikku alates aastast 1968 Nigula rabas ja aastast 1987 Männikjärve rabas (Riikliku... 2000). Alates 1994. a on soolinnustiku loendused riikliku linnustikuseire osa (eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire alamprogramm „Madalsoode ja rabade haudelinnustik“). Seire tulemusel on leitud, et peamiseks probleemiks madalsoode ja rabade linnustiku muutustes on kuivenduskraavide mõju ja puistumine (Madalsoode... 2016, 2017). Vähe on lagedaid ja märgi soid, mistõttu vaesuvad lageraba linnukooslused, sh soolupaikade halvenemine mõjutab negatiivselt eeskätt boreaalseid liike nagu rüüt, kiivitaja, väikekoovitaja, heletilder, mudatilder ja punajalg-tilder. Siirdesoomännikutes on ohustatud boreaalseteks liikideks rabapüü, metsis ja heletilder. Muidu madalsoos pesitsenud mustsaba-vigle on aga kolinud heas seisundis rabadele. Soodes nähakse positiivse nähtusena kopraid, kes oma tegevuse tulemusel sulgevad kuivenduskraave. Lavassaare soostiku linnustikku on lühidalt käsitletud madalsoode ja rabade haudelinnustiku seire 2017. a aruandes (Madalsoode...2017), mille järgi Lavassaare soostiku Laisma ja Kõima rabas pesitseb 18% väikekoovitaja ja 11% mustsaba-vigle Eesti asurkonnast. Eesti rüüda asurkonnast pesitseb Laisma ja Kõima rabas 7,5% ja suurkoovitaja asurkonnast 6%. Seetõttu on Laisma ja Kõima raba linnukaitseliselt Eesti ühed kõige olulisemad sood.

Aaviksoo jt (2008) ning M. Leivits ja A. Leivits (2009) rekonstrueerisid Nigula raba puistumise ja lagesoo aastani 1950, kombineerides omavahel saadaolevad kaardi-(ajaloolised aerofotod, kaasaegne LiDAR andmestik) ja soospesistevate lindude loendusandmed. Saadud tulemuste põhjal arvutati soos pesitsevate linnuliikide 1950 a. arvukused. Aaviksoo jt (2008) järgi on Nigula raba linnukoosluse muutused vastavuses Eesti soode linnukoosluste üldiste muutustega, milleks on üldine liikide kasv, eutroofsemaid elupaiku eelistavate liikide sissetung ja metsaservi eelistavate liikide arvukuse tõus (peamiselt metskiur), samas kui väheneb avamaastiku liikide arv. Mitme lagerabasis eelistava liigi, nt rüüda, mudatildri ja sookiuru arvukuse trend on Nigula rabas negatiivne. Rabalinnustiku koosseisu on lisandunud ja kasvanud nende liikide arv, kes on lahkunud halvenenud seisundiga ranna- ja luhaniitudel (A. Leivits 1990 ref Aaviksoo et

al. 2008). Lisaks leiti, et lageraba osakaal Nigula rabas on vähenenud pea 49% (M. Leivits ja A. Leivits 2009).

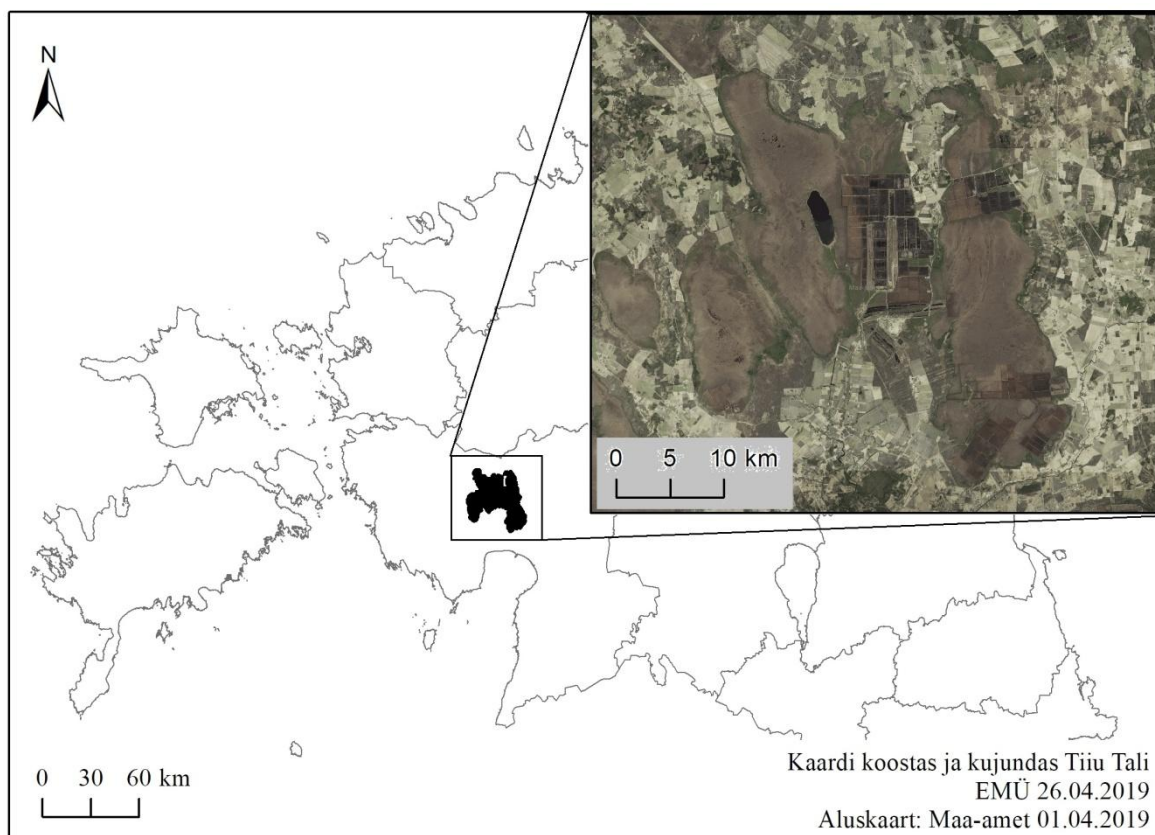
A. Leivits ja M. Leivits (2017) modelleerisid soos pesitsevate linnuliikide arvukuse hindamiseks lindude tiheduspinnad (*density surface modeling* ehk DSM) ja võrdlesid saadud tulemusi loendustega saadud arvukushinnangutega. Töös leiti, et DSM on sobiv heterogeensetes soolupaikades pesitsevate linnuliikide arvukuse modelleerimiseks, sealhulgas selgus, et soos pesitsevate kahlajate arvukuste modelleerimisel ühtib mudelist saadud arvukushinnang loendustega paremini siis, kui loendustel on kasutatud transektide intervalliks 400 m, samas kui soos pesitsevate värvuliste korral ühtib mudelist saadud arvukushinnang kõige paremini loendustega siis, kui loendustransektide intervall on 300 m.

Kahlajate kolimist rannaniitudel soodesse ja selle põhjusi on uurinud Pehlak ja Lõhmus (2008), tõstatades küsimuse, kas rannaniitudel on röövlus suurem kui soodes. Tehispesade abil uuriti röövluse küsimust mõlemas biotoobis ja olulist erinevust ei leitud. Samas tuuakse välja, et vaatamata soospesitsevate kahlajate arvukuse tõusule on kahlajate arvukus üldiselt siiski langemas ning seetõttu võib rannaniitude taastamine olla kahlajate arvukuse säilitamise seisukohast võtmetähtsusega.

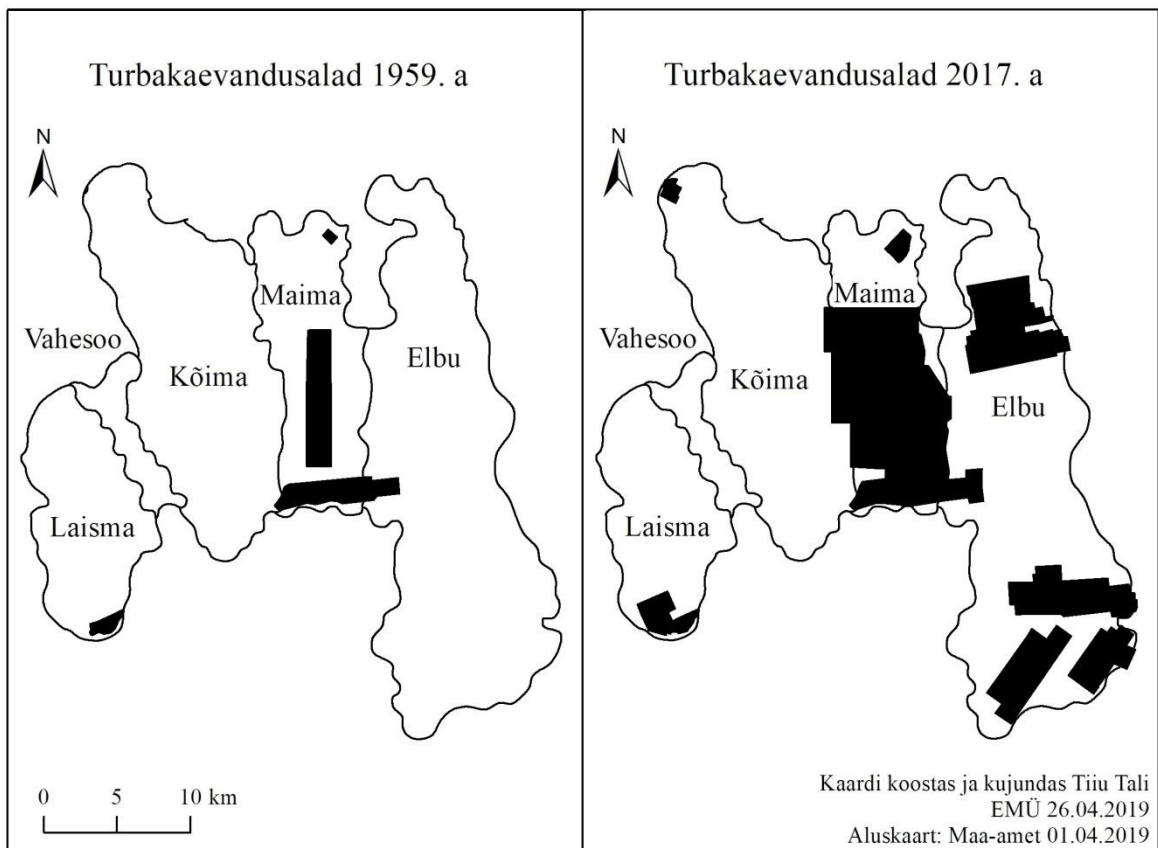
2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Uurimisala ja elupaigatunnuste valik

Uurimisalaks valiti Lavassaare soostik, mille alla kuuluvad Laisma, Kõima, Maima ja Elbu rabad. Lavassaare soostik asub Pärnumaal (vt asukoha skeemi joonisel 1). Lavassaare soostikus, täpsemalt Kõima rabas, asub Lavassaare järv. Laisma ja Kõima raba vahel asub Laisma-Kõima vahesoo, mis on valdavalt kas madal- või siirdesoo. Uurimisala valikut mõjutasid kaks tegurit. Esiteks, Lavassaare soostikus on viimastel aastakümnetel olulisel määral laiendatud turbatootmisalasid. Turba kaevandamisega alustati Lavassaare soostikus 1919. aastal väga väikestel aladel ja aastaks 1959 oli kaevandatud 8,3 km² suurusel alal (joonis 2). 2017. aastaks olid turbakaevandusala pindalaliselt kuuekordistunud, kattes Lavassaare soostikust 50,1 km² suuruse ala.



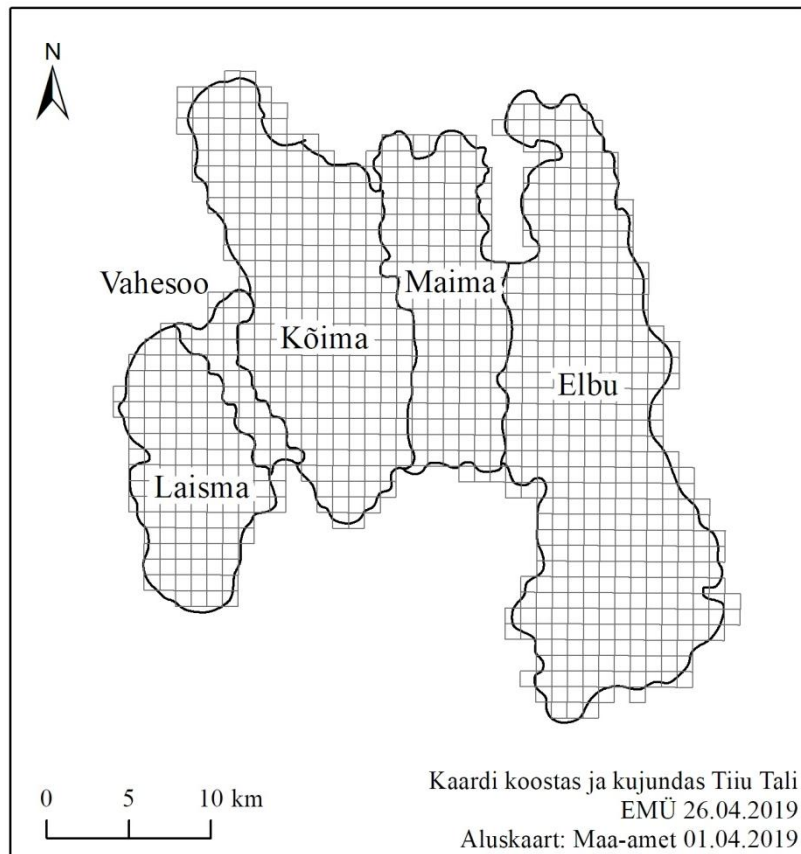
Joonis 1. Uurimisalaks valitud Lavassaare soostiku paiknemine (2017. a ortofoto)



Joonis 2. Turbakaevandusalade ulatus 1959. ja 2017. a Lavassaare soostikus

Et magistritöös oli kasutada 1959. aasta aerofoto (Keskkonnaagentuur 2018), kaardistati just selle aasta soostiku seisund. Uurimisala valiku teiseks põhjuseks oli linnustiku andmete olemasolu Lavassaare soostiku kohta: 2011. a ja 2017. a toimusid riikliku madalsoode ja rabade haudelinnustiku seire raames linnustiku loendused Laisma, Kõima ja Elbu rabas.

Selleks, et mudeli abil prognoosida 1959. ja 2017. a kahlajate arvukushinnangud, oli vajalik arvutada elupaigatunnused ruutudele suurusega 500 x 500 m. Selleks koostati eelnevalt Eesti põhikaardi koordinaatsüsteemis 500 x 500 m küljepikkusega (25 ha) 898 ruutu (joonis 3), mis katavad kogu Lavassaare soostiku pinna, sh ka hävinud alad. Ruudustikust tehti kaks kihti (shp), kus ühele ruudustiku kihile arvutati 1959. a ja teisele kihile 2017. a Lavassaare soostiku seisundile vastavad elupaigatunnused. Elupaigatunnuste ettevalmistamiseks kasutati tarkvara ArcGIS 10.4 (ESRI 2015), Maa-ameti (2019) WMS teenusena saadaolevaid aluskaarte (topograafilist kaarti NL o42 mõõtkavaga 1:10 000 ja 1:25 000, 2002. ja 2017. a ortofoto, reljeefvarjutusega fotokaart, mullakaart) ning Keskkonnaagentuurist (2018) saadud 1950. ja 1959. a aerofotosid.

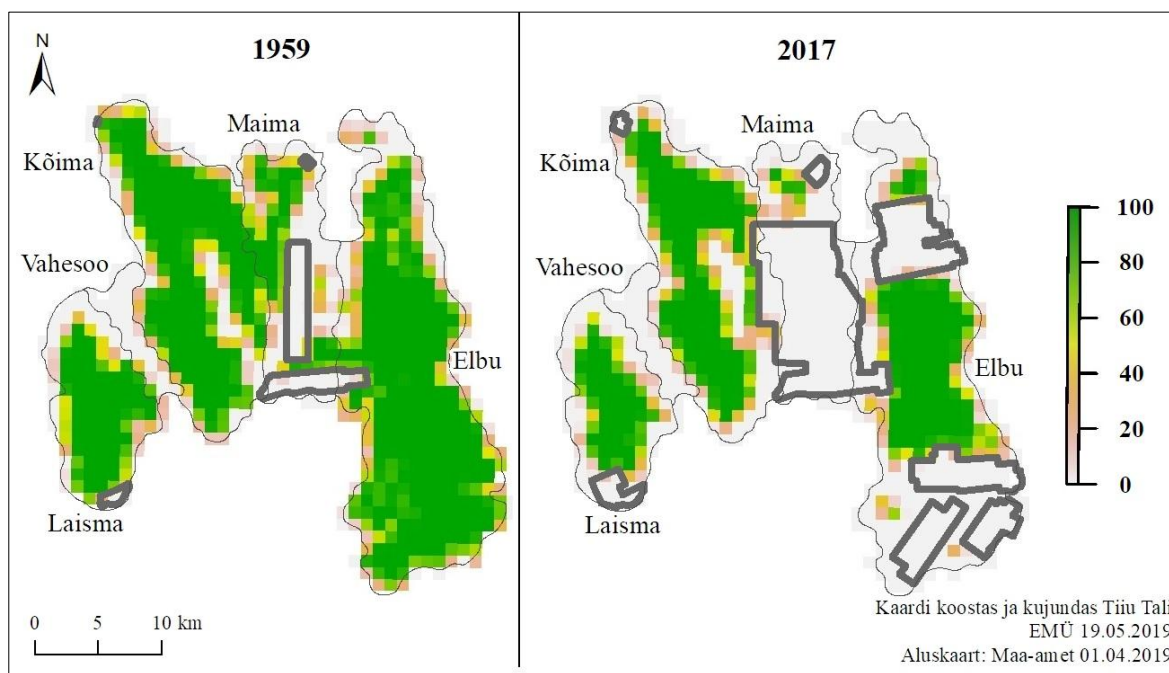


Joonis 3. Eesti põhikaardi koordinaatsüsteemis koostatud 500 x 500 m ruudud

1959. a Lavassaare soostikus olnud kahlajatele oluliste elupaigatunnuste kaardistamiseks oli kasutada 1959. aasta aerofoto (Keskkonnaagentuur 2018), mille tõlgendamisel kasutati taustaks ka NL topokaardi o42 kaardiseeriat (mõõtkavaga 1:10000 ja 1:25000) (Maa-amet 2019). 1959. a aerofoto tõlgendamiseks kasutati vajadusel ka 2002. ja 2017. aasta ortofotosid, mullastiku kaarti ja halltoonides reljeefivarjutusega fotokaarti (Maa-amet 2019), et paremini mõista soo erinevates osades paiknevaid struktuure ja mustreid. 1959. aasta aerofoto katab suurema osa Lavassaare soostikust, v.a soostiku kagunurk, mistõttu kasutati selle ala rekonstrueerimiseks 1950. aasta aerofotot (Keskkonnaagentuur 2018). 2017. a Lavassaare seisundile vastavate elupaigatunnuste kaardistamiseks oleks võinud kasutada ka nt ETAK maakasutuse kihte ja arvatavasti oleks saanud täpsemad andmed, kuid see võimalus selgus pärast kaardistamist ja mudeli koostamist, mistõttu magistritöös neid kaarte kasutusele ei võetud.

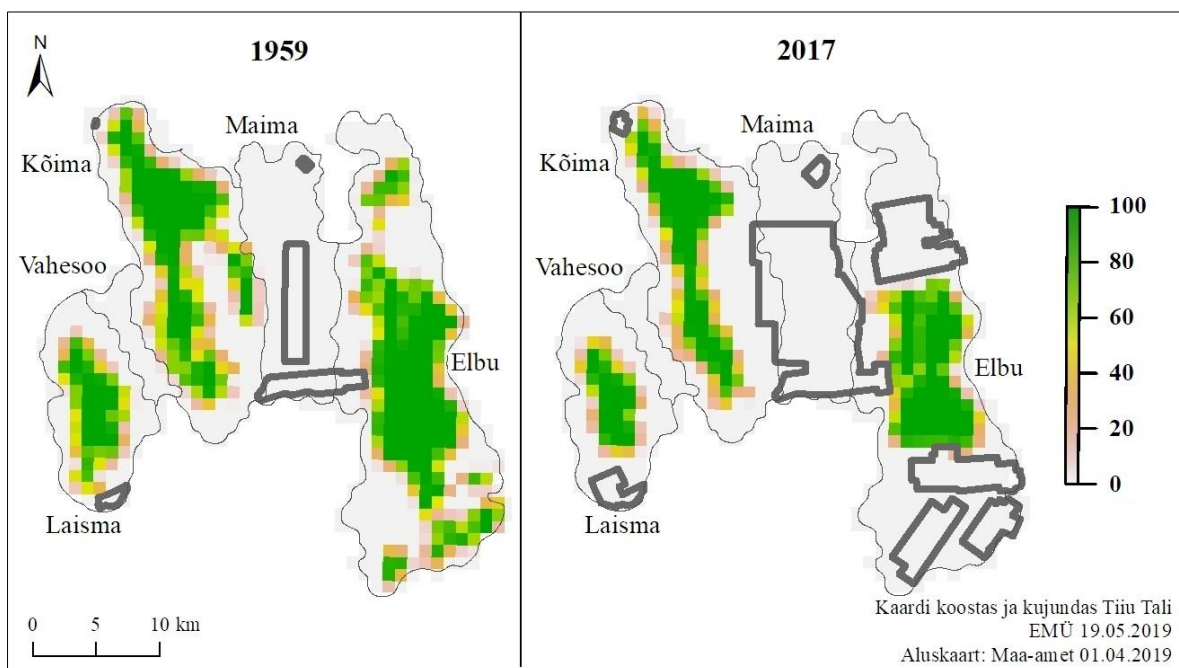
Elupaigatunnuste puhul kasutati kahte tüüpi tunnused: pidevaid (vastava tunnuse osakaal ruudus) ja binaarseid (tunnuse esinemine ruudus: esineb/ei esine). Pideva tunnuse osakaalu arvutamiseks joonistati vastava tunnuse piirid eraldi kihile ja töövahendi *Tabulate*

- Lagesoo osakaal ruudus (joonis 4). Tunnust kirjeldati protsendina, mis näitab täiesti lageda ala osakaalu 0–100% vaadeldavas ruudus hinnanguliselt 10% täpsusega. Lagesoo katvuse arvutamiseks digitaliseeriti 1959. a aerofotolt (Keskkonnaagentuur 2018) ja 2017. a ortofotolt (Maa-amet 2019) vastavalt 1959. ja 2017. aasta lagesoo alad polügonidena eraldi kihtidele, millelt arvutati ruutudele lagesoo katvuse protsent. Lagesoona määratleti alad, millel puudusid puurinne, puutukad või puud. Juhul kui ruudus esines üksik puu, siis see ala määratleti siiski lagedana. Lagesoo on oluline elupaigatunnus enamusele soospesitsevatele kahlajatele.



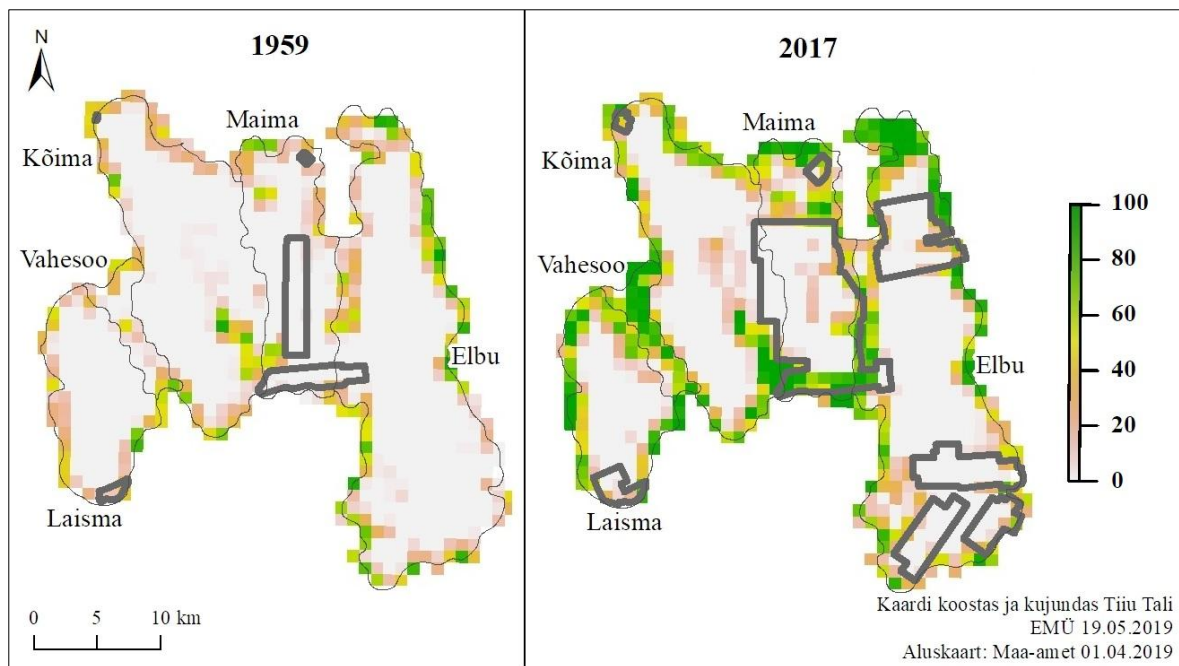
- Älveraba (joonis 5). Tunnust kirjeldati protsendina, mis näitab älveraba osakaalu 0–100% vaadeldavas ruudus hinnanguliselt 10% täpsusega. Esmalt digitaliseeriti mõlema käsitletava aasta älverabad polügonidena eraldi kihitidele, millelt arvutati vastavate aastate älveraba osakaal igas ruudus. 1959. a älverabana käsitleti 1959. a

aerofotol (Keskkonnaagentuur 2018) rabal (peamiselt raba keskel) olevaid alasid, kus oli rohkelt tumedaid laigukesi, taustaks vaadati nii 2017. a ortofotot (Maa-amet 2019) kui ka halltoonides reljeefvarjutusega fotokaarti (Maa-amet 2019) ning võrreldi erinevate alade värvust ja struktuuri. 2017. a älveraba olemasolu hinnati nii 2012. kui ka 2017. a ortofoto (Maa-amet 2019) järgi samal meetodil, otsides peamiselt tumedaid n-ö mudasemaid alasid raba keskel. Älveraba digitaliseerimine oli üks tööprotsessi keerulisemaid osi alade määratlemise ja piiritlemise tõttu. Älveraba eelistavad paljud kahlajaliigid, sest älvestikud pakuvad häid toitumisvõimalusi.



Joonis 5. Älveraba osakaal 500 x 500 m ruudus, jämeda joonega on tähistatud turbakaevandusalade piirid

- Puurinne (joonis 6). Tunnus kirjeldati protsendina, mis näitab puurinde osakaalu 0–100% vaadeldavas ruudus hinnanguliselt 10% täpsusega. Puurinnet on defineeritud alana, kus puude liituvus on hinnanguliselt $> 0,3$, seda nii metsatukkade kui ka metsaalana. Puude kõrgust ei arvestatud. Antud elupaigatunnuse arvutamiseks digitaliseeriti 1959. a aerofotolt (Keskkonnaagentuur 2018) ja 2017. a ortofotolt (Maa-amet 2019) vastavalt 1959. ja 2017. aastate puurinne polügonidena eraldi kihtidele ning nendelt arvutati ruutudele puistu osakaalu protsent. Puurinne võib soospesitsevatele kahlajatele avaldada potentsiaalselt negatiivset mõju.



Joonis 6. Puurinde osakaal igas 500 x 500 m ruudus, jämeda joonega on tähistatud turbakaevandusalade piirid

- Soo tüüp. Kirjeldati eraldi veergudes kolme tunnusega (raba, siirdesoo ja madalsoo), kus iga sootüübi väärtuseks arvutati vastava soo osakaal 0–100% vaadeldavas ruudus. Sootüübi määramisel lähtuti mullakaardil (1:10 000) (Maa-amet 2019) ära toodud soomulla tüüpidest (raba, siirdesoo ja madalsoo muld), mille järgi arvutati ka sootüübi osakaal. 1959. aasta elupaigatunnuste kaardistamisel korregeeriti sootüüpe vastavalt 1959. aasta aerofotole (Keskkonnaagentuur 2018) või vajadusel NL o42 topokaardile (Maa-amet 2019). Selleks jälgiti mullakaardil vastava soomulla piiride ja 1959. a aerofotol näha olevate maastikutunnuste vastavust ning rekonstrueeriti võimalik soomuldade paiknemine 1959. aastal. Sootüüp valiti oluliseks elupaigatunnuseks, sest mõned kahlajad eelistavad elupaigana kas ainult rabasid või ainult madal- ja siirdesoid, või siis asustavad kõiki sootüüpe.
- Veekogu (rabajärved ja laugad). Tunnus kirjeldati binaartunnusena esineb/ei esine (1/0). 1959. a rabajärvede ja laugaste kindlaks tegemiseks kasutati 1959. a aerofotot (Keskkonnaagentuur 2018), 2017. a rabajärvede ja laugaste määramiseks 2017. a ortofotot (Maa-amet 2019). Antud elupaigatunnus valiti, sest rabajärvede ja laugaste esinemine võib mõne kahlaja puhul olla pesitsust soodustavaks teguriks.

- Soonik. Tunnus kirjeldati binaartunnusena esineb/ei esine (1/0). Soonikuteks nimetatakse soodes olevaid madalamaid, mõnesaja meetri laiuseid vesiseid alasid, nn vooluveesooni. 1959. a soonikute määramiseks kasutati 1959. a aerofotot (Keskkonnaagentuur 2018), millel soonikud olid nähtavad heledamat värvi ja selgelt eristuvate “soontena”. 2017. a soonikute kaardistamisel kasutati 2017. a ortofotot (Maa-amet 2019), kus samamoodi olid soonikud eristatavad teist värvi (peamiselt heledat) laiade “soontena”. Soonikud võiksid olla potentsiaalselt olulised eriti märgi pesitsusalasid eelistatavate kahlajate jaoks.
- Puud. Tunnus iseloomustab üksikute puude ja puurinde esinemist ruudus. Puude esinemine kirjeldati binaartunnusena esineb/ei esine (1/0). 1959. a aerofotolt (Keskkonnaagentuur 2018) eristati suuremad puud ja puutukad heledate täppide järgi, millel olid tumedad varjud. 1959. a aerofoto tõlgendamisel kasutati 2012. või 2017. a ortofotide (Maa-amet 2019) abi, nt kontrolliti, kas võimalik puistu on ka nendel kaartidel olemas. Et sood muutuvad aastakümnete jooksul inimese sekkumiseta vähe, siis võis mõnede hästi säilinud rabade (nt Kõima, Laisma) puhul eeldada, et 1959. a olnud puistu on olemas ka uuematel ortofotodel. Üldjuhul oli 1959. a aerofotolt tuvastatavad puutukad olemas ka 2012. ja 2017. a ortofotodel. 2017. a puutukad eristati 2017. a ortofoto järgi. Puude või puutukkade esinemine võib mõnede lageraba eelistavate kahlajate puhul mõjuda negatiivselt ja puudega alal võib mõni liik esineda väiksema arvulisemalt kui täielikult lagedal alal. Ehkki puude esinemine ja puurinde esinemine osaliselt dubleerivad üksteist, siis mõne suurema puu või puutuka esinemine lagesoos ei tähenda veel puurinde olemasolu, samas võivad ka mõned üksikud puud mõjutada mõne pesitseva liigi arvukust.

Kaardistatud ja mudelis kasutatud 1959. ja 2017 a. elupaigatunnuste üldstatistikud kogu Lavassaare soostiku kohta on välja toodud tabelis 1 ning eraldi kõigi Lavassaare soostikus asuvate rabade kohta tabelis 2. Üldstatistikute tabelis on ära toodud ka ruutude arv iga raba kohta, ruutude paigutust näeb jooniselt 3 lk 25.

Lavassaare soostikus on 58 aasta jooksul (1959–2017) lagesoo keskmine osakaal ruudu kohta vähenenud 28%, älveraba keskmine osakaal vähenenud 10%, raba kui sootüübi keskmine osakaal vähenenud 20%, samas kui puurinde keskmine osakaal on suurenenud 15% (vt tabel 1). Samas ajavahemikus on vähenenud 11 ruudu võrra nende ruutude arv, kus esineb veekogu, ja 32 ruudu võrra nende ruutude arv, kus esineb soonik. Lavassaare

soostikus on 58 aastaga kasvanud puistuga ruutude arv: 898 ruudust 508 ruudul esineb puid (60 ruutu rohkem kui 1959. a seisul).

Tabel 1. Lavassaare soostiku (898 ruutu) 1959. ja 2017. a elupaigatunnuste üldstatistikud¹

LAVAS- SAARE (898 ruutu)	Minimaalne		Maksimaalne		Väärtus 0		Väärtus 1		Keskmine		Standardhälve	
	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017
Lagesoo	0	0	100	100					61,36	33,52	42,37	42,93
Älveraba	0	0	100	100					30,22	19,67	40,05	35,98
Puurinne	0	0	100	100					10,27	25,55	19,78	33,76
Raba	0	0	100	100					72,23	55,92	38,29	42,94
Siirdesoo	0	0	100	90					8,59	6,13	18,01	13,01
Madalsoo	0	0	100	100					9,06	8,78	20,33	19,80
Veekogu					752	763	146	135	0,16	0,15	0,37	0,36
Soonik					762	794	136	104	0,15	0,12	0,36	0,32
Puud					450	390	448	508	0,50	0,57	0,50	0,50

Laisma ja Kõima rabad on suurtest turbakaevandusaladest ja maaparandustöödest jätkuvalt suures osas kahjustamata, mistõttu on tegemist esinduslike sooelupaikadega (Madalsoode... 2017). Laisma ja Kõima raba on tüüpilised Lääne-Eesti platoorabad, olles keskelt tasased ja täiesti lagedad (*Ibid.*). Võrreldes 1959. ja 2017. a elupaigatunnuste üldstatistikuid, siis hoolimata alade esinduslikkusest on ka Laisma (118 ruutu) ja Kõima (242 ruutu) rabas lagesoo keskmine osakaal vähenenud 14–19% ja älveraba keskmine osakaal 9–11%, samas kui puurinde keskmine osakaal suurenenud 11–18% (vt tabel 2). Veekogude ja sooniku esinemine ei ole muutunud (v.a Kõima raba, kus veekogude esinemine vähenenud 9 ruudu võrra), kuid puid esineb veidi rohkem (10–16 ruudu võrra).

Tabel 2. Lavassaare soostiku rabade (Laisma, Laisma-Kõima vahesoo, Kõima, Maima ja Elbu) ruutude arv ja 1959. ja 2017. a elupaigatunnuste üldstatistikud²

	Minimaalne		Maksimaalne		Väärtus 0		Väärtus 1		Keskmine		Standardhälve	
	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017
LAISMA (118 ruutu)												
Lagesoo	0	0	100	100					62,25	43,46	42,35	44,38

¹ Pidevate tunnuste puhul on välja toodud minimaalne ja maksimaalne väärtus (%), binaarsete tunnuste puhul ruutude arv väärtustega 0 ja 1

² Pidevate tunnuste puhul on välja toodud minimaalne ja maksimaalne väärtus (%), binaarsete tunnuste puhul

² Pidevate tunnuste puhul on välja toodud minimaalne ja maksimaalne väärtus (%), binaarsete tunnuste puhul ruutude arv väärtusega 0 ja 1

Tabeli 2 järg

	Minimaalne		Maksimaalne		Väärtus 0		Väärtus 1		Keskmine		Standardhälve	
LAISMA (118 ruutu)	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017
Älveraba	0	0	100	100					31,75	22,46	39,28	37,11
Puurinne	0	0	85	100					9,16	27,31	16,84	34,34
Raba	0	0	100	100					78,96	73,89	33,30	36,97
Siirdesoo	0	0	51	51					5,97	5,79	10,80	10,68
Madalsoo	0	0	87	87					9,53	9,41	19,04	19,04
Veekogu					84	84	34	34	0,29	0,29	0,45	0,45
Soonik					91	91	27	27	0,23	0,23	0,42	0,42
Puud					65	55	53	63	0,46	0,53	0,50	0,50
VAHESOO (29 ruutu)												
Lagesoo	0	0	78	11					5,83	0,48	16,03	2,06
Älveraba	0	0	3	0					0,10	0	0,55	0
Puurinne	0	0	74	100					17,41	71,24	21,86	32,04
Raba	0	0	100	100					29,45	29,45	32,88	32,88
Siirdesoo	0	0	69	69					29,03	29,03	24,88	24,88
Madalsoo	0	0	100	100					37,21	37,14	36,25	36,28
Veekogu					29	29	0	0	0	0	0	0
Soonik					28	28	1	1	0,03	0,03	0,18	0,18
Puud					1	0	28	29	0,97	1	0,18	0
KÕIMA (242 ruutu)												
Lagesoo	0	0	100	100					68,72	54,00	39,69	43,58
Älveraba	0	0	100	100					41,60	30,95	41,36	40,53
Puurinne	0	0	93	100					8,12	19,26	16,80	30,00
Raba	0	0	100	100					79,52	73,78	33,54	36,48
Siirdesoo	0	0	80	80					5,92	5,76	13,55	13,31
Madalsoo	0	0	97	97					6,25	6,24	15,78	15,77
Veekogu					185	194	57	48	0,24	0,20	0,42	0,40
Soonik					229	229	13	13	0,05	0,05	0,23	0,23
Puud					139	123	103	119	0,43	0,49	0,49	0,50
MAIMA (141 ruutu)												
Lagesoo	0	0	100	97					33,43	4,67	39,77	16,38
Älveraba	0	0	32	0					0,24	0	2,69	0
Puurinne	0	0	73	100					8,22	29,03	16,49	34,50
Raba	0	0	100	100					50,45	18,91	43,94	34,52
Siirdesoo	0	0	100	90					15,99	4,79	27,99	12,69
Madalsoo	0	0	100	100					9,65	9,23	21,75	21,66
Veekogu					141	0	141	0	0	0	0	0
Soonik					114	120	27	21	0,19	0,15	0,39	0,36
Puud					55	46	86	95	0,61	0,67	0,49	0,47
ELBU (368 ruutu)												
Lagesoo	0	0	100	100					71,32	30,52	38,28	42,32
Älveraba	0	0	100	100					36,11	20,45	41,89	37,04

Tabeli 2 järg

	Minimaalne		Maksimaalne		Väärtus 0		Väärtus 1		Keskmine		Standardhälve	
ELBU (368 ruutu)	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017	1959	2017
Puurinne	0	0	100	100					12,25	24,20	22,86	32,82
Raba	0	0	100	100					76,99	54,68	35,49	41,83
Siirdesoo	0	0	100	88					6,76	5,21	14,85	10,33
Madalsoo	0	0	100	100					8,31	7,85	19,39	18,02
Veekogu					313	315	55	53	0,15	0,14	0,36	0,35
Soonik					300	326	68	42	0,18	0,11	0,39	0,32
Puud					191	166	177	202	0,48	0,55	0,50	0,50

Laisma-Kõima vahesoo (29 ruutu) on lagesoo keskmine osakaal vähenenud 5%, samas kui puurinde keskmine osakaal suurenenud 54%: üle poole Laisma-Kõima vahesoost on puistunud. Älveraba Laisma-Kõima vahesoo ei leidunud.

Maima raba (141 ruutu) oli 1959. a aerofotode järgi juba siis suures osas sootelupaigana väheväärtuslik. Maima raba servas olid sellel ajal ka vanad turbakaevandusalad, mis olid aga küllaltki väikesed võrreldes 2017. a turbakaevandusaladega. Maima rabas ei leidunud juba 1959. aastal älvestikke. Turbakaevandusalade laienemise tõttu on 58 a jooksul Maima rabas lagesoo keskmine osakaal vähenenud 29%, raba keskmine osakaal vähenenud 49% ja siirdesoo keskmine osakaal 11%. Maima rabas on puurinde keskmine osakaal suurenenud 21% ja puudega ruutude arv on suurenenud 9 ruudu võrra.

Elbu rabana (368 ruutu) käsitletakse käesolevas töös Lavassaare soostikus idapoolset suurt soomassiivi, mille alla kuuluvad Nurme, Elbu ja osa Maima rabast (Madalsoode... 2011). 58 aasta jooksul on Elbu rabas laiendatud olulisel määral turbatootmisalasid, mille tulemusel on lagesoo keskmine osakaal vähenenud 41% ja älveraba keskmine osakaal vähenenud 16%. Samas puurinde osakaal on suurenenud 12%. Elbu rabas on vähenenud ka soonikute esinemine ja samal ajal suurenenud puistuga ruutude arv.

2.2. Soos pesitsevate kahlajaliikide loendusandmed

Soos pesitsevate kahlajaliikide arvukuse modelleerimisel kasutati Elbu raba 2011. a ning Laisma raba, Kõima raba ja Laisma-Kõima vahesoo 2017. a haudelinnustiku loenduse andmeid (Madalsoode... 2011, 2017). Andmed olid eelnevalt kogutud riikliku eluslooduse

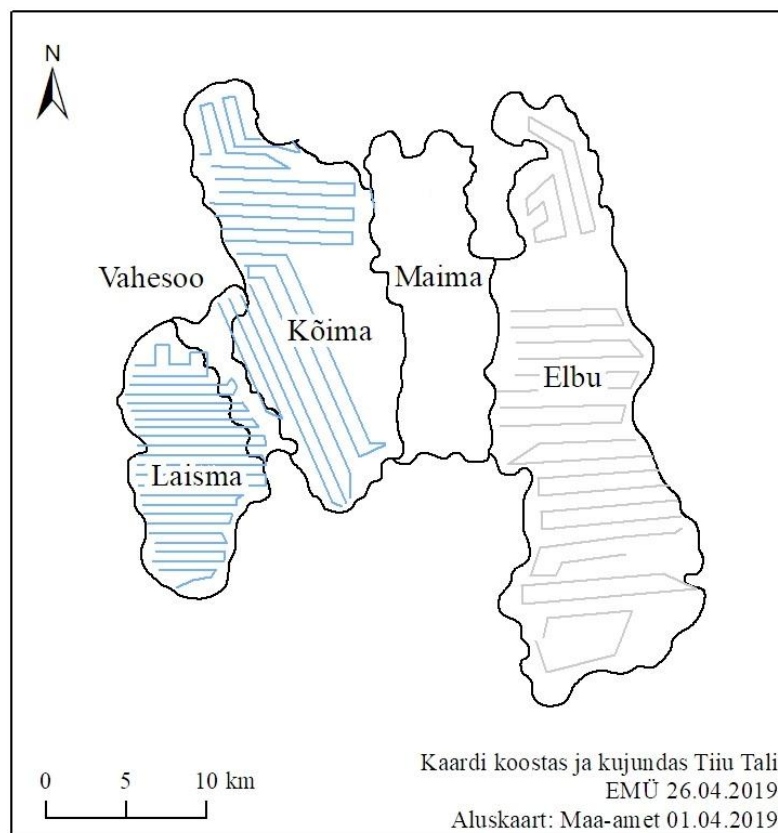
mitmekesisuse ja maastike seire allprogrammi “Madalsoode ja rabade linnustik” raames, mida koordineerib ja teostab Keskkonnaagentuur. Seire eesmärgiks on hinnata madalsoode ja rabade linnupopulatsioonide seisukorda ja linnuliikide arvukust, ning selgitada arvukuse muutuste põhjuseid (Madalsoode... s.a.).

Soode haudelinnustiku loendused viiakse läbi kõigis Eesti soodes intervalliga 10–15 aastat ning iga-aastaselt valitud püsiseirealadel (Nigula raba, Laisma raba) valdavalt 400 m (erandina 300–500 m) intervalliga loendusradadel ehk transektidel, kus loenduse käigus kaardistatakse kõik pesitsevad ja kohatud linnuliigid. Transektid on paigutatud üle kogu soomassiivi pinna, et tagada sooala kaetus loendustega. Haudelinnustiku loendamisel kasutatakse standardset ühekordset kaardistusmeetodit (Madalsoode... 2017). Välitööde loenduskaardile märgitakse kõik kontaktid territoriaalsete linnuliikidega 400 m ribal (200 m ühel pool ja 200 m teisel pool transekti) (vt loenduskaardi fragmenti lisas 1), samal ajal kui loendaja liigub mööda transekti. Loendusi viivad läbi kogenud linnuvaatlejad, kes tunnevad erinevaid linnuliike nii nende laulu, erinevate häälistsuste, välimuse kui ka lennupildi järgi. Loenduskaardi mõõtkavaks on 1:10 000, millele on märgitud loendustransekti kontuurjooned ja selle käänupunktid. Kaardile märgitud linnuliikide asukohad digitaliseeritakse hiljem kaardile kantud koordinaatvõrgu abil. Välitööd toimuvad olenevalt sootüübist kas 1. maist kuni 15. juunini (rabad) või 20. maist kuni 15. juunini (siirde- ja madalsood) pool tundi enne päikesetõusu kuni neli tundi pärast päikesetõusu. Välitööd viiakse läbi tuuletu või vaikse tuulega ja sademeteta ilmaga.

23. mai – 15. juuni 2011. a loendati haudelinnustikku Elbu rabas, mille alla kuulub kogu Nurme-Elbu-Maima soomassiiv (Madalsoode... 2011). Samal aastal loendati ka Laisma raba haudelinnustikku, kuid käesolevas töös kasutatakse Laisma raba haudelinnustiku kõige uuemaid kättesaadavaid andmeid (st 2017. a loendusandmeid). Elbu rabas loendati linde 500 m vahega transektidel (vt joonis 7), mis sobib paremini kurvitsaliste loendamiseks, kuid värvuliste loendusel võib anda alahinnangu (A. Leivits ja M. Leivits 2017). Loendused viisid läbi Jaak Tammekänd, Indrek Tammekänd ja Üllar Tammekänd.

11.–27. mail 2017. a viidi loendused läbi Laisma ja Kõima rabades (transektid vt joonis 7) (Madalsoode... 2017). 2017. a loendati osaliselt haudelinnustikku ka Maima rabas, kuid seda ei tehtud metodoloogiliselt, mistõttu magistritöös neid andmeid ei kasutatud. Loendused viisid läbi Agu Leivits, Meelis Leivits, Alar Soppe, Indrek Tammekänd ja Jaak

Tammekänd. Loendatud haudepaaride esinemine Lavassaare soostiku rabades ja vahesoo on ära toodud lisades 2–5.



Joonis 7. Lavassaare soostiku rabades tehtud haudelinnustiku 2011. a (hallid jooned) ja 2017. a (sinised jooned) seire transektide paiknemine (Madalsoode... 2011, 2017)

Käesolevas töös kasutati antud seirete loendusandmetest järgmiste soos pesitsevate kahlajate haudepaaride andmeid: rüüt (*Pluvialis apricaria*), kiivitaja (*Vanellus vanellus*), väikekoovitaja (*Numenius phaeopus*), mustsaba-vigle (*Limosa limosa*), mudatilder (*Tringa glareola*), punajalg-tilder (*Tringa totanus*) ja tikutaja (*Gallinago gallinago*). Lisaks kasutati analüüsis ka nende liikide andmeid, kes sooladel võivad olla dominantliikideks: sookiur (*Anthus pratensis*), põldlõoke (*Alauda arvensis*) ja metskiur (*Anthus trivialis*). Viimase liigi arvukus hakkab tavaliselt tõusma puistavas soos (Madalsoode... 2017). Analüüsist jäid välja suurkoovitaja (*Numenius arquata*), tutkas (*Calidris pugnax*), soorüdi (*Calidris alpina*), metstilder (*Tringa ochropus*), heletilder (*Tringa nebularia*) ja mudanepp (*Limnocyptes minimus*), sest nimetatud liigid esinevad uuritavas soostikus vähearvukalt ja seega on valim mudeli koostamiseks liiga väike. Programmiga ArcGIS (ESRI 2015) seoti

töövahendi *Spatial Join* abil uuritavate liikide haudepaarid 500 x 500 m ruutudega, kus haudepaari kohati.

2.3. Andmete statistiline analüüs

Lindude arvukuse modelleerimisel kasutati uuenduslikku masinõppe meetodit nimetusega võimendatud regressioonipuu (BRT – *Boosted Regression Trees*). Nimetatud meetodiga seoti 500 x 500 m suurusega ruutudel registreeritud haudepaaride arv ruutudele arvutatud elupaigatunnustega ja saadud mudeliga prognoositi uuritavate liikide arvukus nii 1959. a kui ka 2017. a soolupaikadele. Analüüside teostamiseks kasutati statistikaprogrammis R ver. 3.5.3. (R Core Team 2019) 'gbm' (*generalized boosted regression models*) paketti (Greenwell *et al.* 2019), mis põhineb võimendatud regressioonipuu (edaspidi BRT) algoritmil. BRT kasutamist liikide leviku modelleerimiseks on kirjeldanud Elith jt (2008, 2017) ja Miller jt (2013). BRT analüüsi kasuks otsustati seetõttu, et see võimaldab kirjeldada keerukaid ja mitteparameetrilisi seoseid paljudest elupaigatunnustest ning ei sea eeldusi andmete statistilise jaotuse osas. Sarnaselt paljude masinõppe meetoditega (nt MAXENT) võimaldab BRT kõigist mudelisse sisestatud elupaigatunnustest välja valida just need kõige olulisemad elupaigatunnused ning nende kõikvõimalikud kombinatsioonid, mis argumenttunnust kõige paremini seletavad.

Mudeli koostamisel kasutati argumenttunnusena (*response*) uuritava linnuliigi haudepaaride arvu ruudul, funktsioontunnustena (*predictor*) elupaigatunnuseid, milleks olid pidevad tunnused (lageraba, älvestiku, puurinde osakaalu %) ja faktortunnused (veekogu, puistu ja sooniku olemasolu binaartunnusena 1/0). Mudeli koostamisel kasutati nii 2011. a kui ka 2017. a loendusandmeid. Regressioonipuu maksimaalseks keerukuseks (*tree complexity*) valiti 5, õppimiskiiruseks (*learning rate*) 0,001 ja vaatluste osakaaluks muutuja valimisel (*bag fraction*)³ 0,5, jaotusfunktsioonina Poissoni jaotust. Mudeli loomiseks ja selle hindamiseks kasutab algoritm mitmekordset ristvalideerimist (*v-fold*

³ juhuslikult valitud murdosa mudeli koostamiseks kasutatud vaatlustest, mille kaudu arvutatakse regressioonipuu järgmine haru ja mis toob mudeli sobitamisel sisse juhuslikkuse. Juhul kui vaatluste osakaaluks muutuja valimisel on määratud < 1 , siis sama mudeli mitmekordsel R-is jooksutamisel saame veidi erinevad tulemused, mis on küll suures osas sarnased (Greenwell *et al.* 2019).

cross validation) funktsiooniga *gbm.step*. Saadud mudeliga prognoositi vastavalt 2017. a ja 1959. a elupaigaandmetele tuginedes uuritavate linnuliikide haudepaaride arvud 2017. a ja 1959. a seisuga Lavassaare soostikus.

3. TULEMUSED

3.1. Mudeli ennustusvõime

Mudeli ennustusvõime täpsust saab hinnata mudeli keskmise jääkhälbe ja mitmekordse ristvalideerimise keskmise hälbe kaudu (vt tabel 3). Mudeli keskmine jääkhälve näitab prognoositud ja loendatud arvukushinnangu vastavust: ideaalselt sobituva mudeli keskmine jääkhälve peaks olema 1,0. Kõige paremini sobitub mudel värvuliste (eeskätt metskiuru) andmetele. Mitmekordse ristvalideerimise keskmise hälbe ja selle standardvea aluseks on igal ristvalideerimisel arvutatud statistikud. Ka ristvalideerimise keskmise hälbe kaudu saab hinnata mudeli ennustusvõimet, kus ideaalselt sobituva mudeli korral keskmine hälve = 1,0. Kui väärtused on suuremad kui 1,0, siis see võib viidata andmestikust pärinevale heterogeensusele, mida pole mudeliga seletatud. Tulemused on sarnased mudeli keskmiste jääkhälvetega, andes täpseima prognoosi värvulistele. Tabelist nähtub, et prognoositäpsus sõltub ka valimi suurusest, sest loendatud väiksema arvukushinnanguga liikide puhul (nt punajalg-tilder, mustsaba-vigle, tikutaja) on mudeli prognoositäpsus väiksem. Võimalik, et kahvajate mudelprognooside puhul võib madalam prognoositäpsus tuleneda ka valitud elupaigatunnustest, nende kaardistamise täpsusest või muudest andmetest tulenevatest teguritest. BRT meetodil mudeli loomisel on võimalik ka katsetada õppimiskiiruse (*learning rate*) ja puu keerukuse (*tree complexity*) erinevate väärtustega, et saada täpsemini ennustav mudel. Magistritöös aga loodi mudelid kõikidele liikidele ühesuguse õppimiskiiruse ja regressioonipuu keerukuse väärtusega.

Tabel 3. Võimendatud regressioonipuu algoritmiga iga liigi kohta loodud mudeli keskmine jääkhälve (*rdev* – *mean residual deviance*), mitmekordse ristvalideerimise keskmine hälve (*cvdev* – *estimated cross validation deviance*), standardviga (*cvdevse* – *estimated cross validation deviance standard error*) ja loendustel saadud haudepaaride arvukushinnang

Liik	Ld k	<i>rdev</i>	<i>cvdev</i>	<i>cvdevse</i>	Loendused
Rüüt	<i>Pluvialis apricaria</i>	0.449719	0.569559	0.028597	338
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	0.436346	0.516436	0.055121	215
Väikekoovitaja	<i>Numenius phaeopus</i>	0.296985	0.387007	0.035776	104
Mustsaba-vigle	<i>Limosa limosa</i>	0.307737	0.346592	0.052537	60
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	0.457161	0.521065	0.0521	112

Tabeli 3 järg

Liik	Ld k	rdev	cvdev	cvdevse	Loendused
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	0.246044	0.330681	0.053498	84
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	0.315956	0.348493	0.061129	46
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	0.865578	1.062745	0.077679	571
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	0.724381	0.920777	0.079816	612
Põldlõoke	<i>Alauda arvensis</i>	0.718282	0.866919	0.076214	727

3.2. Haudepaaride arvukushinnangud Lavassaare soostikus ja selle rabade lõikes

Saadud mudeliga prognoositud 2017. a kahlajate arvukushinnang kogu Lavassaare soostiku kohta on võrreldes loendustega saadud arvukushinnanguga madalam (tabel 4). Prognoositud 1959. a arvukushinnangud kogu Lavassaare soostiku kohta on enamike liikide puhul kõrgemad võrreldes 2017. a prognoosiga, madalam on vaid kahe liigi (tikutaja ja metskiur) mudeldatud 1959. a arvukushinnangud.

Tabel 4. Haudepaaride arv loenduste ning 2017. a ja 1959. a mudelprognoosi järgi Lavassaare soostikus kokku

Liik	Ld k	Loendused	2017. a prognoos	1959. a prognoos
Rüüt	<i>Pluvialis apricaria</i>	338	310	489
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	215	181	282
Väikekoovitaja	<i>Numenius phaeopus</i>	104	69	96
Mustsaba-vigle	<i>Limosa limosa</i>	60	21	30
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	112	75	90
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	84	35	48
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	46	27	24
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	571	534	383
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	612	578	935
Põldlõoke	<i>Alauda arvensis</i>	727	703	1095

Loendustel saadud ja prognoositud arvukushinnanguid võrreldi ka erinevate soolade lõikes Lavassaare soostikus: Laisma raba, Laisma-Kõima vahesoo, Kõima raba, Maima raba, Elbu raba (tabelid 5–9).

Laisma rabas (tabel 5) tehtud loendustulemused näitavad antud soolupaiga esinduslikkust, sest lagerabasad asustavate kahlajaliikide arvukus on kõrge. Samas Laisma rabas pesitsevate lindude 2017. a prognoositud haudepaaride arvukushinnangud on võrreldes

loendustega oluliselt madalamad, v.a sookiurule pakutud arvukushinnang. Ka 1959. a prognoos annab mitmete liikide osas madalama hinnangu võrreldes 2017. a loendustega, kuid samas kõrgema hinnangu kui 2017. a prognoos. Väga väikese arvukushinnangu pakub mudel mustsaba-viglele, andes tulemuseks 4 haudepaari, samas kui 2017. a on loendatud Laisma rabas 39 haudepaari. Vähemalt kaks korda väiksemad hinnangud annab mudel ka väikekoovitajale ja mudatildrile, neli korda väiksemad hinnangud punajalg-tildrile.

Tabel 5. Haudepaaride arv loenduste ning 2017. a ja 1959. a mudelprognoosi järgi Laisma rabas

Liik	Ld k	Laisma raba		
		2017. a loendus	2017. a prognoos	1959. a prognoos
Rüüt	<i>Pluvialis apricaria</i>	73	55	72
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	60	31	43
Väikekoovitaja	<i>Numenius phaeopus</i>	45	15	17
Mustsaba-vigle	<i>Limosa limosa</i>	39	4	4
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	48	13	14
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	41	8	10
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	17	4	3
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	159	101	63
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	93	94	135
Põldlõoke	<i>Alauda arvensis</i>	141	116	156

1959. a Laisma-Kõima vahesoole (tabel 6) mudeldati veidi kõrgemad haudepaaride arvukushinnangud rüüdale, sookiurule ja põldlõokesele. Mudatildrile prognoositi nii 1959. a kui ka 2017. a kohta üks haudepaar, samas aga loendatega saadi viis haudepaari.

Tabel 6. Haudepaaride arv loenduste ning 2017. a ja 1959. a mudelprognoosi järgi Laisma-Kõima vahesoos

Liik	Ld. k	Laisma-Kõima vahesoo		
		2017. a loendus	2017. a prognoos	1959. a prognoos
Rüüt	<i>Pluvialis apricaria</i>	0	1	2
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	1	1	1
Väikekoovitaja	<i>Numenius phaeopus</i>	0	0	0
Mustsaba-vigle	<i>Limosa limosa</i>	0	0	0
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	5	1	1
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	0	0	0
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	10	1	1
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	52	30	25
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	1	2	5
Põldlõoke	<i>Alauda arvensis</i>	0	2	5

Sarnaselt Laisma rabale prognoosis mudel ka Kõima raba 2017. a seisule vähemalt kahelajate osas madalamad haudepaaride arvukushinnangud võrreldes loendustega (tabel 7), samas kui kõrgem prognoos anti värvuliste (põldlõoke, sookiur ja metskiur) osas. 1959. a prognoos võrreldes 2017. a prognoosiga annab oodatult paremad arvukushinnangud, kuid võrreldes 2017. a loendustulemustega pakub mudel 1959. a seisule sisuliselt samal arvul haudepaare rüüdale, kiivitajale ja metskiurule. Madalamad arvukushinnangud võrreldes 2017. a loendustega antakse väikekoovitajale, mustsaba-viglele (peaaegu kaks korda madalam), punajalg-tildrile, tikutajale ja metskiurule. Samas sookiuru ja põldlõokese mudeldatud arvukus 1959. a kohta on pea 100 haudepaari kõrgem võrreldes 2017. a loendustel saadud arvuga.

Tabel 7. Haudepaaride arv loenduste ning 2017. a ja 1959. a mudelprognoosi järgi Kõima rabas

Liik	Ld. k	Kõima raba		
		2017. a loendus	2017. a prognoos	1959. a prognoos
Rüüt	<i>Pluvialis apricaria</i>	150	126	160
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	94	73	98
Väikekoovitaja	<i>Numenius phaeopus</i>	43	26	31
Mustsaba-vigle	<i>Limosa limosa</i>	18	8	9
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	47	24	29
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	34	12	16
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	13	7	7
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	107	132	96
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	162	212	277
Põldlõoke	<i>Alauda arvensis</i>	251	275	345

Maima rabas loenduse haudepaaride hinnangud puuduvad (tabel 8). Oodatult prognoosib mudel 1959. a soolupaikadele kõrgema haudepaaride arvu kui 2017. a seisule, sh rüüdale kui raba seisundi indikaatorliigile üle nelja korra kõrgema arvukuse. Teiste kahelajate arvukushinnangute prognoos on pigem tagasihoidlik.

Tabel 8. Haudepaaride arv 2017. a ja 1959. a mudelprognoosi järgi Maima rabas

Liik	Ld. k	Maima raba		
		Loendus	2017. a prognoos	1959. a prognoos
Rüüt	<i>Pluvialis apricaria</i>	-	7	30
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	-	5	10
Väikekoovitaja	<i>Numenius phaeopus</i>	-	1	3
Mustsaba-vigle	<i>Limosa limosa</i>	-	1	2
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	-	5	7
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	-	0	0
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	-	4	4

Tabeli 8 järg

Liik	Ld. k	Loendus	2017. a prognoos	1959. a prognoos
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	-	57	71
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	-	25	76
Põldlööke	<i>Alauda arvensis</i>	-	26	84

Elbu rabas on sarnaselt Maima rabaga kõige enam kasvanud turbatootmisalade pindala (joonis 2 lk 24) ning soolupaigad seetõttu kas kadunud või kahjustunud, mis väljendub ka prognoositud haudepaaride arvus (tabel 9): 1959. a prognoos on võrreldes nii 2017. a loenduste kui ka sama aasta prognoosiga pea kaks korda kõrgem kõikide kahlajate osas, v.a tikutaja. Sookiuru ja põldlööke 1959. a prognoos on pea 200 haudepaari kõrgem kui 2017. a prognoos ja metskiuru prognoos seevastu umbes 100 haudepaari vähem (tabel 9).

Tabel 9. Haudepaaride arv loenduse ning 2017. a ja 1959. a mudelprognoosi järgi Elbu rabas

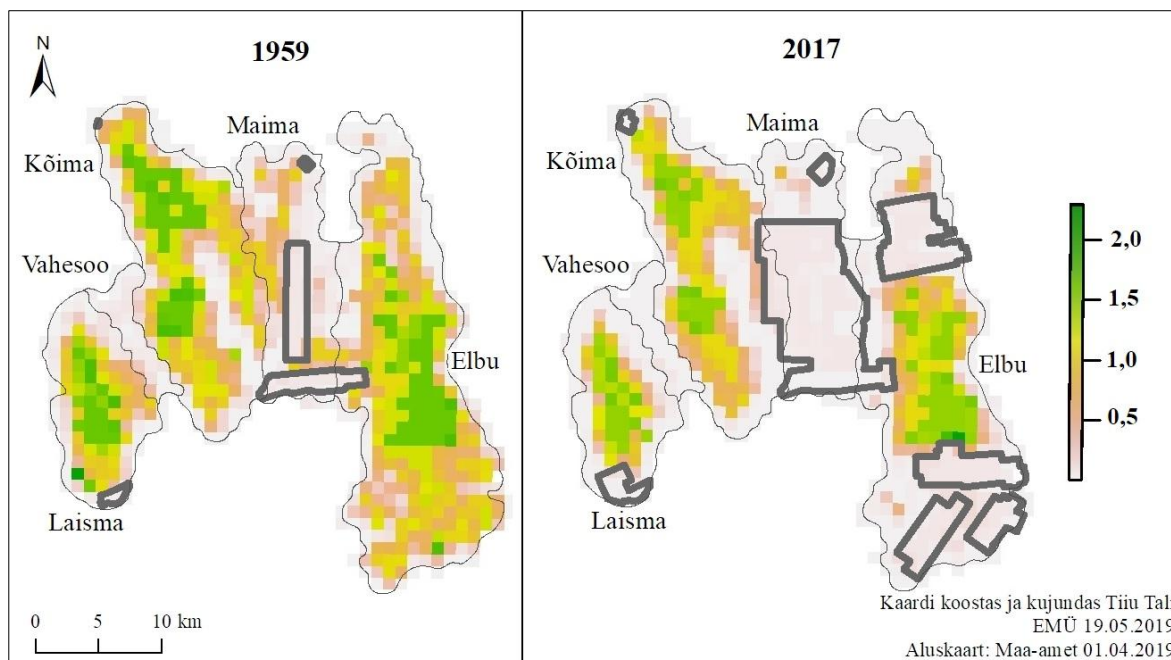
Liik	Ld. k	Elbu raba		
		2011. a loendus	2017. a prognoos	1959. a prognoos
Rüüt	<i>Pluvialis apricaria</i>	115	122	224
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	60	71	130
Väikekoovitaja	<i>Numenius phaeopus</i>	16	26	45
Mustsaba-vigle	<i>Limosa limosa</i>	3	9	15
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	12	31	39
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	9	15	22
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	6	11	10
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	253	214	128
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	356	244	442
Põldlööke	<i>Alauda arvensis</i>	335	284	505

3.3. Kahlajate haudepaaride tiheduskaardid

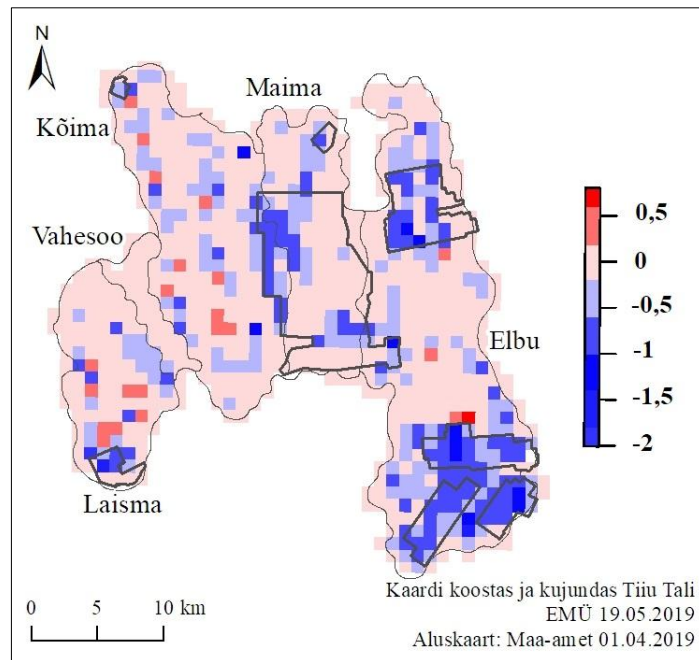
Järgnevalt on ära toodud iga analüüsitud kahlajaliigi (rüüt, kiivitaja, väikekoovitaja, mustsaba-vigle, mudatilder, punajalg-tilder ja tikutaja) mudeldatud asustustiheduse kaardid (haudepaari/25 ha kohta) 1959. a ja 2017. a kohta. Lisaks on esitatud 2017. ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahet ning 2017. a prognoositud ja sama aasta loendatud haudepaaride arvu vahet illustreerivad kaardid. 2017. ja 1959. prognooskaartide vahe näitab liigi elupaigas toimunud muutuseid, mille põhjal saab teha järeldusi muutuste põhjuse kohta. Viimase loendustulemuse ja 2017. aasta mudelprognoosi vahe näitab, kas käesoleval ajal on teatud soo-osades linde keskmiselt vähem või rohkem. Selle põhjal saab

eristada soo-osad, kus samades elupaigatingimustes on lindude arvukus tulenevalt turbakaevandusest või muudest mõjudest tulenevalt väiksem või suurem.

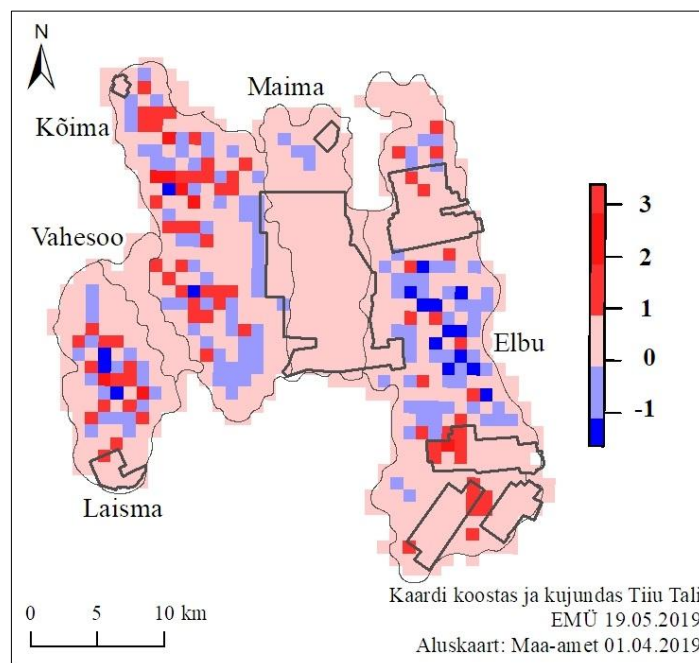
Rüüda (*Pluvialis apricaria*) prognoositud levik Lavassaare soostikus on ootuspärane (vt joonis 8): 1959. a Lavassaare soostikus prognoositakse Elbu rabas kõrgemat ja ruumiliselt laiemat asustustihedust kui 2017. aastal, kattes turbakaevandusest siis veel kahjustamata alasid. Samas Maima rabas ja Elbu raba lõunapoolsel osal rüüda 1959. a asustustihedus ei ole kuigivõrd kõrge, mis on tingitud nendel aladel älveraba vähesusest (älveraba ulatust vt joonis 5 lk 27). Rüüda 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe (joonis 9) Lavassaare soostikus näitab tinglikult ka nende soolupaikade ulatust, kus antud liigi jaoks on pesitsustingimused halvenenud ning prognoositud haudepaaride arv langenud: Elbu raba põhja- ja lõunaosa, Maima raba idaosa. Tähelepanu tasub pöörata joonisele 10. Selle kohaselt on viimane 2017. a loendustulemus Kõima rabas suurem mudelprognoosist ja Elbu rabas väiksem mudelprognoosist. See viitab asjaolule, et kuigi Elbu raba keskosa on elupaigatingimuste poolest sarnane Kõima rabaga, siis loendustulemused kinnitavad asjaolu, et Kõima rabas on haudepaare tegelikkuses rohkem ja Elbu keskosas jällegi vähem. See viitab asjaolule, et Elbu keskosa elupaiga sobivus rüüdale on mingil põhjusel kesisem.



Joonis 8. Rüüda (*Pluvialis apricaria*) prognoositud haudepaaride arv 25 ha kohta 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab 2017. a turbakaevandusalade piire



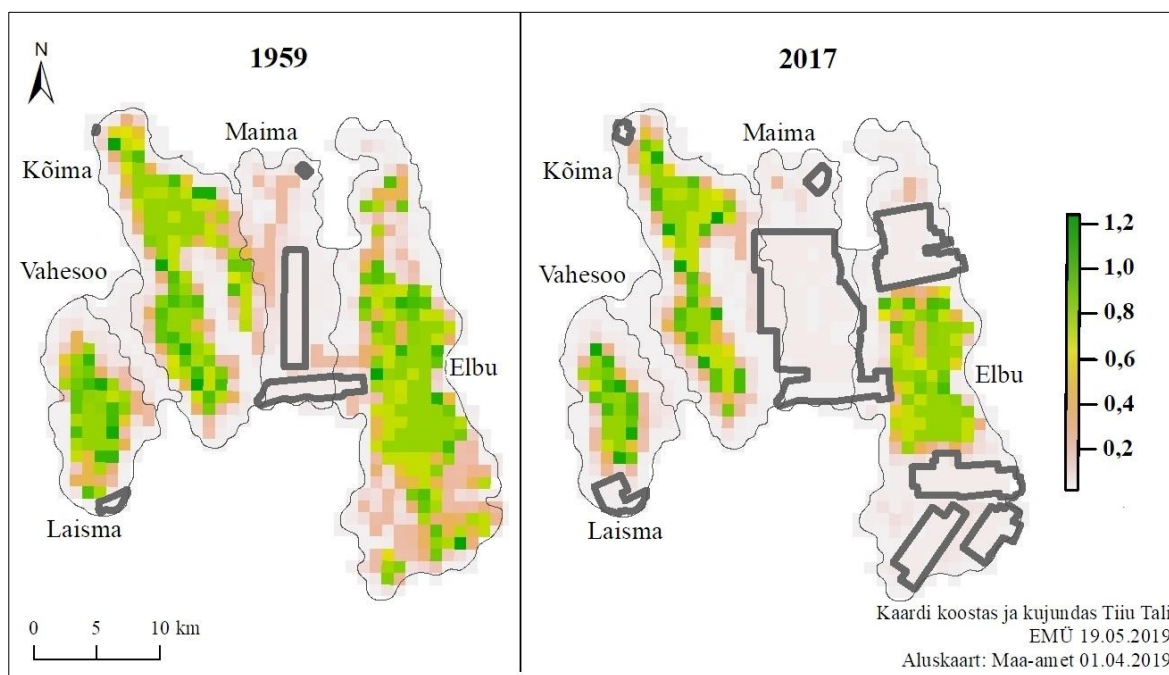
Joonis 9. Rüüda (*Pluvialis apricaria*) prognoositud 2017. a ja 1959. a haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab 2017. a turbakaevandusalade piire⁴



Joonis 10. Rüüda (*Pluvialis apricaria*) 2017. a loendatud ja prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab 2017. a turbakaevandusalade piire⁵

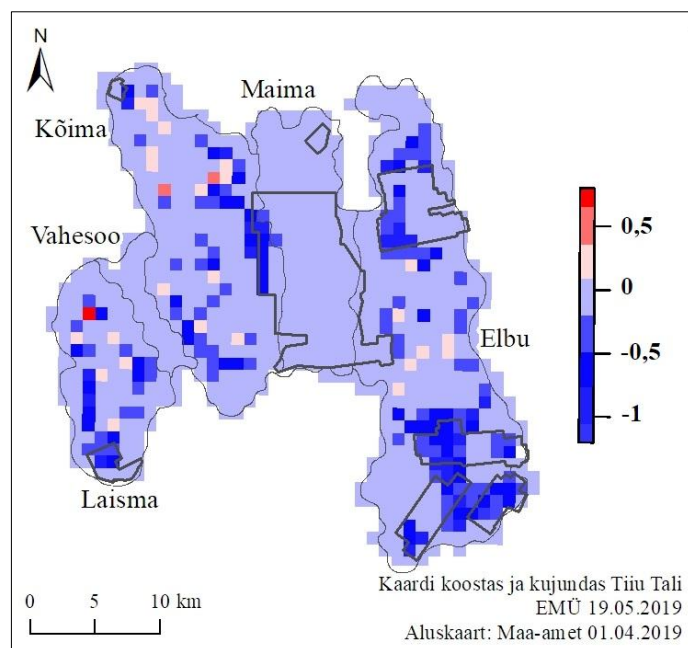
⁴ Positiivne väärtus tähistab alasid, kus 2017. a mudelhinnang annab kõrgema haudepaaride arvu võrreldes 1959. a mudelhinnanguga. Negatiivne väärtus tähistab alasid, kus 2017. a mudelhinnang annab madalama haudepaaride arvu võrreldes 1959. a mudelhinnanguga.

Kiivitaja (*Vanellus vanellus*) prognoositud asustuse ruumiline jaotus 1959. ja 2017. a on sarnane rüüdale (joonis 11), ehkki asustustihedus on madalam. Sarnasused kajastuvad ka 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahes (joonis 12) ning 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahes (joonis 13). 58 aasta jooksul on oluliselt vähenenud kiivitajate haudepaaride arv Elbu raba lõuna- ja põhjapoolses osas, osaliselt ka Maima rabas.

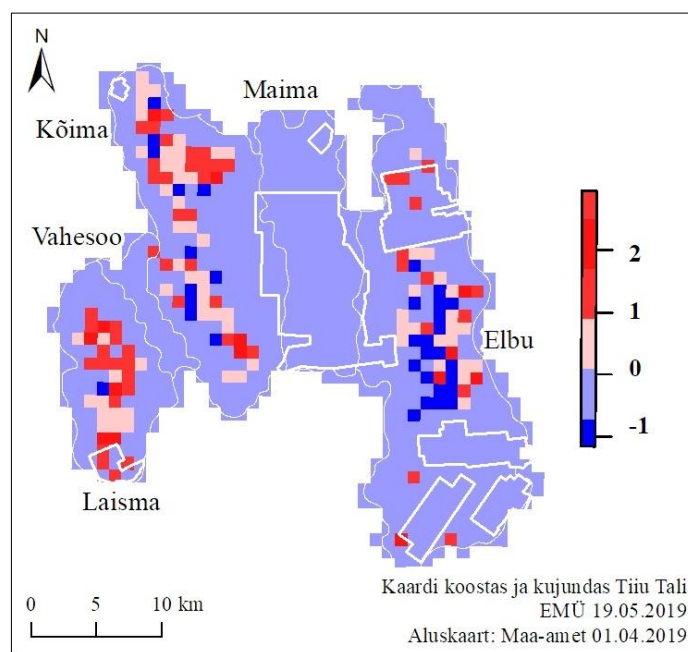


Joonis 11. Kiivitaja (*Vanellus vanellus*) prognoositud haudepaaride arv 25 ha kohta 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

⁵ Positiivne väärtus tähistab alasid, kus loendustega on saadud suurem haudepaaride arv võrreldes 2017. a mudelhinnanguga. Negatiivne väärtus tähistab alasid, kus loendustega on saadud väiksem haudepaaride arv võrreldes 2017. a mudelhinnanguga.



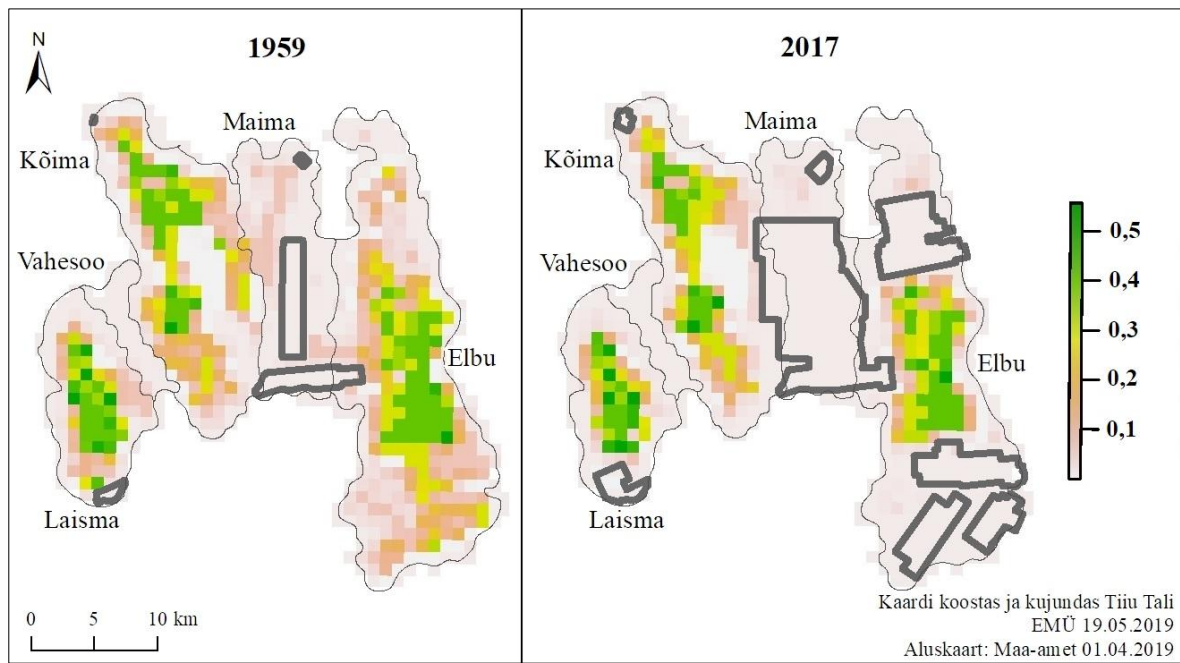
Joonis 12. Kiivitaja (*Vanellus vanellus*) 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab 2017. a turbakaevandusalade piire



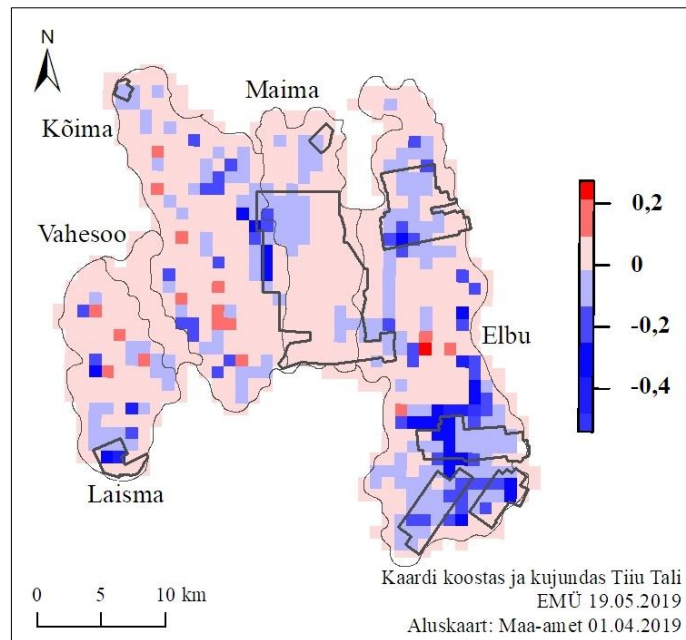
Joonis 13. Kiivitaja (*Vanellus vanellus*) 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

Väikekoovitaja (*Numenius phaeopus*) prognoositud asustusala on sarnane lagerabaside ja älvestikke eelistavate kahlejatega (joonist 14). 1959. a ja 2017. a prognoositud

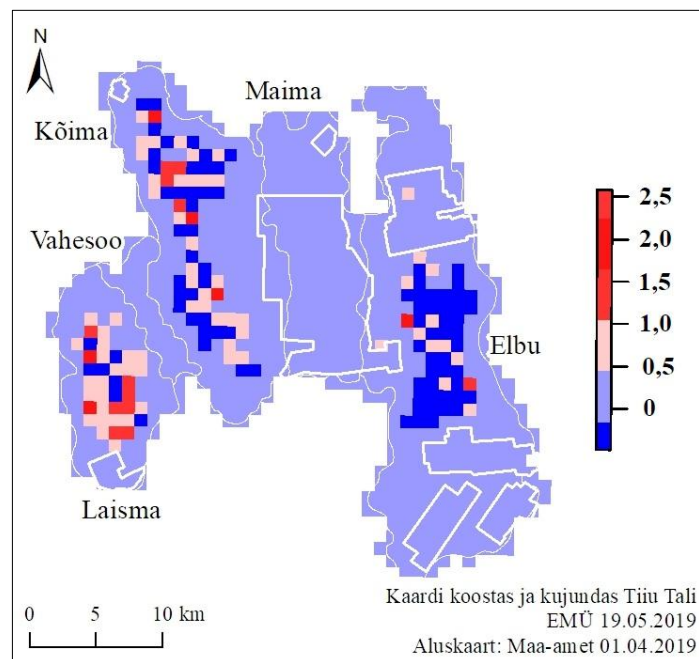
haudepaaride arvu vahe (joonis 15) näitab taaskord seda, et Elbu raba, iseäranis selle lõunapoolne osa, ja Maima raba soolupaigad on liigi jaoks halvenenud. Loendustulemuste ja sama aasta prognoosi vahe on sarnane teiste kahlajatega: loendused on andnud suurema haudepaaride arvu Laisma rabas ja väiksema haudepaaride arvu Elbu rabas (joonis 16).



Joonis 14. Väikekoovitaja (*Numenius phaeopus*) prognoositud haudepaaride arv 25 ha kohta 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

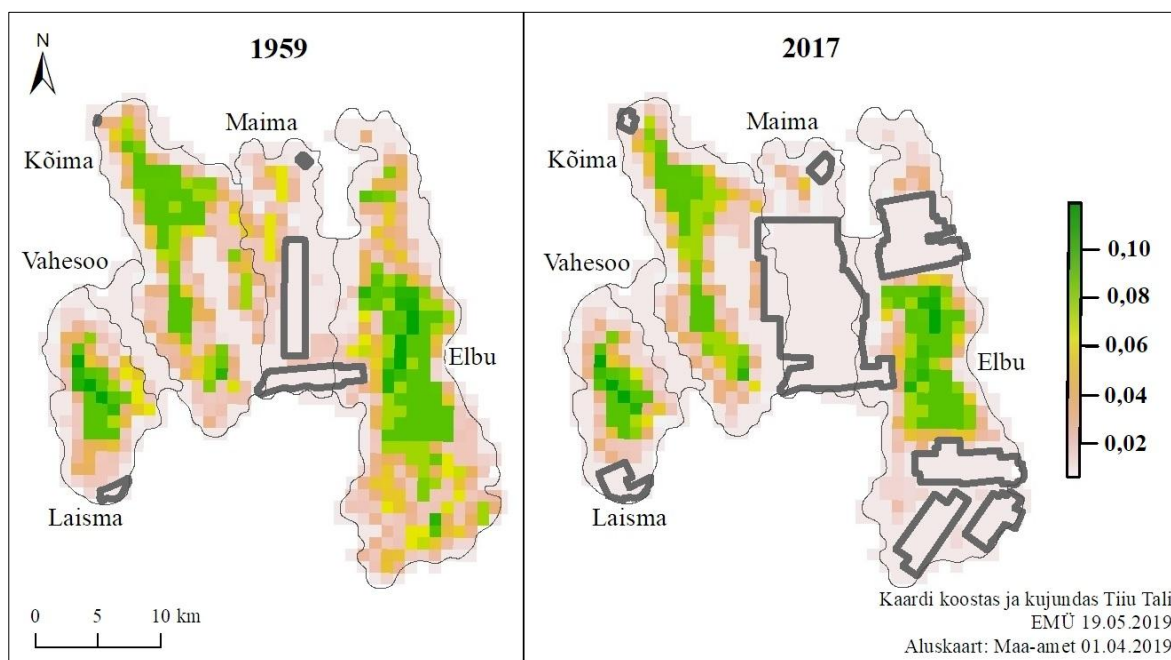


Joonis 15. Väikekoovitaja (*Numenius phaeopus*) 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

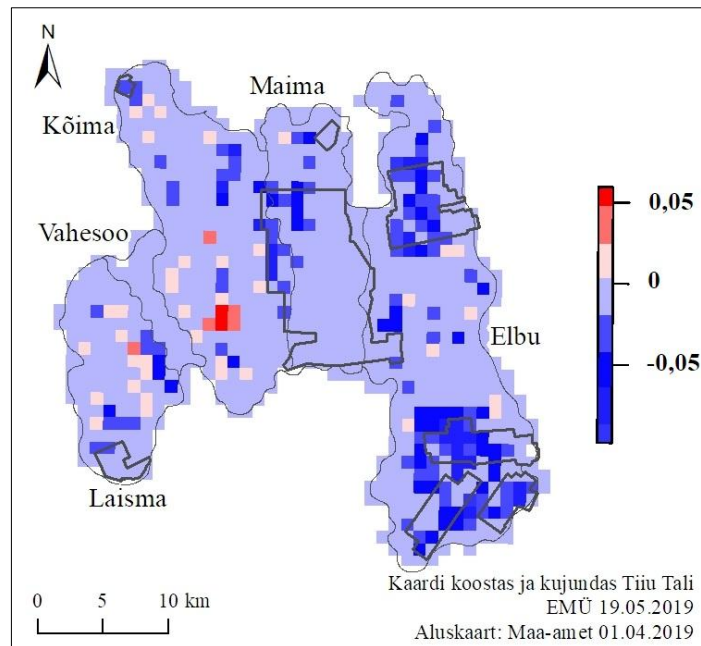


Joonis 16. Väikekoovitaja (*Numenius phaeopus*) 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

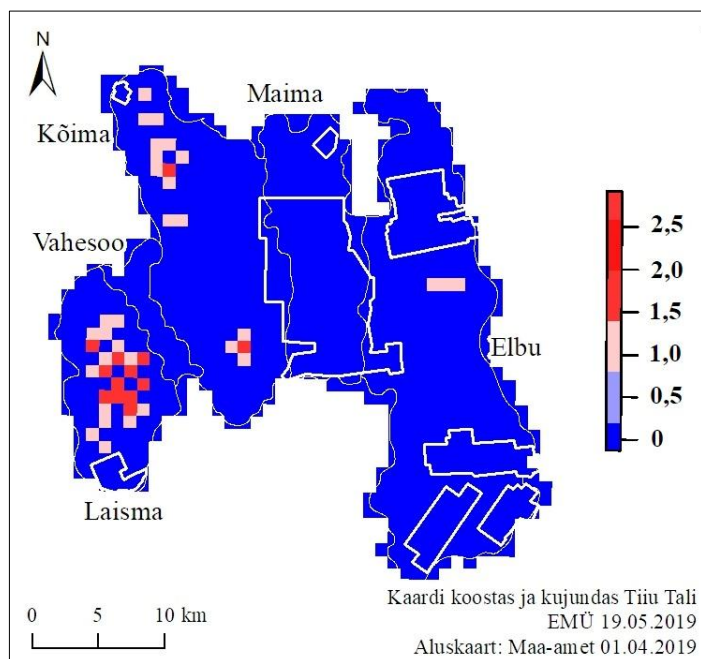
Mustsaba-vigle (*Limosa limosa*) prognoositud asustustihedus 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus on madal (joonis 17). Liik asustab samu sooelupaiku nagu rüüt ja kiivitaja, olles seotud lagedate älverabadega. 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe on negatiivne sarnaselt rüüdale ja kiivitajale Elbu raba põhja- ja lõunaosas ning Maima rabas (joonis 18). 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe on väike (joonis 19), mis viitab loenduse klappimisele mudeliga.



Joonis 17. Mustsaba-vigle (*Limosa limosa*) prognoositud haudepaaride arv 25 ha kohta 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire



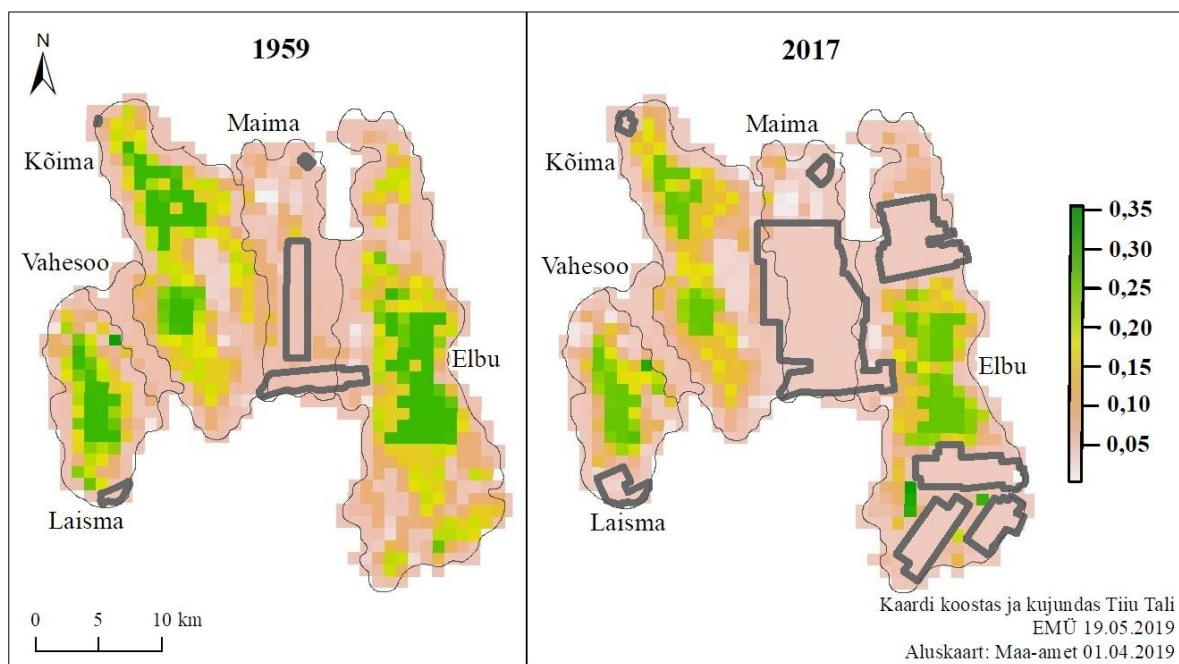
Joonis 18. Mustsaba-vigle (*Limosa limosa*) 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire



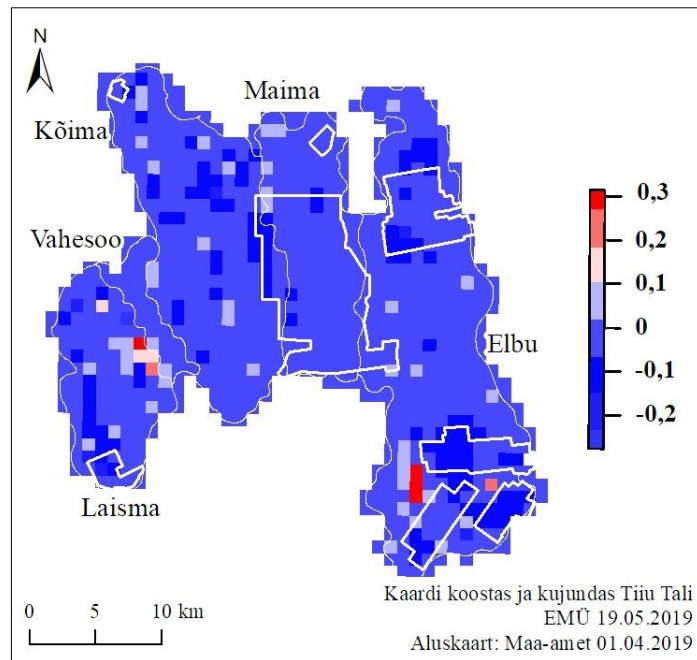
Joonis 19. Mustsaba-vigle (*Limosa limosa*) 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

Mudatildri (*Tringa glareola*) prognoositud asustus Lavassaare soostikus näitab sarnast pilti lagerabaside eelistavate kahlajatega (joonis 20), samas on mudatildri elupaigavalik

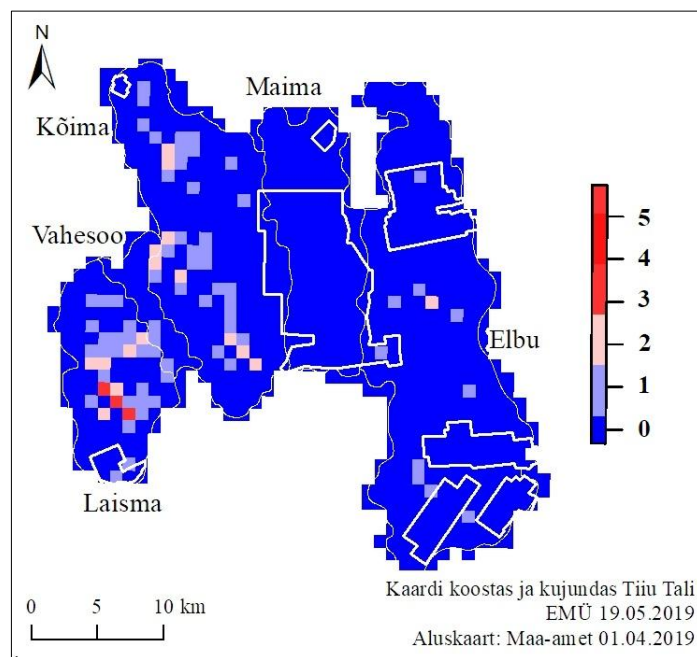
võrreldes klassikaliste lagerabade kahlajatega vähem spetsialiseerunud ning mudatilder võib asustada kogu soostiku ala (kaardil ei ole näha suuremaid halle alasid, mis vastavad prognoositud 0 väärtusele) ning selles osas sarnaneb prognoositud asustustiheduse kaart tikutajaga. 1959. a prognoositud asustustihedus on veidi kõrgem võrreldes 2017. aasta asustustihedusega, iseäranis Elbu rabas. 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe järgi on enim halvenenud Elbu raba lõunapoolses osas asuvates soolupaikades (joonis 21). 2017. a loendustel on saadud Laisma ja Kõima rabas veidi kõrgem arvukushinnang võrreldes mudelprognoosiga (joonis 22), kuid vahe on väike. Mujal rabades loendusandmete ja mudelprognoosi vahel erinevusi ei ole.



Joonis 20. Mudatildri (*Tringa glareola*) prognoositud haudepaaride arv 25 ha kohta 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire



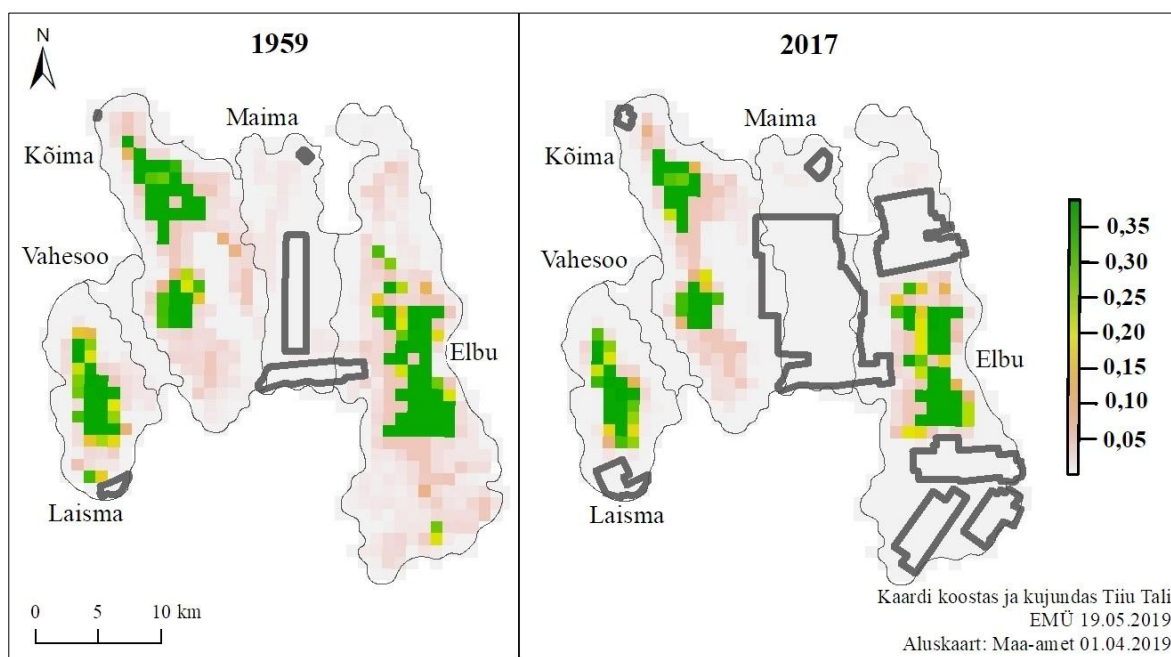
Joonis 21. Mudatildri (*Tringa glareola*) 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire



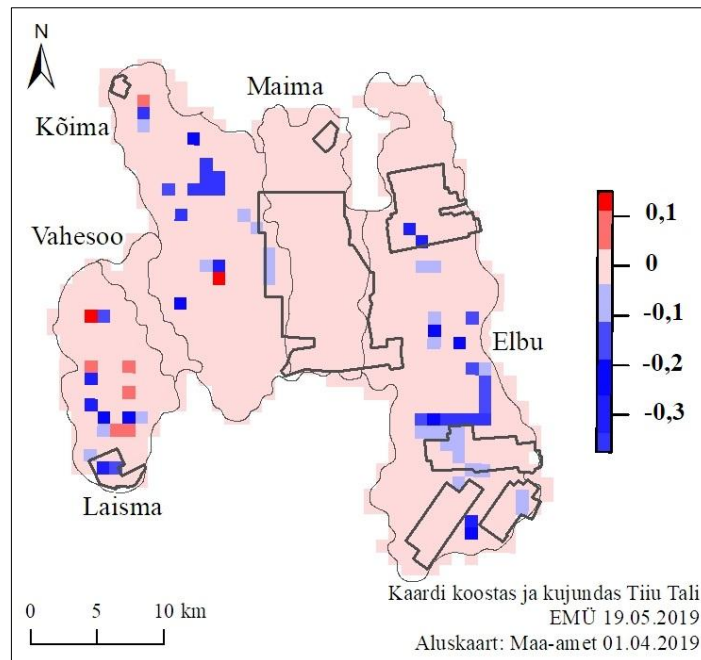
Joonis 22. Mudatildri (*Tringa glareola*) 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

Punajalg-tildri (*Tringa totanus*) prognoositud asustustiheduse kaardid näitavad liigi selget eelistust lagerabade ja älvestike osas (joonis 23, nimetatud elupaigatunnused asuvad

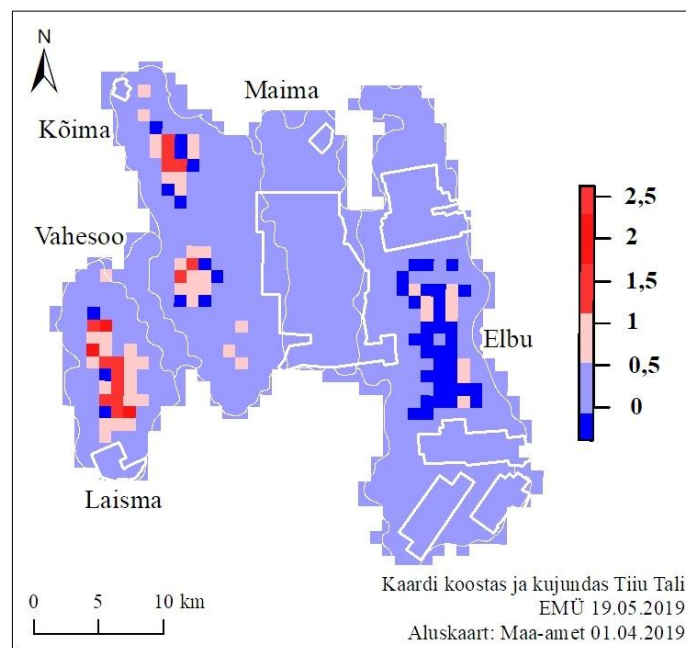
joonistel 4–5 lk 26–27). 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe (joonis 24) näitab prognoositud arvukuse kahanemist Elbu ja Kõima rabas ning tõusu Laisma rabas. 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe (joonis 25) näitab taaskord loendustel saadud kõrgemat arvukushinnangut Laisma rabas ja madalamat arvukushinnangut Elbu rabas võrreldes 2017. a mudelprognoosiga.



Joonis 23. Punajalg-tildri (*Tringa totanus*) prognoositud haudepaaride arv 25 ha kohta 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire



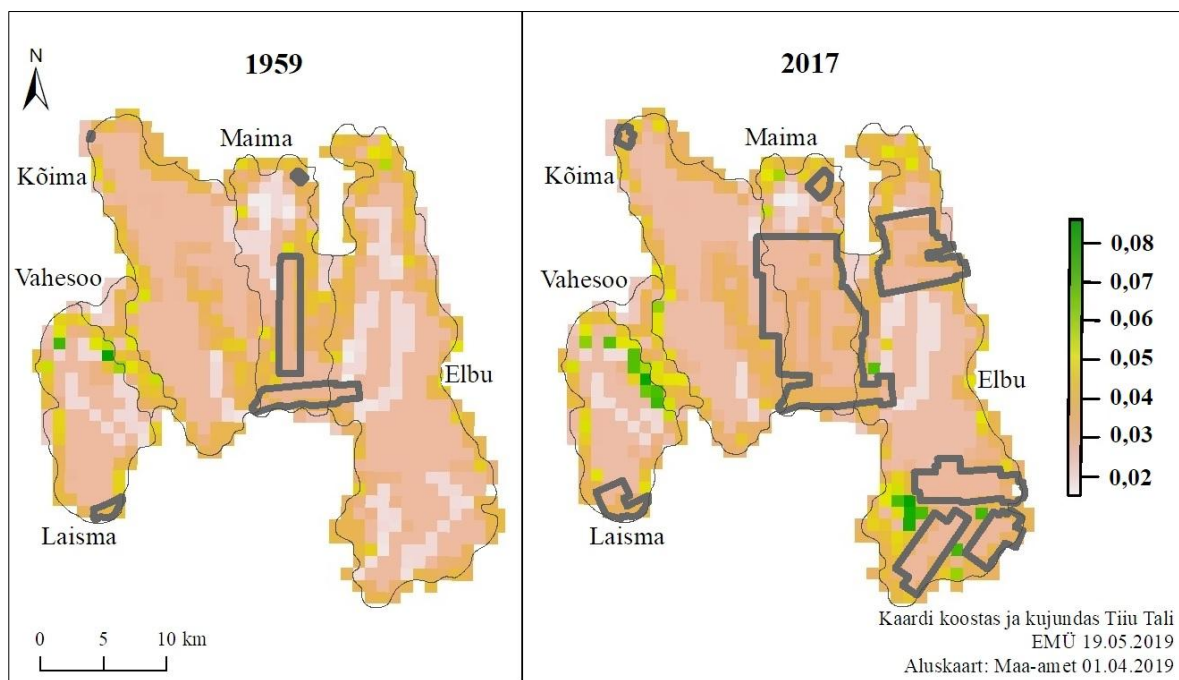
Joonis 24. Punajalg-tildri (*Tringa totanus*) 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire



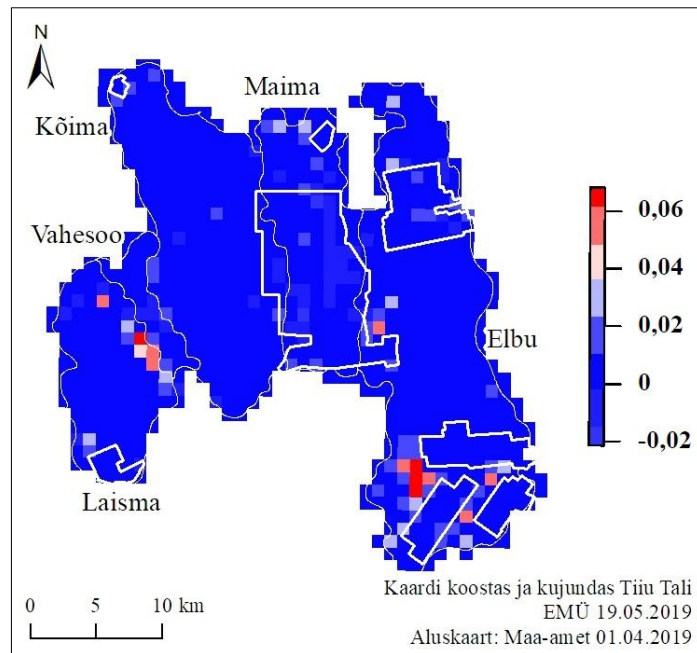
Joonis 25. Punajalg-tildri (*Tringa totanus*) 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

Tikutaja (*Gallinago gallinago*) elupaigaeelistused on erinevad võrreldes rüüda ja kiivitajaga, liik eelistab pigem siirde- ja madalsoid kui lagerabasid või älvestikke (Aua

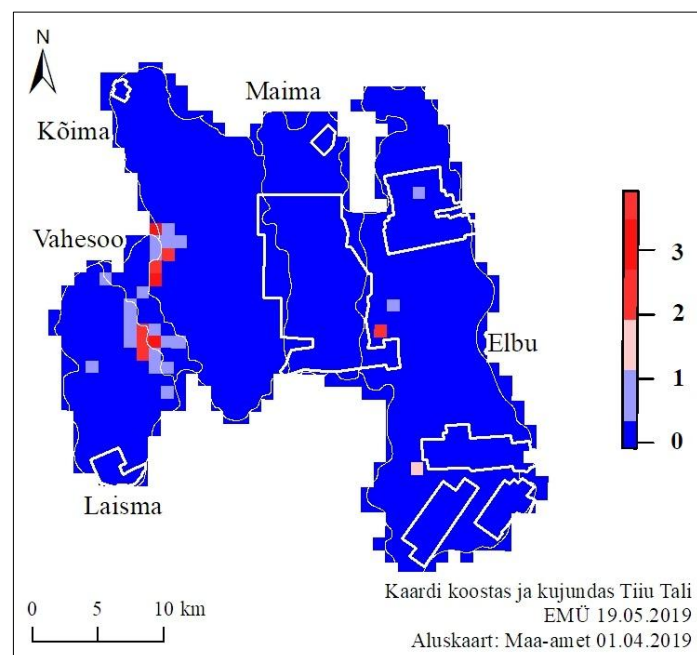
2018c: 206). Lisaks on tiheduskaardilt näha, et liigi asustustihedus on madalaim soonikutel. Ehkki Elbu raba lõunapoolne osa on valdavalt kaetud turbakaevandusaladega, prognoosib mudel sinna suurema tikutaja asustustiheduse võrreldes 1959. a prognoosiga (joonis 26), mida kinnitab ka 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe (joonis 27). 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe (joonis 28) näitab, et Laisma-Kõima vahesoo on tikutajate loendatud arvukus mudeldatud arvukusest kõrgem.



Joonis 26. Tikutaja (*Gallinago gallinago*) prognoositud haudepaaride arv 25 ha kohta 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire



Joonis 27. Tikutaja (*Gallinago gallinago*) 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire



Joonis 28. Tikutaja (*Gallinago gallinago*) 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

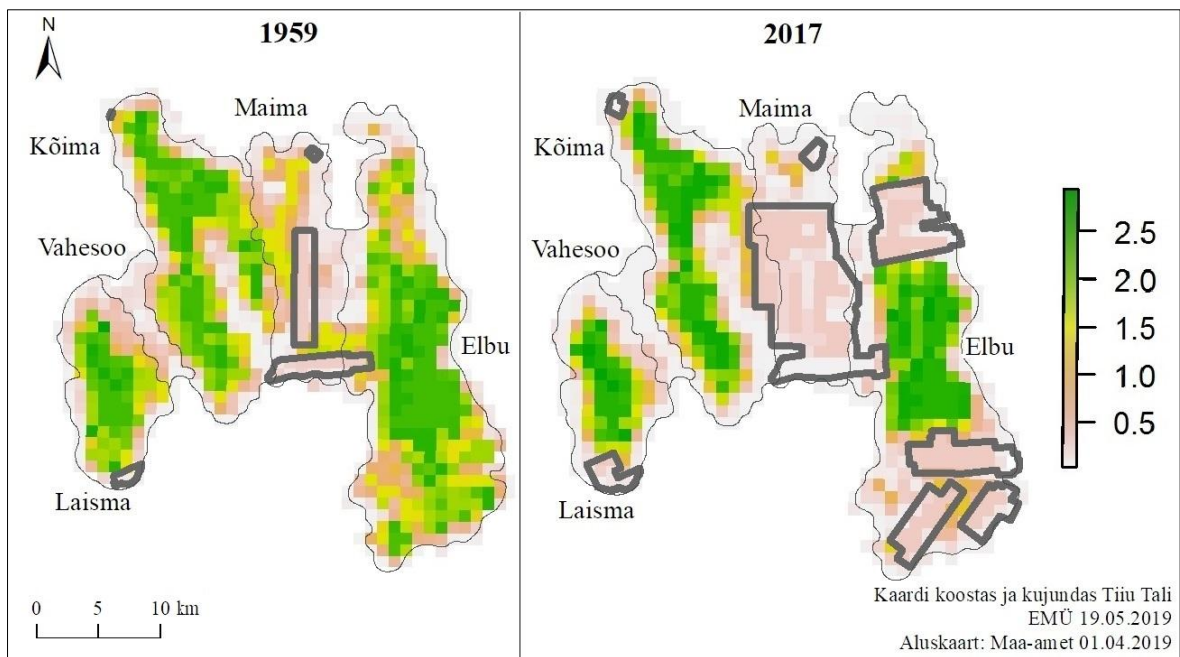
Kokkuvõtvalt on mudel prognoosinud Elbu rabasse kõrgema ja Laisma rabasse madalama arvukuse võrreldes 2011. ja 2017. a loendustega järgmistele liikidele: rüüt, kiivitaja,

väikekoovitaja ja punajalg-tilder. Antud liigid jagavad suures osas samu elupaiku, milleks on lagedad märke rabad. Ehkki mustsaba-vigle ja mudatildri mudelproгноosi arvukushinnang on Laisma rabas samuti madalam kui loendustel saadud tulemused, siis Elbu rabas mudelproгноosil ja loendustel saadud arvukushinnangul suurt erinevust ei ole. Teistest analüüsitud kahlajatest erinev on tikutaja elupaigavalik, mida iseloomustavad ka selle liigi tiheduskaardid: kõrgem asustustihedus ei ole mitte lagerabades, vaid madal- ja siirdesoodes, sealjuures madalaim asustustihedus on soonikutel.

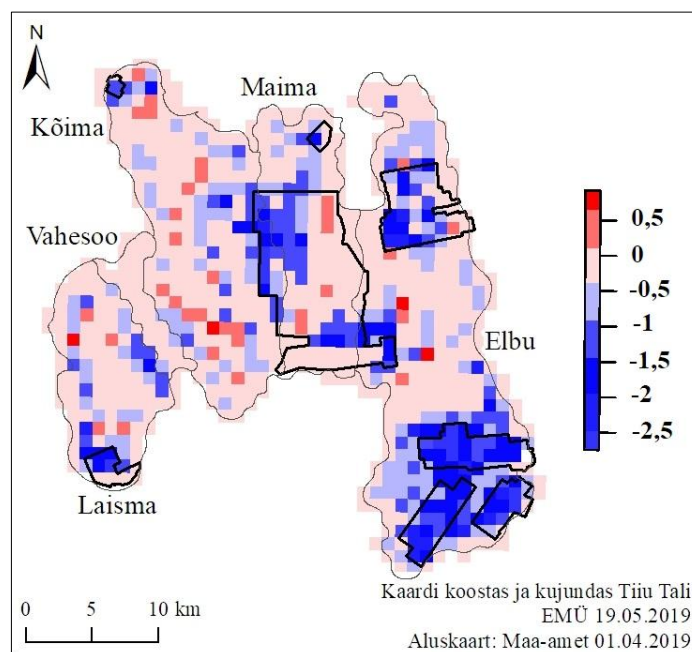
3.4. Värvuliste haudepaaride tiheduskaardid

Lisaks kahlajatele mudeldati ka värvuliste (põldlõoke, sookiur ja metskiur) asustustiheduse kaardid (haudepaari/25 ha kohta) 1959. a ja 2017. a kohta. Peale selle koostati sarnaselt kahlajatele kogu Lavassaare soostiku kohta 2017. ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahet ning 2017. a prognoositud ja sama aasta loendatud haudepaaride arvu vahet illustreerivad kaardid. Põldlõoke ja sookiur võeti analüüsidesse sisse kui lagerabade dominantliigid, sest nende avamaastiku liikide arvukuse muutused kirjeldavad hästi lageraba seisundit puistumise osas, samas kui metskiuru kui dendrofiili arvukuse tõus peegeldab raba puistumist. Nendest kolmest liigist üks või mitu võivad olla vastavalt soo puistumisele või lagedate alade olemasolule soolinnustiku dominantliigiks, olles rabas sageli esindatud kõige kõrgema haudepaaride arvuga (Madalsoode...2017).

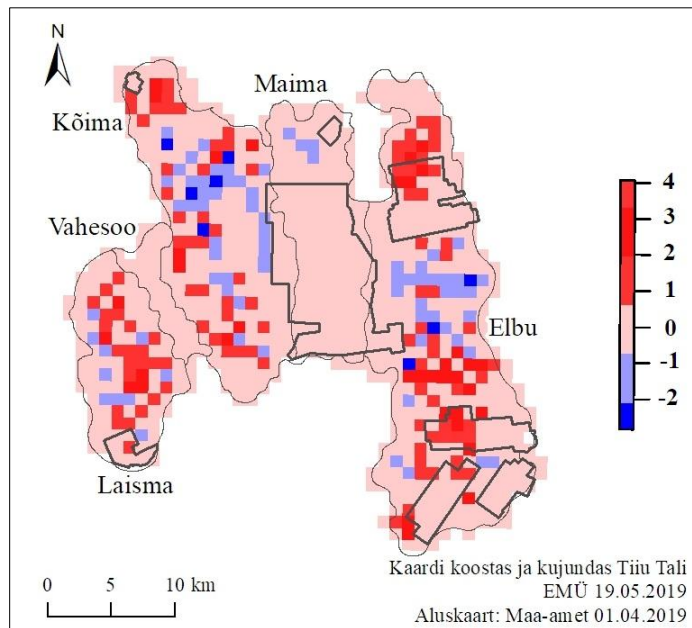
Põldlõokese 1959. a prognoositud asustustihedus (joonis 29) on Lavassaare soostikus veidi madalam, kuid samas on näha liigi laiemat ruumilist jaotumist võrreldes 2017. a prognoosiga. Samas 2017. a prognoositud tiheduskaardil on levik ilmselt koondunud parematesse elupaikadesse, kuna on näha põldlõokese kõrgemat asustustihedust pigem rabade keskosades. 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe (joonis 30) näitab, et põldlõokese arvukus on vähenenud peamiselt Elbu raba lõuna- ja põhjapoolses osas ning Maima rabas. 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe (joonis 31) näitab, et Lavassaare soostikus on põldlõokese loendatud arvukus pea kogu alal kõrgem võrreldes mudelhinnanguga. Mudelproгноosi järgi võiks põldlõokese arvukus olla aga veidi kõrgem Elgu raba keskosas ja Kõima rabas.



Joonis 29. Pödlõokese (*Alauda arvensis*) prognoositud haudepaaride arv 25 ha kohta 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

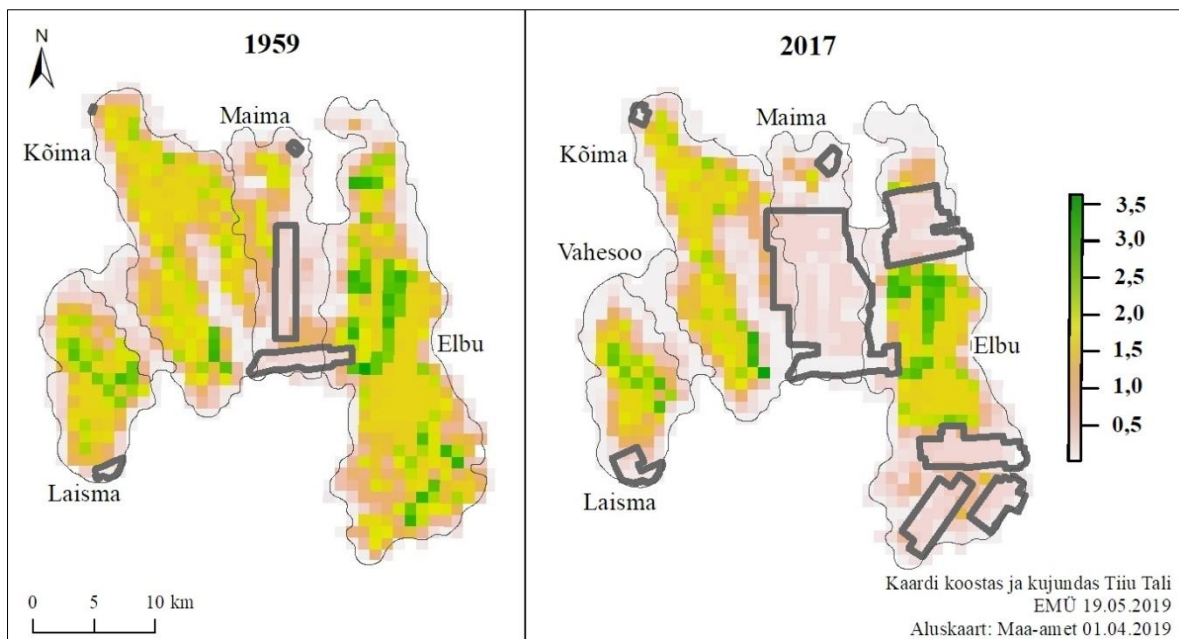


Joonis 30. Pödlõokese (*Alauda arvensis*) 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

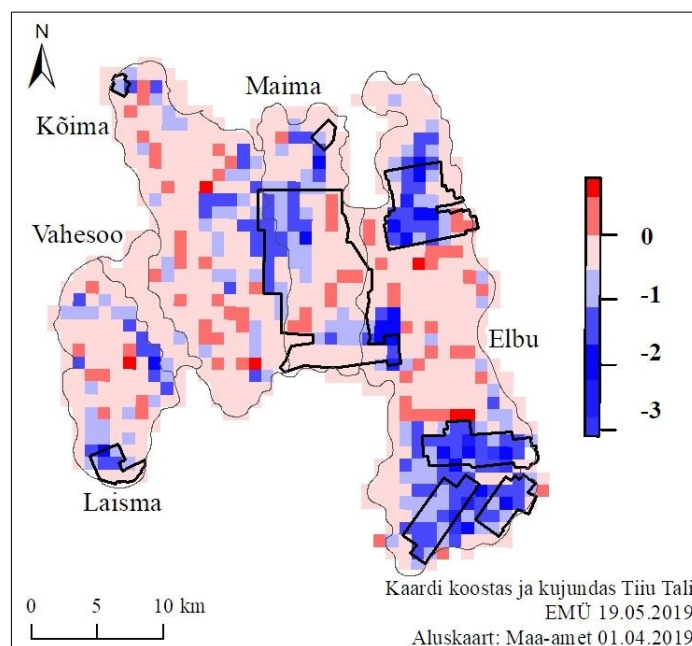


Joonis 31. Pödlõoke (*Alauda arvensis*) 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

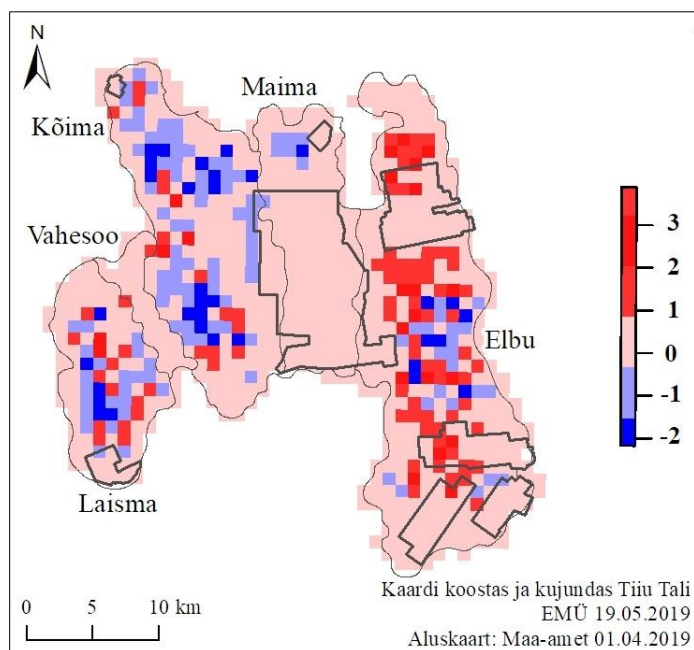
Sookiuru (*Anthus pratensis*) asustustiheduse kaardid (joonis 32) on sarnased põldlõokesega, kuid analüüsis on näha ühe elupaigatunnuse mõju (soonik) esiletulemist: rohelisega märgitud suurem asustustihedus on koondunud soonikutele. 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe (joonis 33) näitab, et Elbu raba põhja- ja lõunaosas ja Maima rabas on sookiuru arvukus vähenenud sarnaselt põldlõokesega. 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud sookiuru haudepaaride arvu vahe (joonis 34) on erinevalt lagesoodele iseloomulikest kahlejatest negatiivne hoopis Laisma ja Kõima rabas ja valdavalt positiivne Elbu rabas: tegelik arvukus on Laisma ja Kõima rabas on madalam ja Elbu rabas kõrgem kui mudel prognoosib.



Joonis 32. Sookiuru (*Anthus pratensis*) prognoositud haudepaaride arv 25 ha kohta 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

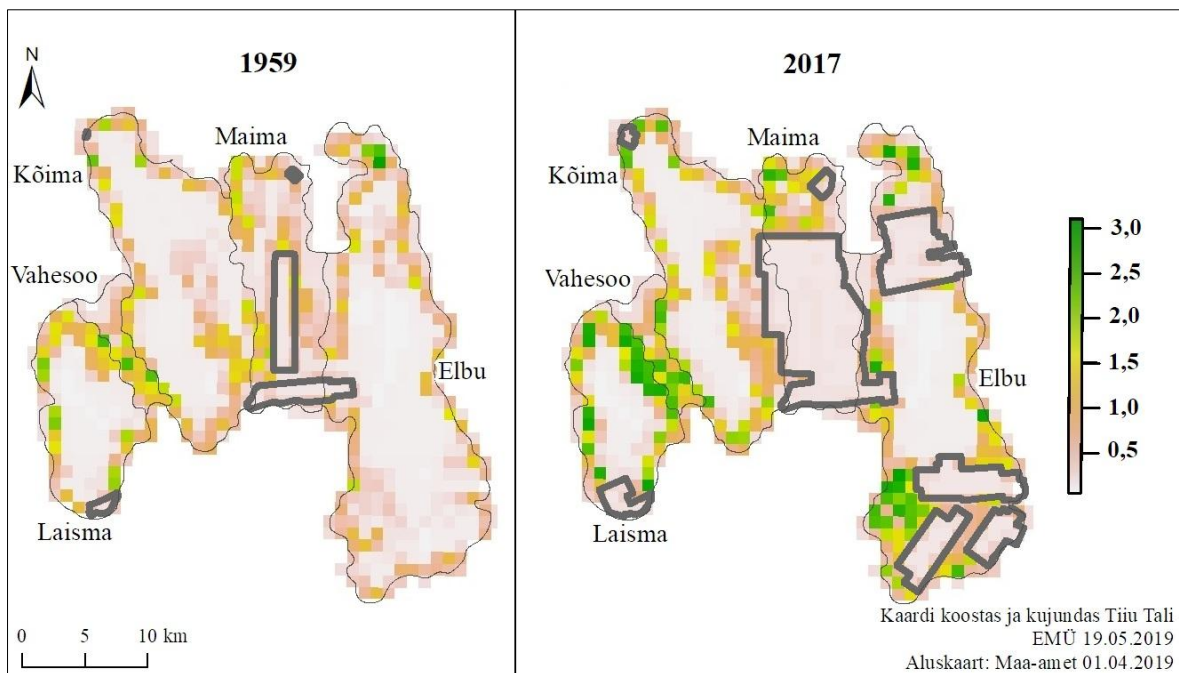


Joonis 33. Sookiuru (*Anthus pratensis*) 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

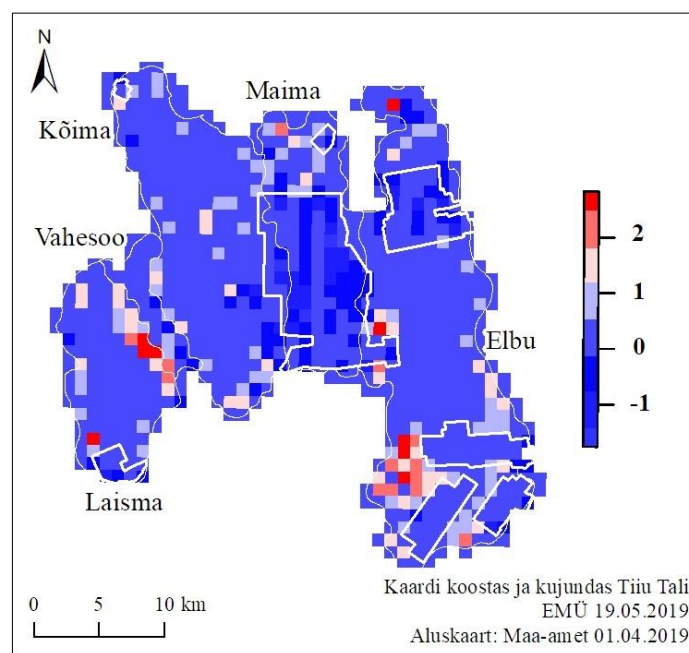


Joonis 34. Sookiuru (*Anthus pratensis*) 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

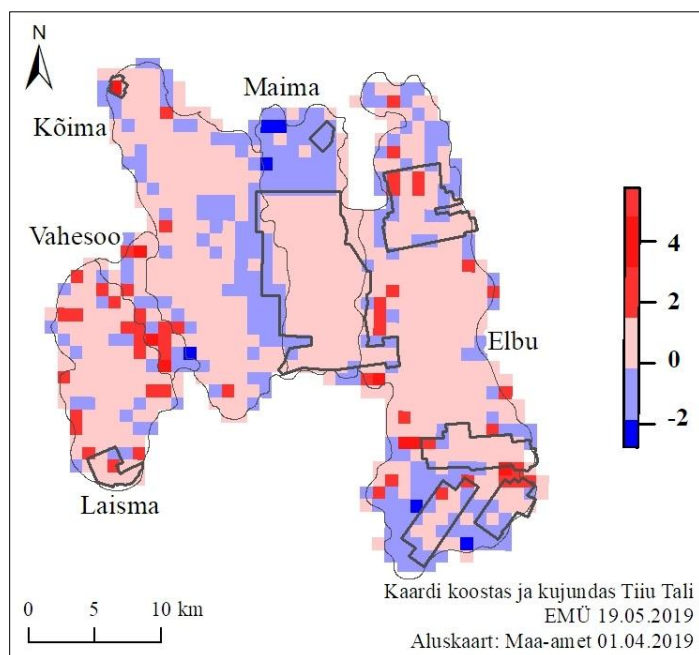
Metskiuru (*Anthus trivialis*) mudeldatud asustustihedus (joonis 35) on 1959. a sooelupaikade servaaladel oodatult madalam ja leviku ulatus väiksem võrreldes 2017. aastaga. Nagu kaardilt näha, siis Lavassaare soostiku keskosa (Maima raba) oli juba 1959. a suures osas puistunud ning metskiurule sobilik elupaik. 2017. a prognoosi järgi on kõrgem asustustihedus Laisma-Kõima vahesoos, Maima raba põhjaosas, Elbu raba lõuna- ja põhjaosas. 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe (joonis 36) näitab liigi elupaikade paranemist eelnimetatud rabaosades. 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe on positiivne Laisma-Kõima vahesoos ja osaliselt Elbu lõunapoolses osas (loendatud on rohkem haudepaare kui prognoositud) (joonis 37).



Joonis 35. Metskiuru (*Anthus trivialis*) prognoositud haudepaaride arv 25 ha kohta 1959. a ja 2017. a Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire



Joonis 36. Metskiuru (*Anthus trivialis*) 2017. a ja 1959. a prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire



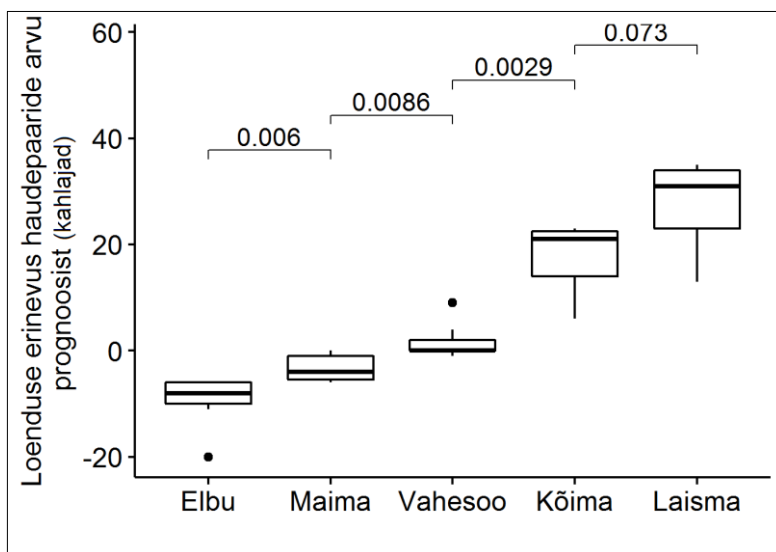
Joonis 37. Metskiuru (*Anthus trivialis*) 2017. aastal loendatud ja sama aasta prognoositud haudepaaride arvu vahe Lavassaare soostikus, jäme joon tähistab turbakaevandusalade piire

58 a jooksul on tiheduskaartide järgi põldlööke ja sookiuru arvukus vähenenud või kadunud turbakaevandusaladelt, samas kui Lavassaare soostiku puistumise tõttu on suurenenud metskiuru arvukus soode servades ja turbakaevandusaladega piirnevatel soosaladel.

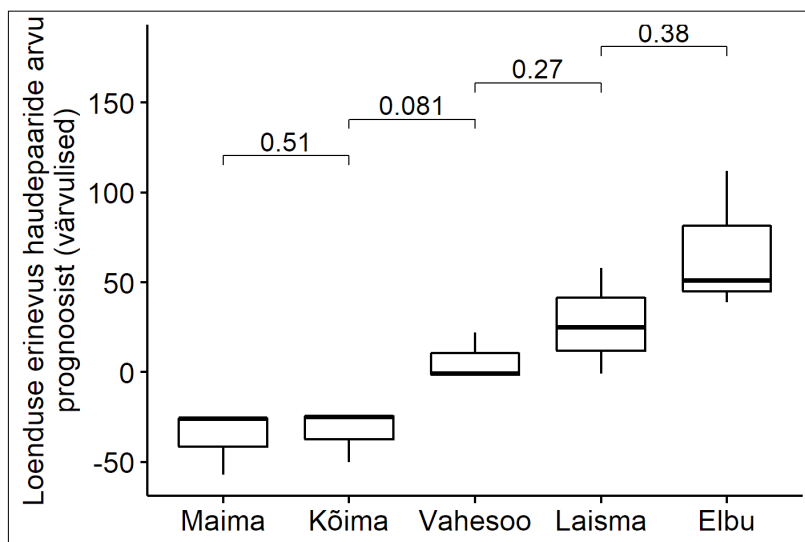
3.5. Loendustulemuste ja mudelprognoosi erinevus

Selgitamaks küsimust, kas mingis soos osutus haudepaaride arvukus keskmisest kõrgemaks või madalamaks, viidi läbi dispersioonanalüüs. Selleks arvutati iga liigi iga raba populatsiooni kohta loendatud üldarvukuse ja mudelist prognoositud üldarvukuse vahe ning võrreldi saadud vahesid erinevate soode vahel (vt joonis 38 ja 39). Säilinud soodel – Laisma ja Kõima raba – on loendustel saadud kurvitsaliste haudepaaride arv keskmisest kõrgem võrreldes mudelprognoosiga, samas kui värvuliste (põldlööke, sookiur ja metskiur) haudepaaride arv on loenduste järgi Kõima rabas madalam kui prognoositud. Turbatootmisalade lähedal (eeskätt Elbu) asuvatel rabadel on kurvitsate haudepaaride mudelprognoos oluliselt kõrgem kui loendustel saadud arvud, värvuliste puhul on

vastupidi: Elbu rabas värvuliste mudelproгноos on madalam võrreldes loendustega. Laisma-Kõima vahesoo puhul erinevusi ei ole.



Joonis 38. Loenduste erinevus kahlajate haudepaaride arvu prognoosist 2017. aastal Lavassaare soostiku erinevates rabades. Vertikaalsel arvteljel on loendatud kahlajate üldarvukuse ja nende mudelprogноosi üldarvukuse vahe, kus kõrgema väärtuse korral on loendatud üldarvukus suurem kui mudelprogноos



Joonis 39. Loenduse erinevus värvuliste haudepaaride arvu prognoosist 2017. aastal Lavassaare soostiku erinevates rabades. Vertikaalsel arvteljel on loendatud värvuliste üldarvukuse ja nende mudelprogноosi üldarvukuse vahe, kus kõrgema väärtuse korral on loendatud üldarvukus suurem kui mudelprogноos

4. ARUTELU

4.1. Soos pesitsevate kahlajate prognoositud arvukus ja liigiline koosseis ning selle muutused Lavassaare soostikus

Rüüta vaadeldakse sageli ka kui raba indikaatorliiki, mis peegeldab hästi raba seisundit, ehkki rüüt talub teatava määraneni ka raba puistumist (A. Leivits 2018a: 182). Turbakaevandusalade laienemise tõttu Lavassaare soostikus on hävinud või halvenenud rüüdale sobivad pesitsusalad, mistõttu rüüda haudepaaride arv on 58 aasta jooksul (1959–2017) vähenenud umbes 180 haudepaari võrra. Peale rüüda on prognooside järgi vähenenud ka kiivitajate (101 paari vähem), väikekoovitajate (27 paari vähem), mudatildri (15 paari vähem) ja punajalg-tildri (13 paari vähem) arvukus. Kahe viimase liigi puhul on aga langus pigem väike. Mudel on mudatildri esinemisvõimalikkust prognoosinud sisuliselt üle kogu Lavassaare soostiku, ehkki asustustihedus on kõige kõrgem siiski älvestikega seotud aladel: mudatildri lisaks lagerabadele võib pesitseda ka teistes sooelupaikades nagu madal- ja siirdesoodes, isegi puistunud sooaladel, kui seal on piisavalt märg (A. Leivits 2018d: 220). Kõik kahanenud arvukusega kahlajaliigid eelistavad valdavalt märgasid lagerabasid älvestikega, mistõttu nende alade vähenemisega turbakaevandusalade laienemise tõttu on kaasnenud prognooside järgi ka antud liikide arvukuse langus. Erandiks on tikutaja, kes pesitsuskohtadena eelistab hoopis rabade servaalasid (nt madal- ja siirdesood) ning pigem väldib älverabasid (Aua 2018c: 206) ja kelle pesitsuspaiku ei ole turbakaevandusalade laienemine halvendanud. Rabade kuivendamise soodsat mõju tikutajale kinnitab ka Kumari (1953). Teisalt on Renno (1974) teinud vastupidiseid tähelepanekuid seoses madalsoode kuivendamisega, kus tikutaja arvukus võib pigem langeda. Renno (*Ibid.*) aga käsitleb oma töös madalsoode kuivendamist valdavalt põllumaa laiendamise eesmärgil ning ta arvab tikutaja siiski nende liikide hulka, kelle arvukust melioratsioonitööd madalsoodes väga palju ei mõjuta.

Põldlõokese ja sookiuru prognoositud haudepaaride arvu langus 58 aasta jooksul (vastavalt umbes 400 ja 350 paari võrra) ja metskiuru haudepaaride arvu tõus (umbes 150 haudepaari võrra) viitab soodes lagedate alade vähenemisele puistumise läbi, mida kinnitavad ka

muutused elupaigatunnustes: puurinde keskmine osakaal ruudus on suurenenud 58 aastaga ligi 15% ning lagesoo keskmine osakaal ruudus vähenenud ligi 28%. Metskiuru arvukus on mudelprognoosi järgi tõusnud enim Elbu, Laisma ja Kõima rabades, sookiuru ja põldlõokese arvukus aga langenud kõikides Lavassaare soostiku rabades. Sealjuures on tiheduskaartidelt näha, et põldlõoke on koondunud parematesse elupaikadesse, mistõttu 2017. a asustustihedus on allesjäänud lagedatel aladel kõrgem kui 58 a tagasi. Metskiuru arvukuse mudelprognoositud tõus aga ei ole seotud ainult puurinde osakaalu suurenemisega: kõige suurem puurinde protsentuaalne tõus ruudu kohta on hoopis Maima rabas, kuhu mudel prognoosis aga kõige väiksema metskiuru arvukuse tõusu võrreldes teiste rabadega. Metskiuru arvukuse tõusu seletab ka üksikute puude ja puutukkade esinemise sagedus rabades, sealjuures metskiuru asustustihedus kasvas lisaks soo servaaladele ka turbakaevandustega külgnevatel aladel. See näitab seda, et turbakaevandus kuivendab naaberalasid ja need hakkavad puistuma. Sookiuru asustustiheduse kaartidelt joonistus välja sookiuru eelistus soonikute osas, kus kõrgem asustustihedus on koondunud soonikutele.

Üldistatult saab tulemustest järeldada, et 1959. a Lavassaare soostiku seisund sooelupaikade mõttes oli parem kui 2017. aastal, mida võis ka eeldada. Käsitletud 58 aasta jooksul on Lavassaare soostikus lagerabasid ja eriti älvestikke eelistavate kahvajate sooelupaikadest hävinenud eeskätt Elbu raba lõuna- ja põhjaosa, mis on läinud turbakaevanduste alla. Lisaks on elupaigatunnuste muutustest näha, et lagedad märke sooelupaigad on halvenenud kõikides rabades: 58 aastaga on kasvanud puurinde osakaal ja puude esinemine, vähenenud lagesoo ja älvestike osakaal. Ei ole kindel, kas kõikide rabade seisundi halvenemisega on seotud turbakaevandused – siin võib tegemist olla ka teiste mõjudega, mida siin töös ei ole käsitletud (nt võimalikud kuivenduskraavid, kliimamuutused vms). Lisaks oli juba 1959. aastal Maima raba sooelupaigana väheväärtuslik, seal ei leidunud älveraba ning puid esines sagedamini kui teistes rabades, pealegi asus seal ka üks mahajäetud turbakaevandusala. Turbatootmisala rajati sinna ilmselt 1920. a paiku, seega võib eeldada, et turbakaevanduse käigus rajatud kuivenduskraavid on avaldanud Maima rabale pikaajalist mõju, mille tagajärjeks on olnud nii älvestike kadu kui ka puistu pealekasv. Kui see on nii, siis sellisel juhul võiks tagasiulatuvalt rekonstrueerida Lavassaare soostiku seisundile vastavad elupaigatunnused enne 1920ndaid, kuid seda piirab vanade kaardimaterjalide vähesus ja täpsus. Üks võimalik viis rekonstrueerida kunagine soostik lisaks vanade kaartide uurimisele on

kirjalike andmete analüüs. Seda eeldusel, et Lavassaare soostiku kohta on olemas vanu kirjeldusi, milles antakse ülevaade kas kogu soomassiivist või ka detailsem kirjeldus mõnest selle osast. Nõnda oleks võimalik uurida soolinnustiku arvukust ja koosseisu enne seda, kui Lavassaare soostikku rajati esimesed turbakaevandused, ja nende muutusi viimase saja aasta jooksul.

Peale Maima raba oli väheväärtuslik älverabasid eelistavate kahlajate jaoks ka Elbu raba, ehkki vaid osaliselt. Elbu raba põhja- ja lõunaosas puudusid suured älverabad, mistõttu juba 1959. a võis nendel aladel olla soos pesitsevate kahlajate asustustihedus madal. Et Maima ja Elbu rabas asusid 1959. a väheväärtuslikud sooelupaigad, võib olla põhjuseks, miks nendel aladel on kunagi lubatud rajada ja/või laiendada turbatootmisalasid.

4.2. Soos pesitsevate kahlajate loendustulemustel saadud ja prognoositud haudepaaride hinnangu võrdlus

Kui võrrelda 2017. a prognoositud haudepaaride arvu loendustel saadud tulemustega, siis näeb rabade lõikes haudelinnustiku arvukuses olulisi erinevusi. Prognooside järgi võiks 2017. a kahlajate haudepaaride arvukus olla ruumiliselt ühtlaselt jaotunud nii Laisma, Kõima kui ka Elbu rabade vahel, kuid loendused on andnud kõrgemad haudepaaride hinnangud suhteliselt hästi säilinud Laisma ja Kõima rabadele, kuid madalamad tulemused Elbu rabas. Elbu rabas on 58 a jooksul oluliselt laiendatud turbakaevandusalasid nii lõunas kui põhjas, mistõttu on kadunud sealsed sooelupaigad. Peale selle on turbakaevandusala laiendamine arvatavasti halvendanud veel allesjäänud Elbu raba keskosa: vastavalt kirjandusele võib kuivenduse mõjuala moodustada kuivendusobjekti enda alast 20–150% (Jääksood... 2011). See võib seletada seda, miks loendatud kahlajate haudepaaride arv on Elbu raba keskosas madalam kui mudel prognoosib. Elbu raba halvenenud olukorrale viitab ka oluline erinevus loendatud ja 2017. a mudeldatud värvuliste arvukuses: erinevalt prognoosist on Elbu rabas loendatud umbes 40 haudepaari rohkem metskiuru, 110 haudepaari rohkem sookiuru ja 50 haudepaari rohkem põldlöökest. See kinnitab nii Kumari (1953) kui ka Renno (1974) tähelepanekut, et antud liikide jaoks võib kuivendatud raba olla hea pesitsusala, mistõttu võib nendel aladel antud liikide arvukus kasvada. Samas pikaajalise kuivenduse tagajärjel naaberaladel toimuva turbakaevanduste tõttu võib

suureneda puistu osakaal, mistõttu sookiuru ja põldlõokese arvukus võib lõpuks hakata langema. Tuleb ka tähele panna, et nt Renno (*Ibid.*) uuris peamiselt madalsoid, mida kuivendati maaparanduslikel eesmärkidel, peamiselt põllumaade laiendamiseks. Põllumaad on aga põldlõokese kui avamaastiku liigi jaoks eelistatud pesitsuspaik. Seega võiks eeldada, et Elbu raba keskosa on naaberaladel turbakaevanduse tõttu muutunud kuivemaks, kuid ei ole veel olulisel määral puistunud – selline biotoop võibki nii põldlõokese kui ka sookiuru jaoks olla eelistatud, kuid mitte älverabasid asustavate kahlajate jaoks.

Kui Elbu rabas on kahlajaid loendatud vähem kui ennustab mudelproгноos, siis Laisma ja Kõima rabas on tulemus vastupidine: loendustega on saadud kõrgem kahlajate arvukus kui mudelproгноosiga. Erinevalt Elbu rabast on Laisma ja Kõima rabade puhul tegemist kahjustamata rabadega, kus varasemad soolinnustiku inventuurid on tõendanud antud rabades asuvate sooelupaikade esinduslikkust (Madalsoode... 2017). Kuna loendustel on saadud Laisma ja Kõima rabas kõrgem ning Elbus madalam kahlajate arvukus võrreldes mudelproгноosiga, siis võiks eeldada, et Elbu raba halvenenud seisundi tõttu on linnud siirdunud pesitsema lähedalasuvatesse parematesse pesituskohtadesse: Laisma ja Kõima rabadesse.

Oluline erinevus loendustel saadud haudepaaride hinnangu ja 2017. a prognoositud hinnangu vahel seisneb ka eri liiki kahlajate arvulises osakaalus. Käsitletud kahlajate haudepaaride arvust on rüüda ja kiivitaja loendustel saadud haudepaaride arvu osakaaluks kokku 57%, mis on umbes 10% väiksem 2017. a prognoosist ja 16% väiksem 1959. a prognoosist. Seevastu kõikide teiste loendatud kahlajaliikide protsentuaalne osakaal analüüsitud kahlajate arvukusest on veidi suurem võrreldes nii 2017. a kui ka 1959. a prognoosiga, kusjuures mustsaba-vigle osakaal vastavalt loendustele on koguni kaks korda kõrgem kui prognoositud. See tulemus võiks toetada väidet, mille järgi Lääne-Eestis pesitsevad mustsaba-vigled on halvenenud elupaiga tingimustega rannaniitudel liikunud hästisäilinud sooelupaikadesse (A. Leivits 1990 ref Aaviksoo *et al.* 2008, Pehlak ja Lõhmus 2008). Peale mustsaba-vigle on peaaegu kahekordselt suurema osakaaluga loenduste järgi esindatud ka punajalg-tilder, kes vastavalt nii käesolevas töös koostatud tiheduskaartidele kui ka kirjandusele (Aua, Mägi 2018, Svensson *et al.* 2012) eelistab vaid väga märgasid lageraba alasid ning on seega elupaikade valikul nõudlik. Sellest tulenevalt võiks järeldada, et turbatootmisalade laiendamine ja sellega kaasnev naaberalade kuivamine mõjutab punajalg-tildri pesitsusvõimalusi negatiivselt. Peale selle on punajalg-

tildri loendustel saadud kõikides rabades peale Elbu raba (9 haudepaari) väga kõrged haudepaaride arvu hinnangud (84-34 haudepaari), mis võib jällegi viidata Elbu raba keskosa liigsele kuivusele või ka muudele pesitsust häirivatele teguritele, mis võivad kaasneda naaberaladel toimuva turbakaevandamisega. Elbu raba kuivus mõjutab ilmselt ka mudatildri arvukust. Ehkki mudatildrid on võrreldes punajalg-tildriga elupaiga valiku osas veidi vähenõudlikum, talle sobivad ka piisavalt märjad puistunud alad või märjad vahesood, siis loendustulemustest näeb, et mingil põhjusel ei sobi ka mudatildrile Elbu raba keskosa, mis piirneb kahe turbatootmisalaga. Juhul kui Elbu raba ei sobi mudatildrile selle liigse kuivuse tõttu, siis sellisel juhul on siin vastuolu Kumari (1953) väitega, et kuivendatud rabal väheneb küll mudatildri arvukus, kuid mitte sedavõrd kardinaalselt kui rabaspetsialistide arvukus. Saab tõstatada küsimuse, kas turba kaevandamisega kaasnevad ka teised lindude pesitsemist häirivad tegurid, mis võiksid seletada kahvajate arvukuse suurt langust Elbu rabas. Teisalt Kumari (*Ibid.*) viitab, et ka rüüda arvukust ei tohiks raba kuivendamine kuigivõrd mõjutada, mida tõendavad ka Elbu raba loendused: rüüda arvukus Elbu raba keskosas ei ole oluliselt väiksem võrreldes mudelprognoosiga. Sellest hoolimata võib pikaajalise kuivenduse mõjul raba puistumine hakata negatiivselt mõjutama lõpuks ka rüüda elupaigavalikut, kelle pesitsusele on tõestatud metsa servaalade negatiivne efekt (Wilson *et al.* 2014).

Samas tuleb tähele panna, et mudeli prognoositäpsus on madalam kahvajate ja kõrgem värvuliste puhul: loendustega korreleeruvad kõige täpsemalt värvuliste mudelprognoosid. Mudeli madal prognoositäpsus on arvatavasti seotud valimi väiksusega, kuid lisaks sellele on võimalik mudeli ennustusvõime parandamiseks katsetada erinevate õppimiskiiruse ja regressioonipuu keerukuse väärtustega, mida magistritöös ei tehtud. Prognoosi täpsust võivad mõjutada ka ebatäpne elupaigatunnuste kaardistamine (Remm *et al.* 2012: 335–338). Elupaigatunnuste määramisel nii praeguste kui ka vanade kaartide kasutamisel võivad tuleneda vead nii tõlgendamise subjektiivsusest kui ka kasutada olevate algandmete täpsusest. Kaardistatavate elupaigatunnuste subjektiivsus suureneb iseäranis neil juhtudel, kui eristatavad tunnused lähevad teineteiseks üle sujuvalt ja mille vahel selgete ruumiliste piiride eristamine on keeruline (nt kust algab ja lõppeb puurinne või lagesoo) (*Ibid.*). Näiteks oli magistritöös kasutatud kaardiandmetelt raske eristada älvestikke. Kaartidelt (nt ortofoto) erinevate sootunnuste määramine eeldab ka teadmisi ja kogemusi soomaastikust, nt kus ja mis põhjusel just seal paiknevad soonikud, milline ja mis põhjusel võiks olla

soonikute värv nii vanadel kui ka uutel kaardiandmetel just sellise tooni või struktuuriga nagu ta kaartidel on.

Töös käsitletakse sooelupaiku ohustavatest teguritest vaid ühte, turbakaevandusalasid, sealjuures on aga jäetud arvestamata teiste võimalike mõjudega, nt soode kuivendamine maaparanduslikel eesmärkidel (metsa- või põllumaa laiendamine), või kliimamuutused. Samas lagerabade sooelupaigad, mida eelistavad mitmed soos pesitsevad kahlajad, on peamiselt hävinud või halvenenud valdavalt seoses turbakaevandusega (Ilomets *et al.* 1995, Eesti soode seisund... 2013). Nimelt metsa- ja põllumaa laiendamise eesmärgil kuivendatakse eeskätt madal- ja siirdesoid, juba puistunud soid, samas kui lagedaid rabasid kasutatakse turba kaevandamiseks. See küll ei tähenda, et madal- ja siirdesoodde kuivendamine raba ennast ei kahjustaks: läheduses olevad kuivenduskraavid mõjutavad ka lagedaid rabaalasid veerežiimi mõjutamise läbi. Lisaks eeltoodule võivad lindude arvukust ühes biotoobis mõjutada ka magistriritöös käsitletud elupaigast mittesõltuvad tegurid, nt rannaniitude halvenenud seisund, mistõttu mitmebiotoopsed liigid võivad siirduda nimetatud elupaikadest hästi säilinud rabadele (nt mustsaba-vigle, punajalg-tilder).

4.3. Järeldused

Töö peamiseks eesmärgiks oli uurida, kas ja kuidas turbatootmisalade laienemine Lavassaare soostikus on mõjutanud seal pesitsevate kahlajaliikide arvukust ja liigilist koosseisu. Vastavalt püstitatud uurimisküsimustele saab tuua välja järgmised järeldused:

- 1) 2017. a Lavassaare soostiku prognoositud kahlajate arvukus on võrreldes 2011. ja 2017. a Lavassaares tehtud loenduste tulemustega erinev. Mudel on prognoosinud säilinud rabadele enamasti madalamad arvukushinnangud, samas kui Elbu rabale on prognoositud kõrgemad arvukushinnangud võrreldes loenduste tulemustega. Sellest võib järeldada, et Elbu raba seisund on tegelikkuses halvenenud ja seda arvatavasti seoses rabast lõunas ja põhjas asuvate turbakaevandusaladega. Kuna Laisma ja Kõima rabade puhul on mudel andnud alaprognoosi, siis võiks järeldada, et kahlajad on siirdunud halvenenud elutingimustega sooelupaikadest hästisäilinud sooelupaikadesse. Samas tuleb tähele panna, et mudeli prognoositäpsus on kahlajate puhul madalam, mis arvatavasti on seotud valimi väiksusega.

- 2) 1959. a Lavassaare soostikus võisid olla mudeldatud prognooside järgi oluliselt kõrgem arvukus lagerabasad eelistavatel kahlajaliikidel rüüdal ja kiivitajal, kõrgem arvukus võis olla ka väikekoovitajal, mustsaba-viglel, mudatildril ja punajalg-tildril. Samas juba 1959. aastal olid Maima raba ja Elbu raba lõunaosa sooelupaigana väheväärtuslik suurte lagedate älverabade puudumise tõttu.
- 3) Turbatootmisalade laiendamise tõttu on mudeli prognooside järgi kahanenud 58 aasta jooksul (1959–2017 a) rüüda, kiivitaja, väikekoovitaja, mustsaba-vigle, mudatildri ja punajalg-tildri arvukus. Tikutaja arvukust turbatootmisalade laienemine ei ole mõjutanud. Värvulistest on vähenenud sookiuru ja põldlõokese arvukus, samas metskiuru arvukus on tõusnud seoses rabade servaalade ja turbakaevandustega piirnevate alade puistumisega. Esimeses punktis välja toodud 2017. a mudelprognoosi ja loenduste tulemuste erinevuste järgi on turbatootmisalade laiendamine oluliselt mõjutanud eeskätt Elbu raba, mille seisund sooelupaigana on halvenenud. Seetõttu on seal vähenenud älverabasad eelistavate kahlajate (mustsaba-vigle, punajalg-tilder) arvukus. Teisalt on arvatavasti selle arvelt kasvanud nende liikide arvukus lähedalasuvates hästi säilinud Laisma ja Kõima rabas.

Käesolevast uurimusest on töö mahu tõttu välja jäänud nii kaevandatavatel kui ka mahajäetud turbakaevandusaladel pesitsevate linnuliikide käsitus, mis aga turbakaevandusalade mõju uurimise seisukohast võiks olla oluline. On välja toodud, et turbakaevandusaladega soomaastik on teistpidi heterogeensem ja linnustiku liigiline mitmekesisus võib olla seal kõrgem (Kavanagh 1998, Kavanagh 1990 ref Bracken, Smiddy 2012). Samas turba kaevandamisega kaasneb looduslike sooelupaikade (nt älveraba) seisundi halvenemine ja neid elupaiku asustavate liikide arvukuse langus (Kumari 1953, Madalsoode... 2016, 2017). Arvestades lausalist märgalade, sh soode, kadumist nii Euroopas kui ka Eestis (Revenga et al. 2000, Ilomets et al. 1995, Paal 2009) on tähelepanu suunamine sooelupaikade terviklikkuse taastamisele ja säilitamisele põhjendatud. Liigilise mitmekesisuse kasv ei pruugi olla alati positiivne näitaja, eriti elupaikade puhul, millele on spetsialiseerunud kindlaid tingimusi vajavad liigid.

KOKKUVÕTE

Magistritöös uuriti turbakaevandusest tulenevaid mõjusid soospesitsevatele kahlajatele Lavassaare soostikus. Selleks võrreldi võimendatud regressioonipuudega (*Boosted Regression Trees* ehk BRT) modelleeritud 1959. a ja 2017. a haudepaaride arvukushinnanguid ja tiheduskaarte, lisaks võrreldi omavahel ka loendusi ning mudelprognoose. Valimi väiksuse tõttu ei olnud võimalik mudeldada võimendatud regressioonipuude algoritmi abil arvukushinnanguid kõikidele soos pesitsevatele kahlajaliikidele, mistõttu töös käsitleti vaid neid kahlajaliike, kelle kohta andmestik oli piisav: rüüt (*Pluvialis apricaria*), kiivitaja (*Vanellus vanellus*), väikekoovitaja (*Numenius phaeopus*), mustsaba-vigle (*Limosa limosa*), mudatilder (*Tringa glareola*), punajalg-tilder (*Tringa totanus*) ja tikutaja (*Gallinago gallinago*). Lisaks kahlajatele prognoositi soodes dominantliikidena esinevate värvuliste (põldlööke, sookiur, metskiur) haudepaaride arv.

Võrreldes 2017. a mudelprognoosiga on loendustel saadud mitmete kahlajaliikide puhul Laisma ja Kõima rabas kõrgem ja Elbu rabas madalam haudepaaride arv. See võib viidata sellele, et Elbu raba keskosas asuvad sooelupaigad negatiivselt mõjutatud turbakaevandusaladest, mis asuvad Elbu raba lõuna- ja põhjaosas. Teadaolevalt võib kuivenduse mõjuala moodustada kuivendusobjekti (nt turbatootmisala) enda alast ca 20–150%, mistõttu turbakaevandusaladega piiratud Elbu rabas võib olla muutunud oluliselt veerežiim ja seega muutunud kuivemaks. Lisaks kuivendusmõjule võib Elbu raba mõjutada ka teised turbatootmisaladest tulenevad tegurid. Laisma ja Kõima raba loendustel saadud kõrgem kahlajate haudepaaride arv võrreldes 2017. a mudelprognoosiga viitab ka sellele, et lagedaid älverabasid eelistavad kahlajaliigid on elupaigatingimuste halvenemise tõttu arvatavasti siirdunud Elbu rabast ümber lähedalasuvatele hästi säilinud sooelupaikadele Laisma ja Kõima rabas. Lisaks sellele võib väga suur vahe Laisma ja Kõima kahlajate loenduste ja prognoosi vahel kinnitada ka mõnede liikide nagu mustsaba-vigle ja punajalg-tildri siirdumist Lääne-Eesti halvenenud seisundiga rannaniitudelt hästi säilinud lagedatesse älverabadesse.

58 a jooksul (1959–2017) on mudeprognooside järgi kahanenud rüüda, kiivitaja, väikekoovitaja, mudatildri ja punajalg-tildri haudepaaride arv. Rüüda arvukus on

kahanenud umbes 180 haudepaari võrra ja kiivitaja arvukus umbes 100 haudepaari võrra. Samas tikutaja arvukust turbatootmisalade laienemine ei ole mõjutanud, mis kinnitab ka Kumari ja Renno tähelepanekut, et tikutajale soode kuivendamine negatiivset mõju ei avalda. Samas 1959. a rekonstrueeritud soolad Maima rabas ja Elbu raba lõuna- ja põhjaosas olid juba siis älverabasad eelistavatele kahlajatele pesitsemiseks väheväärtuslikud. Arvatavasti sellel põhjusel on just nendel aladel kui elurikkuse seisukohast pigem väheväärtuslikel soolupaikadel lubatud kunagi rajada ja laiendada turbatootmisalasid.

Võimendatud regressioonipuude algoritmi alusel koostatud mudeli prognoositäpsus oli kõige parem analüüsitud värvuliste (põldlõoke, sookiur, metskiur) arvukuste ja asustustiheduse modelleerimisel, samas kui kahlajate osas võiks prognoositäpsus olla parem. Modelleerimise täpsus sõltub ilmselt peamiselt valimi suurusest, kuid arvatavasti on võimalik seda parandada ka läbi selle, kui muuta mudelis kasutatud õppimiskiiruse ja regressioonipuu keerukuse väärtusi. BRT kui uuendusliku meetodi kasutamine liikide asustustiheduse modelleerimiseks vajaks põhjalikumat käsitlemist, sest BRT algoritmiga liikide arvukuse modelleerimine võib siiski anda häid tulemusi ja vajab seetõttu enam katsetamist. Töös ei ole arvestatud teisi kahlajate elupaigatingimusi mõjutavaid tegureid, nt kuivenduskraavide rajamist maaparanduslikel eesmärkidel või kliimamuutusi. Samuti ei ole käsitletud mahajäetud turbakaevandusaladel või rikutud soode taastamisel tekkivatel elupaikadel pesitsevaid linnuliike. Need teemad vajaksid edasist uurimist.

KASUTATUD KIRJANDUS

- *Hudson, J., Tierney, T. D., Casey, C.** (2002). Breeding waders on cutaway bog in County Offay. – Irish Birds. Vol 7, pp. 169–178, viidatud: Bracken, F., Smiddy, P. (2012). Lowland Bogs, Fens and Reedswamps. – *Bird Habitats in Ireland*. /Eds. R. Nairn, J. O'Halloran. The Collins Press, 306 pp vahendusel.
- *Kavanagh, B.** (1990). Baseline ecological survey of Turraun Cutaway Bog, Co.Offaly. Dublin. – *Report prepared for Bord Na Móna*. Biology Division, Royal College of Surgeons, viidatud: Bracken, F., Smiddy, P. (2012). Lowland Bogs, Fens and Reedswamps. – *Bird Habitats in Ireland*. /Eds. R. Nairn, J. O'Halloran. The Collins Press, 306 pp vahendusel.
- *Leivits, A.** (1990). Long-term dynamics of the breeding bird community in the Nigula Mire: a 20-year study in south-western Estonia – Proceedings of Xith International Conference on Bird Census and Atlas Work. (Eds. K. Stastny, V. Bejcek), Prague, viidatud: Aaviksoo, K., Leivits, A., Leivits, M. (2008). Kaug- ja linnuseire Nigula rabas. – *Kaugseire Eestis*. /Toim. K. Väljataga, K. Kaukver. Tartu: Tartu Observatoorium, lk 118 vahendusel.
- 2009/147/EÜ = Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2009/147/EÜ loodusliku linnustiku kaitse kohta. (2009). Euroopa Parlament ja Euroopa Liidu Nõukogu. – *Euroopa Liidu Teataja*. 19 lk.
- 92/43/EMÜ = Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta. (1992). Euroopa Ühenduste Nõukogu. 65 lk.
- Aaviksoo, K., Leivits, A., Leivits, M.** (2008). Kaug- ja linnuseire Nigula rabas. – *Kaugseire Eestis*. /Toim. K. Väljataga, K. Kaukver. Tartu: Tartu Observatoorium, lk 106–122.
- Aua, J.** (2018a). Kiivitaja. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 188–189.
- Aua, J.** (2018b). Suurkoovitaja. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 192–193.
- Aua, J.** (2018c). Tikutaja (taevasikk). – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 206–207.
- Aua, J., Mägi, E.** (2018). Punajalg-tilder. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 218–219.
- Carroll, M., Dennis, P., Ewing, S., Heinemeyer, A., Pearce-Higgins, J., Thomas, C.** (2014). Impacts of drainage and climate change on keystone insects and upland breeding birds. –

Proceedings of the BOU's 2014 Annual Conference „Ecology and conservation of birds in upland and alpine habitats“. University of Leicester, UK.

Eesti Ornitoloogiaühing. (2019). Eesti lindude nimestik. [on-line] <http://www.eoy.ee/ET/16/31/eesti-lindude-nimekiri/> (01.04.2019).

Eesti Punane Raamat. (2008). Eesti Teaduste Akadeemia Looduskaitse Komisjon. eElurikkus. [on-line] <http://elurikkus.ut.ee/prmt.php> (01.04.2019).

Eesti soode seisund ja kaitstus. (2013). /Koost. J. Paal, E. Leibak. Tartu: Eestimaa Looduse Fond. 158 lk.

Elith, J., Leathwick, J. (2017). Boosted Regression Trees for ecological modeling. [on-line] <https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/vignettes/brt.pdf> (20.02.2019).

Elith, J., Leathwick, J. R., Hastie, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. – *Journal of Animal Ecology*. No. 77, pp. 802–813.

Elts, J., Kaasiku, T., Leito, A., Leivits, M., Luigujõe, L., Nellis, R., Ots, M., Tammekänd, I., Väli, Ü. (2019). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. Käsikiri. Eesti Ornitoloogiaühing.

Erit, M. (2018). Niidurüdi. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 200–201.

ESRI (2015). ArcGIS Desktop: Release 10.4. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Greenwell, B., Boehmke, B., Cunningham, J., GBM Developers. (2019). gbm: Generalized Boosted Regression Models. R package version 2.1.5. [on-line] <https://CRAN.R-project.org/package=gbm> (25.03.2019).

Hancock, M. H., Grant, M. C., Wilson, J. D. (2009). Associations between distance to forest and spatial and temporal variation in abundance of key peatland breeding bird species. – *Bird Study*. Vol. 56, pp. 53–64.

I ja II kaitsekategooriana kaitse alla võetavate liikide loetelu. (vastu võetud 20.05.2004, muudetud, täiendatud, viimati jõustunud 21.06.2014). – *Riigi Teataja* <https://www.riigiteataja.ee/akt/760301?leiaKehtiv> (12.06.2018).

III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine. (vastu võetud 19.05.2004, muudetud, täiendatud, viimati jõustunud 07.07.2014). – *Riigi Teataja* <https://www.riigiteataja.ee/akt/760308?leiaKehtiv> (12.06.2018).

Ilomets, M., Animägi, J., Kallas, R. (1995). Estonian Peatlands: a brief review of their development, state, conservation, peat resources and management. Tallinn: Ministry of Environment Republic of Estonia. 48 pp.

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2016. (2016a). Eurasian Golden Plover. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693727A86551440.en> (21.06.2018).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2016. (2016b). Whimbrel. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693178A86585436.en> (21.06.2018).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2016. (2016c). Ruff. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693468A86591264.en> (21.06.2018).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2016. (2016e). Green Sandpiper. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693243A86680632.en> (21.06.2018).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2016. (2016f). Common Greenshank. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693220A86684205.en> (21.06.2018).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2016. (2016g). Wood Sandpiper. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693247A86689640.en> (21.06.2018).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2016. (2016h). Common Redshank. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693211A86687799.en> (21.06.2018).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2016. (2016i). Jack Snipe. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693133A86640472.en> (01.04.2019).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2016. (2016j). Little Ringed Plover. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693770A86577884.en> (01.04.2019).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2017. (2017a). Northern Lapwing. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22693949A111044786.en> (21.06.2018).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2017. (2017b). Eurasian Curlew. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22693190A117917038.en> (21.06.2018).

IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Speacies 2017. (2017c). Black-tailed Godwit. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22693150A111611637.en> (21.06.2018).

- IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Species 2017. (2017d). Dunlin. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22693427A111785607.en> (21.06.2018).
- IUCN Red List = The IUCN Red List of Threatened Species 2017. (2017e). Common Snipe. – *BirdLife International*. [on-line] <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22693097A112408254.en> (21.06.2018).
- Jair, A.** (2018). Metstilder. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 214–215.
- Joosten, H., Clarke, D.** (2002). Wise Use of Mires and Peatlands: Background and Principles including a Framework for Decision-making. Saarijärvi: International Mire Conservation Group and International Peat Society. 303 pp.
- Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine. (2011). /Koost. J. Paal. Tartu: Eesti Turbaliit. 159 lk.
- Kavanagh, B.** (1998). Cutaway boglands: a new landscape for birdlife. – *The Future Use of Cutaway Bogs: Proceedings from the first comprehensive conference on cutaway bog rehabilitation*. (Eds. Anon), Ferbane, Brosna Press, pp. 34–40
- Keskkonnaagentuur.** (2018). 1950. a ja 1950. a aerofoto. Säilitatakse eluslooduseosakonnas. Pärnu.
- Kotiaho, J., Sormunen, N., Hakkari, T.** (2015). Boreal Peatland LIFE-project: The effect of mire restoration on mire bird abundance and species richness. – *Metsähallitus*, Vantaa. [on-line] <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/1921> (03.04.2019).
- Kumari, E.** (1953). Kõrgrabade linnustikust ja selle dünaamikast seoses rabade kuivendamisega. – *Eesti NSV fauna ja flora uurimise küsimusi*. /Koost. H. Haberman. ENSV TA Bioloogia Instituudi Teadusliku Nõukogu laiendatud sessiooni (29.-31. märtsini 1952. a.) tööd. Tallinn: Eesti Riiklik Kirjastus, lk 154–166.
- Leibak, E.** (2018). Mudanepp. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 208–209.
- Leivits, A.** (2018a). Rüüt. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 182–183.
- Leivits, A.** (2018b). Väikekoovitaja. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 190–191.
- Leivits, A.** (2018c). Heletilder. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 216–217.
- Leivits, A.** (2018d). Mudatilder. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 220–221.

- Leivits, A., Leivits, M.** (2017). Using density surface modeling for estimating abundance of breeding birds in heterogeneous mire habitats: A case study in Estonia. – *Proceedings of 20th Conference of the EBCC. Bird Numbers 2016: Birds in a changing world*, Halle, Germany.
- Leivits, M., Leivits, A.** (2009). Use of sequential aerial photography and LiDAR for mapping Scots Pine (*Pinus sylvestris*) encroachment and change detection in bird habitats from 1950 to 2007 in Nigula mire (Estonia). – *Proceedings of 33rd International Symposium on Remote Sensing of Environment (ISRSE)*, Stresa, Italy.
- Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus. (2018). /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing. 557 lk.
- Maa-amet. (2019). Aluskaardid. Avalik WMS teenus. [on-line]
<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Teenused/Avalik-WMS-teenus-p65.html> (10.03.2019).
- Maapõueseadus. (vastu võetud 27.10.2016, muudetud, täiendatud, viimati jõustunud 01.01.2017). – Riigi Teataja <https://www.riigiteataja.ee/akt/112122018053> (12.04.2019).
- Madalsoode ja rabade haudelinnustiku seire 2011. aasta aruanne. (2011). /Koost. M. Leivits, A. Leivits. Tallinn: Keskkonnaagentuur. [on-line]
http://eelis.ic.envir.ee/seireveeb/aruanded/13163_aru11_6.2.5_soolind2011opt.pdf (25.04.2019).
- Madalsoode ja rabade haudelinnustiku seire 2016. aasta aruanne. (2016). /Koost. M. Leivits. Tallinn: Keskkonnaagentuur. [on-line]
<http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3885/soolind2016.pdf> (20.06.2018).
- Madalsoode ja rabade haudelinnustiku seire 2017. aasta aruanne. (2017). /Koost. M. Leivits. Tallinn: Keskkonnaagentuur. [on-line]
<http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/4064/soolind2017.pdf> (25.04.2019).
- Madalsoode ja rabade linnustik. (s. a.) Allprogrammi tutvustus. Keskkonnaagentuur. [on-line]
http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2034&Itemid=347 (26.04.2019).
- Miller, D. L., Burt, M. L., Rexstad, E. A., Thomas, L.** (2013). Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions. – *Methods in Ecology and Evolution*. Vol 4, pp. 1001–1010.
- Orru, M.** (1995). Eesti turbasood. Tallinn: Eesti Geoloogiakeskus. 240 lk.
- Paal, J.** (2009). Estonia – A Quick Scan of Peatlands in Central and Eastern Europe. /Eds. T. Minayeva, A. Sirin. Wageningen: Wetlands International, pp. 54–60.
- Pehlak, H., Mägi, E.** (2018). Tutkas. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 198–199.

- Pehlak, H.** (2018). Mustsaba-vigle. – *Linnuatlas: Eesti haudelindude levik ja arvukus*. /Koost. J. Elts, A. Kuus, E. Leibak. Toim. A. Kuus, E. Leibak. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing, lk 194–195.
- Pehlak, H., Lõhmus, A.** (2008). Brief report: An artificial nest experiment indicates equal nesting success of waders in coastal meadows and mires. – *Ornis Fennica*. Vol 85, pp. 66–71.
- Peterson, A.** (1987). Linnustiku muutustest kuivendatud ja metsastatud Rae raba katsealal. – *Metsanduslikud uurimused XXII: metsade kuivendamine ja väetamine*. /Koost. P. Tälli. Tallinn: Valgus, lk 150–158.
- R Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [on-line] <http://www.R-project.org/> (25.03.2019).
- Remm, K., Remm, J., Kaasik, A.** (2012). Ruumiliste loodusandmete statistiline analüüs: õpik-käsiraamat. [on-line] <https://dspace.ut.ee/handle/10062/26456> (01.05.2019)
- Renno, O.** (1974). Bird fauna of the West-Estonian fens and its variation during the reclamation of fens. – *Estonian Wetlands and Their Life*. /Eds. K. Kumari, A. Mäemets, O. Renno. Tallinn: Valgus, pp. 204–213.
- Revenga, C., Brunner, J., Henninger, N., Kassem, K., Payne, R.** (2000). Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems. Washington: World Resources Institute, 65 pp.
- Riikliku keskkonnaseire programmi eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire allprogrammi linnustiku seire täitmise 2000. a aruanne. (2000). /Koost. A. Leito. Tartu: EPMÜ Keskkonnakaitse Instituut. 10 lk.
- Soomaa rahvuspark.** (2016). /Koost. L. Laanemets, M. Palginõmm, M. Suurkask, R. Vaiksalu. Viljandi: Keskkonnaamet. [on-line] https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/public/Soomaa_EE.pdf (19.12.2017).
- Svensson, L., Mullarney, K., Zetterström, D.** (2012). Linnumääraja: Euroopa ja Vahemere maade lindude välimääraja. Tallinn: Varrak. 445 lk.
- Tanneberger, F., Tegetmeyer, C., Busse, S., Barhelmes, A., Shumka, S., Moles Mariné, A., Jenderedjian, K., Steiner, G. M., Essl, F., Etzold, J., Mendes, C., Kozulin, A., Frankard, P., Milanović, Đ., Ganeva, A., Apostolova, I., Alegro, A., Delipetrou, P., Navrátilová, J., Risager, M., Leivits, A., Fosaa, A. M., Tuominen, S., Muller, F., Bakuradze, T., Sommer, M., Christanis, K., Szurdoki, E., Oskarsson, H., Brink, S. H., Connolly, J., Bragazza, L., Martinelli, G., Aleksāns, O., Priede, A., Sungaila, D., Melovski, L., Belous, T., Saveljić, D., Vries, de F., Moen, A., Dembek, W., Mateus, J., Hanganu, J., Sirin, A., Markina, A., Napreenko, M., Lazarević, P., Šefferová Stanová, V., Skoberne, P., Heras Pérez, P., Pontevedra-Pombal, X., Lonnstad, J., Küchler, M., Wüst-Galley, C., Kirca, S., Mykytiuk, O., Lindsay, R., Joosten, H.** (2017). The peatland map of Europe. – *Mires and Peat*. Vol. 19, pp. 1–17.

Trumm, U., Rozenthal, V. (2012). Eesti turbatööstuse ajalugu. Tallinn: In Nomine OÜ. 264 lk.

Viisteist aastat Eesti Turbaliitu. (2007). /Toim. J. Paal. Põltsamaa: Vali Press OÜ. 152 lk.

Wilson, J. D., Anderson, R., Bailey, S., Chetcuti, J., Cowie, N. R., Hancock, M. H., Quine, C. P., Russell, N., Stephen, L., Thompson, Des B. A. (2014). Modelling edge effects of mature forest plantations on peatland waders informs landscape-scale conservation. – *Journal of Applied Ecology*. Vol 51, pp. 204–213.

THE EFFECTS OF PEAT MINING ON POPULATION AND COMPOSITION OF SPECIES OF MIRE-BREEDING WADERS IN MIRE COMPLEX OF LAVASSAARE FROM 1959 TO 2017

Summary

Mire and mire-breeding bird species are one of the most examined research objects in Estonia, but there are very few studies about the effects of peat mining on mire-breeding birds. The aim of the present thesis was to assess the changes in the abundance of mire-breeding waders in the mire complex of Lavassaare due to peat mining from 1959 to 2017. The main research questions were: 1) What was the abundance of mire-breeding waders in the mire complex of Lavassaare in 1959, before the large-scale peat mining? 2) What was the abundance of mire-breeding waders in the mire complex of Lavassaare in 2017, after the large-scale peat mining? and 3) Have there been any changes in the abundance of mire-breeding waders, and if so, what are these changes?

The author of the thesis reconstructed the state of the mire complex of Lavassaare from 1959 and 2017 based on the data of remote sensing using the GIS program. With these datasets, features of the mire habitat, which could be important for mire-breeding waders, were calculated. For the thesis, the bird counts previously conducted by the Estonian Environment Agency in 2011 and 2017 were used. Using the method of boosted regression trees of the R program, the abundance of mire-breeding waders was modelled. It was possible to model the abundance of waders on which there was enough data of occurrences: the Eurasian Golden Plover (*Pluvialis apricaria*), the Northern Lapwing (*Vanellus vanellus*), the Whimbrel (*Numenius phaeopus*), the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*), the Wood Sandpiper (*Tringa glareola*), the Common Redshank (*Tringa totanus*), and the Common Snipe (*Gallinago gallinago*).

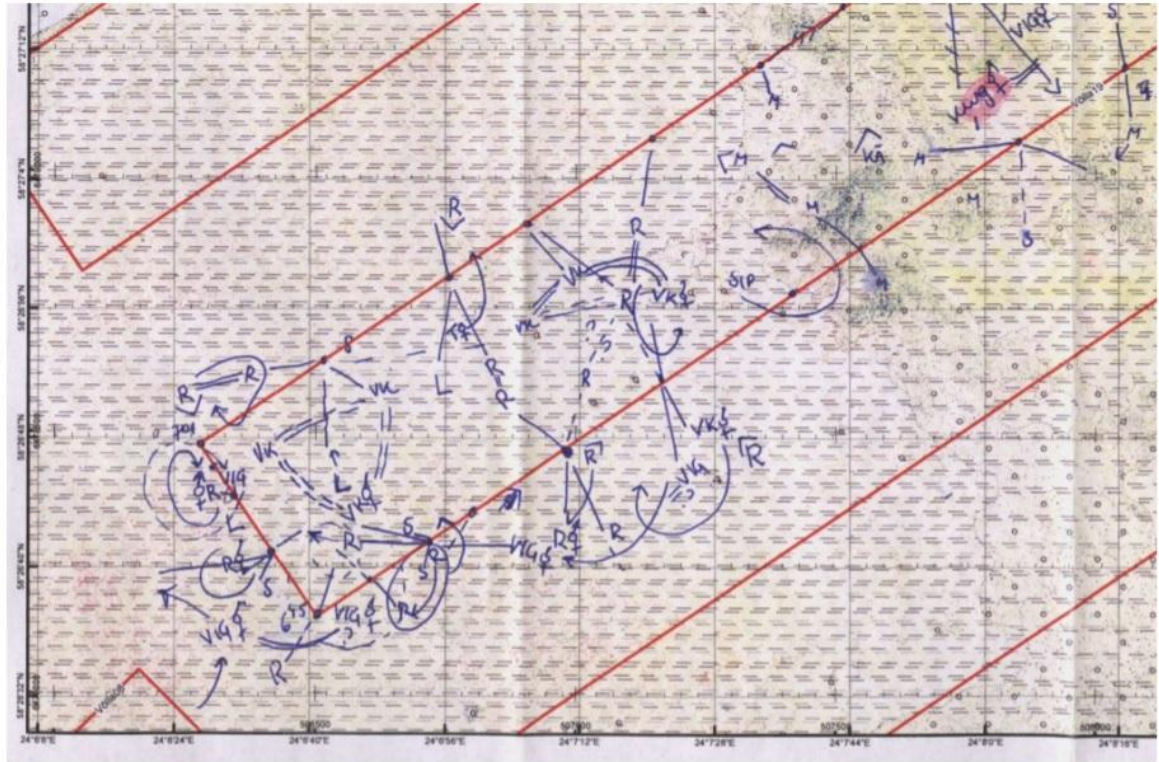
The results of the thesis indicate that the condition of mire habitats in the mire complex of Lavassaare that are enclosed by the fields of peat mining has worsened, presumably

because of land draining. Mire-breeding waders have presumably moved from the drained mire areas to the nearest and well-preserved mire habitats within the mire complex of Lavassaare. The results suggest that in these well-preserved mire habitats, the number of mire-breeding waders has increased, also because of the deterioration of the coastal meadows of West-Estonia. On the other hand, some of the mire habitats in the mire complex of Lavassaare were in a bad condition already in 1959. In spite of this, the abundance of some mire-breeding waders (the Eurasian Golden Plover, the Northern Lapwing, the Whimbrel, the Wood Sandpiper, and the Common Reshank) has declined over the 58 years (from 1959 to 2017). The decline in the abundance of the Black-tailed Godwit has been minimal. Modelled prediction suggests a decrease in the abundance of the Eurasian Golden Plover by about 180 pairs over the 58 years and a decrease in the abundance of Northern Lapwing by about 100 pairs over the same period. According to the modelled prediction, however, peat mining has not affected the Common Snipe. This finding confirms the propositions of earlier studies.

In the thesis, other possible factors that could have affected mire habitats (e.g., the ditches made for soil improvement in agriculture or forestry, climate change) have not been assessed. Also, the breeding bird communities of abandoned peatlands have not been included in this study, which could be important in the context of the present case. The results of the thesis also reveal the potential need for a larger sample for modelling the abundance of species with boosted regression trees, as well as the need for trying out different values for learning rate and tree complexity to fix the predictive performance of model.

LISAD

Lisa 1. Fragment madalsoode ja rabade haudelinnustiku seire täidetud loenduskaardist



Punased jooned tähistavad transekti, millel on loendaja liikunud. Loendaja on märkinud punktiga enda paiknemisel transektil ning punktist tõmmanud jooni, millega märkinud lindude kuuldesuunad. Võrdusmärgiga on erinevatest, aga lähestikku asuvatest kohtadest kuulnud linnud märgitud üheks pesitsusterritooriumiks. Nooled näitavad lindude liikumissuundi. Erinevad liigid on märgitud lühenditega. Kaardile on näiteks kantud järgmised lühendid: R = rüüt, VIG = mustsaba-vigle, L = põldlõoke, VK = väikekoovitaja. (Madalsoode... 2017)

Lisa 2. Elbu raba haudelinnustik 2011. aastal

Liik	Ladinakeelne nimetus	Haudepaaride hinnang
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	353
Pöidlööke	<i>Alauda arvensis</i>	333
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	252
Rüüt	<i>Pluvialis apricaria</i>	115
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	59
Kägu	<i>Cuculus canorus</i>	54
Metsvint	<i>Fringilla coelebs</i>	43
Salu-lehelind	<i>Phylloscopus trochilus</i>	22
Kalakajakas	<i>Larus canus</i>	19
Linavästrik	<i>Motacilla alba</i>	16
Väikekoovitaja	<i>Numenius phaeopus</i>	16
Teder	<i>Tetrao tetrix</i>	15
Kadakatäks	<i>Saxicola rubetra</i>	12
Punaselg-õgija	<i>Lanius collurio</i>	11
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	11
Sookurg	<i>Grus grus</i>	10
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	9
Soo-loorkull	<i>Circus pygargus</i>	7
Sinikael-part	<i>Anas platyrhynchos</i>	6
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	6
Soorüdi	<i>Calidris alpina</i>	3
Mustsaba-vigle	<i>Limosa limosa</i>	3
Suurkoovitaja	<i>Numenius arquata</i>	3
Väike-pöösälind	<i>Sylvia curruca</i>	3
Roo-loorkull	<i>Circus aeruginosus</i>	2
Lõopistrik	<i>Falco subbuteo</i>	2
Mets-lehelind	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	2
Pruunselg-pöösälind	<i>Sylvia communis</i>	2
Musträstas	<i>Turdus merula</i>	2
Hoburästas	<i>Turdus viscivorus</i>	2
Kanakull	<i>Accipiter gentilis</i>	1
Tuttvart	<i>Aythya fuligula</i>	1
Karmiinleevike	<i>Carpodacus erythrinus</i>	1
Välja-loorkull	<i>Circus cyaneus</i>	1
Rootsiitsitaja	<i>Emberiza schoeniclus</i>	1
Hallõgija	<i>Lanius excubitor</i>	1
Höbekajakas	<i>Larus argentatus</i>	1
Hall-kärbsenäpp	<i>Muscicapa striata</i>	1
Lepalind	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1
Väike-lehelind	<i>Phylloscopus collybita</i>	1
Sarvikpütt	<i>Podiceps auritus</i>	1
Metstilder	<i>Tringa ochropus</i>	1
Laulurästas	<i>Turdus philomelos</i>	1
Kokku	43	1406

Lisa 3. Laisma raba haudelinnustik 2017. aastal

Liik	Ladinakeelne nimetus	Haudepaaride hinnang
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	169
Põldlõoke	<i>Alauda arvensis</i>	139
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	93
Rüüt	<i>Pluvialis apricaria</i>	73
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	57
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	49
Väikekoovitaja	<i>Numenius phaeopus</i>	45
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	40
Mustsaba-vigle	<i>Limosa limosa</i>	39
Kägu	<i>Cuculus canorus</i>	25
Kalakajakas	<i>Larus canus</i>	20
Salu-lehelind	<i>Phylloscopus trochilus</i>	20
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	19
Teder	<i>Tetrao tetrix</i>	17
Sõtkas	<i>Bucephala clangula</i>	13
Metsvint	<i>Fringilla coelebs</i>	13
Linavästrik	<i>Motacilla alba</i>	12
Sinikael-part	<i>Anas platyrhynchos</i>	8
Sookurg	<i>Grus grus</i>	6
Piilpart	<i>Anas crecca</i>	5
Soorüdi	<i>Calidris alpina</i>	5
Rootsiitsitaja	<i>Emberiza schoeniclus</i>	5
Hallõgija	<i>Lanius excubitor</i>	4
Hõbekajakas	<i>Larus argentatus</i>	4
Kivitäks	<i>Oenanthe oenanthe</i>	4
Talvike	<i>Emberiza citrinella</i>	3
Kadakatäks	<i>Saxicola rubetra</i>	3
Soo-loorkull	<i>Circus pygargus</i>	2
Laululuik	<i>Cygnus cygnus</i>	2
Pasknäär	<i>Garrulus glandarius</i>	2
Väike-põõsalind	<i>Sylvia curruca</i>	2
Hoburästas	<i>Turdus viscivorus</i>	2
Tuttvart	<i>Aythya fuligula</i>	1
Karmiinleevike	<i>Carpodacus erythrinus</i>	1
Hallvares	<i>Corvus corone corone</i>	1
Punaselg-õgija	<i>Lanius collurio</i>	1
Tutt-tihane	<i>Lophophanes cristatus</i>	1
Põhjatihane	<i>Poecile montanus</i>	1
Kokku	38	906

Lisa 4. Laisma-Kõima vahesoo haudelinnustik 2017. aastal

Liik	Ladinakeelne nimetus	Haudepaaride hinnang
Salu-lehelind	<i>Phylloscopus trochilus</i>	12
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	8
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	4
Metsvint	<i>Fringilla coelebs</i>	3
Soo-loorkull	<i>Circus pygargus</i>	2
Rootsiitsitaja	<i>Emberiza schoeniclus</i>	2
Väike-põõsalind	<i>Sylvia curruca</i>	2
Rasvati hane	<i>Parus major</i>	1
Väike-lehelind	<i>Phylloscopus collybita</i>	1
Mets-lehelind	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	1
Pruunselg-põõsalind	<i>Sylvia communis</i>	1
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	1
Kokku	12	38

Lisa 5. Kõima raba haudelinnustik 2017. aastal

Liik	Ladinakeelne nimetus	Haudepaaride hinnang
Põldlõoke	<i>Alauda arvensis</i>	250
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	163
Rüüt	<i>Pluvialis apricaria</i>	150
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	115
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	95
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	48
Väikekoovitaja	<i>Numenius phaeopus</i>	43
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	34
Kägu	<i>Cuculus canorus</i>	28
Mustsaba-vigle	<i>Limosa limosa</i>	18
Kadakatäks	<i>Saxicola rubetra</i>	18
Metsvint	<i>Fringilla coelebs</i>	15
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	15
Teder	<i>Tetrao tetrix</i>	15
Sinikael-part	<i>Anas platyrhynchos</i>	13
Suurkoovitaja	<i>Numenius arquata</i>	13
Salu-lehelind	<i>Phylloscopus trochilus</i>	11
Sarvikpütt	<i>Podiceps auritus</i>	11
Kalakajakas	<i>Larus canus</i>	10
Sõtkas	<i>Bucephala clangula</i>	7
Sookurg	<i>Grus grus</i>	6
Linavästrik	<i>Motacilla alba</i>	4
Tuttvart	<i>Aythya fuligula</i>	3
Laululuik	<i>Cygnus cygnus</i>	3
Hallõgija	<i>Lanius excubitor</i>	3
Soo-loorkull	<i>Circus pygargus</i>	2
Hoburästas	<i>Turdus viscivorus</i>	2
Piilpart	<i>Anas crecca</i>	1
Soorüdi	<i>Calidris alpina</i>	1
Siisike	<i>Carduelis spinus</i>	1
Hallvares	<i>Corvus corone corone</i>	1
Rootsiitsitaja	<i>Emberiza schoeniclus</i>	1
Rabapüü	<i>Lagopus lagopus</i>	1
Hõbekajakas	<i>Larus argentatus</i>	1
Kivitäks	<i>Oenanthe oenanthe</i>	1
Tutkas	<i>Calidris pugnax</i>	1
Pruunselg-põõsalind	<i>Sylvia communis</i>	1
Väike-põõsalind	<i>Sylvia curruca</i>	1
Kokku	38	1106