

**TARTU ÜLIKOOL  
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT  
ZOOLOOGIA OSAKOND  
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL**

**Triin Kaasiku**

**NIIDUKAHLAJATE PESAKOHA VALIKUT  
TOETAVAD JA PIIRAVAD ELUPAIGA OMADUSED**

Magistritöö

Juhendajad: Riinu Rannap PhD

Hannes Pehlak MSc

**TARTU 2017**

## Sisukord

1. Sissejuhatus .....	3
1.1. Niidukahlajate toitumine .....	5
1.2. Niidukahlajate pesade rüüste Eestis .....	7
2. Materjal ja meetodid.....	9
2.1. Andmete kogumine.....	9
2.2. Analüüsid.....	11
3. Tulemused .....	12
3.1. Liikide arvukus ja aastate vaheline erinevus .....	12
3.2. Muutujate vahelised korrelatsioonid .....	12
3.3. Mitmetunnuselised elupaiga mudelid .....	12
3.4. Diskriminantanalüüs .....	14
4. Arutelu.....	17
4.1. Niidulindude pesitsemist soodustavad ja piiravad elupaiga tunnused.....	17
4.1.1. Kaugus roovabast rannikust .....	17
4.1.2. Kaugus märjast alast niidul .....	18
4.1.3. Pesaterritooriumi suhteline kõrgus.....	18
4.1.4. Kaugus puistust .....	19
4.1.5. Kaugus roostikust.....	19
4.1.6. Kaugus kraavist ja hooldamata aladest. ....	20
Kokkuvõte .....	21
Summary .....	23
Tänuavaldused.....	25
Kasutatud kirjandus.....	26
Lisa 1 .....	31
Lisa 2.....	32

# 1. Sissejuhatus

Läänemere-äärsed rannaniidud kuuluvad ohustatud elupaikadena Euroopa Liidu (EL) loodusdirektiivi I lisasse. Rannaniidud on kõrge bioloogilise mitmekesisusega ja pakuvad lisaks mitmeid ökosüsteemi teenuseid: rannaniidud kaitsevad ümbritsevaid alasid üleujutuste eest, akumulerevad toitaineid ja seovad süsinikku ning pakuvad looduselamust läbi liigirikka ning avatud vaate (Joyce, 2014; Leigh *et al.*, 2016). Eriti olulised on rannaniidud kaitsealuste niidulindude, eriti kurvitsaliste (*Charadriiformes*) seltsi kuuluvate kahlajate elupaigana (Thorup, 2004; Ottvall & Smith, 2006; Leito *et al.*, 2014). Rannaniitudel pesitsevad tutkas (*Calidris pugnax*) ja niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*) on EL linnudirektiivi I lisa taksonid (Linnudirektiiv) ning kuuluvad Eestis Looduskaitseaduse järgi I kaitsekategooriasse, mustsaba-vigle (*Limosa limosa*) ja punajalg-tilder (*Tringa totanus*) aga vastavalt II ja III kaitsekategooriasse.

Viimaste aastatuhandete jooksul laienesid Läänemere avatud rannaalad traditsioonilise karjatamise ja heina niitmise tõttu, luues niidulindudele soodsaid elupaiku (Manton *et al.*, 2016). Maksimaalselt on majandatud rannaniitude pindala Eestis ulatunud 35 000 hektarini (Luhamaa *et al.*, 2001). Praeguseks on kogu Euroopas märgade rohumaade pindala tunduvalt vähenenud – põllumajandus on intensiivistunud, kraavitamise tõttu on nende alade hüdroloogia muutunud, suurenenud on eutrofeerumise mõju, muutunud on kliima ja maakasutus, osades piirkondades, sealhulgas Eestis, on rannikurohumaad kasutusest kõrvale jäänud ning osaliselt metsastatud või metsastunud (Manton *et al.*, 2016; Rannap *et al.*, 2017). Viimase viiekümne aasta jooksul on Eesti rannaniidud kaotanud umbes 70% oma pindalast - 2013. aastal oli kaitstavatel aladel hoolduses 9180 ha rannaniite. Alates 2001. aastast toetatakse Eestis rannaniitude looduslikku mitmekesisust soodustavat majandamist riiklikult. Hoolimata ressursimahukatest pingutustest ei ole rannaniitudest sõltuvate niidukahlajate arvukused tõusnud. Suure osa rannaniitude kadumise tõttu on alles jäänud alad tugevalt killustunud. Killustatus omakorda vähendab niidukahlajatele vajalike suurepindalaliste niitude osakaalu, immigratsiooni tõenäosust ja lindude levimist taastatud aladele ning suurendab servaepekti (Evans, 2004; Macdonald & Bolton, 2008; Laidlaw *et al.*, 2015; Manton *et al.*, 2016; Rannap *et al.*, 2017). Lisaks pesitsemiseks optimaalsete niidualade kadumisele on kahlajate asustustihedus vähenenud ka alles jäänud rannaniitudel, mis viitab langusele alade kvaliteedis. Madalam asustustihedus omakorda lisab populatsioonile survet, kuna sellistes kahlajapopulatsioonides on pesitsusedukus madalam (Dyrce *et al.*, 1980; Berg *et al.*, 1992;

Koivula & Rönkä, 1998; Eglinton *et al.*, 2009; samas Ottvall *et al.*, 2005) ning lähiristumise tõenäosus kõrgem (Blomqvist *et al.*, 2010; Rönkä, 2016).

Lindude suremust võib jagada kolme ajaetappi: (1) kurna suremus, (2) poegade suremus ja (3) vanalindude suremus. Viie niidukahlaja: merisk (*Haematopus ostralegus*), kiivitaja (*Vanellus vanellus*), mustsaba-vigle, koovitaja (*Numenius arquata*) ja punajalg-tilder, viimase 40 aasta andmeid hõlmava metaanalüüsi tulemusena näidati, et Lääne-Euroopas on nende arvukuse languse peapõhjuseks pesitsusedukuse madal tase – hoolimata vanalindude kõrgest elumusest ei suuda juurdekasv suremust ületada (Roodbergen *et al.*, 2012). Madala pesitsusedukuse peamise põhjusena tuuakse suurenenud pesade röövlust ja poegade suremust – kogu Euroopa kahlajate pesitsusedukuse andmeid kokku võttes töö näitas 50% pesade hävimist röövluse tõttu (Macdonald & Bolton, 2008). Pärast röövlindude sihipärase hävitamise lõppu 1950. aastatel ja ohtlike põllumajanduskemikaalide kasutamise vähendamist 1970. aastatel on haugaslaste (*Accipitridae*) ja vareslaste (*Corvidae*) arvukused tõusnud (Manton *et al.*, 2016). Rebase (*Vulpes vulpes*) ja kähriku (*Nyctereutes procyonoides*) arvukus on samuti suurenenud, kuna jahimehed pole nende kütimisest huvitatud. Eesti puhul on kadunud ka nende liikide populatsioone piiranud marutaud, mis küll mõnel määral on asendunud teiste asustustihedusest sõltuvate haigustega (Cliquet *et al.*, 2012). Lisaks asub suurem osa praeguseks alles jäänud rannaniitudest kaitsealadel, kus kütamise korraldamine on keeruline.

Kuna kiskjate arvukuse reguleerimine on kallis, töömahukas ja ei pruugi olla jätkusuutlik, on viimaste aastate uurimused keskendunud kuluefektiivsemale viisile röövluse mõjutamiseks maastiku elementide muutmise kaudu (Bertholdt, 2017; Laidlaw *et al.*, 2015; Manton *et al.*, 2016). On näidatud, et majandatavad niidu omadused võivad röövlust oluliselt toetada või vähendada. Läbi viidud uuringute tulemused on aga tihti vastukäivad ja Eesti olusid mitte arvestavad. Kui Lääne-Euroopa niitudel on enamasti probleemiks ülekarjatamine ja homogeense, liiga madala rohustu teke, siis Eesti rannaniidud on suuresti alakarjatatud, mistõttu Lääne-Euroopas probleemiks olev pesa tegemiseks sobivate rohututtide puudus siin niidukahlajate pesitsemist ei piira. Samas puuduvad Lääne-Euroopas suured roostikud. Kui Eestis peetakse niitude majandamise praktikas roostikke niidulinnustikku negatiivselt mõjuvaks (elupaiga ja avatud rannajoone kadu, võimalik pelgupaik kiskjatele) (Lotman, 2011), siis Lääne-Euroopas sellised uuringud puuduvad ning roostikku käsitletakse seal eraldiseisva elupaigana. Samuti on Eesti rannaniitudel säilinud terviklik kahlajatest koosnev niidulindude kompleks – on näidatud, et lindude omavahelised suhted võivad mõjutada nende paiknemist niidul (Berg *et al.*, 1992). Lisaks esineb Eesti rannaniitudel veel kahlajaliike, kes on Lääne-

Euroopas hävinud või väga madala arvukusega ning kelle elupaiga- ja pesitsustingimused on seetõttu suuresti teadmata või avaldatud „halli kirjandusena“. Nii on Eesti vastutusliigiks niidurüdi, kes on Euroopas täielikult või peaaegu kadunud Saksamaa, Poola, Leedu ja Läti märgaladelt ning on säilinud veel vaid Eestis, Taanis, Rootsis ja Soomes (Hermann & Thorup, 2011). Ohustatud liikide seisundi parandamiseks ning nende arvukuse tõusutrendi pööramiseks on vaja teada nii liikide olulisi elupaigatunnuseid kui edukat pesitsemist mõjutavaid faktoreid, sealhulgas pesakoha valiku kriteeriume.

Käesolev uuring põhineb eeldusel, et niidulindude pesaterritooriumi valik ei ole juhuslik, vaid hõlmab endas lõivusuhteid, nii vanalindudele kui poegadele piisava toiduvaru kindlustamise ning pesapaiga kiskjate ja karmide ilmastikunähtuste eest varjamise vahel (Powers & Glimp, 1997; Thyen & Exo, 2005). Ühelt poolt on poegade vähese liikumisvõime tõttu oluline, et toitumisala oleks pesakoha lähedal (Johansson & Blomqvist, 2010), teisalt on toitumiseks sobivate madala rohustuga piirkondades röövlomade eest varjumiseks vähem võimalusi. Käesoleva töö eesmärgiks on välja selgitada, millised elupaigatunnused soodustavad ja piiravad niidukahlajate pesitsemist ning milline on ohustatud ja langeva arvukusega niidurüdi pesapaiga eelistus.

Lisaks niidurüdile keskendub töö veel kolmele kahlajaliigile – kiivitaja, punajalg-tilder ja tikutaja (*Gallinago gallinago*) ning nende pesitsusterritooriumite valikukriteeriumite väljaselgitamisele. Uuringusse valitud liigid on tüüpilised märgade rohumaade kahlajad, kelle arvukus Eesti rannaniitudel on piisav saamaks analüüsiks sobiva suurusega valimit. Töös käsitletavateks niidu tunnusteks on pesitsusterritooriumi kaugus hooldamata niidualast, roostikust, puistust, merepiirist, märgadest niidualadest (nt lombid, üleujutusosalad), lähimast kraavist ning pesitsusterritooriumi kõrgus merepinnast. Hooldamata ala, roostik ja puistu võeti uuringusse potentsiaalsete röövlust mõjutavate teguritena, kaugus lähimast kraavist võimaldab uurida ka kuivendamise mõju pesitsuskoha valikule, märjad niidualad ja rannajoon on uuringusse kaasatud niidukahlajate võimalike toitumiskohtadena, pesitsusterritooriumi kõrgusel merepinnast on aga võimalik seos nii toitumise kui röövlusega. Pesakoha valiku lõivushte mõistmiseks ja niidu tunnuste mõju seletamiseks on oluline tunda nii niidukahlajate toitumise eripärasid kui pesitsusedukust mõjutavat röövlust.

### **1.1. Niidukahlajate toitumine**

Uuringus käsitletud niidukahlajad toituvad samal alal, kus pesitsevad ning nende pojad on pesahülgaajad, keda vanemad ei toida. Vanalindude toitumine haudeajal on seotud pesal

viibimise ajaga – niidurüdi, punajalg-tildri ja kiivitaja puhul on haudumine biparentaalne, tikutajal haub ainult emaslind (Green & Hirons, 1990; Bulla *et al.*, 2016). Niidukahlajate toiduobjektid on seotud veekogudega ja niiske pinnasega (Ausden *et al.*, 2003), kuna lindude saakobjektideks olevate selgrootute biomass ja isendite arv on suurem niiskes elupaigas (Johansson & Blomqvist, 2010).

Käesolevas töös vaadatakse rannajoone ja niidul asuvate märgade alade mõju eraldi. Kuigi Läänemeri on Eesti rannikul väga madala soolsusega, võib isegi madal soolsus mullaelustikku mõjutada – nii on näidatud pinnases elavate vihmauslaste kõrgemat liigilist mitmekesisust niidu siseosades kui rannajoone lähedal (Leito *et al.*, 2014). Lisaks soojeneb lompides olev vesi kevadeti kiiremini kui meri, kevadine vetikaõitseng algab soojades lompides varem, mis omakorda suurendab selgrootute toidubaasi. Toitumine niidul asuvates taimestikuga kaetud lompides pakub lindudele, eriti poegadele, paremat kaitset võrreldes toitumisega avatud rannajoonel. Toitumine on seotud ka ala majandamiskvaliteediga: liiga kõrge rohi ja kulukiht takistavad poegade liikumist; poegade toiduks olevad rohus liikuvad lendavad putukad paiknevad tavaliselt rohukõrre tipus, seega peab rohi olema piisavalt madal, et pojad toiduobjektideni ulatuks; linnud ei saa läbi paksu kulukihi pinnasest toitu kätte; Inglismaal on näidatud positiivset seost niidukahlajate toiduobjektide mitmekesisuse ja niidu rohustu struktuuri ning liigilise heterogeensuse vahel. (Vickery *et al.*, 2001; Devereux *et al.*, 2004; Thyen & Exo, 2005).

Uuritud liikide vanalindude toitumiskäitumine on seotud noka pikkusega, kõige pikema nokaga (u 6,7 cm) tikutaja saakobjektid asuvad sügaval pinnases, mida lühem on nokk, seda rohkem toituvad linnud maapinnal ja rohus liikuvatest putukatest (Jönsson & Alerstam, 1990; Green, 1991). Uuringus käsitletud liikidest on lühim nokk kiivitajal, seejärel niidurüdil ja punajalg-tildril. Kõik uuritud liikide vanalinnud toituvad erinevatest, enim pinnases elavatest selgrootutest (peamiselt vihmauslased (*Lumbricidae*)) kuid ka mardikaliste (*Coleoptera*) ja kahetiivaliste (*Diptera*) täiskasvanud vormidest ja vastsetest (Green, 1988; Baines, 1990; Johansson & Blomqvist, 2010). Kiivitaja ja punajalg-tildri pojad toituvad mitmetest niidu pinnases, rohus ja vees elavatest selgrootute vastsetest. Kiivitaja poegade peamiseks toiduobjektis olid Inglismaal läbi viidud uuringus surusääsklaste (*Chironomidae*) ja rohekärblaste (*Dolichopodidae*) vees elavad vastsejärgud (Ausden *et al.*, 2003). Hollandis on näidatud erinevusi kiivitaja ja punajalg-tildri tibude toitumisviisi vahel, mis võib põhjustada ka erinevusi toitumisalades ja seeläbi pesaterritooriumi valikus. Selle uuringu tulemuste järgi toituvad kiivitaja pojad pinnasel või pinnase ülemises kihis või ka kariloomade väljaheidetes

leiduvatest lüljalgsetest (*Arthropoda*). Kiivitaja pojad otsivad toiduobjekte seistes ning kuna nad ei ole eriti väledad, toituvad nad väga madalas rohus aeglasemalt liikuvatest selgrootutest nagu põrnikad ja vastsed. Punajalg-tildri pojad toituvad nii pinnases olevatest kui rohus elavatest liikuvamatest putukatest, mistõttu kasutavad punajalg-tildri pesakonnad kõrgema rohustuga alasid. (Beintema *et al.*, 1991) Niidurüdi ja tikutaja poegade toitumisökoloogia kohta täpsemad tööd puuduvad, kuid ei ole põhjust arvata, et nende toitumine erineks oluliselt kiivitaja ja punajalg-tildri toitumisest.

See, kas linnud valivad pesaterritooriumi pigem toitumiskoha lähedale või turvalisemasse elupaiga osasse, võib sõltuda röövloomade arvukusest. Näiteks värvuliste puhul on näidatud, et kõrge röövluskoormusega aastatel valivad linnud pesakoha pigem turvalisemasse kohta kui toidu lähedale (Forstmeier & Weiss, 2004).

## **1.2. Niidukahlajate pesade rüüste Eestis**

Teine grupp uuringusse valitud niidu parameetreid on potentsiaalsed röövluse mõjutajad. Kuigi röövluse mõju kasvu niidulindude populatsioonidele on näidatud kogu Euroopas, on röövluse põhjused lokaalsed (Roodbergen *et al.*, 2012). Eestis on seni läbi viidud kolm niidulindude pesade röövlust käsitlevat uuringut, millest ükski ei käsitle pesitsusedukuse ja niidu tunnuste vahelisi seoseid. Järgnevalt on toodud nende uuringute peamised tulemused.

2004. ja 2005. aastal viisid Pehlak ja Lõhmus (2008) läbi võrdleva uuringu tehispesade rüüstatud soo ja rannaniidu elupaikades Lääne-Eestis. Uuringu tulemusena toodi välja, et sooelupaikades hävis röövluse tõttu 62,5% tehispesadest, rannaniitudel 60%, millele lisandus veel 10% pesi, mis hävisid kariloomade tallamise läbi (mõlemas elupaigas kokku 160 tehispesa). Enamike rüüstatud pesade puhul röövlooma klassi ei tuvastatud, kuid nendest pesadest, kus see kindlaks tehti, rüüstati imetaja poolt 2/3 ja röövlinnu poolt 1/3. Uuringus leiti, et tehispesade rüüste ei erinenud pärispesade omast.

2015. aastal toimus tehispesade ja pärispesade (N=42) kombineeritud uuring kahel Pärnu rannaniidul (Mägi, 2017). Kokku rüüstati pesadest 61% (rüüste jagunes: kährik 19%, teadmata rüüstaja 19%, vares 11%, metssiga 6%, määramata imetaja 3% ja kärp 3%). Ka siin näidati, et tehispesade kasutamine röövluse mõõtmisel ja põhjuste väljaselgitamisel on õigustatud, kuna tulemus ei erinenud võrdluses olevate pärispesade puhul.

2016. aastal uuris Puur (2017) niidurüdi pesade koorumisedukust kuuel rannaniidul Lääne ja Saare maakonnas. Uuringus olnud 21 pesast rüüstati 57%, kõik pesad rüüstati imetaja poolt.

Kõik kolm uuringut näitavad ligikaudu 60% kahlajapesade rüüstet ühe haudeperioodi jooksul. Röövluse mõju hindamisel tuleb ühelt poolt arvestada järelkurnade mõjuga, mis ühe inkubatsiooniperioodi jooksul tehtud uuringutes näidatud madalat pesitsusedukust kompenseerida võivad ning teisalt juba koorunud, kuid lennuvõimetute poegade suremusega. Kui kurnade puhul on Eestis näidatud, et suurim negatiivne mõju on imetajatest kiskjatel, siis niidukahlajate poegade suremuse kohta kohalikud andmed puuduvad. Mujal Euroopas peetakse poegade suremuse põhjustajateks röövlindude (Smart *et al.*, 2006b). Samuti puuduvad Eestis andmed kahlajapoegade lennuvõimestumise osakaalu kohta. Kuna juba lennuvõimestunud lindude suremus on madal, on näiteks niidurüdi puhul Rootsis näidatud, et populatsioon püsib stabiilne isegi siis, kui igal aastal lennuvõimestub ühe vanalinnu kohta 0,17 poega (Jönsson, 1991).

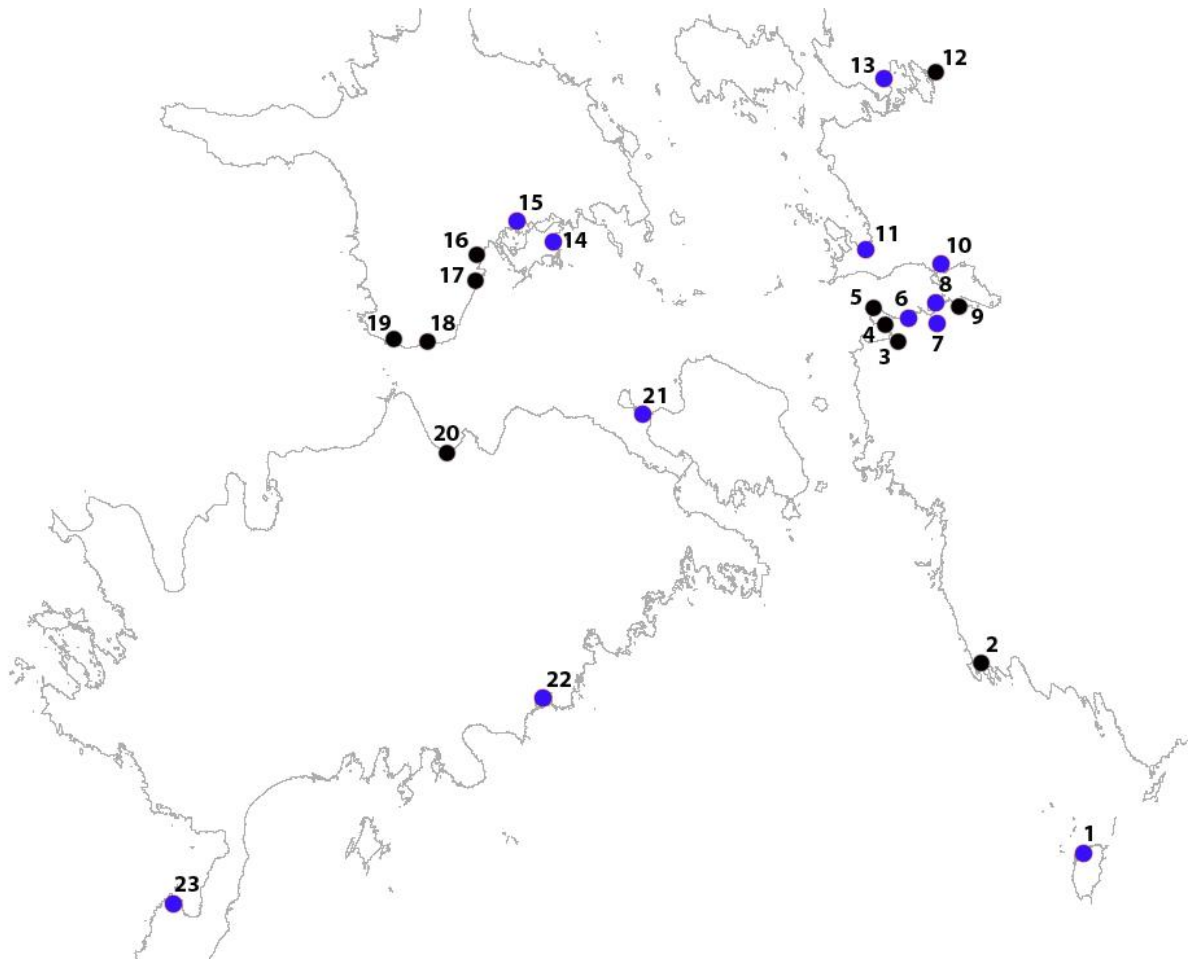
## 2. Materjal ja meetodid

Töös kasutatud andmed pärinevad 2012.-2013. aastal rannaniitude sidususe ja seisundi hindamiseks läbi viidud Tartu Ülikooli ja Eesti Maaülikooli looduskaitse rakendusuringute ühisprojektist (LOORA). Töö autor osales Põgari ja Kõinastu lee niitude linnuinventuuridel 2013. aastal. Ülejäänud linnuinventuurid viisid läbi kogunud rannaniitude haudelinnustiku loendajad, keda 2012. aastal oli kokku seitse ja 2013. aastal kaheksa (Rannap *et al.*, 2015). Niiduparameetrid on kaardistatud R. Rannapi, E. Soometsa, S. Kana ja K. Lanno poolt. Töö autor digiteeris puistu- ja merepiiri. Lisaks leidis autor linnuterritooriumite kõrgused (LIDARi andmetel) ning mõõtis ja analüüsis pesitsusterritooriumite kaugusi kuuest uuritud elupaiga tunnusest.

### 2.1. Andmete kogumine

Uuringuks valiti Lääne, Pärnu, Hiiu ja Saare maakonnas 23 rannaniitu, mis olid Keskkonnaameti ja PRIA andmetel 2012.aastaks vähemalt viiel järjestikusel aastal hooldatud – rannaniitude hooldus on niidukahlajate alal esinemise esimeseks eelduseks. Uuritud niidud erinesid pindalalt suuresti: väikseim (Tärkma) rannaniit hõlmas 23 ha, suurim (Haeska) rannaniit aga 258 ha (uurimisalade keskmine 94,7 ha; (Rannap *et al.*, 2015).

Välitööd andmete kogumiseks viidi läbi 2012. ja 2013. aasta kevadel. Mõlemal aastal kaardistati pesitsevate lindude territooriumid ja uuritavad elupaiga tunnused. Pesitsusterritooriume kaardistati varahommikul loendusel 10. maist kuu lõpuni. Lindude kaardistamiseks kasutati pihuarvutit Trimble või GPSi ja 100x100 m ruudustikuga paberkaarti. Analüüsid kasutati 2012. aastal 60 ja 2013. aastal 57 niidurüdi territooriumi, vastavalt 32 ja 61 tikutaja territooriumi, 145 ja 157 punajalg-tildri territooriumi ning 164 ja 196 kiivitaja territooriumi. Liikide esinemise tabel ala ja aasta kaupa on toodud lisas 1.



Joonis 1. Uurimisalad: 1) Kihnu, 2) Saulepi, 3) Teorehe, 4) Kilbu, 5) Saastna, 6) Pagaranna, 7) Salmi, 8) Keemu, 9) Härglaid, 10) Haeska, 11) Põgari-Sassi, 12) Saunja, 13) Tahu, 14) Taguküla, 15) Aandi, 16) Utu, 17) Karjamaa nina, 18) Tärkma, 19) Sõru, 20) Parasmetsa, 21) Kõinastu lee, 22) Sandla, 23) Rahuste. Sinise märgitud niidud on niidurüdi pesitsusalad.

Elupaigatunnustena kaardistati niitudel GPSi ja paberkaardi abil kümme objekti klassi, mis analüüsiks koondati neljaks tunnuseks: roostik (roostunud lomp, vana roog, kõrge värske roog, karjatatud rooala), märg ala (lomp, karjatatud märgala, märg (lompidega) ala, märg ala), hooldamata ala ja kraavid. Niitude tunnuste kaardistamine viidi läbi aprillis ja mais. Metsa ja mere piir ning kraavide täpsustus kaardistati 2013. aasta Maa-ameti ortofoto järgi ning suhteline kõrgus saadi 2013. aasta LIDARi andmetest. LIDAR-andmete otsene kasutamine ei pruugi olla korrektne, kuna on näidatud, arvutuslik andmete täpsus on vahemikus 0,07-0,12 m (Maaamet). Seetõttu kasutati magistritöös suhtelisi kõrgusi – iga niidu kõige madalamal asuv pesaterritoorium sai kõrguse väärtuseks 0, ülejäänud pesaterritooriumite kõrgused arvutati selle suhtes.

## 2.2. Analüüsid

Käesoleva uurimuse analüüs põhineb kaardistatud niidulindude pesitsusterritooriumite keskpunktil ja niidu tunnustel, millel on potentsiaalne mõju niidulindude pesapaiga valikule. Kaardistatud parameetrite kauguste mõõtmisel iga linnu pesaterritooriumist kasutati MapInfo funktsiooni Calculate Distances. Kõrgused mõõdeti ArcMapi Spatial Analyst tööriistaga Extract values to points. Juhupunktid loodi ArcMapi tööriistaga Create random points. Iga ala ja liigi kohta loodi sama palju juhupunkte, kui sel alal oli liigi territooriume.

Kuna uuringu läbiviimise aastad (2012 ja 2013) olid veetaseme poolest väga erinevad, uuriti aastate vahelise erinevuse leidmiseks aasta mõju Mann-Whitney U testiga. Muutujate vahelised seosed leiti Spearmani korrelatsiooni testiga.

Binaarse logistilise regressiooni alusel koostati mitme muutujaga elupaiga mudel Hosmer-Lemeshow (2000) meetodika järgi. Esmalt viidi üldistatud lineaarse mudeli järgi läbi tüüp I test, kus oluliseks tulnud ( $p < 0,15$ ) parameetrite vahel vaadati Spearmani korrelatsioone. Kõikide mittekorreleeruvate tunnustega tehti tüüp III test, kus oluliseks osutunud ( $p < 0,05$ ) tunnustest koostati mudel, mis annab pesaterritooriumite ja juhupunktide asukohtade ennustusvõime. Tüüp III test annab mudeli hindamiseks ka AIC väärtused. Mitmetunnuselise elupaiga mudeli koostamisel ei kasutatud tunnusena ala, kuna varem on samade andmetega tehtud analüüsid näidanud, et ruumilist autokorrelatsiooni ei esine (Rannap *et al.*, 2017)

Liikide elupaikade vaheliste erinevuste leidmiseks tehti diskriminantanalüüs ja koostati diskriminantfunksiooni joonised. Andmeanalüüsid viidi läbi STATISTICA 10 programmiga.

## 3. Tulemused

### 3.1. Liikide arvukus ja aastate vaheline erinevus

Kõige arvukam kahlajaliik uurimisaladel oli kiivitaja, kes pesitses mõlemal aastal kõigil rannaniitudel. Arvukuselt järgnes punajalg-tilder, kes pesitses 2012. aastal kõigil 23 ja 2013. aastal 22 niidul. Tikutaja pesitses 2012. aastal 12 ja 2013. aastal 17 niidul ning niidurüdi vastavalt 10 ja 12 uurimisalal (vt lisa 1).

Mann-Whitney U-testi tulemusena puudus aastate vaheline erinevus niidurüdi ja tikutaja pesitsuskoha ja kõigi uuritud parameetrite kauguste vahel. Sama testi tulemusena asusid punajalg-tildri pesitsusterritooriumid 2013. aastal rannikust keskmiselt kaugemal ( $U=9815,5$ ;  $p=0,039$ ) ja roole lähemal ( $U=8111$ ;  $p=0,017$ ) kui 2012. aastal. Kiivitaja puhul esines aastate vaheline erinevus kauguses puistust ( $U=14084,00$ ;  $p=0,043$ ). 2013. aastal asus pesitsusterritoorium puistust kaugemal kui 2012. a. Kuna aastate vahel ei olnud palju erinevusi, kasutati edasistes analüüsides kahe aasta andmeid koos.

### 3.2. Muutujate vahelised korrelatsioonid

Kui rannajoon, märg ala, kraav, hooldamata ala, roostik ja puistu mõjutavad niidulinde potentsiaalselt otseselt, siis kõrgus mõjub peamiselt läbi teiste muutujate – mida kõrgem on ala, seda kaugemal asub rannajoon, hooldamata alad ja roostik (tabel 1).

Tabel 1. Spearmani korrelatsioonikordajad kõigi liikide pesaterritooriumite kauguse vahel uuritud tunnustest. Tumedaga märgitud tunnused korreleeruvad ( $p<0,05$ ).

Tunnus	Rannajoon N=873	Märg ala N=873	Kraav N=744	Hooldamata N=611	Roog N=810	Puistu N=873	Kõrgus N=873
Rannajoon	1,00	<b>-0,11</b>	<b>0,10</b>	0,01	<b>-0,13</b>	<b>0,15</b>	<b>0,15</b>
Märg ala	<b>-0,11</b>	1,00	0,05	<b>-0,07</b>	-0,06	<b>0,25</b>	-0,02
Kraav	<b>0,10</b>	0,05	1,00	<b>0,08</b>	<b>-0,07</b>	<b>0,13</b>	0,00
Hooldamata	0,01	<b>-0,07</b>	<b>0,08</b>	1,00	<b>0,22</b>	<b>0,17</b>	<b>0,07</b>
Roog	<b>-0,13</b>	-0,06	<b>-0,07</b>	<b>0,22</b>	1,00	<b>0,25</b>	<b>0,21</b>
Puistu	<b>0,15</b>	<b>0,25</b>	<b>0,13</b>	<b>0,17</b>	<b>0,25</b>	1,00	0,02
Kõrgus	<b>0,15</b>	-0,02	0,00	<b>0,07</b>	<b>0,21</b>	0,02	1,00

### 3.3. Mitmetunnuselised elupaiga mudelid

Mitmetunnuselisi elupaigamudeleid sai koostada vaid niidurüdi ja kiivitaja jaoks, kuna punajalg-tildri ja tikutaja puhul osutus oluliseks ja samas ei korreleerunud teiste tunnustega vaid

üks muutuja. Punajalg-tildri jaoks on oluline pesakoha kõrgus, kusjuures madalam pesakoht on soositum (log-likelihood=-402,2;  $\chi^2=27,7$ ;  $p<0,001$ ).

Tikutaja jaoks määras pesa asukohta niidul vaid kaugus märjast alast (log-likelihood= -123,702;  $\chi^2=11,91$ ;  $p<0,001$ ), väiksem kaugus positiivne. Tikutaja pesaterritooriumi ja märja ala vahelise kauguse mediaan oli 9 m (kvartiilid: 0-44 m; kõikide liikide pesaterritooriumite asukohti kirjeldavad statistikud on toodud lisa 2).

Niidurüdi pesitsuspaiga määrasid kaugus vabast rannajoonest, puistust ning pesakoha kõrgus (AIC=267,57;  $p<0,001$ ). Kusjuures niidurüdi pesaterritoorium asus merele lähemal (estimate=-0,001,  $p<0,001$ ), puistust kaugemal (estimate=0,003,  $p<0,001$ ) ning rannaniidu madalamal osal (estimate=-1,516,  $p<0,001$ ) kui juhupunktid. Niidurüdi pesaterritooriumi ja mere vahelise kauguse mediaan oli 129 m (kvartiilid 54-550 m), pesaterritooriumi ja puistu vahelise kauguse mediaan 347 m (kvartiilid 237-541 m). Selliseid parameetreid sisaldav mudel ennustas niidurüdi pesaterritooriumi esinemise niidul õigesti 72% ja juhupunktid (pesa puudumise) õigesti 67%. Mudeli üldine ennustusvõime oli 69%.

Kiivitaja pesakoha määras kaugus märjast alast ja kõrgus (AIC=991,90,  $p=0,002$ ). Kiivitaja pesaterritoorium asus märjale alale lähemal (estimate=-0,002,  $p=0,005$ ) ning madalamal (estimate=-0,242,  $p=0,124$ ). Kiivitaja territooriumi ja niidul oleva märja ala vahekauguse mediaan oli 22 m (kvartiilid 0-74 m). Kiivitaja pesakoha esinemise niidul ennustas mudel 69% täpsusega, mitteesinemise aga 44% täpsusega. Analüüside tulemusena ei mõjuta ühegi linnuliigi territooriumi paiknemist kraavi, hooldamata ala või roo lähedus.

### 3.4. Diskriminantanalüüs

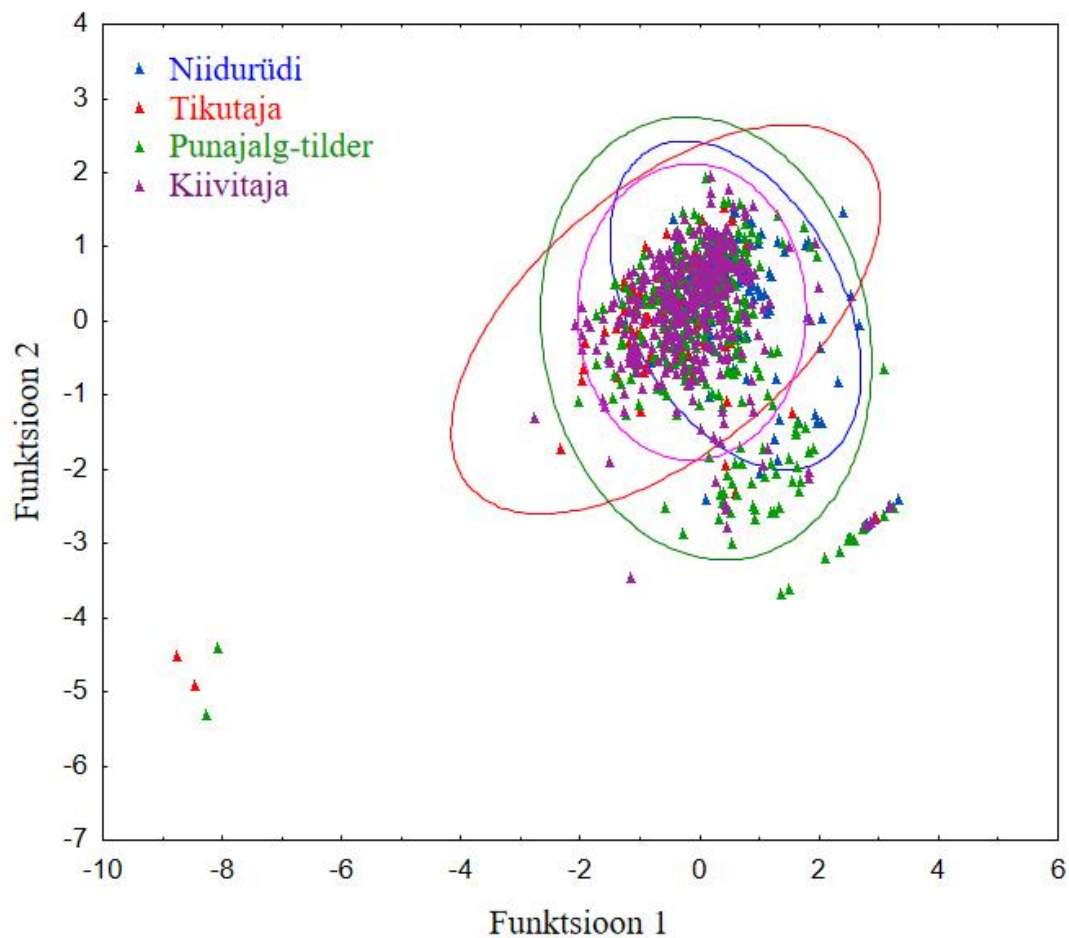
Tabelis 2 nähtub, et uuritud liikide vahel esinevad erinevused pesaterritooriumi ja maastiku elementide vahelistes kaugustes – liikide territooriumite asukohad erinevad kõige enam puistu kauguse poolest, seejärel pesaterritooriumi kõrguses, rannajoone kauguses ja kraavi kauguses. Märja ala, hooldamata ja roo ning pesitsusterritooriumi kauguses liikide vahelised erinevused puuduvad.

Tabel 2. Diskriminantanalüüsi tulemused. Tumedaga on märgitud tunnused, mille kauguses esineb liikide vahel erinevus. Mida madalam on osaline  $\lambda$ , seda suuremat mõju tunnus veerus omab.

	Wilks'i $\lambda$	Osaline $\lambda$	p
<b>Rannajoon</b>	<b>0,869</b>	<b>0,988</b>	<b>0,014</b>
Märg ala	0,866	0,991	0,053
<b>Kraav</b>	<b>0,867</b>	<b>0,990</b>	<b>0,033</b>
Hooldamata	0,860	0,998	0,685
Roog	0,864	0,993	0,103
<b>Puistu</b>	<b>0,910</b>	<b>0,943</b>	<b>&lt;0,001</b>
<b>Kõrgus</b>	<b>0,880</b>	<b>0,976</b>	<b>&lt;0,001</b>

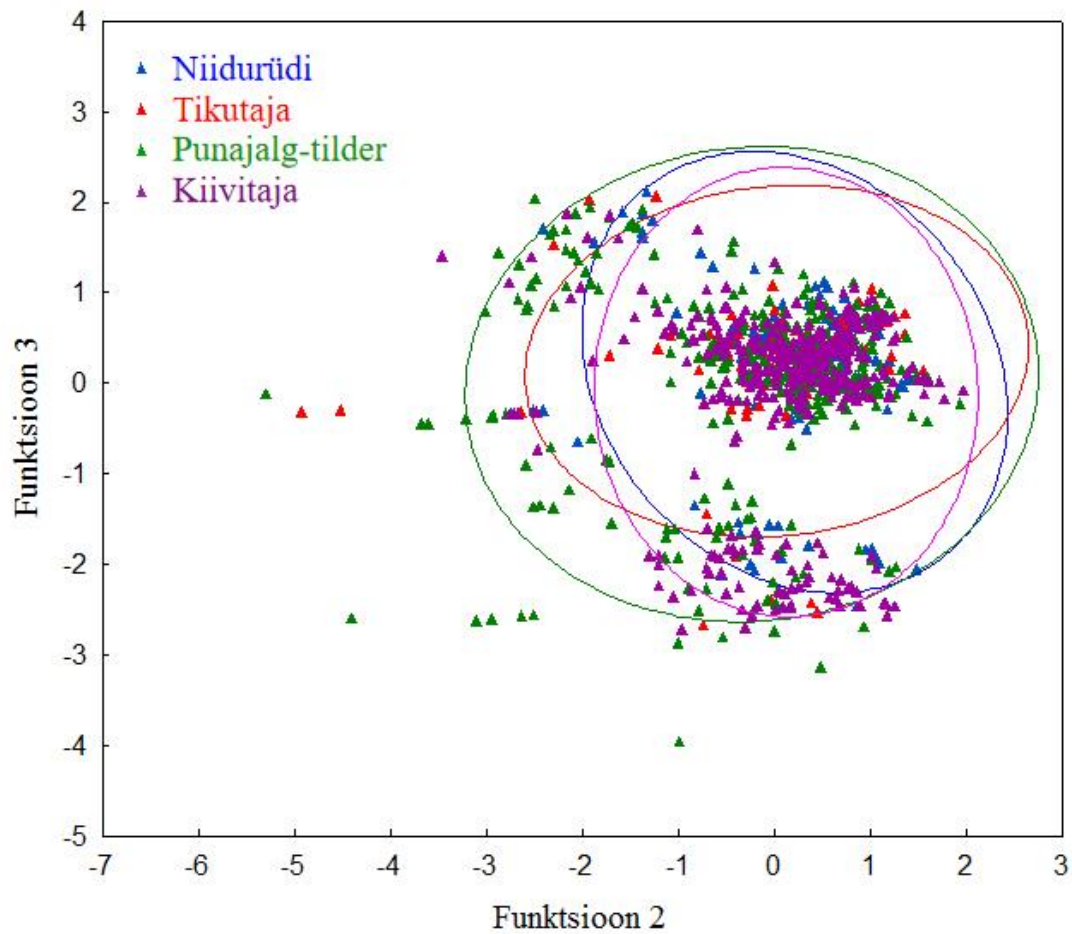
Tabel 3. Kanooniliste muutujate koefitsiendid. Kanoonilised muutujad näitavad tunnuste ja funktsiooni vahelisi korrelatsioone, kahe funktsiooni võrdluses on võimalik välja selgitada analüüsitava rühmade ühisosad. Tumedaga märgitud muutujad omavad veerus kõige suuremat mõju, mida väiksem on absoluutväärtus, seda nõrgemat mõju tunnus funktsioonis omab.

Muutuja	Funktsioon 1	Funktsioon 2	Funktsioon 3
Puistu	<b>-0,763</b>	0,372	-0,005
Kõrgus	0,288	<b>0,746</b>	0,405
Rannajoon	0,301	0,301	-0,433
Märg ala	-0,274	0,224	0,122
Kraav	-0,167	0,056	<b>0,744</b>
Roog	0,243	-0,097	0,279



Joonis 2. Nelja niidukahlaja liigi nišid funktsioon 1 (olulisim muutuja puistu kaugus) ja funktsioon 2 (olulisim muutuja kõrgus) põhjal.

Uuritud liikide nišid kattusid suures osas (joonis 2). Kõige kitsamad nišid funktsioon 1 ja funktsioon 2 põhjal on kiivitajal ja niidurüdil. Y-telje suhtes rohkem välja venitatud punajalg-tildri nišist saab järeldada suuremat variatsiooni peamiselt pesitsuskoha kõrguse suhtes. Mõlema funktsiooni suhtes välja venitatud tikutaja niš näitab suuremat variatsiooni nii puistu kauguse kui kõrguse suhtes.



Joonis 3. Nelja niidukahlaja liigi nišid funktsioon 2 ja funktsioon 3 põhjal. Funktsioon 2 moodustub peamiselt kõrgusest ning funktsioon 3 kraavi ning rannajoone kaugusest (viimasel nõrgem mõju).

Uuritud liikide nišid kattuvad suuresti ka sellel joonisel, kusjuures punajalg-tildri nišš on kõige laiem, mahutades samade väärtustega alale kõik teised kolm liiki.

## 4. Arutelu

### 4.1. Niidulindude pesitsemist soodustavad ja piiravad elupaiga tunnused

Diskriminantanalüüsi põhjal võib öelda, et kuigi uuringus käsitletud liikide elupaiganišid on suures osas kattuvad (joonis 2 ja 3), erineb nende liikide elupaigavalik kõige enam puistu kauguse poolest pesaterritooriumist. Sellele järgnevad pesaterritooriumi kõrgus merepinnast ning kaugus kraavist ja rannajoonest. Liikide elupaigavalik on sarnane märja ala, hooldamata ala ja roostiku kauguse osas. Erinevuse puistu kauguses põhjustab peamiselt tikutaja ning erinevuse kõrguses tikutaja ning punajalg-tilder, kelle nišid antud tunnuste suhtes on laiemad kui kiivitajal ja niidurüdil (joonis 2). Erinevus kraavi ja rannajoone kauguses tuleneb peamiselt sellest, et tikutaja territoorium asub nendest kahest tunnusest kaugemal kui teiste liikide territooriumid, mis omavahel suuresti kattuvad (joonis 3).

Logistilise regressioonanalüüsi tulemusena selgus, et mitme liigi jaoks oli oluline toitumiskoha lähedus – tikutaja ja kiivitaja puhul oli selleks märg ala, niidurüdil rannajoon. Punajalg-tildri territooriumi asukoha määras kõrgus, mis võib samuti olla seotud toitumisega. Kõrgus osutus juhupunktidega võrreldes oluliseks ka niidurüdi ja kiivitaja puhul. Niidurüdi oli ainus liik, kes vältis potentsiaalselt röövlust suurendava puistu lähedust. Ükski liik ei vältinud pesitsemist, samuti praktikas levinud arvamuse kohaselt röövlust soodustava, roostiku ja hooldamata alade ning niitu kuivendavate kraavide lähedal.

#### 4.1.1. Kaugus roovabast rannikust

Rannajoone lähedus osutus oluliseks niidurüdi pesaterritooriumi valiku puhul. Sarnaselt on Männaste ja Pehlak (2011) näidanud, et niidurüdi eelistab niite, mille rannajoon on 1/3 ulatuses roovaba. Samas kiivitaja, punajalg-tildri ja tikutaja pesaterritooriumi asukoha valikut ranniku lähedus ei mõjutanud. Lauge merekallas pakub kahlajatele toitumisvõimalusi – toidu kätte saamiseks peab pinnas olema pehme, lisaks liiguvad niiskes pinnases selgrootud maapinna lähedal. Toitumiskoha lähedus on üks olulisemaid pesaterritooriumi valiku kriteeriume, teisalt ei saa lind pesitseda liiga lähedal rannajoonele, sellisel juhul ohustavad pesa üleujutused. Pesapaiga kaugus rannajoonest võib olla kaudselt mõjutatud ka taimestiku kõrguse kaudu – tsonaalsel niidul, kus taimestiku suktsessioon algab rannast alates, on rannajoone lähedal rohi madalam ja rannajoonest kaugemal kõrgem. Niidurüdi territooriumi paiknemist rannajoonele lähemal võibki põhjustada seal esinev madal rohustu, mis soodustab niidurüdi poegade toitumist. Niidurüdi vajab madalama taimestikuga ala ka röövlooma varasemaks märkamiseks, kuna tema kaitsestrateegia seisneb pesast varakult eemale hiilimises, mitte aktiivses kaitses.

Veel üheks põhjuseks, miks niidurüdi pesaterritoorium on rannikule lähemal kui teistel liikidel, võib olla see, et enamasti piirab Eestis rannaniitu mets või võsa ning käesoleva uuring tulemuse kohaselt väldib niidurüdi pesitsemist puistute lähedal. Niidurüdi pesitsemise soodustamiseks saab soovitada rannajoone avatuna hoidmist.

#### **4.1.2. Kaugus märjast alast niidul**

Käesoleva uuringu tulemusena eelistavad kiivitaja ja tikutaja pesitseda märjale alale lähemal. Sarnast tulemust, kus kiivitaja eelistab toituda niidu sisealal, on näidatud ka Inglismaal (Eglington *et al.*, 2009). Varasemates uuringutes on ilmnenu ka, et punajalg-tilder valib pesitsuskoha märgadele aladele lähemale (Smart *et al.*, 2006a), kuid käesolevas uuringus sellist seost ei ilmnenu. Tikutaja puhul võib uniparentaalne haudumine olla põhjuseks, miks pesitsemine märgade alade lähedal on soodustatud – mida lähemal on toitumisala, seda lühemat aega viibib emaslind pesalt eemal. Kiivitaja poegade puhul pakuvad niidul asuvad märjad alad poegadele toitumisvõimalust juhul, kui merevee tase on liiga kõrge (Johansson & Blomqvist, 2010). See, et punajalg-tilder ei vali käesoleva uuringu tulemusena pesakohta märjale kohale lähemal, võib viidata sellele, et rannaniidud on toidu hankimiseks piisavalt niiske pinnasega ka mujal, kui märgade alade lähedal. Märjad alad pole olulised ainult toitumise seisukohalt. On näidatud, et imetajatest kiskjad liiguvad pigem kuivematel aladel, märjemal alal pesitsemine võib röövluskoormust vähendada (Smart *et al.*, 2006a).

#### **4.1.3 Pesaterritooriumi suhteline kõrgus**

Kõrguse mõju kahvajate pesapaigavalikule pole varem uuritud. Uuringu tulemusena selgus, et juhuslikust madalamal niidualal eelistavad pesitseda niidurüdi, kiivitaja ja punajalg-tilder. Samas ei pesitse ükski liik päris madalas lohus, seda tõenäoliselt seetõttu, et veel madalamal on pinnas pesa tegemiseks liiga niiske ja üleujutuse võimalus suurem. Tikutaja asukohavalikut kõrgus ei mõjutanud.

Kõrgusel võib olla niidulindude pesakohavalikule otsene mõju – madalamates kohtades võib olla soodsam mikrokliima (nt kaitstus tuule eest). Kuigi kõrgus ei korreleeru käesolevas uuringus märgade aladega, arvatavasti pinnase erinevusest tulenevatel põhjustel, võib eeldada, et madalamates kohtades on pinnas niiskem ja pehmem kui kõrgemal ning seega on madalad kohad niidurüdi, kiivitaja ja punajalg-tildri jaoks toitumisalad. Kõrguse mõju võib olla seotud ka taimestiku kõrgusega, kus madalamad ja niiskemad kohad on suurema tõenäosusega aeglasema taimestiku kasvuga (Ausden *et al.*, 2003) ning tihtipeale paremini karjatatud, kuna seal kasvavad kariloomade meelistoiduks olevad taimeliigid (Sharps *et al.*, 2015) – on näidatud, et niidurüdi ja kiivitaja pesitsevad just niidu madalmurustes osades (Koivula & Rönkä, 1998;

Milsom *et al.*, 2000). Uuringu tulemustest lähtudes saab soovitada rõhutatud tähelepanu madalate kohtade majandamisele, et vältida selliste niidukahlajatele oluliste alade kinni kasvamist.

#### **4.1.4. Kaugus puistust**

Käesoleva töö analüüsi tulemusena selgus, et neljast uuringus käsitletud liigist mõjutas puistu vaid niidurüdi pesaterritooriumi valikut – minimaalselt pesitses niidurüdi 37 m kaugusel puistust. Niidurüdi on kohastunud avara elupaigaga, seal on välja kujunenud passiivne pesade kaitse strateegia, mis seisneb kiskja võimalikult varajases märkamises ja vaikselt pesalt eemaldumises. Mida parem on nähtavus pesapaigalt, seda suurema vahemaa pealt lind pesalt lahkub (Koivula & Rönkä, 1998). Röövlus võib suureneka, kui pesa lähedal on puhmaid, põõsaid või puid, mis vaatevälja varjavad; lisaks kasutavad röövlinnud kõrgemaid kohti valvepostidena (Berg *et al.*, 1992; Pearce-Higgins & Grant, 2006). Uuringute tulemused, mis seovad puistute lähedal pesitsemise pesitsusedukusega, on vastuolulised: kiivitaja ja punajalg-tildri puhul on näidatud puistu lähedal nii madalamat (Berg *et al.*, 1992; Pearce-Higgins & Grant, 2006), kui ka ülejäänud aladega samaväärset pesitsusedukust (Ottvall *et al.*, 2005; Bertholdt, 2017). Kuna käesoleva uuringu tulemusena väldib niidurüdi pesitsemist puistute lähedal, saab niidurüdile pesitsemiseks vajaliku ala pindala suurendada puistuid eemaldades, isegi, kui puistute lähedus ei suurenda röövluskoormust.

#### **4.1.5. Kaugus roostikust**

Tugeva inimõju tõttu puuduvad roostikud Lääne-Euroopas suuresti ning seetõttu pole mujal roostiku mõju niidukahlajate pesitsusterritooriumi valikule uuritud. Käesoleva töö tulemusena ei väldi ükski uuritud niidulindudest pesitsemist roostiku lähedal. Küll tuleb roostiku mõju siduda vaba rannajoonega, mis on niidurüdi jaoks oluline pesaterritooriumi valiku kriteerium.

Lääne-Euroopa kultuurmaastikus käsitletakse roostikku väärtusliku elupaigana, Eestis on pilliroo pealetung niidu majandamise üks peamisi probleeme. Läänemere suurenenud lämmastiksisalduse tõttu saab pilliroog parema konkuretsi eelise – kui toitained ei limiteeri juurkonkuretsi on pilliroog kiirekasvulise liigina võsukonkuretsis teistest taimeliikidest üle ja selle tagasi tõrjumiseks peab niitude majandamisel kasutama kõrgemat karjatamiskoormust.

Uuringu tulemused, mille põhjal niidulinnud roostiku lähedal pesitsemist ei väldi, võiksid tõstatada arutelu, kas seni niidu majandamise praktikas levinud roostiku käsitlemine niiduelustikule negatiivselt mõjuva elemendina on põhjendatud või peaks niidu kõrval asuvasse roostikku suhtuma lihtsalt kui erinevasse elupaika. Samas killustab roostik niiduelupaika ning

kuna käesolev analüüs ei seo elupaigavalikut pesitsusedukusega, ei ole võimalik välistada roostiku negatiivset mõju pesitsusedukusele – roostik võib pakkuda röövloomadele varjumisvõimalust ja vähendada niidulindudele kiskja märkamiseks vajalikku avatud vaadet.

#### **4.1.6. Kaugus kraavist ja hooldamata aladest**

Uuringus analüüsitud liigid kraavide lähedust ei vältinud. Kraavi mõju võeti analüüsi, kuna kraavid kuivendavad niitu ning kõige tugevama kuivenduse mõju on kraavi vahetus läheduses. Kuna kahlajate toitumine on seotud niiske pinnasega, võivad linnud kraavide lähedal pesitsemist vältida. Uuringu tulemusest võib järeldada, et Eesti rannaniitude kraavid ei ole alade kuivendamisel väga efektiivsed ning nende servad võivad olla piisavalt lauged, et linnud kasutavad kraave mereranna ja lompide kõrval hoopis toitumiskohtadena. Näiteks on Inglismaa rannaniitudel näidatud, et vanad kraavid on kiivitaja poegade ja punajalg-tildri eelistatud toitumispaigaks (Laidlaw *et al.*, 2015).

Uuringu tulemusena ei väldi ükski neljast niidukahlaja liigist pesitsemist ka hooldamata alade lähedal. Niidulindude pesaterritooriumi paiknemist hooldamata ala suhtes analüüsiti, kuna on näidatud, et hooldamata alad lihtsustavad röövloomade liikumist ning raskendavad kiskjate märkamist niidulindude poolt (Koivula & Rönkä, 1998; Devereux *et al.*, 2004; Whittingham & Evans, 2004) suurendades seeläbi pesade rüüstet (Laidlaw, 2013). Hooldamata sellest, et analüüsi tulemusena ei väldi niidukahlajad pesitsemist hooldamata alade läheduses, on sellised alad niidulindudele elupaigana sobimatud ning elupaiga pindala suurendamiseks võib soovitada majandamisvõtteid, mis aitaksid vältida hooldamata alade tekkimist niidul (nt loomade jaotumuse ühtlustamist karjaaedadega või karjatamiskoormuse suurendamist). Samuti ei seo käesolev uuring niidulindude territooriumite paiknemist pesitsusedukusega, mistõttu ei saa välistada, et hooldamata alad ei tõsta röövloomade edukust niiduelupaigas.

# Kokkuvõte

Mitme Euroopas pesitseva kahlajaliigi populatsioonid on olnud languses aastakümneid ning hoolimata ressursimahukatest pingutustest pole liikide arvukused tõusuteele pöördunud. Kui esmalt peeti languse põhjuseks elupaikade kadu, siis praegu, kui elupaikade kadu on pidurdunud, on populatsioonide jätkuva languse põhjusena näidatud suurenenud röövluskoormust. Kuna kiskjate eemaldamine on töömahukas, kulukas ning ei pruugi anda püsivat tulemust, on viimaste aastate uurimused keskendunud röövluse mõjutamisele läbi elupaiga tunnuste muutmise. Käesoleva töö eesmärgiks oli välja selgitada niidukahlajate pesitsemist piiravad ja soodustavad rannaniidu tunnused ning Eesti vastutusliigiks oleva niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*) elupaigavalik.

Magistritöös kasutatud andmed pärinevad 2012. ja 2013. aastal läbi viidud laiaulatuslikust rannaniitude sidususe ja elustiku seisundi hindamise looduskaitse rakendusuuringust (LOORA). Uuringu käigus kaardistati kahe aasta jooksul niidukahlajate territooriumid ja lindude elupaigavalikut potentsiaalselt mõjutada võivad rannaniidu tunnused 23 rannaniidul Lääne-Eestis. Uuringus käsitletavateks liikideks olid niidurüdi, kiivitaja, punajalg-tilder ja tikutaja. Lindude pesaterritooriumite asukohti analüüsiti roovaba rannajoone, märja ala, kraavide, hooldamata ala, roo ja puistu kauguse ning kõrguse suhtes.

Töö tulemusena selgus, et niidurüdi pesitsemist piirab puistu lähedus, soodustab aga madalate alade olemasolu ja roovaba ranniku lähedus. Tikutaja pesaterritooriumi valikul on oluline niidul asuva märja ala olemasolu. Punajalg-tildri pesitsemist soodustab madalate kohtade lähedus ning kiivitaja eelistab pesitseda lähemal märjale ning madalal asuvale alale. Ükski liik ei vältinud pesitsemist roo ja hooldamata alade ning niitu kuivendavate kraavide lähedal.

Käesolev töö on esimene, mis analüüsib rannaniidu suhtelise kõrguse mõju niidulindude pesitsusterritooriumite valikule, sealjuures osutus kõrgus oluliseks tunnuseks kolme uuringus käsitletud liigi puhul, kes kõik eelistasid pesitseda juhuslikust madalamal. Seega saab uuringu tulemustest lähtudes soovitada rõhutatud tähelepanu pööramist madalate niidualade majandamisele, et vältida selliste niidukahlajatele oluliste alade kinni kasvamist. Teine uudne parameeter, mille suhtes niidulindude pesitsusterritooriumi valikut ei ole varem uuritud, on roostik. Kuigi Eestis on niitude majandamise praktikas levinud roostiku pidamine niidulindude pesitsemist piiravaks elemendiks, siis käesoleva uuringu tulemusena ei vältinud ükski uuringus käsitletud liik pesitsemist roostiku lähedal. Seega võiksid käesoleva töö tulemused tõstatada

arutelu, kas roostiku käsitlemine niiduelustikule negatiivselt mõjuva elemendina on põhjendatud või peaks niidu kõrval asuvasse roostikku suhtuma lihtsalt kui erinevasse elupaika. Kuna käesolev töö ei hõlma pesitsusedukuse andmeid, tuleb tulemuste tõlgendamisel olla ettevaatlik ja võtta pesitsemist piiravaid ja soodustavaid rannaniidu tunnuseid pigem soovitusena, mille otsene mõju niidukahlajate pesitsusedukusele vajab edasist uurimist.

# Summary

## Habitat characteristics supporting and limiting meadow birds' nesting site selection

European wader populations have been in decline for decades, without a sign of increase despite costly management efforts of coastal wetland habitats. Habitat loss and deterioration are thought to be the main reasons behind the population declines, with predation adding a great deal to the pressure. As elimination of predators is highly labour-consuming, expensive and possibly also unsustainable, recent research is focused on affecting predation through changes in the habitat characteristics. The aim of this thesis is to ascertain coastal meadow characteristics limiting and favouring meadow birds' breeding and to determine the habitat selection of Southern Dunlin (*Calidris alpina schinzii*).

Data for the thesis was collected in 2012 & 2013 within a project LOORA aimed to assess the coherence and status of coastal meadows. In two years, coastal meadow breeding wader territories and habitat characteristics were mapped on 23 meadows in Western Estonia. The species used in the analysis were the Southern Dunlin, Northern Lapwing (*Vanellus vanellus*), Redshank (*Tringa totanus*) and Common Snipe (*Gallinago gallinago*). Habitat characteristics included distance to open coastline, wet features on meadow, ditches, unmanaged areas, reed-bed, woodland and the height of breeding territory.

As a result of the analysis, the Southern Dunlin habitat requirements were brought out: the species habitat selection is limited by the proximity to woodlands but promoted by the presence of low areas on meadow and open coastline. The results are in accordance with previous studies. Common Snipe breeding is favoured by the proximity of wet areas on the meadow. Redshank habitat selection is determined by low areas and Northern Lapwing is breeding closer to wet and low areas on the meadow. None of the species avoided breeding close to reed and unmanaged areas nor ditches.

As a novel characteristic, breeding territory height was analysed in relation to breeding territory selection. Height was proven to be the most important habitat characteristic affecting the site selection of three of the species included in the analysis, with Southern Dunlin, Northern Lapwing and Redshank all preferring to breed in lower areas. Therefore, directing emphasised management on lower areas to support meadow bird breeding can be suggested. Another novel characteristic included in the analysis, with previously unknown impact on meadow bird breeding, is reedbed. In Estonian practical meadow management reedbed is considered to have

a negative effect on meadow bird populations, but the results of the analysis do not advocate for the belief – proximity of reed does not limit meadow bird breeding territory selection.

Current analysis does not link breeding territory selection with breeding success, therefore care has to be taken when interpreting the habitat characteristics limiting and favouring meadow bird breeding and further research on breeding success in relation to habitat selection is suggested.

# Tänuavaldused

Täna oma juhendajat Riinu Rannapit, kes andis uurimuse idee, jagas minuga analüüsitavaid andmeid, soovitas analüüsimeetodeid, suunas ja tegi parandusi ning oli alati mõistev, toetav ja kasulikku nõu andev, nädalapäevast ja kellaajast hoolimata. Suur tänu ka juhendajale Hannes Pehlakule välitöödele ja kahlajamaailma suunamise eest. Samuti täna Asko Lõhmust, kes andis soovitusi analüüsimeetodite osas.

# Kasutatud kirjandus

- Ausden, M., Rowlands, A., Sutherland, W., & James, R. (2003). Diet of breeding Lapwing *Vanellus vanellus* and Redshank *Tringa totanus* on coastal grazing marsh and implications for habitat management. *Bird Study*, 50, 285–293.
- Baines, D. (1990). The Roles of Predation, Food and Agricultural Practice in Determining the Breeding Success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) on Upland. *Journal of Animal Ecology*, 59(3), 915–929.
- Beintema, A. J., Thissen, J. B., Tensen, D., & Visser, G. H. (1991). Feeding Ecology of Charadriiform Chicks in Agricultural Grassland. *Ardea*, 79(1), 31–43.
- Berg, Å., Lindberg, T., & Källebrink, K. (1992). Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *Journal of Animal Ecology*, 61(2), 469–476.
- Bertholdt, N., Gill, J.A., Laidlaw, R.A., Smart, J. (2017). Landscape effects on nest site selection and nest success of lapwing *Vanellus vanellus* in lowland wet grasslands. *Bird Study*, 64(1), 1–7.
- Blomqvist, D., Pauliny, A., Larsson, M., & Flodin, L.-A. (2010). Trapped in the extinction vortex? Strong genetic effects in a declining vertebrate population. *BMC Evolutionary Biology*, 10, 33.
- Bulla, M., Valcu, M., Dokter, A. M., Dondua, A. G., Kosztolányi, A., Rutten, A., ... Kempenaers, B. (2016). Unexpected diversity in socially synchronized rhythms of shorebirds. *Nature Letters*, 540(7631), 1–22.
- Cliquet, F., Robardet, E., Must, K., Laine, M., Peik, K., Picard-Meyer, E., ... Niin, E. (2012). Eliminating rabies in Estonia. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 6(2).
- Devereux, C. L., Mckeever, C. U., Benton, T. G., & Whittingham, M. J. (2004). The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis*, 146(SUPPL. 2), 115–122.

- Dyrce, A., Witkowski, J., & Okulewicz, J. (1980). Nesting of “timid” waders in the vicinity of “bold” ones as an antipredator adaption. *Ibis*, *123*, 542–545.
- Eglington, S. M., Gill, J. A., Smart, M. A., Sutherland, W. J., Watkinson, A. R., & Bolton, M. (2009). Habitat management and patterns of predation of Northern Lapwings on wet grasslands: The influence of linear habitat structures at different spatial scales. *Biological Conservation*, *142*(2), 314–324.
- Evans, K. L. (2004). The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis*, *146*(1), 1–13.
- Forstmeier, W., & Weiss, I. (2004). Adaptive plasticity in nest-site selection in response to changing predation risk. *Oikos*, *104*(3), 487–499.
- Green, R. E. (1988). Effects of Environmental Factors on the Timing and Success of Breeding of Common Snipe *Gallinago gallinago* Snipe *Gallinago gallinago*. *Journal of Applied Ecology*, *25*(1), 79–93.
- Green, R. E. (1991). Sex differences in the behaviour and measurements of Common Snipes *Gallinago gallinago* breeding in Cambridgeshire, England. *Ringing & Migration*, *12*(2), 57–60.
- Green, R. E., Hiron, G. J. M. (1990). Foraging Habitats of Female Common Snipe *Gallinago gallinago* During the Incubation Period. *Journal of Applied Ecology*, *27*(1), 325–335.
- Hermann, C., Thorup, O. (2011). Population Development of Baltic Bird Species: Southern Dunlin (*calidris alpina schinzii*). HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets.
- Hosmer, D. W., & Lemeshow, S. (2000). Applied Logistic Regression. *Wiley Series in Probability and Statistics*.
- Johansson, O. C. ., & Blomqvist, D. (2010). Habitat Selection and Diet of Lapwing *Vanellus vanellus* Chicks on Coastal Farmland in S . W . Sweden. *Journal of Applied Ecology*, *33*(5), 1030–1040.
- Jönsson, P. E. (1991). Reproduction and survival in a declining population of the southern dunlin *Calidris alpina schinzii*. *Wader Study Group Bulletin*, *61*(April), 56–68.

- Jönsson, P. E., & Alerstam, T. (1990). The adaptive significance of parental role division and sexual size dimorphism in breeding shorebirds. *Biological Journal of the Linnean Society*, *41*(4), 301–314.
- Joyce, C. (2014). Ecological consequences and restoration potential of abandoned wet grasslands. *Ecological Engineering*, *66*, 91-102.
- Koivula, A. K., & Rönkä, A. (1998). Habitat Deterioration and Efficiency of Antipredator Strategy in a Meadow-Breeding Wader, Temminck's Stint (*Calidris temminckii*). *Oecologia*, *116*(3), 348–355.
- Laidlaw, R. A. (2013). *Managing wet grassland landscapes: impacts on predators and wader nest predation*. University of East Anglia.
- Laidlaw, R. A., Smart, J., Smart, M. A., & Gill, J. A. (2015). The influence of landscape features on nest predation rates of grassland-breeding waders. *Ibis*, *157*, 700–712.
- Leigh, S. G., Smart, J., & Gill, J. A. (2016). Impacts of grassland management on wader nest predation rates in adjacent nature reserves. *Animal Conservation*, *20*, 61-71.
- Leito, A., Elts, J., Mägi, E., Truu, J., Ivask, M., Kuu, A., ... Luigujõe, L. (2014). Coastal grassland wader abundance in relation to breeding habitat characteristics in Matsalu Bay, Estonia. *Ornis Fennica*, *91*, 149–165.
- Lotman, S. (2011). Rannaniitude hoolduskava: juhendmaterjal Keskkonnaameti maahoolduse spetsialistidele ja maa hooldajatele.
- Macdonald, M. A., & Bolton, M. (2008). Predation on wader nests in Europe. *Ibis*, *150*(SUPPL.1), 54–73.
- Mägi, M. 2017. Maaspesitsevate lindude pesarüüste taastatud Pärnu rannaniidul. *Hirundo*, *30* (1), 1-15.
- Männaste, R.; Pehlak, H. (2011). Impact of high shoreline vegetation on the quality of coastal meadows for breeding waders. *8th Conference of the European Ornithologists' Union, Riga, Latvia, 27-30 August*. 237.

- Manton, M., Angelstam, P., Milberg, P., & Elbakidze, M. (2016). Wet grasslands as a green infrastructure for ecological sustainability: Wader conservation in Southern Sweden as a case study. *Sustainability*, 8(4).
- Milsom, T., S.D, L., Parkin, W. K., Peel, S., Bishop, J. D., Hart, J. D., & Moore, N.P. (2000). Habitat model of bird species' distribution: an aid to the management of coastal grazing marshes. *Journal of Applied Ecology*, 37, 706–727.
- Ottvall, R., Larsson, K., & Smith, H. G. (2005). Nesting success in Redshank *Tringa totanus* breeding on coastal meadows and the importance of habitat features used as perches by avian predators. *Bird Study*, 52(January 2016), 289–296.
- Ottvall, R., & Smith, H. G. (2006). Effects of an agri-environment scheme on wader populations of coastal meadows of southern Sweden. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113, 264–271.
- Pearce-Higgins, J. W., & Grant, M. C. (2006). Relationships between bird abundance and the composition and structure of moorland vegetation: Capsule Variations in the composition, structure and heterogeneity of moorland vegetation are shown to affect the abundance of eight of nine moorland bird speci. *Bird Study*, 53(2), 112–125.
- Pehlak, H., & Lõhmus, A. (2008). An artificial nest experiment indicates equal nesting success of waders in coastal meadows and mires. *Ornis Fennica*, 85(2), 66–71.
- Powers, L. C., & Glimp, H. a. (1997). Impacts of livestock on shorebirds: a review and application to shorebirds of the western Great Basin. *International Wader Studies*, 9, 55–63.
- Puur, K. (2017). Niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*) pesapaiga mõju koorumisedukusele. Magistritöö. Põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu: Eesti Maaülikool.
- Rannap, R., Kaart, T., Pehlak, H., Kana, S., Soomets, E., & Lanno, K. (2017). Coastal meadow management for threatened waders has a strong supporting impact on meadow plants and amphibians. *Journal for Nature Conservation*, 35, 77–91.
- Rannap, R., Sõber, V., Tiitsaar, A., & Kraut, A. (2015). *Loopealsete ja rannaniitude majandamine ja elustiku seisund*. Tartu: Tartu Ülikool.

- Roodbergen, M., van der Werf, B., & Hötker, H. (2012). Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: Review and meta-analysis. *Journal of Ornithology*, *153*, 53–74.
- Rönkä, N. (2016). *Phylogeography and conservation genetics of waders*. Oulu: Univeristy of Oulu.
- Sharps, E., Smart, J., Skov, M. W., Garbutt, A., & Hiddink, J. A. N. G. (2015). Light grazing of saltmarshes is a direct and indirect cause of nest failure in Common Redshank *Tringa totanus*. *Ibis*, *157*, 239–249.
- Smart, J., Gill, J. a., Sutherland, W. J., & Watkinson, A. R. (2006a). Grassland-breeding waders: Identifying key habitat requirements for management. *Journal of Applied Ecology*, *43*, 454–463.
- Smart, J., Hötker, H., Engelmoer, M., Smart, M., & Gill, J. (2006b). Wet Grassland Meadowbird Workshop. *Wader Study Group Bulletin*, *111*(December), 9–14.
- Thorup, O. (2004). Status of populations and management of Dunlin *Calidris alpina*, Ruff *Philomachus pugnax* and Blacktailed Godwit *Limosa limosa* in Denmark. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr*, *98*, 7–20.
- Thyen, S., & Exo, K. M. (2005). Interactive effects of time and vegetation on reproduction of redshanks (*Tringa totanus*) breeding in Wadden Sea salt marshes. *Journal of Ornithology*, *146*(3), 215–225.
- Whittingham, M. J., & Evans, K. L. (2004). The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*, *146*(S 2), 210–220.
- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., & Brown, V. K. (2001). The management of lowland neutral grassland in Britain: effects of agricultural practice on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, *38*, 647–664.

# Lisa 1

Liikide arvukuse tabel ala ja aasta kaupa.

Ala	Niidurüdi		Kiivitaja		Punajalg-tilder		Tikutaja	
	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013
Aandi	1	4	2	6	1	4	0	1
Haeska	4	10	10	10	8	4	4	5
Keemu	7	14	6	5	7	9	2	2
Kihnu	5	3	3	16	4	11	3	0
Kõinastu lee	8	3	3	5	2	5	0	0
Pagarand	2	0	4	6	7	4	0	3
Põgari	10	8	26	14	8	15	1	4
Rahuste	1	3	20	15	23	9	0	2
Salmi	18	8	14	19	10	15	5	11
Tahu	4	2	4	4	5	2	5	5
Sandla	0	1	13	10	3	4	0	0
Taguküla	0	1	3	5	5	6	0	1
Karjamaa	0	0	8	5	8	6	1	3
Saastna	0	0	2	3	5	7	2	4
Saunja	0	0	3	5	1	4	1	0
Sõru	0	0	3	4	4	4	1	0
Tärkma	0	0	6	7	1	0	1	1
Teorehe	0	0	9	20	12	12	7	9
Härglaid	0	0	8	6	10	5	0	1
Kilbu	0	0	6	10	4	8	0	2
Parasmetsa	0	0	4	10	9	13	0	6
Utu	0	0	3	4	3	3	0	1
Saulepi	0	0	4	7	5	7	0	0

## Lisa 2

Kirjeldavad statistikud. Tabelist puudub tunnus kõrgus, kuna analüüsis kasutati suhtelist kõrgust, mis ei ole väärtusena informatiivne.

Tunnus	Mediaan				Alumine kvartiil				Ülemine kvartiil			
	Niidurüdi	Tikutaja	Punajalg-tilder	Kiivitaja	Niidurüdi	Tikutaja	Punajalg-tilder	Kiivitaja	Niidurüdi	Tikutaja	Punajalg-tilder	Kiivitaja
Rannajoon	129	295	139	129	54	149	41	60	550	673	352	426
Märg ala niidul	46	9	25	23	7	0	0	0	110	44	79	74
Kraav	283	242	246	217	144	109	112	93	480	406	464	451
Hooldamata	424	291	363	337	267	91	168	162	583	540	638	628
Roog	230	219	217	216	109	83	89	93	629	594	578	472
Puistu	346	150	190	174	237	89	106	105	542	296	301	287

Tunnus	Miinimum				Maksimum				N			
	Niidurüdi	Tikutaja	Punajalg-tilder	Kiivitaja	Niidurüdi	Tikutaja	Punajalg-tilder	Kiivitaja	Niidurüdi	Tikutaja	Punajalg-tilder	Kiivitaja
Rannajoon	0	0	0	0	1190	1804	1806	1604	117	94	302	360
Märg ala niidul	0	0	0	0	1399	361	965	812	117	94	302	360
Kraav	19	3	1	3	1569	2005	1949	1820	104	88	253	299
Hooldamata	0	0	0	0	2662	2690	2938	2959	81	64	205	261
Roog	0	0	0	0	1771	1292	2465	2514	117	85	279	329
Puistu	37	0	0	6	1648	839	1452	899	117	94	302	360

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

Mina, Triin Kaasiku,

*(autori nimi)*

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose  
Niidukahlajate pesakoha valikut toetavad ja piiravad elupaiga omadused,

*(lõputöö pealkiri)*

mille juhendajad on Riinu Rannap ja Hannes Pehlak,

*(juhendajate nimi)*

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
  - 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **24.05.2017**