



EESTI MAAÜLIKOOL
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Kairi Puur

**NIIDURÜDI (*CALIDRIS ALPINA SCHINZII*) PESAPAIGA
OMADUSTE MÕJU KOORUMISEDUKUSELE**

**IMPACT OF NEST SITE CHARACTERISTICS ON HATCHING
SUCCESS OF SOUTHERN DUNLIN (*CALIDRIS ALPINA SCHINZII*)**

Magistritöö
Vee ja maismaa ökosüsteemide rakendusbioloogia õppekava

Juhendajad: Hannes Pehlak, *MSc*
Riinu Rannap, *PhD*

Tartu 2017

Lühikokkuvõte

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014	Magistritöö lühikokkuvõte		
Autor: Kairi Puur	Õppekava: vee ja maismaa ökosüsteemide rakendusbioloogia		
Pealkiri: Niidurüdi (<i>Calidris alpina schinzii</i>) pesapaiga omaduste mõju koorumisedukusele			
Lehekülgi: 67	Jooniseid: 12	Tabeleid: 2	Lisasid: 4
Osakond: Zooloogia osakond Uurimisvaldkond: Niidurüdi koorumisedukus Juhendaja(d): Hannes Pehlak, <i>MSc</i> ; Riinu Rannap, <i>PhD</i> Kaitsmiskoht ja aasta: Tartu 2017			
<p>Pesapaiga omaduste mõju niidurüdi (<i>Calidris alpina schinzii</i>) koorumisedukusele ei ole Läänemere piirkonnas seni uuritud. Eestis kuulub niidurüdi I kategooria kaitsvate liikude hulka. Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli uurida niidurüdi elupaiga eelistusi rannaniitudel ja analüüsida, millised pesapaiga omadused mõjutavad koorumisedukust. Andmestik koguti kuuel Lääne-Eesti rannaniidul kahekümne ühe leitud pesa kohta. Elu- ja pesapaiga eelistuste väljaselgitamiseks mõõdeti taimestiku kõrgust pesa kohal ja pesast 3 m kaugusel ning hinnati pesa varjatust taimestikuga. Lisaks nendele kolmele faktorile analüüsiti veel seitsme teguri (munemisaja alguse, rannaniidu suuruse ja laiuse, pesa kauguse rannaniidu maapoolsest servast (maanteest, metsa- ja võsapiirist), veepiirist ja teisest pesast ning kariloomade arvu) mõju koorumisedukusele.</p> <p>Leitud pesade koorumisedukus oli 42,9%. Statistilised analüüsid ei näidanud, et uuritavad elu- ja pesapaiga omadused oleksid koorumisedukust mõjutanud. Kuigi tuleb märkida, et koorumisedukus oli kõrgem (75%) nendes pesades, kus pesa varjatust oli üle 33% ja taimestiku kõrgus pesa ümbruses madalam kui 67 mm. Lisaks mõjutas koorumisedukust rannaniidu laius – 55% edukalt koorunud pesadest asusid rannaniidu maapoolsest servast kaugemal kui 473 m. 57,1% leitud pesadest rüüstati. Pesa rüüstajat ei tuvastatud, kuid arvatavasti oli tegemist imetajaga.</p> <p>Lõppkokkuvõttes võib niidurüdi koorumisedukus sõltuda keskkonnatingimuste, kiskluse ning elu- ja pesapaiga erinevate faktorite koosmõjust. Täpsema pesitsusedukuse uurimiseks tuleks pikema perioodi jooksul hinnata pesapaiga omaduste mõju pesade ellujäämusele ning koorunud poegade lennuvõimestumise määra. Pesitsusedukust mõjutavate tegurite edasine uurimine aitaks paremini mõista niidurüdi arvukuse languse ja madala taastootmisvõime põhjuseid ning võimaldaks ohustatud liigi kaitset tõhusamalt planeerida ja korraldada.</p>			
Märksõnad: kahlajad, pesitsusedukus, taimestiku kõrgus, pesarüüste, rannaniidud			

Short Summary

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of Master's Thesis	
Author: Kairi Puur		Specialty: Applied biology of aquatic and terrestrial ecosystems	
Title: Impact of nest site characteristics on hatching success of southern dunlin (<i>Calidris alpina schinzii</i>)			
Pages: 67	Figures: 12	Tables: 2	Appendixes: 4
Department: Department of zoology Field of research: Hatching success of southern dunlin Supervisors: Hannes Pehlak, <i>MSc</i> ; Riinu Rannap, <i>PhD</i> Place and date: Tartu 2017			
<p>The effect of nest site characteristics on hatching success of Southern Dunlin (<i>Calidris alpina schinzii</i>) has not been studied in the Baltic Sea region so far. Southern Dunlin belongs to protected category I in Estonia. The objective of this master's thesis was to study the habitat preferences of Southern Dunlin on coastal meadows and to analyse which nest site characteristics affected hatching success. The data was collected from six coastal meadows in Western Estonia for twenty-one nests found. To identify the habitat and nest site preferences, the height of vegetation was measured above the nest and three metres from the nest and the nest concealment by vegetation was evaluated. In addition to the three factors, the impact of seven other factors (the onset of egg laying), the size and width of the coastal meadow, the distance of a nest from the landward edge (road, forest and brush line) of the coastal meadow, from coastline and another nest, and the number of livestock) on hatching success was analysed.</p> <p>The hatching success of the nests found amounted to 42.9%. The statistical analyses did not demonstrate that the habitat and nest site characteristics under observation affected hatching success. However, it should be noted that the hatching success was higher (75%) for the nests where the nest concealment exceeded 33% and the height of vegetation in the surroundings of the nest was lower than 67 mm. Hatching success was also influenced by the width of the coastal meadow – 55% of the nests with successful hatching located more than 473 m from the landward edge of the coastal meadow. 57,1% of nests were predated. The predators of nests were not identified, but nests were probably predated by mammals.</p> <p>In summary, the hatching success of Southern Dunlin may depend on the combined effect of environmental conditions and predation and different factors of the habitat and nest site. To study breeding success more thoroughly, the effect of nest site characteristics on the survival of nests and the rate of fledglings that will be able to fly must be analysed within a longer period of time. The further study of factors affecting breeding success can lead to a better understanding of the reasons for the decrease in the number of Southern Dunlin and low reproductive capacity thereof and makes it possible to plan and arrange the protection of the endangered species more efficiently.</p>			
Keywords: waders, breeding success, vegetation height, nest predation, coastal meadows			

SISUKORD

Lühikokkuvõte.....	2
Short Summary	3
SISUKORD	4
SISSEJUHATUS	5
1. NIIDURÜDI	7
1.1. Levik, arvukus ja ohustatus	7
1.2. Fenoloogia ja pesitsusbioloogia.....	8
1.3. Levikut, arvukust ja pesitsust mõjutavad tegurid	9
1.3.1. Elupaiga omadused ja pesitsusedukus.....	9
1.3.2. Pesapaiga omadused ja pesitsusedukus	12
1.4. Pesitsusedukuse uuringud Eestis	15
2. MATERJAL JA METOODIKA	17
2.1. Uurimisalad.....	17
2.2. Välitööd	19
2.3. Andmetöötlus ja -analüüs	22
3. TULEMUSED	24
3.1. Pesad	24
3.2. Pesapaiga omadused	25
3.3. Muud elupaika iseloomustavad näitajad.....	29
3.4. Koorumisedukus	30
3.5. Koorumisedukust mõjutavad tegurid.....	30
4. ARUTELU	39
KOKKUVÕTE	46
IMPACT OF NEST SITE CHARACTERISTICS ON HATCHING SUCCESS OF SOUTHERN DUNLIN (<i>CALIDRIS ALPINA SCHINZII</i>), SUMMARY	48
KASUTATUD KIRJANDUS	51
LISAD	60
Lisa 1. Algandmed	61
Lisa 2. Kirjeldavad statistikud	65
Lisa 3. Korrelatsioonianalüüs ja t-test	66
Lisa 4. Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks ning juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta	67

SISSEJUHATUS

Sobiva elupaiga valik koos sobiva pesapaigaga on üks olulisemaid otsuseid linnu elu jooksul. Elu- ja pesapaiga valikul tuleb teha mitmeid kompromisse, mis tagaksid elupaigas piisavad toiduvarud ning pesapaiga ohutuse kiskjate ja halbade ilmastikuolude eest (Thyen, Exo 2005). Euroopa märgaladel pesitsevate kahlajate arvukus on viimastel aastakümnetel tugevasti langenud (Wilson jt 2004; Roodbergen jt 2011). Selle peamiseks põhjuseks peetakse elupaikade kadumist ja kvaliteedi langust, mille tõttu halvenevad või kaovad pesitsuspaigad ning seoses sellega väheneb ka pesitsusedukus (Klok jt 2009; Roodbergen jt 2011). Euroopa rannaniitudel pesitsevatest kahlajatest on üks ohustatumaid niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*) Läänemere asurkond (Thorup 2006). Niidurüdil on väga kitsad elupaiganõudlused, eelistades suurepindalalisi, avatud ja madalmuruseid rannaniite (Thorup 1998; Rannap jt 2017). Rohustu kõrgusest võib sõltuda pesapaigavalik, toidu kättesaadavus, linnupoegade liikumis- ja varjumisvõimalused (Tichit jt 2007).

Kahlajate pesitsusedukust mõjutavad mitmed tegurid, peamiselt seostatakse madalat pesitsusedukust kisklusega (Beintema, Muskensi 1987; Jönsson 1991; Jackson, Green 2000; Manton jt 2016). Paljud uuringud on kinnitanud, et maaspesitsejate pesade ellujäämus sõltub suurel määral pesapaiga omadustest: taimestiku kõrgusest, pesa varjatusest, kaugusest elupaiga servast jne. Samas võivad pesitsusedukust mõjutada elupaiga iseärasused (suurus, laius (Woud 2013; Rannap jt 2015), põõsa- ja puudetukkade olemasolu (Berg jt 1992; Rannap jt 2015)), killustatus (Roodbergen jt 2011), taimestiku heterogeensus (Bowman, Harris 1980; Baines 1990; Pakanen jt 2011), roostik (Männaste 2012), munemisaja algus (Jönsson 1991), ilmastikutingimused (piisav veelompide olemasolu, üleujutused, põuad), toidu kättesaadavus (Thorup 2004; Seymour jt 2004), karjatamiskoormus (Ottvall, Smith 2006; Rass jt 2010) inbriiding (Blomquist jt 2010) ning rändepeatu- ja talvituspaikade tingimused (Grishanov 2006).

Pesitsusedukusest ja seda mõjutavatest teguritest sõltub asurkonna arvukus ning pikemas perspektiivis avaldab see mõju kogu liigi ellujäämusele. Uuringud on näidanud, et niidurüdi koorumisedukus varieerub aastate lõikes, üldjuhul jääb see alla 40% munetud munadest (Jönsson 1991; Thorup 2004) ning teatud osa koorunud poegadest hukub veel

enne lennuvõimestumist, mille tõttu väheneb pesitsusedukuse näitaja veelgi. Sellise madala taastootmisvõimega ei suudeta vanalindude suremust kompenseerida ning see põhjustab asurkonna arvukuse vähenemist Euroopas (Roodbergen jt 2011). Niidurüdi arvukuse languse jätkumisel ennustatakse Läänemere asurkonna hävimist paarikümne aasta jooksul (Kuresoo 2015). Selleks, et ohustatud liikide kaitset tõhusamalt planeerida ja korraldada, on tähtis teada ja mõista, millist mõju avaldavad elu- ja pesapaiga omadused koorumisedukusele, mis omakorda mõjutab pesitsusedukuse näitajat.

Niidurüdi Läänemere asurkonna pesitsusedukuse uuringuid on tehtud peamiselt Soomes, Taanis ja Rootsis. Eestis on niidurüdi pesitsusedukusest vähe teada, andmeid on avaldatud vaid üksikutes artiklites ja aruannetes. Varasemalt on uuritud niidurüdi elupaiga iseärasusi ja nende mõju pesitsejatele (Rannap jt 2015) ning kisklusmäära peamiselt tehispesadele kahvajate elupaigas (rabades ja rannaniitudel) (Pehlak, Lõhmus 2008; Mägi 2017). Pesakoha omaduste mõju koorumis- ja pesitsusedukusele pole aga seni uuritud.

Käesoleva magistritöö eesmärgiks on uurida niidurüdi elupaiga eelistusi rannaniitudel ja analüüsida, millised pesapaiga omadused mõjutavad koorumisedukust. Magistritöö andmestik on kogutud 2016. aastal kuuel Lääne-Eesti rannaniidul.

Peamiseks tööhüpoteesiks oli, et niidurüdi pesade ellujäämus sõltub pesa varjatusest taimestikuga. Hüpooteesi kontrollimiseks uuriti järgmisi seoseid:

1. Koorumisedukuse sõltuvust taimestiku kõrgusest ja selle varieeruvusest pesa kohal.
2. Koorumisedukuse sõltuvust taimestiku kõrgusest pesast 3m kaugusel ja selle varieeruvusest.
3. Pesa varjatuse mõju koorumisedukusele.

Pesade ellujäämust mõjutavate faktorite väljaselgitamiseks uuriti ka teisi elu- ja pesapaiga omadusi ning nende mõju koorumisedukusele. Selleks otsiti koorumisedukuse seoseid munemisaja algusega, rannaniidu suuruse ja keskmise laiussega, pesa kaugusega rannaniidu maapoolsest servast (maanteest, metsa- ja võsapiirist), veepiirist, teisest pesast ning kariloomade arvuga rannaniidul.

Magistritöö autor tänab oma juhendajaid Hannes Pehlakut ja Riinu Rannapit, Triin Kaasikut, kes oli abiks välitöödel ning Marina Haldnat statistilisi analüüse puudutavate nõuannete eest.

1. NIIDURÜDI

1.1. Levik, arvukus ja ohustatus

Niidurüdi kuulub kurvitsaliste (*Charadriiformes*) seltsi, kurvitslaste (*Scolopacidae*) sugukonda ja rüdi (*Calidris*) perekonda. Läänemere ning Põhjamere idaranniku madala taimestikuga rannaniitudel ja vähesel arvul ka soodes pesitsev niidurüdi on soorüdi (*Calidris alpina*) alamliik (Thorup 2004). Eestis pesitsevad niidurüdid kuuluvad Läänemere asurkonda, kelle talvituspaigad jäävad Lääne-Aafrikasse (Delany jt 2009; Svensson jt 2012). Lisaks Läänemere asurkonnale on veel Kagu-Gröönimaa ja Islandi asurkond, kelle talvituspaigad asuvad Loode-Aafrikas ja Edela Euroopas ning kolmas Kesk-Atlantiline (Suurbritannia) asurkond, kes talvitub Edela-Euroopas ja Loode-Aafrikas (Delany, Scott 2006). Kolmest asurkonnast on kõige madalama arvukusega Läänemere asurkond.

20. sajandi alguses oli Läänemere asurkond veel arvukas (Erit jt 2008), hinnanguliselt 100 000-200 000 paari (Thorup 1998). Sajandi keskpaigas hakkas Läänemere lõunaosas arvukus vähenema, jätkudes ka 21. sajandi alguses, mil loendati 1400 paari (Thorup 2004). Aastatel 2007-2011 oli arvukus langenud 500-640 paarini (Hermann, Thorup 2011), millest Eesti asurkond moodustas 200-250 paari (Elts jt 2009). Aastaks 2011 oli niidurüdi kas täielikult või peaaegu kadunud Saksamaa, Läti, Leedu, Poola ja Venemaa märgaladelt (Hermann, Thorup 2011). Käesoleval ajal on Läänemere asurkond säilinud veel vaid 4 riigis: Eestis, Taanis, Rootsis ja Soomes (Hermann, Thorup 2011). Ennustatakse, et Läänemere niidurüdi asurkond võib hävida paarikümne aasta jooksul (Kuresoo 2015). Eestis on niidurüdi 2010. aastast alates arvatud I kategooria kaitsvate liikide hulka.

Niidurüdi pesitsemine Eestis sai kinnitust 1908. aastal. 20. sajandi keskpaigas leidis liiki arvukalt Saaremaa ja Väinamere randades, aga ka Pärnumaa, Põhja-Eesti ja Hiiumaa rannikul, samuti loendati mõned üksikud paarid rabades (Leivits jt 1999). Saaremaa võtmealad asusid Võilaiu, Kõinastu, Abruka ja Kahtla-Kübassaare hoiualal ning Rahuste looduskaitsealal. Läänemaal pesitses niidurüdi Matsalu Rahvusparkis Haeska rannaniidul ja laidudel, Salmi ja Põgari-Sassi rannaniitudel ning Silma looduskaitsealal Tahu

rannaniidul. Kõige kõrgem on niidurüdi arvukus olnud Läänemaa rannaniitudel (50% Eestis pesitsevatest paaridest; Kuresoo 2007). 1995. aastal oli Läänemaa rannaniitudel hinnanguliselt 250-300 haudepaari, mis aastaks 2007 oli langenud 45-72 paarini (Erit jt 2008). Niidurüdi seis oli Eestis 2008. aastal tervikuna ülimalt kriitiline (seiratavatel rannaniitudel 33 haudepaari), arvukuse taastumismärke ei täheldatud ühelgi niidul, sealhulgas hästimajandatutel (Kuresoo 2008). Eriti kiire taandumine toimus Saaremaa niitudel, näiteks Kõinastu ja Rahuste. 2009. aastal oli märgata arvukuses väikest tõusu, rannaniitudel loendati 42 haudepaari (Kuresoo 2009). 2010. aastal arvati niidurüdi madalseisust taastuvaks liigiks (Kuresoo 2010). Arvukuse tõusu näitasid ka 2014. aasta loendusandmed, üheksal rannaniidul loendati 87 haudepaari (Pehlak 2014a).

1.2. Fenoloogia ja pesitsusbioloogia

Niidurüdid saavad Eestisse märtsi lõpus või aprillis ning sügisränne on juuni keskpaigas. Soomes tehtud uuring näitas, et isas- ja emaslinnud saavad küll samal ajal, aga emased lahkuvad varem, enamuse juba juuni keskpaigaks (Soikkeli 1967).

Esimesed kurnad võivad olla munetud aprilli keskpaigaks. Enamus kurnadest munetakse 20. aprillist kuni 23. maini, hilisemad (järelkurnad) on munetud juuni alguses (Soikkeli 1967). Lind muneb päevas ühe muna, haudumisega alustab pärast viimase muna munemist (Robinson jt 1999; Ackerman, Eagles-Smith 2010). Niidurüdi täiskurn koosneb neljast munast, mille munemiseks kulub 5 päeva, haudeaeg on 21-22 päeva (Brown jt 2010; Pakanen jt 2011). Peale poegade koorumist lahkutakse pesa juurest paari päeva pärast, lennuvõimestumiseks kulub umbes 25 päeva (Harrison 1980). Haudumisest võtavad osa mõlemad vanalinnud, peale koorumist on emaslind poegade juures keskmiselt 6 päeva ja isaslind 19 päeva (Soikkeli 1967). Kui noorlinnud on lennuvõimestunud, siis nad lahkuvad pesitsusalalt. Niidurüdi on elupaigatruu, tavaliselt täiskasvanud linnud pöörduvad tagasi samale pesitsusalale, kus nad ise koorusid (Oring, Lank 1984). Suurem osa täiskasvanuks saanud lindudest alustab pesitsemist kaheaastaselt (Soikkeli 1967).

1.3. Levikut, arvukust ja pesitsust mõjutavad tegurid

1.3.1. Elupaiga omadused ja pesitsusedukus

Rannaniit eristub teistest rohumaadest veerežiimi poolest, jäädes mere mõju piirkonda, mis on kõrgveega üleujutatav niidutaimkattega ala ja millele on omane vööndilisus merest maismaa suunas (Talvi, Talvi 2012). Aastasadade jooksul on rannaniitudel karjatatud loomi ja niidetud heina, mille tulemuseks on rannaniitudest kujunenud kultuurmaastikud, mis on soodustanud kurvitsaliste levikut. Majandatud rannaniitude indikaatorliigiks on niidurüdi (Rannap jt 2015), kes eelistab saliinseid ja suprasaliinseid alasid (Kuresoo 2005a).

Elupaiga kvaliteet. Viimasel ajal on märgade niitude pindala oluliselt vähenenud inimtegevuse või siis -tegevusetuse tõttu: põllumajanduse intensiivistumine, kuivendus-süsteemide rajamine (hüdroloogilised muutused), eutrofeerumine, haritava maa kasutusviiside muutus (maa sööti jätmine, metsastamine, linnastumine, kliimamuutused, maa majandamise muutused). Kõik need tegurid on põhjustanud maastiku muutusi, mis otseselt või kaudselt on mõjutanud liikide elupaiku kui ka koosluste populatsioonide struktuure (Raudonikis 1999; Gill jt 2007; Schekkerman jt 2009). Läänemere rannaniitude kvaliteet on 20. sajandi teisel poolel märkimisväärselt halvenenud. Kui 1960. aastate teisel poolel lakkas Lääne-Eesti väikesaartel heinategemine, hakkas seal ka niidurüdi arvukus langema, alles jäid mõned üksikud paarid, kes pesitsesid saarel jää poolt kulust puhtaks lükatud rannal (Mägi jt 2003). Asurkonna arvukuse languse peamiseks põhjusteks on peetud elupaiga kvaliteedi langust, hävimist ja killustatust, mille tõttu halvenevad või kaovad pesitsuspaigad ning seoses sellega väheneb ka pesitsusedukus (Klok jt 2009; Roodbergen jt 2011). Ottvall ja Smith (2006) leidsid oma uuringus Lõuna-Rootsis, et kurvitsaliste asustustihedus on langenud paralleelselt intensiivistunud põllumajanduse ja karjatamisega. 2006. aastal oli Eestis niidurüdi keskmiseks hinnanguliseks asustustiheduseks rannaniitudel 3,2 p/km² (Mägi 2007). Elupaikade hävimine ja killustatus nii looduslikel kui ka inimtekkelistel märgaladel mõjutavad kurvitsaliste pesitsemist negatiivselt (Fahrig 2003; Roodbergen jt 2011). Blomquist ja tema kolleegid (2010) aga leiavad, et elupaikade kadumine ei ole kogu languse põhjuseks.

Elupaiga suurus ja taimestik. Eestis on niidurüdi pesitsusala optimaalseks pindalaks hinnatud vähemalt 150-160 ha (Rannap jt 2015), Hollandis aga niidukahlajate ala suuruseks minimaalselt 132-164 ha, optimaalseim oleks umbes 250 ha (Woud 2013). 1981-1986. aastal Rootsisis läbi viidud uuringus loendati väiksemal kui 300 ha suurusel alal kokku 60-80 pesitsevat paari, 60 ha suuruselt laigult aga 14-24 paari (Jönsson 1991). Niidu optimaalne laius peaks olema 500-600 m või isegi laiem, mis tagab rohkem mikroelupaiku ning hoiab ka röövluskoormuse madalamal (Rannap jt 2015). Paljude linnuliikide puhul mängib suurt rolli just õige elupaiga valik, sest see aitab vähendada pesa rüüstamise võimalust (Martin 1993b). 2011. aastal Soomes tehtud uuring näitas, et mida laiem niit, seda kaugemal saavad niidulinnud rannajoonest pesitseda ning sellega väheneb tallamiskoormus pesadele, sest kariloomad on huvitatud kõrge toiteväärtusega taimestikust, mis kasvab ranna ääres (Pakanen jt 2011). Lisaks on kaldast kaugemal taimestik mitmekesisema struktuuriga (They, Exo 2005). Ottvall ja Smith (2006) leidsid oma uuringus, et suuremal niidul on taimestik heterogeensem, mis on oluline rannaniidul pesitsejatele. Taimestiku struktuur on märkimisväärselt tähtis, sest see mõjutab pesade rüüstamise intensiivsust: homogeense kooslusega alal on pesa nähtav, aga heterogeense taimestiku korral on võimalik pesa varjulisesse kohta rajada (Bowman, Harris 1980; Baines 1990).

Rannaniitudel karjatamine. Majandatud ehk niidetud ja/või karjatatud rannaniit on niidurüdi optimaalseks elupaigaks. Majandamata rannaniit on kaetud rand pillirooga (*Phragmites australis*), niidukooslus on kadunud, kuivemad kohad on kulustunud, levib kõrge taimestik ning toimub võsastumine. Kulustunud rannaniidul on linnupoegadel raske toitu kätte saada, sest nad ei ole võimelised kõrges kuluheinas liikuma (Durant jt 2008). Männaste (2012) uuring kinnitas, et rannaniitudel pesitsevate kahlajate arvukust (sh niidurüdi) mõjutab negatiivselt roostiku olemasolu, vähemalt 40% rannajoonest peab olema roovaba. Roostiku levikut aitab piirata veiste karjatamine niidul. Eestis on soovituslik karjatamiskoormus 0,4-1,3 LÜ/ha (Poolloodusliku koosluse... 2010). Erinevad uuringud on näidanud, et paljude rannaniitude puhul on see madal, kuna pole arvestatud niitude eripärasid. Rassi ja tema kolleegide (2010) artiklist selgub, et niidurüdi Soome asurkonna arvukuse langus on peatunud ning seda peetakse karjatamise eduka juhtimise tulemuseks rannaniitudel. Pakaneni ja tema kolleegide (2016) artiklis on märgitud, et uuringu jooksul kaitsti pesasid tallamise eest teraskaartega, kuid röövloomade eest see ei kaitsenud. Soomes on soovituslik karjatamiskoormus 0,5-1 LÜ/ha, mis varieerub aastate ja

alade lõikes ning karjatamise algus on samuti varieeruv, aga kõige varajasem aeg jääb mai lõppu (*Ibid.*). Jönsson (1991) kirjutas oma artiklis, et 269 ha suurusel alal oli karja suurus 150-250 veist ja 50-80 hobust ning kuue uurimisaasta jooksul tallati kariloomade poolt 8% pesadest (n = 203). Autor ei maini, et uurimisperioodi jooksul oleks karjatamiskoormus liiga kõrge olnud, aga üksikute aastate lõikes võis nii mõnelgi aastal selline karjatamiskoormus pesade ja poegade ellujäämist märkimisväärselt mõjutada (ühel aastal oli hukkunud pesadest tallatud 24,1%). Andell ja Jönsson (1986) järeldasid, et pesade suurem tallamiskoormus on suure karja korral põhjustatud just hobuste, mitte veiste poolt. Uuringud on näidanud, et kõrge tallamiskoormuse tulemusel toimub suur langus niidulindude pesitsusedukuses (Ottvall, Smith 2006).

Keskkonnatingimused. Lisaks kirjeldatud teguritele tuleb pesitsusedukuse uurimisel arvesse võtta, et niidurüüde pesitsemine sõltub oluliselt veekogude (lombid, üleujutusala) olemasolust ning ka ilmastikutingimuste muutlikkusest, mis võivad aastate lõikes oluliselt erineda. 2002. ja 2003. aastal oli Eestis niidurüüdi arvukus märkimisväärselt kahanenud, mille üheks põhjuseks peeti suurenenud röövluse ja ebapiisava majandamise kõrval ka põuast kevadet Lääne-Eestis nendel kahel aastal (Kuresoo 2003). Samas võis pesitsusedukust ja arvukust mõjutada ka agressiivsete liikide (kiivitaja (*Vanellus vanellus*), punajalg-tildri (*Tringa totanus*), mustsaba-vigle (*Limosa limosa*)) taandumine nendel põuastel kevadatel. Niidurüüdi eelistab pesitseda agressiivsete liikide läheduses, sest häälekad linnud annavad läheneva ohu (läheduses asuvate röövloomade ja –lindude) korral märku. Loendusandmed on näidanud, et niidurüüdi ja tikutaja (*Gallinago gallinago*) arvukustrendid on küllaltki sarnased. Tikutaja on rannaniidu niiskustingimuste indikaatorliik ja on arvukam aastatel, kui kevaded on keskmisest niiskemad, nii nagu tikutaja, väldib ka niidurüüdi pesitsemist kuivadel kevadatel (Kuresoo 2010).

Thorup (2004) mainib oma artiklis, et kindlasti peaks rannaniidul olema ka ajutisi lompe ja soonekohti, mis on tavaliselt juuni lõpuks kuivanud, sest niidurüüdi sõltub sellistest hästi väljaarenenud struktuuridest. Ta lisab, et niidurüüdile sobilikel märgadel niitudel peaks põhjavee tase olema mais ja juuni alguses maksimaalselt 30 cm maapinnast. Erinevad uuringud on näidanud, et ajutiste veekogude ja kahlajate pesitsemise vahel on positiivne seos ning samuti mõjutab niidurüüdi pesitsemist kevadiste lompide pindala (Wilson jt 2004; Eglington jt 2008; Kuresoo 2010; Leito jt 2014; Rannap 2015). Niidurüüdidele on iseloomulik madalas vees toitumine, mistõttu on rannaniitudel paiknevad lombid neile

oluliseks toitumispaigaks, kus nad toituvad selgrootutest, peamiselt putukate vastsetest, aga ka valmikutest (ülekaalus kahetiivalised), limustest ja väheharjasussidest (Cramp, Simmons 1983). Toidu liigiline koosseis võib palju varieeruda vastavalt aastale ja aastaegadele, taimne toit on vähetähtis (*Ibid.*).

Veerohketel niitudel on taimestik madalam (Ausden jt 2001) ja ka kahlejate poegade koorumisprotsent kõrgem, kuna röövloomadel on sellistes tingimustes liikumine keerulisem (Seymour jt 2004). Thorup (2004) mainib oma artiklis, et niidurüdi elupaigale mõjub hävitavalt kuivendamine. Lisaks kasutavad imetajatest kiskjad dreanaazi ja kuivemaid rohuala ribasid, mis võib omakorda suurendada kisklust kahlejate pesadele ja poegadele (Smart jt 2006).

1.3.2. Pesapaiga omadused ja pesitsusedukus

Taimestik. Niidurüdi eelistab madalmuruseid rannaniite, kus suuremal osal on rohustu kõrgus < 100 mm (Durant jt 2008). Rohustu kõrgusest võib sõltuda pesapaigavalik, toidu kättesaadavus, linnupoegade liikumis- ja varjumisvõimalused (Tichit jt 2007). Thorup (1998) on maininud, et niidurüdil on väga kitsas elupaiganõudlus, ta on sunnitud oma kurna peitma, sest tal on territoriaalne agressivsus madal võrreldes teiste niidukahlejatega, näiteks kiivitaja ja punajalg-tildriga. Pesa asukoha varjamiseks on oluline lohkude, mätaste ja kõrgemate rohututtide olemasolu (Milsom jt 2000), sest pesitsemise alguses on peamiseks pesa kattedeks kulustunud rohututid (David 2005). Pesa varjamise hüpotees eeldab, et tihe taimestik vähendab kisklust pesale ning seega suureneb pesa ellujäämise tõenäosus (Martin 1992). Thorup (2004) on kirjeldanud, et pesa paikneb enamasti 50-150 mm kõrguses rohustus, kus on hea nähtavus, poegade kasvatamiseks on sobiv taimestiku kõrgus 20-200 mm. Rootsis tehtud uuringu käigus mõõdeti pesa ümbruse rohustu keskmiseks kõrguseks 85 mm (Flodin jt 1995). Taanis läbiviidud uuringust selgus, et leitud pesadest asusid pooled 90-120 mm kõrguses taimestikus ning enamus pesakondadest paiknesid aladel, kus rohustu oli 50 mm kõrgune (Thorup 2004). Kuna pojad on võimelised toitu kätte saama ainult kuni 50 mm kõrguse taimestiku seest, siis pesakonnad tegutsevad kuivanud niiduosal ja veesoontel, kus maa on kariloomade poolt paljaks söödud (*Ibid.*). Uuringud on kinnitanud, et muutused taimkatte struktuuris võivad otseselt mõjutada toitumiskäitumist: toidu leidmist ja kättesaadavust. Kui taimestiku kõrgus

suureneb, siis toiduotsingu efektiivsus väheneb, sest toidu leidmine ja selleni liikumine on raskendatud (Butler, Gillings 2004). Pesapaiga läheduses on oluliseks elupaiga elementideks ka püsivamad lombid, üleujutusosalad, veesooned ja mudalaigud (Thorup 2004). Uuringutest on selgunud, et pesade ja vee vahel on oluline seos, arvatakse, et pesitsevad linnud arvestavad pesapaiga valikul poegade toitumispäigaga (Smart jt 2006), milleks on veelombid ja –sooned.

Röövluskoormus. Beintema ja Muskensi (1987) uuringust selgus, et kahlejate pesitsusedukust mõjutab kõige rohkem röövluskoormus. Kiskluse suurt mõju on kinnitanud ka teiste teadlaste poolt läbi viidud uuringute tulemused (Nolan 1963; Johnson jt 1989; Jönsson 1991; Martin 1993a; Jackson, Green 2000). Jönsson (1991) kirjutas oma artiklis, et Rootsis aastatel 1981-1986 tehtud uuring näitas niidurüüdide väga madalat pesitsusedukust, kõigest 30% munetud munadest. Peamiseks põhjuseks toodi kisklust pesadele vareslaste (*Corvidae*), rebaste (*Vulpes vulpes*) ja kärplaste (*Mustelidae*) poolt (60% hävinud pesadest). Jönssoni uuringust selgub veel, et koorumisedukus oli aastate lõikes varieeruv. Kuue aasta jooksul oli keskmine koorumisedukus 29,6% munetud munadest, kõige kõrgem aastal 1984 (37,5%). Uuring näitas, et iga vanalinnu kohta oli keskmiselt 0,07 elujõulist järeltulijat pesitsushooajal, kuid taastootvas asurkonnas peaks see näitaja olema kõrgem kui 0,17. Taanis tehtud uuringutes selgus, et kui röövluse osakaal on kõrgem kui 0,04-0,05 päevas, siis täiskasvanud lindudel on suhteliselt keeruline kompenseerida suremust ning selline röövlusnäitaja päevas vastab 25-40% koorumisedukusele pesa kohta (Thorup 2004). Roodbergeni ja tema kolleegide (2011) poolt tehtud uuring kinnitas, et kahlejate asurkonna arvukuse vähenemist Euroopas põhjustab asurkonna madal taastootmisvõime (koorumine ebaõnnestub), mitte täiskasvanud lindude ellujäämus – poegade ja noorlindude hulk on liiga madal, et kompenseerida vanalindude suremust. Niidurüüdi poegadele on kõige kriitilisem aeg koorumisest lennuvõimestumiseni (Kuresoo 2005b). Mantoni ja tema kolleegide (2016) poolt läbi viidud uuring Lõuna-Rootsis näitas, et kisklus pesadele ja noorlindudele mõjutab arvukuse langust väga oluliselt. Uuringu käigus selgus, et peamised kiskjad olid kajakad (*Laridae spp*), röövlinnud ja vareslased, kelle arvukus on Rootsis viimase 30 aasta jooksul kasvanud. Taanis tehtud uuring kinnitas, et ka imetajate rüüste kahlejate munadele on väga suur (Olsen 2002). Harva on pesarüüstaja teada, aga uuringud on näidanud, et pesade rüüstamisi röövloomad poolt esineb peamiselt öösiti ja röövlindude poolt põhiliselt päevasel ajal (Eglington jt 2009; Bertholdt jt 2017). Kurvitsalistel puuduvad efektiivsed

kaitsemehhanismid öise eluviisiga kiskjate vastu (Olsen 2002). Kiivitaja pesitsusedukuse uuring näitas, et kiskjate populatsiooni kontrolli all hoidmine suurendas kiivitajate pesitsusedukust, kuid ainult nendes kohtades, kus kiskjate tihedus oli suur (Bolton jt 2007). Paljud uuringud on kinnitanud, et kui kiskjate arvu vähendada, siis maas pesitsejate arvukus kasvab (Baines jt 2004; Stien jt 2010). Edela-Rootsis tehtud uuringust selgus, et kaitsemeetmed kiskjate vastu suurendasid koorumisedukust, kuid mitte poegade ellujäämist või lennuvõimestumist (Pauliny jt 2008). Kuna kõrgema taimestikuga laigud märgaladel soodustavad pisiimetajate populatsiooni arvukust (Laidlaw jt 2013), siis Bertholdt ja tema kolleegid (2017) leiavad, et sellised laigud märgaladel suurendavad kahlajate pesade ellujäämist, sest siis rebane, keda peetakse peamiseks pesade rüüstajaks (Macdonald, Bolton 2008b), keskendub linnununade ja –poegade asemel pisiimetajate püüdmisele (Bertholdt jt 2017).

Servaepekt. Niidukahlajad (sh niidurüdi) eelistavad avamaastikke ja väldivad metsaservi (Pärt, Söderström 1999). Mida kaugemal asub pesa niidu servast, seda väiksem on kisklus (MacDonald, Bolton 2008a). Mida lähemal on pesa metsaservale, seda madalam on pesitsustihedus (Hancock jt 2009). Suurbritannias tehtud uuringust selgus, et mida suurem on vahemaa puudetukast, seda kõrgem on kahlajate arvukus (Wilson jt 2014). Põhjuseks võib olla see, et liigid väldivad puude lähedust või siis pesitsedes puudetukkade lähedal on isendite ellujäämus madal (Bertholdt jt 2017). Erinevad uuringud kinnitavad, et puudetukkadel ja põõsastikel on niidulindude pesitsemisele negatiivne mõju, ala sobivus pesitsuspaigana väheneb (Galbraith 1989; Berg jt 1992; Rannap jt 2015), samuti soodustab see kiskjate arvukuse kasvu rannaniidul ning sellega röövluse suurenemist kahlajate pesadele ja poegadele (Teunissen jt 2006). Puud ja põõsad on kahlajapesade rüüstajatele (kährrik (*Nyctereutes procyonoides*), rebane, mink (*Mustela vison*), hallvares (*Corvus corone cornix*), kajakas (*Larus sp*), ronk (*Corvus corax*), pistrikulised (*Falconidae*), roo-loorkull (*Circus aeruginosus*)) heaks varitsuspaigaks (Valkama jt 1998; Kuresoo, Mägi 2004; Pehlak, Lõhmus 2008). Samas ei ole hästi teada, milline on väikeste puudetukkade mõju kahlajate pesade asukohale ja pesitsusedukusele (Bertholdt jt 2017) ning paljud uuringud on näidanud, et seos kisklusmäära ja pesa kauguse vahel elupaiga servast on väike või olematu (Stroud jt 1990; Nour jt 1993; Lahti 2001). Mõnedest uuringutest on selgunud, et pesade ellujäämus ei ole seotud pesa kaugusega elupaiga servast või mõne muu elemendiga, mida kiskjad kasutavad (Ottvall jt 2005). Bertholdt ja tema kolleegid (2017) arvavad, et kuna puudetukad on sobilikud elupaigad pisiimetajatele, siis on ka

röövloomadel piisavalt toiduressursse ja pesade kisklusmäär võib olla puudetukkade läheduses madalam. Samas annavad puudetukad röövlindudele hea võimaluse varitseda maaspesitsejaid ning pesakisklus võib olla suurem just röövlindude poolt puudetukkade läheduses, mida on ka uuringud kinnitanud (Wilson jt 2014).

Blomquisti ja tema kolleegide (2010) artiklis tuuakse välja, et olulist mõju koorumisele ja ellujäämusele avaldavad ilmastikutingimused, kisklus poegadele, toidu kättesaadavus, inbriiding ja geneetilise mitmekesisuse kadumine, mis on ohuks väikesele ja isoleeritud asurkonnale. Mitme ohuteguri pikaajaline kokkulangemine võib vähearvukale asurkonnale mõjuda pikemas perspektiivis hävitavalt. Pakanen ja Thorup (2016) järeldasid 1990.-2006. aastatel Taanis tehtud uuringute tulemustest, et pikaajalised muutused täiskasvanute ellujäämuses võisid järk-järgult mõjutada niidurüdi arvukuse langust. Asurkonna arvukust võib mõjutada ka rändepeatuspaikade ja talvitusala seisukord, kuid teadmisi nende mõjust on vähe.

1.4. Pesitsusedukuse uuringud Eestis

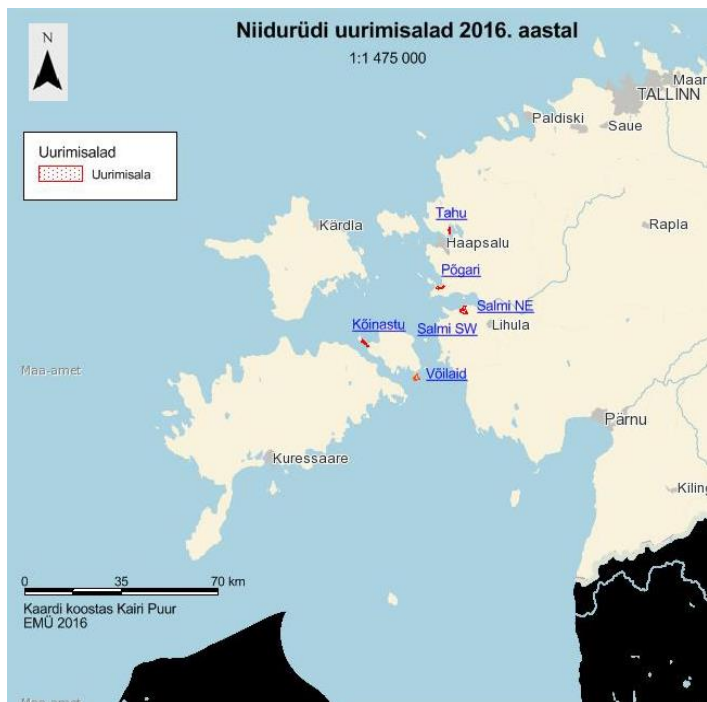
Eestis ei ole niidurüdi pesapaiga omaduste mõju pesitsusedukusele põhjalikult uuritud. Pigem on tegemist loenduste ajal ülesmääritud pesadega, mis võeti peistsusperioodil vaatluse alla, kui süstemaatiliste uuringutega. Aastatel 1957-1971 on niidurüdi pesitsusedukust kindlaks tehtud 48 korral. 77% juhtudest olid pesas pragudega munad või koorunud pojad, 11 juhul täheldati pesa rüüstamist, rüüstajat ei tuvastatud (Erit jt 2008). 1997. aastal hinnati niidurüdi pesitsusedukust Haekas ja Puise poolsaarel, kust leiti 21 pesa, millest pesitsemine õnnestus ainult kolmel juhul, pesa saatus jäi teadmata 4 juhul ning 14 pesa rüüstati (*Ibid.*). Sageli on pesad hävinud ka tugevate tormide ja veetõusu tõttu, nagu juhtus niidurüdi pesadega 2000. aastal Matsalus (Mägi 2007). Aastatel 2004-2007 viidi läbi kahelajate pesarüüste uuring tehis- ja pärispesadele soodes ja rannaniitudel. Uuringu tulemused näitasid, et 39-st pärispesast rüüstati 64,1% ning peamiseks rüüstajaks peeti imetajat, tehis- ja pärispesade kiskluse erinevust ei täheldatud (Pehlak, Lõhmus 2008). 2012. aastal toimusid niidurüdi pesitsusedukuse uuringud kahes rabas ja kaheksal rannaniitudel (Pehlak 2012). Kõige kõrgem arvukus oli Kõinastu leedel (13-16 isendit), kuid seal leiti ainult üks pesa, teine pesa leid pärines Nätsi rabast. Kohatud poegade poolest oli kõige arvukam Tahu rannaniit (3 poega). 2013. aastal jälgiti pesitsusedukust 20 Lääne-

Eesti rannaniidul (Pehlak 2013a). Uuringu jooksul saadi andmeid 32 pesitseva niidurüdipaari kohta, leiti 4 niidurüdi pesa, 19 pesakonda ja 14 rüüstatud pesaga paari. Koorunud pesakondade keskmine väärtus kogu Lääne-Eestis hinnati 63,6%. Niidurüdi eriti madal koorumisedukus oli Salmi rannaniidul (Salmi NE/Keemu ja Salmi SW), ei leitud ühtegi niidurüdi poega. Pesitsemise ebaõnnestumise põhjuseks tuuakse välja rebase pesapaik Salmi idaosas. 2014. aastal koguti niidurüdi pesitsusedukuse kohta andmeid üheksal Lääne-Eesti rannaniidul, kus jälgiti kokku 18 pesitsevat niidurüdipaari ning leiti 9 pesa (Pehlak 2014a). Kohati 5 pesakonda (minimaalselt kokku 8 poega) ja 3 rüüstatud pesaga paari. Pesade keskmine koorumisedukus oli 62,9%. Salmi rannaniidudel oli jätkuvalt madal koorumisedukus, leiti küll 4 munadega pesa, aga kohati ainult 3 koorunud poega. Märkimisväärseks peeti 4 pesakonna kohtamist Kõinastu leedel. 2015. aastal viidi läbi maaspesitsevate lindude pesarüüste uuring Vana-Pärnu ja Raeküla rannaniidul (Mägi 2017). Uuringus leiti üheksa linnupesa, millest kuus kuulusid kahlajatele (tikutaja, punajalg-tilder, kiivitaja). Lisaks kasutati kisklusmäära väljaselgitamiseks ka tehispesi, mida oli kokku 28. Uuringu tulemused näitasid, et 61% pesadest rüüstati (nii päris- kui tehispesadest) ning peamiseks rüüstajaks oli kährrik. Lisaks mõjutasid pesitsusedukust ka tallamine (hävis 33% pesadest) ja torm (hävis 6% pesadest). Erinevust tehis- ja pärispesade kisklusel ei täheldatud.

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Uurimisalad

Uurimisalad valiti välja arvestades varasemaid niidurüdi loendusandmeid ja logistilisi võimalusi. Kõik valitud uurimisalad on hooldatavad rannaniidud, kus toimub loomade karjatamine. Niidurüdi pesitsusedukuse kohta koguti andmeid kuuel pesitsusalal Lääne-Eestis: Kõinastu leede, Salmi lääneosa (SW), Salmi idaosa (NE)/Keemu, Põgari-Sassi, Võilaiu ja Tahu rannaniidul (joonis 1).



Joonis 1. Niidurüdi uurimisalad 2016. aastal (Maa-ameti aluskaart)

Kõik uurimisalad on niidurüdi leviku võtmealad, kus seireandmetel (1999-2016) pesitseb või on pesitsenud vähemalt 5 paari niidurüdisid. Valimisse võetud rannaniite on seireandmetel (1999-2016) hooldatud (karjatatud) vähemalt 8 aastat ning kõik nad asuvad kaitsealadel.

Kõinastu leed 58.62461°N , 23.04931°E . 120 ha suurune ala asub Kõinastu saarel ja väiksematel laidudel Muhu saare lähedal Väikese väina ja Kassari lahe piirialal. 2014.

aastast on ala seisund hinnatud majandamise intensiivsuse alusel hästi hooldatuks, kuid paiguti leidub rahuldavalt hooldatud piirkondi (Pehlak 2014b). Rannaniidu keskmine laius on 474 m, keskmine kaugus metsast 747 m, kadakaid esineb mitmete gruppidega ning rooriba leidub rannas üksikute puhmastena (Rannap jt 2015). Alal karjatati 2016. aastal veiseid (~ 48) ja hobuseid (~ 48).

Põgari-Sassi 58.80776°N, 23.49187°E. 158 ha suurune ala paikneb Põgari-Sassi külas Ridala vallas Lääne maakonnas Matsalu rahvusparkis. Majandamise intensiivsuse alusel on 2014. aastast ala seisund hinnatud hästi ja mõõdukalt hooldatuks (Pehlak 2014b). Rannaniidu keskmine laius on 476 m, keskmine kaugus metsast 690 m ja põõsastikust 330 m, rooriba esineb rannas katkendlikult, alal leidub üksikuid puudetukkasid ning põõsad kasvavad mitmete gruppidega (Rannap jt 2015). 2015. aastal hinnati kariloomade arvuks kuni 300 looma. 2016. aastal karjatati rannaniidul veiseid (~120) ja lambaid (~65).

Tahu 58.98765°N, 23.56666°E. Tahu rannaniit (86 ha) asub Lääne maakonnas Noarootsi vallas Silma looduskaitsealal. Alates 2013. aastast on rannaniidu seisund hinnatud majandamise intensiivsuse alusel hästi ja kohati halvasti hooldatuks (Pehlak 2013b). Rannaniidu keskmine laius on 320 m, keskmine kaugus metsast 85 m ja põõsastikust 283 m, rooriba rannas on katkendlik, alal esineb üksikuid puid, puudetukkasid ja põõsaid (Rannap jt 2015). Alal karjatati 2016. aastal veiseid (~60).

Salmi NE/Keemu 58.73357°N, 23.66736°E. 185 ha suurune ala paikneb Keemu külas Lihula vallas Läänemaal Matsalu rahvusparkis. 2014. aastast on ala seisund hinnanguliselt majandamise intensiivsuse alusel põhjaosas hästi hooldatud ja lõunaosas halvasti hooldatud (Pehlak 2014b). Rannaniidu keskmine laius on 620 m, keskmine kaugus metsast 196 m, rooriba esineb rannas üksikute puhmastena, alal leidub üksikuid puudetukkasid. Ligikaudu 70-80% ulatuses on rannaniit madalmurune, avatud rannaga ning rooribade ja puudetukkade poolt killustamata (Rannap jt 2015). Rannaniidul karjatati 2016. aastal veiseid (~150).

Salmi SW 58.72868°N, 23.65979°E. Salmi lääneosa rannaniit asub Lihula vallas Läänemaal Matsalu lahe lõunakaldal Matsalu rahvusparkis. Rannaniidu seisund on hinnatud majandamise intensiivsuse alusel rahuldavaks ja kohati halvaks (Pehlak 2014b). 172 ha suuruse rannaniidu keskmine laius on 740 m, keskmine kaugus metsast 630 m,

rooriba esineb lausaliselt, alal leidub põõsaid mitmete gruppidega (Rannap jt 2015). Alal karjatati 2016. aastal veiseid (~ 45).

Võilaid 58.51671°N, 23.37098°E. 246 ha suurune ja keskmiselt 1015 m lai rannaniit asub Liivi lahes Muhust kagus. 2014. aastast on ala seisund hinnatud majandamise intensiivsuse alusel rahuldavalt ja halvasti hooldatuks (Pehlak 2014b). Rannaniidul karjatati 2016. aastal peamiselt hobuseid (~ 80), aeg-ajalt hoiti seal ka veiseid (~ 40) ja lambaid (~ 30).

2.2. Välitööd

Välitööd viidi läbi 2016. aasta 25. aprillist kuni 19. juunini autori, Triin Kaasiku ja Hannes Pehlaku poolt. Uurimisalasid külastati munemis- ja haudeperioodi jooksul 3-4 korda.

Pesade otsimine. Rannaniitudel pesade otsimisel arvestati ilmastikuoludega. Vihmaseid päevi välditi, sest sademeterohkel ajal on lindude aktiivsus madal (neid on keerulisem märgata) ning haudumisajal linnu pesalt eemale peletamine võib põhjustada munade jahtumise (Brown jt 2010). Browni ja tema kolleegide (2010) poolt rakendatavat meetodikat kasutati ka rannaniidul liikudes (W-kujulise muustrina) lindude märkamiseks ja pesade leidmiseks. Pesade otsimisel jälgiti lindude käitumist eemalt binokliga või vaatlusteleskoobiga. Niidurüdile on omane iseloomulik käitumine pesakoha olemasolu korral. Pesalt ära aetud lind on närviline, häälekas ja üldjuhul ei lahku pesast väga kaugele (umbes 10-20 m eemale). Lind jookseb hääletult mööda maad pesast eemale, pesast piisavalt kaugel olles, hakkab häälitsema, tõmmates tähelepanu pesalt endale. Kui pesa asukohta esimesel korral ei märgatud, siis taanduti kaugemale (umbes 25-50 m eemale) ning alustati linnu jälgimist binokli või vaatlusteleskoobiga. Tunnetades ohu möödumist, jooksis lind hääletult mööda maad pesale tagasi. Peale seda fikseeriti linnu täpne asukoht, selleks kasutati maastiku erinevaid elemente (linnu kaugus kivist, mõnest suuremast rohutatist, künkast vms) ning läheneti paigale. Enamus juhtudel viitas selline linnu käitumine munadega kurnale või siis pesalohu olemasolule. Lisaks pesade leiule kaardistati ka territoriaalselt käituvad linnud, et järgmisel külastusajal kontrollida pesa olemasolu. Leitud pesade ja territooriumite kaardistamiseks kasutati Android operatsioonisüsteemiga tahvelarvutit ja telefone ning OruxMaps äppi.

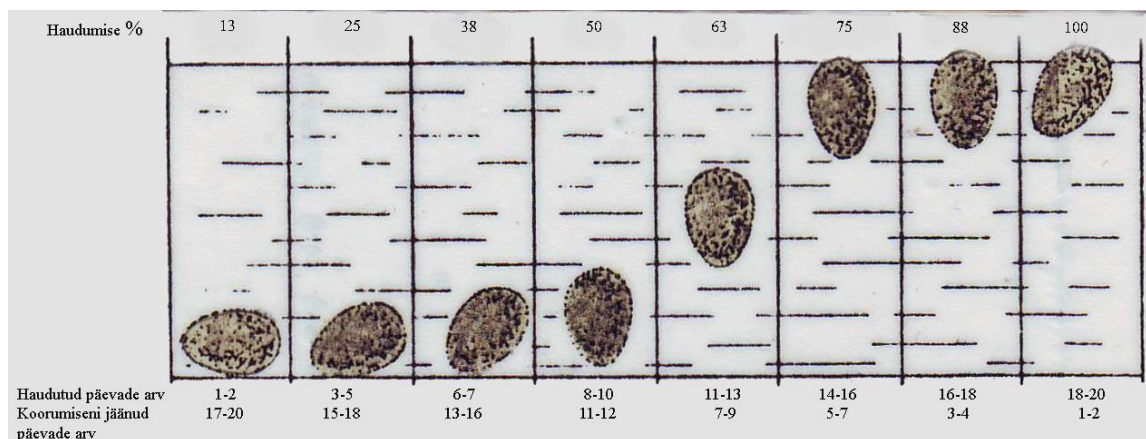
Pesa leidmise korral teostati vajalikud mõõtmised pesal ja selle ümbruses ning kõik saadud andmed registreeriti vastavale vormile: ala nimi, pesa leidmise kuupäev, kellaaeg, pesa täpsed koordinaadid, munade arv kurnas, taimestiku kõrguse mõõtmistulemused juhupunktides, pesa kohal ja pesast 3 m kaugusel nelja ilmakaare suunas (N, S, E, W), teiste liikide pesad, kariloomad jms oluline info. Nelja munaga leitud pesades tehti ühele munale veeproov haudestaadiumi kindlaks tegemiseks. Pesa varjatuse hindamiseks asetati munade peale punast värvi ketas ning tehti pesast pilt. Taimestiku kõrguse korduvmõõtmisi teostati 16 juhul. Pesa kohal ja ümbruses toimetati nii, et maha jääks võimalikult vähe lõhna- või muid nähtavaid jälgi, mis ärataks kiskjate tähelepanu: isklikud asjad nagu seljakott, vaatlusteleskoop, binokkel vms jäeti pesast eemale (Brown jt 2010).

Taimestiku kõrguse mõõtmine. Rohurinde kõrgust mõõdeti pesa kohal ja pesast 3 m kaugusel nelja ilmakaare suunas (N, S, E, W) (David 2005). Liikumissuund taimestiku mõõtmiseks määrati kompassi abil. Rohurinde kõrgus mõõdeti langeva ketta meetodil (ingl *drop disc method*) (Holmes 1974), ketta asemel kasutati ristkülikukujulist papitükki (28.5 x 19 cm; 18.9 g), mille keskele oli tehtud auk mõõtepulga jaoks (Ekstam, Forshed 1996; Johansson 2001). Puidust mõõtepulgale olid märgitud kriipsud 5 mm täpsusega, kokku 350 mm. Mõõtmispunktis langetati papitükk mööda pulka alla ning taimestiku kõrguseks võeti see näitaja, mille juures kõige kõrgem rohulible puutus vastu pappi (Johansson 2001; Stewart jt 2001).

Pesa varjatuse hindamine. Pesa varjatuse hindamiseks asetati pesale, otse munade peale, 6 cm läbimõõduga punast värvi papist ketas. Pesast tehti pilt otse ülevalt alla vaates umbes 1 m kõrguselt. Saadud kujutisel hinnati pilditöötlusprogrammi (Haddow jt 2013) ImageJ 1.50i abil, kui suur osa kettast on taimestikuga varjatud.

Haudestaadiumi määramine. Munade haudestaadiumi määramist kasutatakse paljudes linnu-uuringutes, kui on vaja teada munemise ja haudumise alguspäeva ning poegade koorumisaega. Määrangud aitavad hinnata pesade ellujäämist, välja selgitada pesa saatust ning vähendada pesakülastuse vajadust, millega minimeeritakse lindude pesitsusaegne häirimine (Liebezeit jt 2007). Lisaks aitab embrüo vanuse hindamine planeerida majandamistegevuste algust rannaniitudel (niitmine, karjatamine), vältimaks kahju tekitamist niidul pesitsevatele lindudele (Grant 1996; Brua, Machin 2000). Antud uuringus kasutati niidurüdi munade vanuse määramiseks veeproovi ehk flotatsiooni meetodit (ingl *egg flotation method*). Veeproov on üks levinumaid meetodeid haudestaadiumi hindamiseks,

tuginedes asjaolule, et muna erikaal muutub vee omast väiksemaks: haudumata ehk värske muna vajub põhja, aga tugevalt hautud muna tõuseb pinnale (Liebezeit jt 2007; Ackerman, Eagles-Smith 2010; Pakanen jt 2011). Veeprooviga määrati esimese ja viimase muna munemispäev ning eeldatav poegade koorumispäev. Haudestaadiumi ja ligikaudse koorumisaja määramine oli vajalik järgmise pesa külastusaja planeerimisel ja koorumisedukuse hindamisel ning seose leidmisel munemisaja alguse ja koorumisedukuse vahel. Samuti kasutati munemise alguspäeva ja eeldatavat poegade koorumispäeva nende päevade taimestiku kõrguse prognoosimisel. Veeproov tehti vaid täiskurnaga leitud pesadele, sest niidurüdi alustab haudumisega siis, kui on munetud neli muna (Brown jt 2010). Veeproovi tegemiseks kasutati veega täidetud plastikust läbipaistvat karp, kuhu asetati üks juhuslikult valitud muna neljast. Karp tõsteti silmade kõrgusele ning haudestaadiumi hindamiseks vaadeldi muna asendit vees, muna kaldenurk hinnati visuaalse vaatluse teel, saadud parameetreid võrreldi munade veeproovi skeemiga (Jönsson 1991; Mabee jt 2006) (joonis 2).



Joonis 2. Skeem munade haudevältuse hindamiseks veeproovi abil

Koorumisedukuse hindamine. Kui pesas leidis munakoore fragmente suurusega 1-5 mm, mis tekivad poegade koorumisel, kui ta munakoorest läbi murrab, siis hinnati pesitsemise edukaks, aga kui pesas oli suuremaid munakoore tükke kui 5 mm, siis võis pesa olla rüüstatud (Thyen, Exo 2005; Brown jt 2010). Munakoore fragmentide leidmiseks pesa põhjast tuli pesa laiuli tõmmata, sest munakoore killud vajuvad pesa voodrisse. Lisaks otsiti munakoore ülemisi ja alumisi otsi pesast 5 m raadiuses (Mabee jt 2006), sest enamik kahlajaliike eemaldavad munakoored pesast. Kui pesast ja pesa ümbrusest 5 m raadiuses

munakoore tükke ei leitud või munad olid enne koorumise tähtaega pesast kadunud, siis hinnati pesa rüüstatuks (Green jt 1987; Mabee jt 2006; Brown jt 2010; Laidlaw jt 2015).

Juhupunktide genereerimine. Juhupunktide genereerimisel lähtuti kohast, mis asus sobivas elupaigatüübis: vajalik kõrgemate rohututtide olemasolu, mille ümbruses on madalmurusus. Kõinastu leedel valiti 4, Põgari-Sassi rannaniidul 4, Tahul 4, Salmi NE/Keemul 5 ja Salmi lääneosas 2 juhupunkti, kokku 19. Juhupunktides kasutati taimestiku kõrguse mõõtmisel samasugust meetodi nagu reaalse pesa juures (Johansson 2001): rohurinde kõrgus oletatava pesa kohal ja oletatavast pesast 3 m kauguselt nelja ilmakaare suunas (N, S, E, W). Mõõtmised juhupunktides tehti pesade leidmisega samal päeval (David 2005).

2.3. Andmetöötlus ja -analüüs

Registreerimisvormilt kanti kõik algandmed exceli tabelisse (lisa 1). Andmete töötlemiseks kasutati statistikaprogrammi R ja MS Office Excel 2010. Veeproovi tulemusel määratud munemise alguskuupäev ja poegade koorumispäev võeti analüüsides kasutusele kui päeva number aastas. Pesa kauguse leidmiseks veepiirist, rannaniidu maapoolsest servast ja lähimast teisest pesast ning selle ala osa laiuse teada saamiseks, kus asus pesa, loodi kaardistustarkvaraga MapInfo Professional 10.0 pesade kiht, kuhu kanti koordinaatide alusel kõik leitud pesad, aluskaardina kasutati Maa-ameti põhikaarti. Samuti kanti kaardile kõik juhupunktid ja teiste linnuliikide pesad. Uuritavaid vahemaid mõõdeti tööriistaga *Ruler*. Kõigi muutujate keskväärtuse saamiseks arvutati tunnuste mõõtmiste tulemuste aritmeetiline keskmine. Koorumisedukust mõõdeti koorunud pesakondade osakaaluna ning kiskluse määra rüüstatud pesade osakaaluna.

Andmete üldiseks kirjeldamiseks leiti kirjeldavad statistikud (lisa 2). Juhul, kui analüüsitavad tunnused ei olnud normaaljaotusega, siis need logaritmiti. Muutujate omavahelist statistilist sõltuvust ehk tunnustevahelist korrelatsiooni kontrolliti korrelatsioonianalüüsi abil (lisa 3).

Muutujate seose kontrollimiseks koorumisedukusega kasutati t-testi (lisa 3) ja üldist lineaarset mudelit (lm), kus sõltuvaks muutujaks oli niidurüdi koorumisedukus ning sõltumatuteks muutujateks:

- 1) pesa varjatuse protsent (t-test);
- 2) taimestiku kõrgus pesa kohal (t-test);
- 3) taimestiku keskmine kõrgus pesast 3 m kaugusel nelja ilmakaare suunas: N, S, W, E (t-test);
- 4) munemisaja algus (t-test);
- 5) pesa kaugus veepiirist (t-test);
- 6) pesa kaugus rannaniidu maapoolsest servast (t-test);
- 7) pesa kaugus teisest pesast (t-test);
- 8) ala selle osa laius, kus asus pesa (t-test);
- 9) rannaniidu suurus ja keskmine laius (lm);
- 10) kariloomade arv (lm).

Lisaks koostati üldistatud logistiline regressioonimudel (glm, family=binomial). Mudelisse lisati ükshaaval muutujaid juurde ning prooviti kahe-, kolme-, nelja- ja viiekaupa erinevaid variante (kokku 60 mudelit). Analüüside tegemisel kasutati esmamõõtmiste tulemusi.

Taimestiku kõrguse muutuse iseloomustamiseks pesa kohal ja pesast 3 m kaugusel koostati graafikud. Kuna mõõtmisi ei tehtud regulaarselt ega ka täpselt munemise alguspäeval ja poegade koorumispäeval, siis nendele eeldatavatele kuupäevadele prognoositi taimestiku kõrgus ning saadud tulemusi analüüsiti t-testiga. Hinnati, kas taimestiku kõrgus munemisaja alguses ja poegade koorumispäeval ning taimestiku kõrguse varieeruvus mõjutab koorumisedukust. Taimestiku kõrgus prognoosimisel kasutati nii esma- kui kordumõõtmiste tulemusi.

Niidurüdi pesal ja selle ümbruses tehtud taimestiku mõõtmisi võrreldi juhupunktides tehtud mõõtmistega. Mõõtmistulemuste võrdlus viidi läbi selleks, et selgitada, kas niidurüdi pesakohad erinevad juhupunktist rohu kõrguse ja/või selle varieeruvuse poolest ehk kas niidurüdil on konkreetsed nõudmised pesapaiga valimisel võrreldes inimese poolt valituga.

3. TULEMUSED

3.1. Pesad

Kuult uurimisalalt leiti kokku 21 niidurüdi pesa. Kõige rohkem pesi ($n = 8$) leiti 185 ha suurusel rannaniidul (Salmi NE/Keemu), samuti oli see ala kõige arvukam poegade poolest (15 poega) (tabel 1). Kõige vähem pesi ($n = 1$) avastati Tahu, Salmi SW ja Võilau rannaniidul. Rüüstatud pesi tuvastati 12, kõige rohkem Salmi NE/Keemu rannaniidul ($n = 5$) (tabel 1). Koorunud poegi leiti kuuest pesast (kokku 20 poega), kõige arvukam Salmi NE/Keemu rannaniit ($n = 2$) (tabel 1). Kolme pesa saatus hinnati koorunuks vastavalt metoodikale.

Tabel 1. Uurimisaladelt leitud niidurüdi pesad, pesa saatus (koorunud või rüüstatud), poegade arv pesas ja pesast eemal 2016. aastal

Uurimisala	Pesade arv			Poegade arv	
	leitud	koorunud	rüüstatud	pesas	eemal
Kõinastu leed	6	2	4	4(4+?)*	0
Põgari-Sassi	4	1	3	4	1
Tahu	1	1	0	3	1
Salmi NE/Keemu	8	3	5	5 (4+1+?)*	1+1+1+1+ 3+1+2
Salmi SW	1	1	0	0 (?)*	0
Võilaid	1	1	0	4	0
KOKKU	21	9	12	20	12

Märkused:

1. *Sulgudes olev arv näitab poegade arvu ühes pesas;
2. ? pesa on vastavalt metoodikale määratud koorunuks.

9 pesakonda (kokku 12 poega) olid pesadest juba lahkunud ning nende pesasid ei olnud enam võimalik tuvastada (tabel 1). Kõige arvukam oli mujalt leitud poegade poolest Salmi NE/Keemu ($n = 10$). Salmi SW rannaniidul ei kohatud külastuskäikude ajal ühtegi poega.

57%-l leitud pesadest oli munemisega alustatud enne 30. aprilli, ajavahemikus 16.04-29.04. Kõige varajasem (16.04) kui ka kõige hilisem (18.05) pesitsemise algus oli Salmi NE/Keemu rannaniidul.

3.2. Pesapaiga omadused

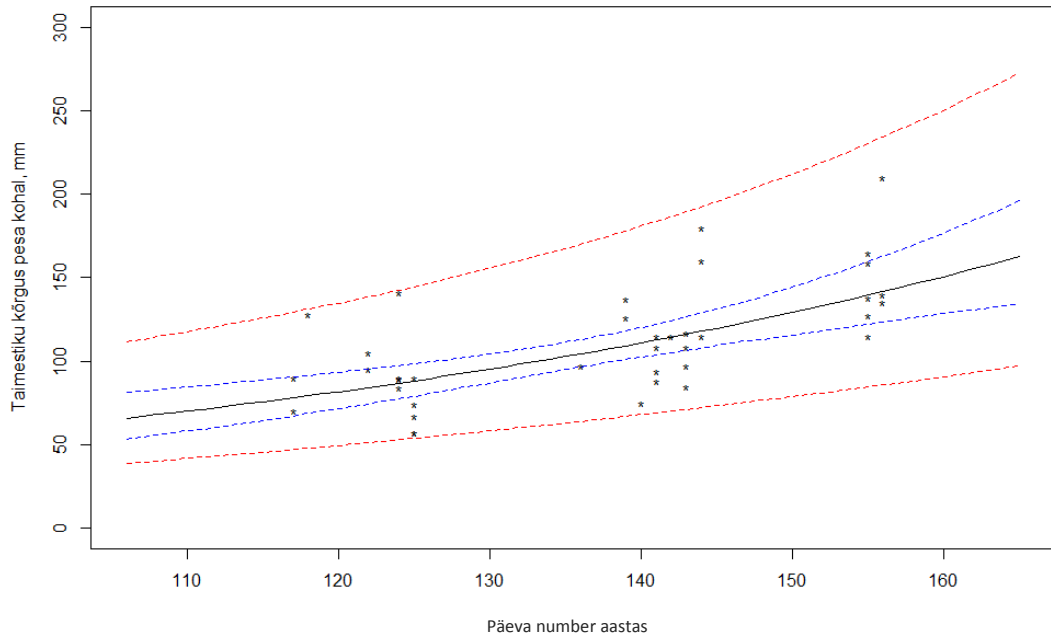
Pesa varjatus taimestikuga. Taimestikuga kõige paremini varjatud pesa (taimestiku katvus 81%) paiknes Kõinastu leedel, kõige madalama varjatusega pesa (katvus 4%) asus Salmi NE/Keemul (tabel 2). Munemis- ja haudeperioodi jooksul oli pesade keskmine varjatus **33%**. Enamus pesadel (62%-l) oli pesa varjatuse protsent madalam kui keskmine näitaja. Aprillikuus leitud pesade keskmine varjatus oli 24% (n = 3) ja hilisematel 34% (n = 18).

Taimestiku kõrgus pesa kohal. Taimestiku kõrgus pesa kohal munemis- ja haudeperioodi jooksul varieerus 57-210 millimeetrini (tabel 2). Kõige kõrgem taimestik pesa kohal mõõdeti Põgari-Sassi rannaniidul ja kõige madalam Salmi NE/Keemul. Taimestiku keskmine kõrgus pesa kohal oli **106 mm**, enamus pesadel (67%-l) aga madalam kui keskmine näitaja.

Eeldatava munemisaja alguspäevale prognoositud taimestiku keskmine kõrgus pesa kohal oli **84 mm** ja poegade koorumispäeval **121 mm** (joonis 3). Kordumõõtmistel varieerus taimestiku kõrgus pesa kohal 57-165 mm, keskmine 115 mm (n = 16).

Tabel 2. Pesa varjatuse %, taimestiku kõrgus pesa kohal (mm) ja pesast 3 m kaugusel nelja ilmakaare suunas munemis- ja haudeperioodi jooksul uurimisalade lõikes

Rannaniit	Pesade arv	Taimestikuga pesa varjatuse min-max, %	Pesa keskmine varjatus, %	Taimestiku kõrgus pesa kohal min-max, mm	Keskmine taimestiku kõrgus pesa kohal, mm	Taimestiku kõrgus pesast 3 m kaugusel 4 (N, S, W, E) mõõtmise min-max, mm	Taimestiku keskmine kõrgus pesast 3 m kaugusel, mm
Kõinastu leed	6	6-81	32	74-141	95	36-100	65
Põgari-Sassi	4	24-58	37	97-210	149	27-230	92
Tahu	1	55	55	115	115	64-79	71
Salmi NE/Keemu	8	4-73	29	57-159	97	28-110	64
Salmi SW	1	39	39	95	95	36-68	59
Võilaid	1	19	19	75	75	51-82	62
Kokku	21	4-81	33	57-210	106	27-230	67

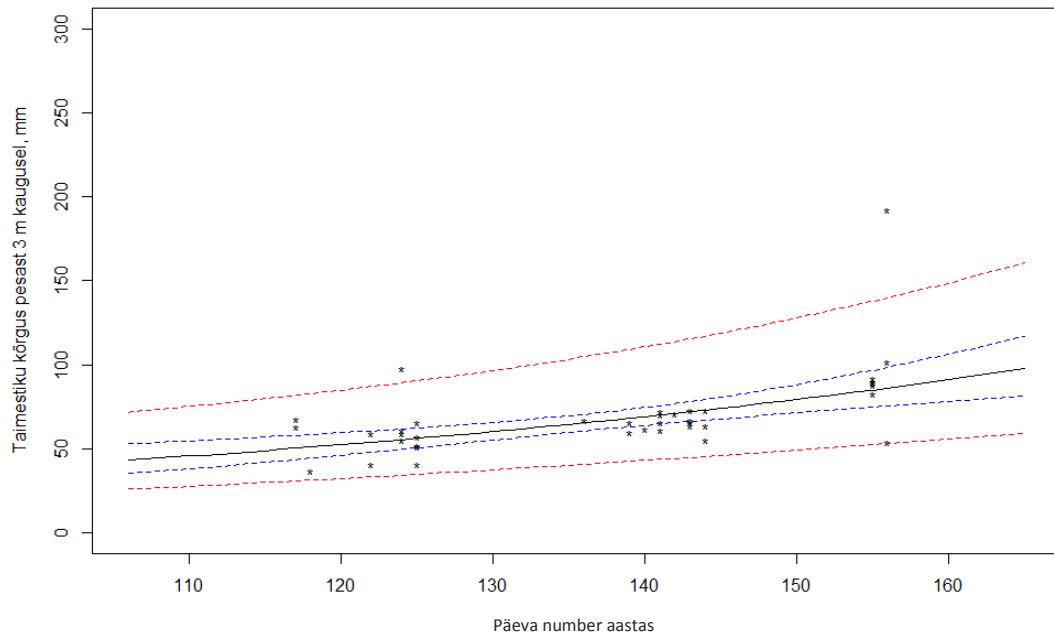


Joonis 3. Prognoositud taimestiku keskmine kõrgus pesa kohal munemis- ja haudeperioodi jooksul koos usalduspiiride (sinine joon) ja prognoosipiiridega (punane joon) sõltuvalt kuupäevast

Taimestiku kõrgus pesa kohal muutus munemis- ja haudeperioodi jooksul keskmiselt **37 mm**. Juhupunktides varieerus taimestiku kõrgus oletatava pesa kohal 50-260 mm, keskmine 111 mm (n = 19).

Taimestiku kõrgus pesast 3 m kaugusel nelja ilmakaare suunas (N, S, W, E). Taimestiku kõrgus pesast 3 m kaugusel munemis- ja haudeperioodi jooksul varieerus 27-230 millimeetrit, keskmine **67 mm** (tabel 2). Kõige kõrgem ja madalam rohustu mõõdeti Põgari-Sassi rannaniidul. Suurem osa pesadest (57%) asus paigas, kus 3 m kaugusel oli taimestiku kõrgus keskmisest näitajast madalam.

Prognoositud taimestiku keskmine kõrgus pesast 3 m kaugusel oli munemisaja eeldataval alguspäeval **54 mm** ja poegade koorumispäeval **75 mm** (joonis 4). Kordumõõtmistel jäi taimestiku kõrgus pesa ümbruses 30-128 mm, keskmine 71 mm (n = 16).



Joonis 4. Proгноositud taimestiku kõrgus pesast 3 m kaugusel nelja ilmakaare suunas (N, S, W, E) munemis- ja haudeperioodi jooksul koos usalduspiiride (sinine joon) ja prognoosipiiridega (punane joon) sõltuvalt kuupäevast

Keskmiselt muutus taimestiku kõrgus pesast 3 m kaugusel munemis- ja haudeperioodi jooksul **21 mm**. Juhupunktides jäi taimestiku kõrgus oletatava pesa ümbruses vahemikku 34-264 mm, keskmine 74 mm (n = 19).

Pesa kaugus rannaniidu maapoolsest servast varieerus 193-1000 m, keskmine **473 m**. 52% pesadest asusid kaugemal kui keskmine näitaja. Juhupunktid paiknesid rannaniidu maapoolsest servast eemal vahemikus 117-666 m, keskmine 369 m (n = 19).

Pesade kaugus veepiirist jäi vahemikku 38-291 m, keskmine **117 m** (lisa 1). 57% pesadest olid veepiirile lähemal kui 117 m. Juhupunktide kaugus veepiirist varieerus 27-819 m, keskmine 161 m (n = 19).

Pesast lähima teise pesa kaugus oli vahemikus 2-909 m, keskmine **202 m**. 55%-l pesadest oli teine pesa lähemal kui 202 m. Kahekümne ühest pesast üheteistkümmel oli lähimaks pesaks kiivitaja, kaheksal niidurüdi ja ühel punajalg-tildri pesa, ainult ühel pesal ei täheldatud läheduses teist pesa. Kiivitajate pesad asusid uuritavast pesast eemal 53-318 m, niidurüdi puhul oli vahemik 126-909 m ja punajalg-tildri pesa jäi 37 m kaugusele. Lähimad pesad juhupunktidele paiknesid 15-448 m kaugusel, keskmine 164 m.

Pesad paiknesid rannaniidu osal, mille laius oli vahemikus 263-927 m, keskmine **627 m**. 52% pesadest asusid ala osal, mis oli laiem kui keskmine näitaja. Juhupunktid asusid sellisel rannaniidu osal, mille laius oli 216-1250 m, keskmine 610 m.

67% pesadest olid rajatud **0,5 m** kõrgusele keskmisest merepinnast (vahemik 0-1,5 m) ning 67% pesadest paiknesid **sooldunud gleimullal** (lisa 1). Juhupunktid asusid peamiselt 0,5 m kõrgusel keskmisest merepinnast (53%), vahemik 0-2 m. 79% juhupunktidest olid valitud sooldunud gleimullale.

Korrelatsioonianalüüs näitas statistiliselt olulist seost munemisaja alguse ja pesa varjatuse vahel ($r = 0,907$; $p = 0,013$) ning taimestiku kõrguse vahel pesa kohal ($r = 0,599$; $p = 0,004$) (lisa 3). Oluline seos oli taimestiku kõrguse vahel pesa kohal ja pesast 3 m kaugusel ($r = 0,587$; $p = 0,005$) (lisa 3). Pesa kaugus rannaniidu maapoolsest servast oli tugevas korrelatiivses seoses rannaniidu keskmise laiuse ($r = 0,922$; $p = 0,009$) ja suurusega ($r = 0,951$; $p = 0,004$) ning samuti oli statistiliselt oluline seos ala selle osa laiusega, kus asus pesa ($r = 0,493$; $p = 0,023$).

Korrelatsioonianalüüs näitas tugevat positiivset seost munemisaja alguspäeva ja prognoositud taimestiku kõrguse vahel pesa kohal ($r = 1$; $p = 2.2e-16$) ning pesast 3 m kaugusel ($r = 1$; $p = 2.2e-16$). Samasugune tulemus saadi ka poegade koorumispäeva ja prognoositud taimestiku kõrguse vahel pesa kohal ning pesast 3 m kaugusel. Juhupunktide puhul oli statistiliselt oluline seos taimestiku kõrguse vahel oletatav pesa kohal ja oletatavast pesast 3 m kaugusel ($r = 0,781$; $p < 0,00001$).

3.3. Muud elupaika iseloomustavad näitajad

Uurimisaladest kõige suurem ja laiem rannaniit oli Võilaid (246 ha, keskmine laius 1015 m) ning kõige väiksem ja kitsam Tahu (86 ha, keskmine laius 320 m). Lisaks niidurüdi pesadele leiti 17 kiivitaja, 6 punajalg-tildri, 5 sookiuru (*Anthus pratensis*), 1 rägapardi (*Anas querquedula*), 3 liivatüllli (*Charadrius hiaticula*) ja 1 väiketiiru pesa (*Sternula albifrons*). Tahu rannaniidul avastati üks kariloomade poolt tallatud kiivitaja pesa. Kõige rohkem kariloomi loendati Salmi NE/Keemu ($n = 150$) ja Põgari-Sassi rannaniidul ($n = 185$) (lisa 1). Esimesi kariloomi kohati rannaniidul 21. mail. Kõige madalam karjatamiskoormus oli Salmi SW (0,26 LÜ/ha) ja Võilaiu rannaniidul (0,33 LÜ/ha). Need

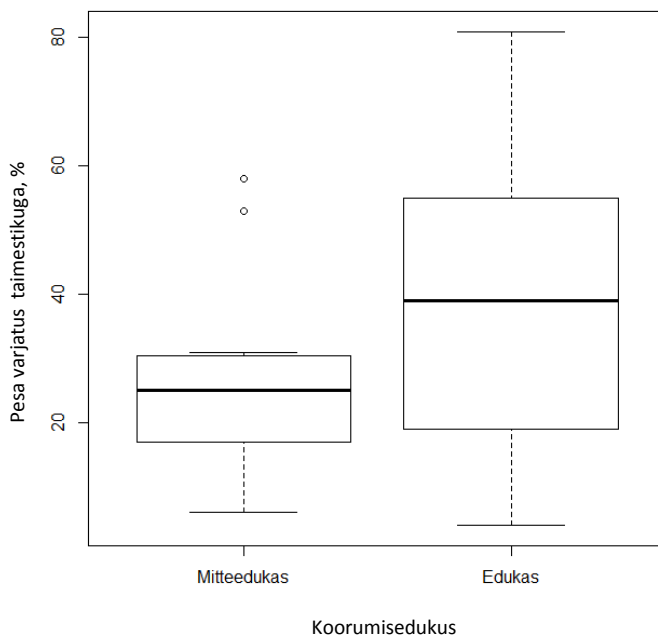
kaks ala olid ka kõige halvemini hooldatud. Uurimisaladel ei leitud ühtegi kariloomade poolt tallatud niidurüdi pesa. Neljal uurimisalal (Kõinastu leed, Põgari-Sassi, Tahu, Salmi NE/Keemu) kohati vähemalt viit erinevat röövlinnu liiki perekondadest vares, loorkull (*Circus*), viu (*Buteo*), merikotkas (*Haliaeetus*) ja räts (*Asio*). Nendel aladel märgati imetajatest rebast, Salmi NE/Keemul ka metssiga (*Sus scrofa*). Samuti tuvastati Kõinastu leedel metssigade tegevusjälgi. Lompide ja ajutiste veekogude rohkust 2016. aasta kevadel rannaniitudel ei täheldatud. Tegemist oli tavapärasest kuivema kevadega.

3.4. Koorumisedukus

21 leitud pesast õnnestus pesitsemine 9 niidurüdi paaril. Leitud pesade koorumisedukus oli **42,9%** (Kõinastu leedel 33,3%, Põgari-Sassil 25%, Salmi NE/Keemul 37,5% ning Tahul, Salmi SW ja Võilau rannaniidul 100%). Rüüstatud pesi leiti 12, kisklusmäär **57,1%** leitud pesadest. Kaheteistkümnest rüüstatud pesast **75%** rüüstati enne poegade koorumist, 3 pesa rüüstamise aeg jäi teadmata. Pesade hukkumist tallamise ega üleujutuse tulemusel ei täheldatud.

3.5. Koorumisedukust mõjutavad tegurid

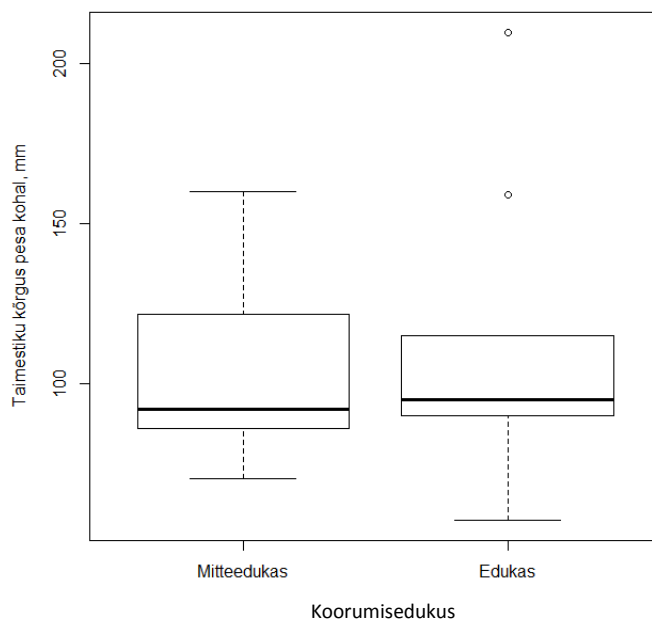
Pesa varjatus taimestikuga. Statistiliselt oluline seos pesa varjatuse ja koorumisedukuse vahel antud valimi puhul ($n = 21$) kinnitust ei leidnud ($t = -1,32$; $p = 0,213$). Edukatest pesadest pooltel jäi pesa varjatus vahemikku 19-55%, keskmine 40% ($n = 9$) ning mittedukates pesades 15-30% ($n = 12$), keskmine 27% (joonis 5).



Joonis 5. Pesa varjatuse seos koorumisedukusega, edukate ja mitteedukate pesade varjatuse mediaan, kvartiilid (väärtused, mille vahel asetseb 50% tunnuste väärtustest), miinimum- ja maksimumväärtus ning erandid (punktid)

Pesades, kus varjatuse protsent oli keskmisest kõrgem (33%), oli koorumisedukuse näitaja 75% (n = 8) ja pesades, kus varjatuse protsent jäi alla keskmise, õnnestus pesitsemise 23%-l (n = 13).

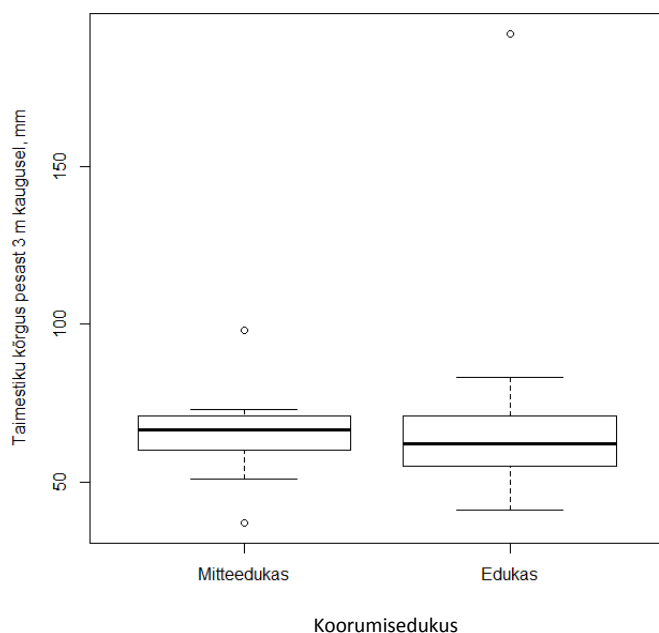
Taimestiku kõrgus pesa kohal. Statistilise analüüsiga olulist seost koorumisedukuse ja taimestiku kõrguse vahel pesa kohal ei leitud ($t = -0,25$; $p = 0,805$). 50% edukatest ja mitteedukatest pesadest asusid kohas, kus taimestiku kõrgus pesa kohal oli vahemikus 88-125 mm, edukatel keskmine 111 mm ja mitteedukatel 103 mm (joonis 6).



Joonis 6. Seos koorumisedukuse ja taimestiku kõrguse vahel pesa kohal, edukatel ja mitteedukatel pesade taimestiku kõrguse mediaan pesa kohal, kvartiilid (väärtused, mille vahel asetseb 50% tunnuste väärtustest), miinimum- ja maksimumväärtus ning erindid (punktid)

Koorumisedukus (43%) oli samasugune nii nendel pesadel, mille kohal kasvas keskmisest (106 mm) madalam taimestik kui ka kõrgem. Statistiliselt olulist seost ei leitud koorumisedukuse ja prognoositud taimestiku kõrguse vahel pesa kohal munemisaja alguspäeval ($t = 0,038$; $p = 0,970$) ega ka poegade koorumispäeval ($t = 0,038$; $p = 0,970$). Statistilised analüüsid ei kinnitanud, et koorumisedukust oleks mõjutanud taimestiku kõrguse varieeruvus pesa kohal munemis- ja haudeperioodi jooksul ($t = 0,034$; $p = 0,973$).

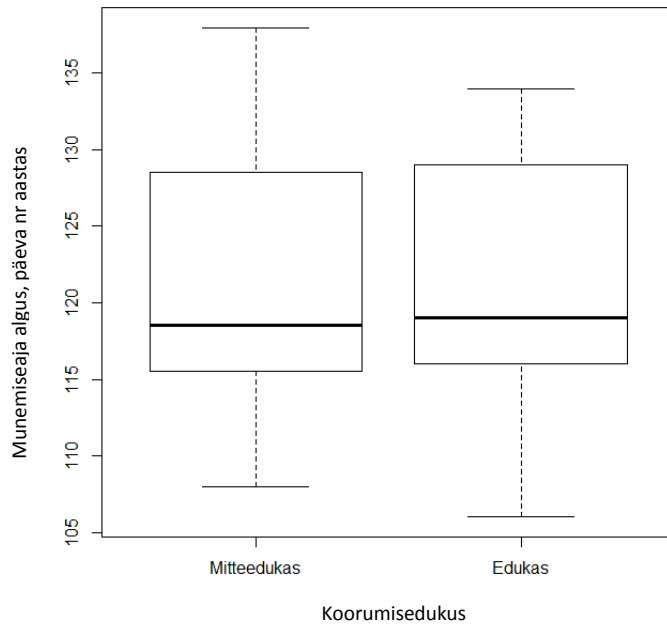
Taimestiku kõrgus pesast 3 m kaugusel. Taimestiku kõrgusel pesast 3 m kaugusel ja koorumisedukuse vahel antud valimi puhul ($n = 21$) seost ei leitud ($t = -0,409$; $p = 0,690$). 50%-l edukatest pesadest ulatus taimestiku kõrgus 52-72 mm ning mitteedukatel pesadel 61-72 mm (joonis 7). Taimestiku keskmine kõrgus edukatel pesadel jäi 76 mm ja mitteedukatel 65 mm.



Joonis 7. Seos koorumisedukuse ja taimestiku kõrguse vahel pesast 3 m kaugusel nelja ilmakaare suunas (N, S, W, E), edukate ja mitteedukate pesade taimestiku kõrguse mediaan pesast 3m kaugusel, kvartiilid (väärtused, mille vahel asetseb 50% tunnuste väärtustest), miinimum- ja maksimumväärtus ning erindid (punktid)

Koorumisedukus oli 50% nendes pesades ($n = 12$), kus pesast 3 m kaugusel jäi taimestiku kõrgus keskmisest madalamaks (67 mm). Pesades ($n = 9$), kus taimestiku kõrgus oli üle keskmise, jäi koorumisedukus 33%. Statistiliselt olulist seost ei leitud koorumisedukuse ja prognoositud taimestiku kõrguse vahel pesast 3 m kaugusel munemisaja alguspäeval ($t = 0,037$; $p = 0,971$) ega ka poegade koorumispäeval ($t = 0,062$; $p = 0,951$). Olulist seost ei olnud ka koorumisedukuse ning taimestiku kõrguse varieeruvuse vahel pesast 3 m kaugusel munemis- ja haudeperioodi jooksul ($t = 0,135$; $p = 0,894$).

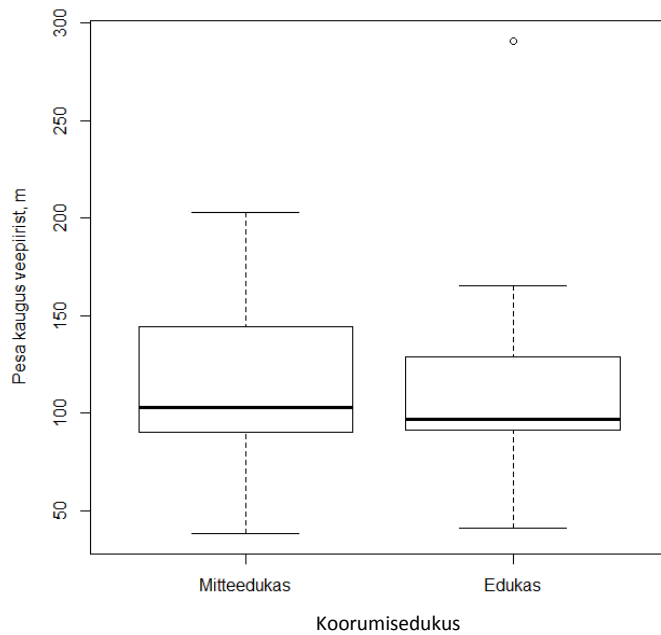
Munemisaja algus. Statistilise analüüsiga olulist seost koorumisedukuse ja munemisaja alguse vahel ei leitud ($t = 0,034$; $p = 0,973$). 50%-l edukatest kui ka mitteedukatest pesadest alustati munemisega vahemikus 116-129 päeval aastas ehk 26.04-09.05 (joonis 8).



Joonis 8. Munemiseaja alguse seos koorumisedukusega, edukate ja mitteedukate pesade munemiseaja alguse mediaan, kvartiilid (väärtused, mille vahel asetseb 50% tunnuste väärtustest) ning miinimum- ja maksimumväärtus

Nendel niidurüdi paaridel, kellel munemiseaja algus jäi enne 30. aprilli, oli koorumisedukus 42% ($n = 12$) ja hilisematel 44% ($n = 9$). Mida rohkem päevi oli pesa haudeperioodil säilinud, seda suurem oli tõenäosus pesa ellujäämusel ($t = -3,954$; $p = 0,002$).

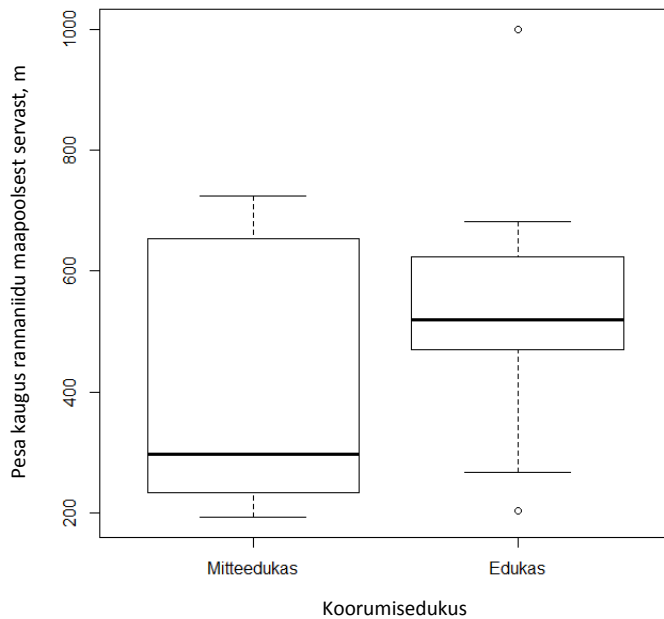
Pesa kaugus veepiirist. Koorumisedukuse ja pesa kauguse vahel veepiirist statistiliselt olulist seost ei leitud ($t = 0,0986$; $p = 0,923$). 50% edukatest pesadest asusid veepiirist 90-130 m kaugusel ning 50%-l mitteedukatest pesadest varieerus pesa kaugus 90-149 m (joonis 9).



Joonis 9. Pesa kaugus veepiirist ja koorumisedukus, edukate ja mitteedukate pesade kauguse mediaan veepiirist, kvartiilid (väärtused, mille vahel asetseb 50% tunnuste väärtustest), miinimum- ja maksimumväärtus ning erindid (punktid)

Pesa keskmine kaugus veepiirist jäi edukatel pesadel 121 m ja mitteedukatel 115 m. Pesadel, mis olid veepiirist kaugemale kui pesa keskmine kaugus veepiirist (117 m), jäi koorumisedukus 44% (n = 9), lähemal asuvatel pesadel 42% (n = 12).

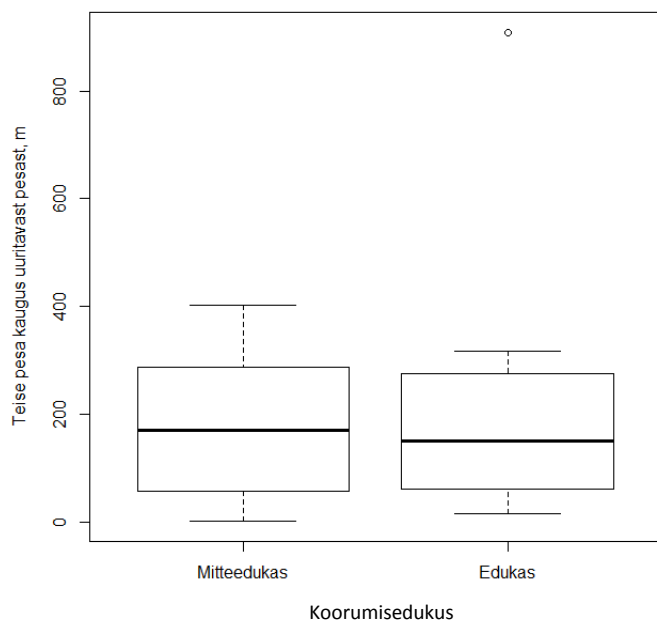
Pesa kaugus rannaniidu maapoolsest servast. 50% mitteedukatest pesadest paiknesid rannaniidu maapoolsest servast 225-645 m kaugusel ning 50% edukatest pesadest 506-623 m (joonis 10). Pesa keskmine kaugus rannaniidu maapoolsest servast jäi edukatel pesadel 537 m ja mitteedukatel 426 m.



Joonis 10. Pesa kaugus rannaniidu maapoolsest servast ja koorumisedukus, edukate ja mitteedukate pesade kauguse mediaan elupaiga servast, kvartiilid (väärtused, mille vahel asetseb 50% tunnuste väärtustest), miinimum- ja maksimumväärtus ning erindid (punktid)

Statistiliselt ei olnud oluline koorumisedukuse seos pesa kaugusega rannaniidu maapoolsest servast ($t = -1,219$; $p = 0,238$). Kuigi koorumisedukuse näitaja (55%) oli kõrgem nendel pesadel, mis asusid elupaiga servast kaugemal kui 473 m ($n = 11$), servale lähemal kui 473 m õnnestus pesitsemine 30%-l pesadest ($n = 10$).

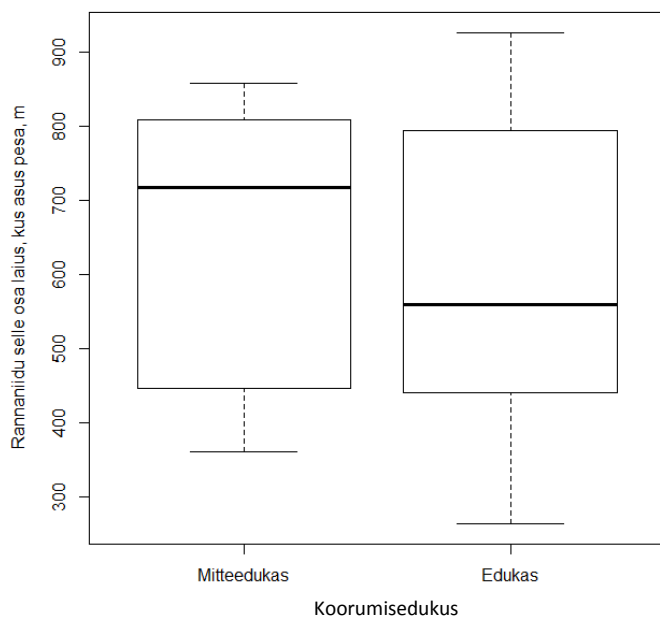
Teise pesa kaugus. Statistilise analüüsiga olulist seost koorumisedukuse ja teise pesa kauguse vahel ei leitud ($t = -0,364$; $p = 0,720$). 50% edukatest kui ka mitteedukatest pesadest asusid teisest pesast eemal 37-339 m (joonis 11).



Joonis 11. Teise pesa kaugus uuritava pesast ja koorumisedukus, edukate ja mitteedukate pesade kauguse mediaan, kvartiilid (väärtused, mille vahel asetseb 50% tunnuste väärtustest), miinimum- ja maksimumväärtus ning erindid (punktid)

Teise pesa keskmine kaugus jäi edukatel pesadel 238 m ja mitteedukatel 178 m. Koorumisedukus oli 33% nendel pesadel, kus teine pesa asus kaugemal kui 202 m ($n = 9$), lähemal asuvate pesade korral 45% ($n = 11$).

Rannaniidu suurus, laius ja selle osa laius, kus paiknes pesa. Statistiline seos puudus koorumisedukuse ja ala selle osa laiuse vahel, kus paiknes pesa ($t = 0,511$; $p = 0,618$). 50% edukatest ja mitteedukatest pesadest asusid rannaniidu osal, mille laius oli 400-600 m (joonis 12).



Joonis 12. Rannaniidu selle osa laius, kus asus pesa ja koorumisedukus, edukate ja mitteedukate pesade kauguse mediaan veepiirist, kvartiilid (väärtused, mille vahel asetseb 50% tunnuste väärtustest) ning miinimum- ja maksimumväärtus

Keskmine rannaniidu selle osa laius, kus asus pesa, jäi edukatel pesadel 607 m ja mitteedukatel 642 m. Pesadel, mis asusid rannaniidu laiemal osal kui 627 m, oli koorumisedukus 36% (n = 11) ja ala väiksema laiusega osadel 50% (n = 10).

Rannaniidu suurus ja keskmine laius ning kariloomade arv rannaniidul. Statistilised analüüsid ei näidanud, et koorumisedukus oleks sõltunud rannaniidu suurusest ($R^2 = 0,022$; $p = 0,781$), keskmisest laiusest ($R^2 = 0,154$; $p = 0,442$) või kariloomade arvust rannaniidul ($R^2 = 0,54$; $p = 0,096$).

T-test ja üldine lineaarne mudel (lm) ei andnud tulemusi, et koorumisedukust oleksid mõjutanud uuritavad sõltumatud tunnused. Samuti ei näidanud üldistatud logistiline regressioonimudel (glm, family=binomial), et koorumisedukusel oleks statistiliselt oluline seos sõltumatute tunnustega.

4. ARUTELU

Pesa varjatus taimestikuga ja koorumisedukus. Üldjuhul loetakse niidurüdi pesitsusperioodi algusajaks aprilli keskpaika. Sel ajal on taimestik veel madal ning ainuke viis pesa varjamiseks on ehitada see kulututi sisse (David 2005). Korrelatsioonianalüüs näitas, et pesade varjatus sõltus munemisaja algusest (lisa 3), varajasematel pesitsejatel (aprillis) oli pesa kehvemini varjatud kui hilisematel (maikuus). Samas on varasemad uuringud näidanud ka vastupidiseid tulemusi, kus pesa varjatus ei sõltu munemisaja algusest (Thyen, Exo 2005). Niidurüdi pesade varjatus kõikus leitud pesadel suurtes piirides (4-81%). Võib oletada, et kogenematud pesitsejad teevad pesad vähem varjatud kohta kui kogenenud, sest sageli seostatakse pesitsusedukust ka linnu eelneva pesitsuskogemusega (Reed jt 2008). Leidub ka vastupidise tulemusega uuring punajalg-tildritest, mis ei kinnita, et kogenenud pesitsejad saaksid valida paremini varjatud pesapaiga (They, Exo 2005). Kuigi käesoleva töö tulemused näitasid, et koorumisedukus oli kõrgem (75%) nendel pesadel, kus pesa varjatus oli üle keskmise näitaja (33%), ei osutunud mõju statistiliselt oluliseks. Siiski leidub uuringuid teiste liikide näitel, mis on tõestanud, et seos on olemas, kuna pesa suurem varjatus kaitseb pesa kiskjate eest (Martin 1992). Samas on ka uuringuid, mis ei kinnita, et pesa varjatuse ja kiskluse vahel oleks seos. Osaliselt põhjendatakse seda kiskjate haistmisega toidu otsinguil ja juhuslike liikidega nagu kärplased ja närilised (*Rodentia*) (Thyen, Exo 2005). See võib olla ka põhjuseks, miks käesolevas uuringus ei leitud seost pesa varjatuse ja koorumisedukuse vahel. Varjatud pesa on oluline pigem lindude rüüste korral, imetaja leiab pesa suure tõenäosusega ka lõhna järgi.

Pesa varjatus ei sõltunud taimestiku kõrgusest pesa kohal (lisa 3). Arvatavasti on põhjuseks see, et pesa varjatust mõjutab linnu tegutsemine pesal, mille tulemusel võib varjatus aja jooksul muutuda, mida kinnitasid ka korduvmõõtmised, mis näitasid mõnedel juhtudel pesa varjatuse vähenemist. Uuringus ei jälgitud lindude käitumist pesal (mitu korda pesalt ära käidi vms). Punajalg-tildri puhul on leitud, et pesa varjatus siiski sõltub elupaiga taimestiku kõrgusest (Thyen, Exo 2005).

Taimestiku kõrgus pesa kohal, selle varieeruvus ja koorumisedukus. Nii nagu pesa varjatuse varajasel munemis- ja haudeperioodil on seotud kuluga, nii ka taimestiku kõrgust pesa kohal varajasel pesitsemise alguses iseloomustab kulu kõrgus. Munemis- ja haudeperioodi jooksul jäi taimestiku kõrgus vahemikku 57-210 mm, keskmine 106 mm. 67% pesadest asusid keskmisest madalamas taimestikus, mis on kooskõlas ka varasemate uuringutega, kus mainitakse, et niidurüdi pesad paiknevad enamasti 50-150 mm kõrguses rohustes (Flodin jt 1995; Thorup 2004). Eeldatavale munemise alguspäevale prognoositud taimestiku keskmine kõrgus oli 84 mm ja poegade koorumispäeval 121 mm, taimestiku keskmine muutus munemis- ja haudeperioodi jooksul jäi 37 mm. Korrelatsioonianalüüs näitas, et munemise alguspäeva ja taimestiku kõrguse vahel pesa kohal on oluline positiivne seos (lisa 3). Samuti oli positiivne seos munemiseaja alguspäeva, poegade koorumispäeva ja nendele päevadele prognoositud taimestiku kõrguse vahel pesa kohal. Kui munemiseaja algus ja poegade koorumine jääb hilisemaks, siis taimestik pesa kohal on kõrgem, mis on seletatav taimestiku kasvuga aja jooksul. Positiivne seos oli ka taimestiku kõrgusel pesa kohal ja pesast 3 m kaugusel, mis on samuti seotud taimestiku kasvuga aja jooksul. Uuringus selgus, et taimestiku kõrgus pesa kohal munemise alguspäeval, haudeperioodi jooksul ja poegade koorumispäeval ning taimestiku varieeruvus ei avalda mõju koorumisedukusele.

Taimestiku kõrgus pesast 3 m kaugusel, selle varieeruvus ja koorumisedukus. Niidurüdi pesa ümbruses on reeglina taimestik madalam kui pesa kohal. Üldjuhul paikneb pesa hästi varjatud kohas, aga ohuallika (kiskjate) paremaks märkamiseks peab pesa ümber olema hea nähtavus (Thorup 2004). Uuringus varieerus taimestiku kõrgus pesast 3 m kaugusel munemis- ja haudeperioodi jooksul 27-230 mm, keskmine kõrgus 67 mm, mis on madalam kui taimestiku keskmine kõrgus pesa kohal (106 mm). See tulemus ühtib teiste uuringutega, kus on märgitud taimestiku keskmiseks kõrguseks pesade ümbruses 50-85 mm (Flodin jt 1995; Thorup 2004). Madal taimestik pesa ümbruses on oluline just poegadele, kes saavad toitu kätte ainult madalast rohustest (Thorup 2004). 57% leitud pesadest asusid kohas, mille ümbruses kasvas madalam taimestik kui 67 mm. Munemise alguspäev ja poegade koorumispäev oli olulises positiivses seoses prognoositud taimestiku kõrgusega pesast 3 m kaugusel, mida seletab taimestiku kasv aja jooksul: mida varajasem pesituspäev, seda madalam taimestik pesa ümbruses. Uuringu käigus ei selgunud, et taimestiku kõrgus pesast 3 m kaugusel mõjutaks koorumisedukust. Kuigi koorumisedukus oli 50% nendel pesadel, mis paiknesid madalamas taimestikus kui

keskmise näitaja ning keskmisest kõrgemas taimestikukas asunud pesadel jäi koorumisedukus 33%.

Munemisaeg ja koorumisedukus. Enamus niidurüdi kurnadest munetakse 20. aprillist kuni 23. maini (Soikkeli 1967). Uuringus leitud pesadest kõige varajasem munemisaja algus oli 16. aprill ja kõige hilisem 18. mai. Kahekümne ühest pesast 57% alustasid munemisega enne 30. aprilli. Uuringud on näidanud, et varasematel pesitsejatel on poegade päevane ellujäämus kõrgem kui hilisematel, sest rõõvluskoormus suureneb pesitsemise lõpu poole (They, Exo 2005). Käesolevast uuringust ei selgunud, et koorumisedukus sõltub munemiseaja algusest. Põhjus võib olla liiga lühikeses uurimisperioodis, sest analoogne tulemus ilmnes ka Jönssoni (1991) poolt läbiviidud uuringus, kus ei täheldatud hooaja jooksul erinevust varajaste või hiliste pesakondade pesitsusedukuse vahel. Kui aga võrreldi kuue järjestikuse aasta andmeid, siis analüüsid näitasid, et seos on olemas, varajasematel pesakondadel oli pesitsusedukuse näitaja kõrgem. Samas tuleb märkida, et üksikutes uuringutes on täheldatud suuremat kisklust munadele just pesitsusperioodi alguses (aprilli lõpus ja mai alguses), mitte lõpus (Stubbe, Krapp 1993a, 1993b ref They, Exo 2005). Uuringust selgus, et mida kauem on pesa säilinud, seda suurem tõenäosus on pesa ellujäämusel. Arvatavasti eelistavad niidurüdid siiski varasemat pesitsemist just taimestiku kõrguse tõttu, sest kui pesitsemine jääb hilisemaks, siis rohustu kõrgus on suurem ja võib muutuda probleemiks poegade liikumis- ja toitumisvõimalustele.

Servaefekt ja koorumisedukus. Niidurüdi pesade kaugus varieerus rannaniidu maapoolsest servast 193-1000 m, keskmine 473 m. Veidi üle poolte pesadest (52%) paiknesid kaugemal kui keskmine näitaja. Kiivitaja uuringus mõõdeti pesade kauguseks puudetukkadest 71-1815 m, 88% pesadest olid kaugemal kui 500 m (Bertholdti jt 2017). See näitab, et mida laiem on rannaniit, seda kaugemale rannaniidu maapoolsest servast on linnul võimalik pesa ehitada. Selline tulemus ilmnes ka käesolevast uuringust, kus pesa kaugusel elupaiga servast oli tugev positiivne seos rannaniidu keskmise laiuse, suuruse ja ala selle osa laiusega, kus paiknes pesa. Seega leidis kinnitust, et linnud väldivad pesitsemist elupaiga serva lähedal ning suurem ja laiem ala võimaldab neil rajada pesa rannaniidu maapoolsest servast kaugemale, mida on tõestanud ka teised uuringud (Pärt, Söderström 1999; Hancock jt 2009; Wilson jt 2014, Rannap jt 2015). Uuringust ei selgunud, et pesa kaugusel elupaiga servast oleks oluline mõju koorumisedukusele. Samas tuleb välja tuua, et koorumisedukuse näitaja (55%) oli kõrgem nendel pesadel, mis asusid

rannaniidu maapoolsest servast kaugemal kui 473 m. Elupaiga servale lähemal paiknenud pesade ellujäämus oli 30%. Kuigi paljud uuringud kinnitavad, et puudetukkadel on oluline negatiivne mõju pesitsemisele (Galbraith 1989; Berg jt 1992; MacDonald, Bolton 2008a; Wilson jt 2014), leidub ka uuringuid, kus olulist seost ei ole leitud (Stroud jt 1990; Nour jt 1993, Lahti 2001; Ottvall jt 2005). See võib olla tingitud sellest, millised kiskjad on uurimisalal enam esindatud, kas röövlomad või –linnud. Kui pesad asuvad puudetukkade lähedal, siis toimub pesarüüste pigem röövlindude poolt (Wilson jt 2014; Bertholdt jt 2017), kellele puuksad pakuvad head võimalust varitsemiseks (Valkama jt 1998; Pehlak, Lõhmus 2008). Võib oletada, et kui metsa- ja võsaservas on röövlindude vähem, siis ka pesarüüste on väiksem ja see ei avalda mõju pesitsusedukusele.

Röövlus ja koorumisedukus. Kisklusmäära hindamiseks kasutatakse sageli tehispesi, kuigi selle usaldusväärsus on seatud kahtluse alla. Selle üheks põhjuseks on teadmatus, kas lind reaalses olukorras ikka teeks oma pesa inimese poolt valitud kohta (Wilcove 1985; Wilson jt 1998). Uuringus ei kasutatud tehispesi, aga juhupunktide valikul sattuti sageli niidurüdi pesa lähedale, mille tõttu tuli otsida uus juhupunkti asukoht. Röövluskoormust peetakse kõige olulisemaks kahlejate pesitsusedukuse mõjutajaks (Nolan 1963; Jönsson 1991; Jackson, Green 2000), mis selgus ka uuringust, kahekümne ühest pesast 12 rüüstati (pesade kisklusmäär 57,1%). Konkreetset rüüstajat ei tuvastatud, aga võib oletada, et kõik 12 pesa rüüstati imetajate poolt, sest niidurüdi pesadest ega ka pesade ümbrusest ei leitud selliseid munakoori, mis oleksid viidanud röövlindudele. Kiivitajate ja punajalg-tildrite pesade puhul täheldati pesade rüüstamist ka röövlindude poolt. Põhjus võib olla selles, et nende pesad on paremini nähtavad kui niidurüdi pesad. Sageli jääb täpne rüüstaja teadmata, sest imetajate poolt toimub rüüstamine peamiselt öösiti, aga röövlindude puhul päeval (Eglington jt 2009). Bertholdti ja tema kolleegide (2017) poolt läbiviidud uuring kinnitas, et kiivitaja pesadest 68% rüüstati just öösel. Uuringud on näidanud, et peamiselt toimub pesade rüüstamine aprilli lõpus ja mai alguses (Stubbe, Krapp 1993a, 1993b ref They, Exo 2005), aga käesolevas uuringus täheldati pesade rüüstamist ainult maikuu (alates 5. kuupäevast). Kaheteistkümnest rüüstatud pesast 75% rüüstati enne poegade koorumist, kolmel pesal jäi teadmata, kas pesarüüste toimus enne või pärast poegade koorumist. Leitud pesade koorumisedukus oli 42,9%, mis on kõrgem kui mujal tehtud uuringute tulemused näitavad (29,6-37,5%) (Jönsson 1991), kuid madalam 1957.-1971. aastatel Eestis hinnatud pesitsusedukusest (77%) (Erit jt 2008).

Pesa kaugus veepiirist ja koorumisedukus. Leitud pesadest enamus (57%) asus veepiirile lähemal kui keskmine näitaja (117 m). Uuringust selgus, et pesa kaugus veepiirist ei mõjuta koorumisedukust. Samas punajalg-tildri uuring kinnitas, et veepiirist kaugemal asuvate pesade koorumisedukus on kõrgem, sest veepiirist eemal on taimestik mitmekesisema struktuuriga (Thyen, Exo 2005). Käesolevast uuringust ei selgunud, et pesade paiknemine veepiirile lähemal või kaugemal oleks seotud taimestiku kõrgusega, kuigi nende näitajate omavaheline korrelatsioon oli positiivne (lisa 3). Pesa kaugusega veepiirist ja rannaniidu suuruse ning laiuse vahel statistiliselt olulist seost ei leitud. Kuigi on uuringuid, mis kinnitavad, et rannaniidu laiuse ja pesa kauguse vahel veepiirist on oluline seos (Pakanen jt 2011). Samuti ei selgunud uuringust, et pesade kaugus veepiirist oleks seotud munemisaja algusega. Võib oletada, et varajasemad pesitsejad valivad pesakoha veepiirist kaugemale, sest veepiirile lähemal on üleujutuse oht suurem ning veepiirist kaugemal ei ole taimestik veel väga kõrge. Hilisemad pesitsejad aga valivad pesakoha veepiirile lähemale, sest veepiirist kaugemal võib olla taimestik juba liiga kõrgeks kasvanud ja veepiirile lähemal ei ole enam suurt üleujutuse ohtu. Uuring aga näitas, et pesad, kus munemisega oli alustatud enne 30. aprilli ($n = 12$), jäid 58% pesadest veepiirile lähemale kui 117 m ning hilisemate puhul ($n = 9$) olid samuti enamus pesad (56%) keskmisest näitajast lähemal.

Rannaniidu suurus, laius ja ala selle osa laius, kus asus pesa ning koorumisedukus. Eestis peetakse niidurüdi elupaiga optimaalseks laiuseks 500-600 m ja pindalaks 150-160 ha (Rannap jt 2015). Hollandis arvatakse, et see võiks niidukahlajatel olla isegi kuni 250 ha (Woud 2013). Välitööd viidi läbi rannaniitudel, mille suurus oli vahemikus 86-246 ha ja laius 320-1000 m. Pesad paiknesid rannaniidu osal, mille laius jäi vahemikku 263-927 m, keskmine 627 m. Uuringust selgus, et pesitsedes laiemal rannaniidu osal kui keskmine näitaja, hakkas niidurüdi koorumisedukus langema. Pesadel, mis paiknesid laiemal rannaniidu osal kui 627 m, oli koorumisedukus 36% ja kitsamal osal pesitsejatel 50%. Seega, nii nagu liiga kitsas, nii ka liiga lai rannaniit ei ole niidurüdile sobilik elupaik. Statistiline analüüs seda siiski ei kinnitanud, et rannaniidu suurus, laius või ala selle osa laius, kus asus pesa, mõjutaks koorumisedukust. Uuringud on näidanud, et niidurüdi eelistab pesitseda suurematel ja laiematel rannaniitudel kui punajalg-tilder või kiivitaja (Rannap jt 2017). Suuremal rannaniidul on taimestik heterogeensem (Ottvall, Smith 2006), mis on üks oluline niidurüdi elupaiga omadus (Rannap jt 2017), sest mitmekesine taimekoosluse esinemine võimaldab pesa ehitada varjulisesse kohta, mis on kaitseks ka

kiskjate eest (Bowman, Harris 1980; Baines 1990). Pakanen ja tema kolleegid (2011) leiavad, et laiem rannaniit võimaldab niidulindudel pesitseda veepiirist kaugemal, mis vähendab tallamiskoormust pesadele, sest kariloomad huvituvad rannaääres kasvavast kõrge toiteväärtusega taimestikust.

Kariloomade arvukus ja koorumisedukus. Kariloomade arvukusest sõltub rannaniidu rohustu kvaliteet ehk rannaniidu sobivus niidurüdi elupaigana. Rannaniitude õige hooldamine parandab niidurüdi elupaiga tingimusi (Rannap jt 2017), mis võivad muutuda halvemaks liiga madala karjatamiskoormuse või olematu karjatamise tõttu (Mägi jt 2003). Vastupidiselt madalale karjatamiskoormusele võib niidurüdi pesitsemist mõjutada ka ülekarjatamine, mille tulemusel toimub pesade tallamine ning seega väheneb ka pesitsusedukus (Jönsson 1991; Ottvall, Smith 2006; Pakanen jt 2016). Andell ja Jönsson (1986) väidavad oma artiklis, et pesade suurem tallamiskoormus on põhjustatud pigem hobuste kui veiste poolt. Uuringu jooksul leiti ainult üks kariloomade poolt tallatud pesa, mis kuulus kiivitajale. Seega ei täheldatud, et uurimisaladel oleks tegemist ülekarjatamisega, pigem jäi silma madal karjatamiskoormus Võilaiu ja Salmi lääneosa rannaniidul. Uuringust selgus, et kariloomade arv rannaniidul ei mõjutanud koorumisedukust.

Teise pesa lähedus ja koorumisedukus. Uuringud on näidanud, et niidurüdi valib oma pesapaiga kiivitaja või punajalg-tildri pesa lähedale, sest ohu lähenedes on need liigid väga häälekad ning aitavad seega õigeaegselt kiskjat märgata (Kuresoo 2003). Uuritavatele pesadele lähim pesa asus keskmiselt 202 m eemal, vahemik jäi 2-909 m. 55%-l pesadest oli lähim kiivitaja pesa. Pesad, millele oli kõige lähemal oma liigi esindaja pesa, jäid teisest pesast keskmiselt 340 m eemale, teise liigi esindaja pesad aga 110 m. Selgus, et pigem eelistatakse võimalusel teise liigi pesa lähedust (kiivitaja või punajalg-tildri) kui sama liigi oma. Käesolevas töös analüüsiti teise liigi pesa kauguse mõju koorumisedukusele, statistiliselt olulist seost ei leitud, kuigi nendel pesadel, mis paiknesid teisele pesale lähemal kui keskmine näitaja, oli koorumisedukus 45% ja kaugemate pesade puhul 33%.

Edasine uurimisvajadus. Põhjus, miks käesolevas uuringus ei õnnestunud tõestada hüpoteesi, et niidurüdi pesade ellujäämus sõltub pesa varjatusest taimestikuga ning ei ilmnenud ka teiste uuritavate tunnuste mõju koorumisedukusele, võib olla tingitud liiga väikesest valimist (21 pesa, 6 ala) ja lühikesest uurimisperioodist (üks hooaeg). Põhjalike järelduste tegemiseks tuleks niidurüdi uuringuid läbi viia mitme aasta vältel, sest aastate

lõikes võivad pesitsustingimused rannaniitudel olla väga erinevad. Analoogete uuringuid on üldjuhul tehtud vähemalt kaks aastat (Jönsson 1991; Rass jt 2010; Rannap jt 2015; Pakanen jt 2016), mille tulemusel on ka valim suurem ja seosed paremini leitavad. Lisaks pesapaiga omaduste ja nende mõjude väljaselgitamisele pesitsusedukusele, tuleks uuringutes rohkem keskenduda pesade ja poegade kiskluse uurimisele. Niidurüdi poegadele on kõige kriitilisem aeg koorumisest lennuvõimestumiseni (Kuresoo 2005b). Selleks, et hinnata pesitsusedukust täpsemalt, peaks jälgima, kui suur hulk koorunud poegadest lennuvõimestub, mida töös ei uuritud. Samuti kinnitavad uuringud, et kvaliteetne ja suur elupaik ei väljendu ainult taimestiku omadustes (Leito jt 2014), vaid ka kiskjate toitumisega seotud käitumisharjumustes (Eglinton jt 2008; Manton jt 2016). Soovitav oleks detailsemalt jälgida lindude elupaigakasutust, näiteks linnu ärakäimisi pesalt: kui tihti ta seda teeb, kui kauaks ta ära jääb ja millised on lennukaugused pesast. Nii oleks võimalik uurida, kui pikaks ajaks ja kui kaugemale on sunnitud lind toitumiseks lendama (kas tal on piisavalt toitu pesa lähedal või peab ta ette võtma kaugemaid lende). Samuti tuleks uurida kiskjate toitumisvõimalusi, kas neil on piisavalt pisiimetajaid, kellest toituda, või nad on sunnitud toidunappuse tõttu toituma maaspesitsejate munadest ja nende poegadest. Lisaks on uuringud näidanud, et niidukahlajad on tugevalt seotud üleujutustega, mitte taimestiku liigirikkuse, kõrguse või katvusega (Leito jt 2014). Pesitsusedukust tuleks võrrelda veerohkete ja kuivemate hooegade vahel, sest ajutiste veekogude ja kahlajate pesitsemise vahel on positiivne seos (Wilson jt 2004; Rannap jt 2015). Veerohkusest sõltub nii kahlajate toidu kättesaadavus (Cramp, Simmons 1983) kui ka röövlomade liikumisvõimalus rannaniitudel (Seymour jt 2004). Toidu liigiline koosseis võib palju muutuda nii lindudel kui kiskjatel vastavalt aastale ja aastaegadele.

KOKKUVÕTE

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli uurida ühe hooaja jooksul niidurüdi (*Calidris alpina chinzii*) elupaiga eelistusi rannaniitudel ja analüüsida, millised pesapaiga omadused mõjutavad koorumisedukust. Niidurüdi arvukuse languse peamiseks põhjuseks peetakse elupaikade kadumist ja kvaliteedi langust, mis omakorda põhjustab pesitsuspaikade halvenemist või kadumist, mille tõttu väheneb ka pesitsusedukus. Magistritöös uuriti põhjalikumalt kolme teguri (pesa kohal ja pesast 3 m kaugusel oleva taimestiku kõrguse ning pesa varjatuse) võimalikke seoseid koorumisedukusega. Lisaks kontrolliti veel seitsme faktori (munemise alguse, pesa kauguse rannaniidu maapoolsest servast (maanteest, metsa- ja võsapiirist), veepiirist ja teisest pesast, rannaniidu suuruse ja keskmise laiuse ning kariloomade arvu) mõju koorumisedukusele. Andmestik koguti 2016. aastal kuuel rannaniidul Lääne-Eestis. Tööhüpoteesiks oli, et niidurüdi pesade ellujäämus sõltub pesa varjatusest taimestikuga.

Magistritöös leitud pesade munemisaeg jäi vahemikku 16. aprill kuni 18. mai. Kahekümne ühest pesast 57%-l oli munemisega alustatud enne 30. aprilli. Sageli seostatakse munemisaja algust pesade ja poegade ellujäämusega, magistritöö seda ei kinnitanud. Samuti ei ilmnenu, et koorumisedukus oleks erinenud varajaste ja hilisemate pesitsejate vahel ühe hooaja jooksul.

Röövluskoormust peetakse kõige olulisemaks kahlajate pesitsusedukuse mõjutajaks. Kahekümne ühest pesast üheksal pesitsemine õnnestus ja kaksteist pesa rüüstati. Konkreetset pesa rüüstajat ei olnud võimalik kindlaks teha, kuid arvatavasti toimus pesarüüste imetajate poolt. Leitud pesade koorumisedukus oli 42,9%, mis aga ei näita lõplikku pesitsusedukust, sest osa koorunud poegadest hukkub enne lennuvõimestumist. Lisaks kisklusele peetakse väga oluliseks pesitsemise õnnestumiseks optimaalset karjatamiskoormust, et vältida pesade ja poegade äratallamist ning säiliks rannaniidu sobivus kahlajate elupaigana. Kariloomade tõttu ei hukkunud ühtegi niidurüdi pesa, seega kariloomade arv koorumisedukust ei mõjutanud.

Uuringus leitud pesad asusid rannaniidu osal, mille keskmine laius oli 627 m. Uuritud pesade keskmine kaugus rannaniidu maapoolsest servast oli 473 m. Statistiline analüüs

kinnitas, et mida laiem ja suurem rannaniit, seda kaugemal asus pesa maanteest, metsa- ja põõsapiirist. Statistiliste analüüsidega aga ei selgunud, et koorumisedukus sõltub rannaniidu suurusest, laiusest, pesa kaugusest elupaiga servast, veepiirist või teisest pesast. Kuigi koorumisedukus oli kõrgem (55%) nendes pesades, mis asusid rannaniidu maapoolsest servast kaugemal kui keskmine näitaja.

Varasematest uuringutest järeldub, et heterogeensem taimestik mõjub maaspesitsevate lindude pesitsusedukusele positiivselt, kuna mitmekesine taimekoosluse esinemine võimaldab pesa ehitada varjulisesse kohta ning pesa suurem varjatus kaitseb pesa kiskjate eest. Magistritöös püstitatud hüpotees, et niidurüdi pesa ellujäämus sõltub pesa varjatusest taimestikuga, ei leidnud kinnitust. Selle üheks põhjuseks võib olla asjaolu, et varjatud pesa on oluline pigem lindude rüüste korral, imetaja leiab pesa suure tõenäosusega ka lõhna järgi. Pesad paiknesid kohas, kus munemis- ja haudeperioodi jooksul taimestiku keskmine kõrgus pesa kohal oli 106 mm ja pesast 3 m kaugusel 67 mm ning pesade varjatus taimestikuga 33%. Kuigi statistilised analüüsid ei kinnitanud, et koorumisedukus sõltub pesa varjatusest, taimestiku kõrgusest pesa kohal ja pesast 3 m kaugusel ning selle varieeruvusest, leiti siiski kõrgem koorumisedukus (75%) nendel pesadel, kus pesa varjatuse protsent oli üle keskmise näitaja ning taimestiku kõrgus pesa ümbruses madalam kui 67 mm. Põhjus, miks magistritöös ei leitud koorumisedukuse ja uuritud tunnuste vahel seoseid, kuigi erinevad uuringud on selliseid seoseid varem näidanud, võib olla tingitud liiga väikesest valimist ja lühikesest uurimisperiodist.

Lõppkokkuvõttes võib niidurüdi pesitsusedukus sõltuda keskkonnatingimuste, kiskluse ning elu- ja pesapaiga erinevate faktorite koosmõjust. Täpsemate järelduste tegemiseks tuleks lisaks pesapaiga omadustele põhjalikumalt ja pikema aja jooksul uurida keskkonnatingimusi ning kiskjate arvukust ja nende toitumisvõimalusi rannaniitudel. Pesitsusedukust mõjutavate tegurite edasine uurimine aitaks paremini mõista niidurüdi arvukuse languse ja madala taastootmisvõime põhjuseid ning võimaldaks ohustatud liigi kaitset tõhusamalt planeerida ja korraldada.

IMPACT OF NEST SITE CHARACTERISTICS ON HATCHING SUCCESS OF SOUTHERN DUNLIN (*CALIDRIS ALPINA SCHINZII*)

SUMMARY

The objective of this master's thesis was to study the habitat preferences of Southern Dunlin (*Calidris alpina schinzii*) on coastal meadows and to analyse which nest site characteristics affected hatching success. The main reason for the decrease in the number of Southern Dunlin is considered to be habitat loss and degradation. The master's thesis focuses on the potential impact of three factors (the height of vegetation above a nest, the same three metres from the nest and nest concealment) on hatching success in more detail. In addition, the impact of seven other factors (the start of egg-laying, the distance of a nest from the inland edge (road, forest and brush line) of the coastal meadow, from coastline and another nest, the size and average width of the coastal meadow and the number of livestock) on hatching success was examined. The data was collected from six coastal meadows in western Estonia in 2016. The working hypothesis was that the survival of nests of Southern Dunlin depended on the concealment of nests by vegetation.

The period of egg-laying for the nests found within the framework of the master's thesis lasted from 16 April to 18 May. In 57% of the twenty-one nesting pairs started egg-laying prior to 30 April. The start of the period of egg-laying is often associated with the survival of nests and fledglings, but the master's thesis has not confirmed it. Likewise, it did not become evident that hatching success was different between earlier and later nesting birds within the season.

Predation is considered the most important factor having an effect on breeding success of waders. Nesting was successful in nine out of the twenty-one nests and twelve nests were depredated. Probably the nests were predated mostly by mammals. The hatching success of the nests found amounted to 42.9%, which, however, did not reveal the ultimate breeding success, because some of the hatched fledglings would perish before fledging. In addition

to predation, optimal grazing pressure is considered a highly important factor for the success of nesting in order to avoid trampling of nests and fledglings and maintain the suitability of coastal meadows as a breeding habitat for waders. No any nests of Southern Dunlin were damaged by livestock during the study.

The average width of the meadow part where the nests were located was 627 m. Average distance of the studied nests from inland edge of coastal meadow was 473 m. The statistical analysis confirmed that on wider coastal meadow, nests were located more distant from road, forest and bush line. However, the statistical analyses did not reveal hatching success to be dependent on size or width of coastal meadow or distance of nest from edge of the habitat, coastline or another nest, although hatching success was higher (55%) in nests that located further than average from inland edge of coastal meadow.

Earlier studies lead to a conclusion that more heterogeneous vegetation has a positive effect on the breeding success of the ground-nesting birds, as diverse plant community makes it possible to build a nest in a more sheltered place and the greater nest concealment protects the nest from predators. The hypothesis established in the master's thesis that the survival of nests of Southern Dunlin depended on the concealment of the nests by vegetation was not confirmed. One of the reasons may be the fact that a concealment of a nest is rather important in the event of predation by birds, but mammal predators can find nest using olfactory hints. During the breeding season, the average vegetation height at the nest site and at three metres from the nest was 106 mm and 67 mm, respectively. The average nest concealment was 33%. The statistical analyses did not confirm the hatching success being dependent on the nest concealment, the height of the vegetation above the nest or three metres from the nest or on the variation in the vegetation height. Despite of that, the hatching success was higher (with 75% of the nests hatched) for the nests which concealment percentage was higher than average (>33%) and vegetation height in proximity of the nest was lower than average (<67 mm). A possible reason why current study did not found associations between hatching success and characteristics studied, even though different studies had revealed such associations before, might be the too small sample size and short study period.

To conclude, breeding success of Southern Dunlin may depend on combined effect of climatic conditions and predation and different factors of the habitat and nest site. To draw more accurate conclusions, in addition to nest site characteristics, environmental

conditions, as well as the number of predators and their feeding opportunities on coastal meadows have to be studied in more detail and within a longer period of time. The further study of factors affecting breeding success can lead to a better understanding of the reasons for the decline of the population of Southern Dunlin, and makes it possible to plan and implement protection of the endangered species more efficiently.

KASUTATUD KIRJANDUS

1. **Ackerman, J. T., Eagles-Smith, C. A.** (2010). Accuracy of egg flotation throughout incubation to determine embryo age and incubation day in waterbird nests. – *The Condor* 112(3): 438-446.
2. **Andell, P., Jönsson, P.E.** (1986). Projekt svartbent strandpipare - en presentation samt redovisinga av 1985 års arbete. – *Vår Fågelvärld* 45: 85-92.
3. **Ausden, M., Sutherland, W. J., James, R.** (2001). The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. – *Journal of Applied Ecology* 38: 320–338.
4. **Baines, D.** (1990). The roles of predation, food, and agricultural practice in determining the breeding success of the lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grassland. – *Journal of Animal Ecology* 59: 915-929.
5. **Baines, D., Moss, R., Dugan, D.** (2004). Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. – *Journal of Applied Ecology* 41: 59–71.
6. **Beintema, A. a J., Muskens, G. J. D. M.** (1987). Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. – *Journal of Applied Ecology* 24: 743–758.
7. **Berg, A., Lindberg, T., Kallebrink, K. G.** (1992). Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. – *Journal of Animal Ecology* 61: 469–476.
8. **Bertholdt, N. P., Gill, J. A., Laidlaw, R. A., Smart, J.** (2017). Landscape effects on nest site selection and nest success of Northern Lapwing (*Vanellus vanellus*) in lowland wet grasslands. – *Bird Study* 64:1, 30-36.
9. **Blomquist, D., Pauliny, A., Larsson, M., Flodin, L. Å.** (2010). Trapped in the extinction vortex? Strong genetic effects in a declining vertebrate population. – *BMC Evolutionary Biology* 10: 33.
10. **Bolton, M., Tyler, G., Smith, K.E.N., Bamford, R.O.Y.** (2007). The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. – *Journal of Animal Ecology* 44: 534–544.
11. **Bowman, G. B., Harris, L. O.** (1980). Effects of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. – *Journal of Wildlife Management* 44: 806-813.
12. **Brown, S., Lanctot, R., Sandercock, B., Gates, R., Liebezeit, J., Smith, P.** (2010). Arctic Shorebird Demographic Network Breeding Camp Protocol, version 1, May 2010. Fish and Wildlife Service and Manomet Center for Conservation Sciences.

13. **Brua, R. B., Machin, K. L.** (2000). Determining and testing the accuracy of incubation stage of Ruddy Duck eggs by flotation. – *Wildfowl* 51: 181–189.
14. **Butler, S. J., Gillings, S.** (2004). Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. – *Ibis* 146: 123-130.
15. **Cramp, S., Simmons, K. E. J.L.** (1983). Handbook of birds of Europe, the Middle East and North Africa: the birds of Western Palearctic 3: 423-444.
16. **David, S., K.** (2005). Nest-site selection patterns and the influence of vegetation on nest survival of mixed-grass prairie passerines. – *The Condor* 107: 605-616.
17. **Delany, S., Scott, D. (eds.)**. (2006). Waterbird Population Estimates. 4th edition. Wetlands International. Wageningen.
18. **Delany, S., Scott, D., Dodman, T., Stroud, D.** (eds). (2009). An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International, Wageningen. The Netherlands.
19. **Durant, D., Tichit, M., Kernéis, E., Fritz, H.** (2008). Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: Integrating ecological and livestock system perspectives - A review. – *Biodiversity and Conservation* 17: 2275–2295.
20. **Eglington, S. M., Gill, J. A., Bolton, M., Smart, M. A., Sutherland, W. J., Watkinson, A. R.** (2008). Restoration of wet features for breeding waders on lowland grassland. – *Journal of Applied Ecology* 45: 305–314.
21. **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: 314-324.
22. **Ekstam, U., Forshed, N.** (1996). Äldre Fodermarker. Naturvårdsverkets förlag. Stockholm.
23. **Eltis, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Ots, M.** (2009). Status and Numbers of Estonian Birds, 2003–2008. – *Hirundo* 22: 3–31.
24. **Erit, M., Kuresoo, A., Luigujõe, L., Pehlak, H.** (2008). Niidurüdi *Calidris alpina schinzii* kaitse tegevuskava 2009-2013. Haapsalu 2008, lk 4-23.
25. **Fahrig, L.** (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. - *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
26. **Flodin, L. Å., Hirsimäki, H., Norén, L.-G.** (1995). Samhäckande vadare på strandängar i sydvästra Sverige: Predationsskydd eller habitatval? – *Ornis Svecica* 5: 23-30.
27. **Galbraith, H.** (1989). Arrival and habitat use by Lapwing *Vanellus vanellus* in the early breeding season. – *Ibis* 131: 377–388.
28. **Gill, J.A., Langston, R.H.W., Alves, J.A., Atkinson, P.W., Bocher, P., Cidraes Vieira, N., Crockford, N.J., Gélinaud, G., Groen, N., Gunnarsson, T.G., et al.** (2007). Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: A review of causes and recommendations. – *Wader Study Group Bulletin* 114: 43–50.

29. **Grant, M. C.** (1996). Predicting the hatching dates of Curlew *Numenius arquata* clutches. – *Wader Study Group Bulletin* 80:53–54.
30. **Green, R.E., Hawell, J. & Johnson, T.H.** (1987). Identification of predators of wader eggs from egg remains. – *Bird Study* 34: 87–91.
31. **Grishanov, D.** (2006). Conservation problems of migratory waterfowl and shorebirds and their habitats in the Kaliningrad region of Russia. In: Boere, G.; Galbraith, C., Stroud, D. (ed.), *Waterbirds around the world*. The Stationary Office, Edinburgh, UK, 354 pp.
32. **Haddow, C., Bings, B., Wallich, E.** (2013). Cover Requirements and Habitat Needs of Grassland-nesting Birds in the Cariboo-Chilcotin. Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, Resource Practices Br., Victoria BC FREP Report 36.
33. **Hancock, M. H., Grant, M. C., Wilson, J. D.** (2009). Associations between forest proximity and spatial and temporal variation in abundance of key peatland breeding bird species. – *Bird Study* 56: 53–64.
34. **Harrison, C.** (1980). A Field Guide to the nests, eggs and nestlings of British and European Birds. London, pp. 149-150.
35. **Hermann, C., Thorup, O.** (2011). Population Development of Baltic Bird Species: Southern Dunlin (*calidris alpina schinzii*). HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets. Online. <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/biodiversity/population-development-of-southern-dunlin> (03.01.2017).
36. **Holmes, C.W.** (1974) The Massey grass meter. Dairy Farming Annual. Massey University, Palmerston North, New Zealand, pp. 26–30.
37. **Jackson, D.B., Green, R.E.** (2000). The importance of the introduced hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as a predator of the eggs of waders (*Charadrii*) on machair in South Uist, Scotland. – *Biological Conservation* 93: 333–348.
38. **Johansson, T.** (2001). Habitat selection, nest predation and conservation biology in a black-tailed godwit (*Limosa limosa*) population. – *Acta Universitatis Upsaliensis*. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.465.4043&rep=rep1&type=pdf> (05.01.2017).
39. **Johnson, D. H., Sargeant, A. B., Greenwood, R. J.** (1989). Importance of individual species of predators on nesting success of ducks in the Canadian Prairie Pothole Region. – *Canadian Journal of Zoology* 67: 291-297.
40. **Jönsson, P. E.** (1991). Reproduction and Survival in a Declining Population of the Southern Dunlin *Calidris alpina schinzii*. – *Wader Study Group Bulletin* 61: 56-68.
41. **Klok, T.C., Roodbergen, M., Hemerik, L.** (2009). Diagnosing declining grassland wader populations using simple matrix models. – *Animal Biology* 59: 127-144.
42. **Kuresoo, A.** (2003). Valitud elupaikade haudelinnustik 2003. – *Keskkonnaagentuur*. http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=1513:2003-

- a&catid=1094:eluslooduse-mitmekesisuse-ja-maastike-seire-2003&Itemid=4537
(02.12.2016).
43. **Kuresoo, A.** (2005a). Euroopa haruldused Eestis. Niidurüdi. – *Eesti Loodus* nr 11.
44. **Kuresoo, A.** (2005b). Valitud elupaikade haudelinnustik 2005. – *Keskkonnaagentuur*.
http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=1511:2005-a&catid=1068:eluslooduse-mitmekesisuse-ja-maastike-seire-2005&Itemid=4273
(02.12.2016).
45. **Kuresoo, A.** (2007). Valitud elupaikade haudelinnustik 2007. – *Keskkonnaagentuur*.
http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=1509:2007-a&catid=1042:eluslooduse-mitmekesisuse-ja-maastike-seire-2007&Itemid=4009
(05.12.2016).
46. **Kuresoo, A.** (2008). Valitud elupaikade haudelinnustik 2008. – *Keskkonnaagentuur*.
http://eelis.ic.envir.ee/seireveeb/aruanded/9039_Seire_aru_niidulinnud_2008.pdf
(05.12.2016).
47. **Kuresoo, A.** (2009). Valitud elupaikade haudelinnustik 2009. – *Keskkonnaagentuur*.
http://eelis.ic.envir.ee/seireveeb/aruanded/10254_aru09_6.2.3_Rannaniidud_linnuseire_2009.pdf (05.12.2016).
48. **Kuresoo, A.** (2010). Valitud elupaikade haudelinnustik 2010. – *Keskkonnaagentuur*.
http://eelis.ic.envir.ee/seireveeb/aruanded/11598_aru10_6.2.3_rannalinnud.pdf (05.12.2016).
49. **Kuresoo, A., Mägi, E.** (2004). Majandamisega seotud muutused Eesti rannaniitude linnustikus. – *Rannaniitude hooldus* /Koost. R.Rannap, L. Briggs, K. Lotman, I. Lepik, V. Rannap. Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium. Tallinn: CyclusPrint OÜ, lk 52-90.
50. **Kuresoo, R.** (2015). Muutuv Eesti Loodus. Tartu: Eestimaa Looduse Fond, Ecoprint AS, lk 166.
51. **Lahti, D. C.** (2001). The edge effect on nest predation hypothesis after twenty years. – *Biological Conservation* 99: 365-374.
52. **Laidlaw, R. A., Smart, J., Smart, M. A., Gill, J. A.** (2013). Managing a food web: impacts on small mammals of managing grasslands for breeding waders. – *Animal Conservation* 16: 207-215.
53. **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.
54. **Leito, A., Elts, J., Mägi, E., Truu, J., Ivask, M., Kuu, A., Ööpik, M., Meriste, M., Ward, R., Kuresoo, A., Pehlak, H., Sepp, K., Luigujõe, L.** (2014). Coastal grassland wader abundance in relation to breeding habitat characteristics in Matsalu Bay, Estonia. – *Ornis Fennica* 91: 149–165.
55. **Leivits, A., Klein, A., Kuus, A., Soppe, A., Vilbaste, E.** (1999). Lihula raba ja Kiive soo haudelinnustik 1998. aastal. Tallinn, Linnurada 1999/1, lk 21-25.

56. **Liebezeit, J. R., Smith, P. A., Lanctot, R. B., Schekkerman, H., Tulp, I., Kendall, S. J., Tracy, D. M., Rodrigues, R. J., Melfoite, H., Robinson, J. A., Gratto-Trevor, C., McCaffery, B. J., Morse, J., Zack, S. W.** (2007). Assessing the development of shorebird eggs using the flotation method: species-specific and generalized regression models. – *The Condor* 109: 32-47.
57. **Mabee, T. J., Wildman, A. M., Johnson, C. B.** (2006). Using egg flotation and eggshell evidence to determine age and fate of Arctic shorebird nests. – *Journal of Field Ornithology* 77(2): 163-172.
58. **MacDonald, M. A., Bolton, M.** (2008a). Predation of Lapwing *Vanellus vanellus* nests on lowland wet grassland in England and Wales: effects of nest density, habitat and predator abundance. – *Journal of Ornithology* 149: 555–563.
59. **Macdonald, M. A., Bolton, M.** (2008b). Predation on wader nests in Europe. – *Ibis* 150: 54-
60. **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): 340.
61. **Martin, T. E.** (1992). Breeding productivity considerations: What are the appropriate habitat features for management? In J. M. Haggan, III & D. W. Johnson (Eds.). Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, pp. 455–473.
62. **Martin, T. E.** (1993a). Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. – *American Naturalist* 141: 897-913.
63. **Martin, T. E.** (1993b). Nest predation and new sites: new perspectives on old patterns. – *BioScience* 43: 523-532.
64. **Milson, 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.
65. **Mägi, E.** (2007). Saarte haudelinnustik 2004-2006: suuremad muutused linnustikus läbi poole sajandi. Loodusvaatlusi 2006. Penijõe, lk 3-21.
66. **Mägi, E., Paakspuu, T., Kaisel, K.** (2003). Linnustiku arengust Matsalu rannaniitudel viimase poolesaja aasta jooksul. Loodusvaatlusi 2003. Penijõe, lk 28.
67. **Mägi, M.** (2017). Maaspesitsevate lindude pesarüüste taastatud Pärnu rannaniidul. – *Hirundo* 30 (1): 1-15.
68. **Männaste, R.** (2012). Ranniku roostumise mõju kahelajate pesitsusaladele rannaniitudel. (Magistritöö). Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu.
69. **Nolan, V., Jr.** (1963). Reproductive success of birds in a deciduous scrub habitat. – *Ecology* 44: 305-313.
70. **Nour, N., Matthysen, E., Dhondt, A. A.** (1993). Artificial nest predation and habitat

- fragmentation: different trends in bird and mammal predators. – *Ecography* 16: 111-116.
71. **Olsen, H.** (2002). Patterns of Predation on Ground Nesting Meadow Birds. Ph.D. Thesis, Royal Veterinarian and Agricultural University, Copenhagen, Denmark.
 72. **Oring, L. W., Lank, D. B.** (1984). Breeding area fidelity, natal philopatry, and the social systems of Sandpipers. *Shorebirds. Behavior of Marine Animals*. New York: Plenum Press, Vol. 5, pp. 125-147.
 73. **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: 289-296.
 74. **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.
 75. **Pakanen, V. M., Aikio, S., Luukkonen, A., Koivula, K.** (2016). Grazed wet meadows are sink habitats for the southern dunlin (*Calidris alpina schinzii*) due to nest trampling by cattle. – *Ecology and Evolution* 6(20): 7176–7187.
 76. **Pakanen, V. M., Luukkonen, A., Koivula, K.** (2011). Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. – *Biodiversity and Conservation* 20: 2057–2073.
 77. **Pakanen, V. M., Thorup, O.** (2016). Apparent adult survival of the critically endangered Baltic Dunlin *Calidris alpina schinzii* during a period of strong population decline. – *Bird Study* 63: 293-302.
 78. **Pauliny, A., Larsson M., Blomquist D.** (2008): Nest predation management: Effects on reproductive success in endangered shorebirds. – *Journal Wildlife Management* 72: 1579–1583.
 79. **Pehlak, H.** (2012). Niidurüdi seirearuanne 2012. – *Keskkonnaagentuur*.
http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=3502:rydi-2012&catid=1296:eluslooduse-mitmekesisuse-ja-maastike-seire-2012-&Itemid=5748
(08.12.2016).
 80. **Pehlak, H.** (2013a). Niidurüdi seirearuanne 2013. – *Keskkonnaagentuur*.
<http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3209/rydiseire2013.pdf> (08.12.2016).
 81. **Pehlak, H.** (2013b). Rannaniitude haudelinnustik 2013. – *Keskkonnaagentuur*.
http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3113/niiduseire2013_5.pdf (04.04.2017).
 82. **Pehlak, H.** (2014a). Niidurüdi seirearuanne 2014. – *Keskkonnaagentuur*.
<http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3304/Niidurydiseire%202014%20a..pdf>
(08.12.2016).
 83. **Pehlak, H.** (2014b). Rannaniitude haudelinnustik 2014. – *Keskkonnaagentuur*.
http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3373/niiduseire2014_4.pdf (04.04.2017).

84. **Pehlak, H., Lõhmus, A.** (2008). An artificial nest experiments indicates equal nesting success of waders in costal meadows and mires. – *Ornis Fennica* 85: 66-71.
85. Poolloodusliku koosluse hooldamise toetuse saamise nõuded, toetuste taotlemise ja taotluse menetlemise täpsem kord aastateks 2007-2013. (Vastu võetud 08.03.2010, muudetud, täiendatud, viimati jõustunud 03.05.2015). – *Riigi Teataja*
<https://www.riigiteataja.ee/akt/130042015006> (14.04.2017).
86. **Pärt, T., Söderström, B.** (1999). The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in seminatural pastures. – *Biological Conservation* 90: 113–123.
87. **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* 37: 77-91.
88. **Rannap, R., Sõber, V., Tiitsaar, A., Kraut, A.** (2015). Loopealsete ja rannaniitude majandamine ja elustiku seisund. Tartu Ülikool, looduskaitse rakendusuringud (LOORA). Tartu: Printon Trükikoda AS, lk 31-46.
89. **Rassi, P., E. Hyvärinen, A. Juslén, I. Mannerkoski.** (2010). The 2010 red list of Finnish species. Helsinki, Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 685 pp.
90. **Raudonikis, L.** (1999). Black-tailed Godwit: Bird of 1998 in Lithuania. – *Acta Zoologica Lituanica* 9: 215–218.
91. **Reed, T. E., Kruuk, L. E., Wanless, S., Frederiksen, M., Cunningham, E.J., Harris, M.P.** (2008). Reproductive senescence in a long-lived seabird: rates of decline in late-life performance are associated with varying costs of early reproduction. – *The American Naturalist* 171: E89–E101.
92. **Robinson, J. A., Reed, J. M., Skorupa, J. P., Oring, L. W.** (1999). Black-necked Stilt (*Himantopus mexicanus*). In A. F. Poole and F. B. Gill [eds.]. The birds of North America. – *Ithaca: Cornell Lab of Ornithology*. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/449> (02.02.2017).
93. **Roodbergen, M., van der Werf, B., Hötker, H.** (2011). 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.
94. **Schekkerman, H., Teunissen, W., Oosterveld, E.** (2009). Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: Influence of predation and agriculture. – *Journal of Ornithology* 150: 133–145.
95. **Seymour, A. S., Harris, S., White, P. C. L.** (2004). Potential effects of reserve size on incidental nest predation by red foxes *Vulpes vulpes*. – *Ecological Modelling* 175: 101–114.
96. **Smart, J., Gill, J. A., Sutherland, W. J., Watkinson, A. R.** (2006). Grassland-breeding waders: Identifying key habitat requirements for management. – *Journal of Applied Ecology* 43: 454–463.

97. **Soikkeli, M.** (1967). Breeding cycle and population dynamics in the Dunlin *Calidris alpina*. – *Annales Zoologici Fennici* 4: 158-198.
98. **Stewart, K. E. J., Bourn, N. A. D., Thomas, J. A.** (2001). An evaluation of three quick methods commonly used to assess sward height in ecology. – *Journal of Applied Ecology* 38: 1148-1154.
99. **Stien, J., Yoccoz, N. G., Ims, R. A.** (2010). Nest predation in declining populations of common eiders *Somateria mollissima*: An experimental evaluation of the role of hooded crows *Corvus cornix*. – *Journal of Wildlife Management* 16: 123–134.
100. **Stroud, D., A., Harding, N. J., Reed, T. M.** (1990). Do moorland breeding waders avoid plantation edges? – *Bird Study* 37: 177-186.
101. **Stubbe, M., Krapp, F.** (1993a). Handbuch der Säugetiere Europas, Carnivora, Teil I: *Canidae* – *Mustelidae* 1. Aula, Wiesbaden, viidatud: Thyen, S., Exo, K.-M. (2005). Interactive effects of time an vegetation on reproduction of redshanks (*Tringa totanus*) breeding in Wadden Sea salt marshes. – *Journal of Ornithology* 146: pp. 222 vahendusel.
102. **Stubbe, M., Krapp, F.** (1993b). Handbuch der Säugetiere Europas, Carnivora, Teil II: *Mustelidae* 2 – *Felidae*. Aula, Wiesbaden, viidatud: Thyen, S., Exo, K.-M. (2005). Interactive effects of time an vegetation on reproduction of redshanks (*Tringa totanus*) breeding in Wadden Sea salt marshes. – *Journal of Ornithology* 146: pp. 222 vahendusel.
103. **Svensson, L., Mullarney, K., Zetterström, D.** (2012). Linnumääraja: Euroopa ja Vahemere maade lindude välimääraja. Varrak, Tallinn, lk 150.
104. **Talvi, T., Talvi, T.** (2012). Poollooduslikud kooslused. Kaitse ja hooldus. Põllumajandusministerium, Viidumäe-Tallinn: Ecoprint AS, lk 13-15.
105. **Teunissen, W., Schekkerman, H., Willems, F.** (2006). Predation on meadowbirds in the Netherlands – results of a four-year study. – Duttman, H., Ehrnsberger, R., Akkermann, R. (ed.). *Ökologie und Schutz von Wiesenvogeln in Mitteleuropa*. – *Osnabrucker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 32: 137–143.
106. **Thorup, O.** (1998). The breeding birds on Tipperne 1928-1992. – *Dansk Ornitologisk Forening* 92(1): 192.
107. **Thorup, O.** (2004). Status of populations and management of Dunlin *Calidris alpina*, Ruff *Philomachus pugnax* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in Denmark. – *Dansk Ornitologisk Forening* 98: 7-20.
108. **Thorup, O.** (2006). Breeding Waders in Europe 2000. – *International Wader Studies* 14.
109. **Thyen, S., Exo, K.-M.** (2005). Interactive effects of time an vegetation on reproduction of redshanks (*Tringa totanus*) breeding in Wadden Sea salt marshes. – *Journal of Ornithology* 146: 215-225.
110. **Tichit, M., Doyen, L., Lemel, J. Y., Renault, O., Durant, D.** (2007). A co-viability model of grazing and bird community management in farmland. – *Ecological Modelling* 206: 277–293.

111. **Valkama, J., Robertson, P., Currie, D.** (1998). Habitat selection by breeding curlews (*Numenius arquata*) on farmland: The importance of grassland. – *Annales Zoologici Fennici* 35: 141–148.
112. **Wilcove, D. S.** (1985). Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. – *Ecology* 66: 1211–1214.
113. **Wilson, J. D., Anderson, R., Bailey, S., Chetcuti, J., Cowie, N. R., Hancock, M. H., Quine, C. P., Russell, N., Stephen, L., Thompson, D. B. A.** (2014). Modelling edge effects of mature forest plantations on peatland waders informs landscape-scale conservation. *Journal of Applied Ecology* 51: 204-213.
114. **Wilson, A. M., Ausden, M., Milsom, T. P.** (2004). Changes in breeding wader populations on lowland wet grasslands in England and Wales: causes and potential solutions. – *Ibis* 146: 32–40.
115. **Wilson, G. A., Brittingham, M. C., Goodrich, L. J.** (1998). How well do artificial nests estimate success of real nests? – *Condor* 100: 357–364.
116. **Woud, T.** (2013). Impact of increasing landscape openness on waders and avian predators in the Netherlands. Master thesis, Utrecht University.
<https://dspace.library.uu.nl/handle/1874/296986> (27.02.2017).

LISAD

Lisa 1. Algandmed

Pesa kood	munemiseaja algus (päeva nr aastas)	Külastus kp	Pesa varjatus taimestikuga %	Taimestiku kõrgus pesa kohal, mm	N	S	W	E	Veeproov, munade vanus päevades	K - koorunud; R - rüüstatud	Kõige lähim teine pesa, m	Ala suurus, ha	Rannaniidu keskmine laius, m	Pesa kaugus veepiirist, m	Ala selle osa laius, kus asus pesa, m	Pesa kaugus rannaniidu maapoolsest servast, m	Pesa asukoha kõrgus keskmisest merepinnaast m	Mullastik
KO1.1	116	5.05.2016	80,5	90	65	75	75	47			0,126	120	474	0,041	0,263	268	0,5	Arg
KO1.1		19.05.2016	39,9	137	90	51	54	46	18-20									
KO1.1		23.05.2016		117	77	90	38	57		K								
KO1.2	119	5.05.2016	30,5	74	72	36	58	37	3-5		0,126			0,102	0,474	270	0,5	Arg
KO1.2		19.05.2016								R								
KO2.1	116	4.05.2016	50,6	90	60	57	55	47	5-6		0,909			0,165	0,478	682	0,5	Arg
KO2.1		19.05.2016	65,1	126	80	55	45	84	18-20									
KO2.1		23.05.2016								K								
KO2.2	115	4.05.2016	6,1	84	55	65	53	62	6-7		0,238			0,104	0,417	193	0,5	ArG
KO2.2		23.05.2016		85	51	80	95	67		R								
KO2.3	118	4.05.2016	14,9	89	70	65	60	50	3-5		0,238			0,203	0,527	243	0,5	ArG
KO2.3		23.05.2016		108	55	69	79	66		R								
KO2.4	116	4.05.2016	11,7	141	98	100	98	95	5-6		0,403			0,158	0,812	205	0,5	ArG
KO2.4		23.05.2016		97	55	53	71	75		R								

Lisa 1 järg

PO1	114	28.04.2016	30	128	35	27	44	42	1-2		0,339	158	476	0,091	0,411	316	0,5	ArG
PO1		16.05.2016								R								
PO2	125	16.05.2016	24,3	97	48	86	57	78	8		0,339			0,127	0,638	226	0,5	Gr(Arg)
PO2		24.05.2016	30	115	68	54	64	70	18-19									
PO2		5.06.2016		140	113	73	105	115		R								
PO3	134	24.05.2016	57,7	160	108	64	53	65	7-8		0,215			0,078	0,36	280	0,5	ArG(Ar)
PO3		5.06.2016		135	75	30	64	48		R								
PO4	129	5.06.2016	33,9	210	104	230	225	210		K	0,318			0,291	0,927	470	0	ArG
TA1	133	22.05.2016	54,9	115	64	70	79	69	6-7		0,017	86	320	0,129	0,365	204	0,5	ArG
TA1		5.06.2016							20-21									
TA1		19.06.2016								K								
SAL/KE1	116	27.04.2016	19,3	70	75	63	65	68			0,053	185	620	0,095	0,797	645	1,5	Krg
SAL/KE1		5.05.2016	13,4	57	54	57	60	58	3-5									
SAL/KE1		21.05.2016								R								
SAL/KE2	108	27.04.2016	22,9	90	68	65	48	69	6-7		0,062			0,154	0,809	640	1,5	Gr
SAL/KE2		5.05.2016	19,6	67	35	41	49	39	14-16									
SAL/KE2		21.05.2016								R								
SAL/KE3	106	5.05.2016	4,4	57	46	54	47	62	11-13		0,086			0,095	0,795	623	1,5	Gr
SAL/KE3		21.05.2016								K								
SAL/KE4	132	21.05.2016	52,5	88	79	81	66	61	6-7		0,065			0,135	0,809	663	1	Gr
SAL/KE4		4.06.2016		165	84	61	94	120		R								
SAL/KE5	138	21.05.2016	27,2	115	55	65	55	87			0,053			0,038	0,797	700	0,5	ArG
SAL/KE5		4.06.2016		138	128	75	74	79		R								
SAL/KE6	120	21.05.2016	26,3	94	73	74	77	57	18		0,002			0,089	0,858	725	0,5	ArG
SAL/KE6		4.06.2016		115	68	108	88	87		R								

Lisa 1 järg

SAL/KE7 SAL/KE7	134	4.06.2016 10.06.2016	72,9	159	110	60	95	68	18-20	K	0,176			0,097	0,864	520	1	Gr
SAL/KE8 SAL/KE8 SAL/KE8	119	2.05.2016 21.05.2016 4.06.2016	7,3 37	105 108 127	60 70 125	32 40 69	28 66 78	43 68 96	18-20	K	0,037			0,126	0,775	559	0,5	ArG
SAL1 SAL1 SAL1	121	2.05.2016 18.05.2016 4.06.2016	39	95	64	36	67	68		K	0,235	172	740	0,052	0,560	506	0,5	ArG
VO1	116	20.05.2016	18,9	75	51	58	82	57		K		246	1015	0,091	0,440	1000	0	Gr
Juhupunkti kood		Külastus kp		Taimestiku kõrgus Juhupunkti kohal, mm	N	S	W	E			Kõige lähim pesa, m			Juhupunkti kaugus veepiirist, m	Ala selle osa laius, kus asus juhupunkt, m	Juhupunkti kaugus rannaniidu maapoolsest servast, m	Oletatava pesa asukoha kõrgus keskmisest merepinnaast m	Mullastik
KO2JP1		4.05.2016		84	43	43	74	44			128			70	361	86	0,5	ArG
KO2JP2		4.05.2016		98	68	49	53	69			50			160	765	240	0,5	ArG
KO2JP3		4.05.2016		107	54	34	48	39			219			93	500	828	0,5	ArG
KO2JP4		23.05.2016		125	90	105	83	63			286			87	635	234	0	ArG
POJP1		28.04.2016		70	40	38	64	29			448			103	216	117	0,5	ArG
POJP2		28.04.2016		54	55	43	65	44			186			166	400	139	0,5	ArG
POJP3		24.05.2016		120	53	56	69	84			234			100	450	330	0,5	ArG
POJP4		5.06.2016		260	230	215	289	320			144			400	863	440	0,5	ArG
TAJP1		3.05.2016		85	49	50	65	83			163			68	295	230	0	ArG

Lisa 1 järg

TAJP2		3.05.2016		89	45	48	43	47			93			75	340	268	0	Gr
TAJP3		3.05.2016		108	61	47	78	58			85			41	300	206	0	ArG
TAJP4		22.05.2016		114	98	89	63	52			80			90	372	189	0	ArG
SAL.KEJP1		27.04.2016		50	40	47	43	43			15			120	770	662	1,5	Gr
SAL.KEJP2		27.04.2016		54	89	45	58	89			53			129	783	555	2	Gr
SAL.KEJP3		4.06.2016		165	117	108	94	98			162			202	868	666	2	Gr
SAL.KEJP4		4.06.2016		165	79	73	85	89			141			46	779	380	0	ArG
SAL.KEJP5		2.05.2016		160	83	84	108	105			165			254	1088	380	0,5	ArG
SAL.KEJP6		2.05.2016		110	65	44	45	53			308			819	1250	557	0,5	ArG
SALJP2		2.05.2016		84	36	64	52	45			154			27	554	512	0,5	ArG

KO – Kõinastu leede pesad

PO – Põgari-Sassi pesad

TA – Tahu pesa

SAL/KE – Salmi NE/Keemu pesad

SAL – Salmi SW pesa

VO – Võilau pesa

KOJP – Kõinastu leede juhupunktid

POJP – Põgari-Sassi juhupunktid

TAJP – Tahu juhupunktid

SAL.KEJP - Salmi NE/Keemu juhupunktid

SALJP – Salmi SW juhupunkt

N – taimeistiku kõrgus pesast/juhupunktist 3 m kaugusel põhja suunas

S – taimeistiku kõrgus pesast/juhupunktist 3 m kaugusel lõuna suunas

W – taimeistiku kõrgus pesast/juhupunktist 3 m kaugusel lääne suunas

E – taimeistiku kõrgus pesast/juhupunktist 3 m kaugusel ida suunas

ArG – sooldunud gleimuld

Gr(ArG) – ranniku gleimuld (sooldunud gleimuld)

ArG(Ar) – sooldunud gleimuld (sooldunud primitiivne muld)

Krg – gleistunud koreserikas rähkmuld

Gr – ranniku gleimuld

Lisa 2. Kirjeldavad statistikud

Pesa katvuse % taimestikuga		Taimestiku kõrgus pesa kohal mm		Taimestiku kõrgus pesast 3 m kaugusel		Munemisaja algus	
Keskmine	32,71429	Keskmine	106	Keskmine	69,66667	Keskmine	121,1905
Mediaan	27	Mediaan	94	Mediaan	66	Mediaan	119
Standardhälve	21,74199	Standardhälve	36,26706	Standardhälve	31,0353	Standardhälve	8,925352
Dispersioon	472,7143	Dispersioon	1315,3	Dispersioon	963,1896	Dispersioon	79,6619
Miinum	4	Miinum	57	Miinum	37	Miinum	106
Maksimum	81	Maksimum	210	Maksimum	192	Maksimum	138
Vaatluste arv	21	Vaatluste arv	21	Vaatluste arv	21	Vaatluste arv	21
Pesa kaugus rannaniidu maapoolsest servast m		Pesa kaugus veepiirist m		Uuritava pesa kaugus teisest pesast m		Ala selle osa laius, kus asus pesa m	
Keskmine	473,2381	Keskmine	117,1905	Keskmine	201,85	Keskmine	627,4286
Mediaan	506	Mediaan	102	Mediaan	151	Mediaan	638
Standardhälve	228,5655	Standardhälve	57,15559	Standardhälve	205,8357	Standardhälve	208,1227
Dispersioon	52242,19	Dispersioon	3266,762	Dispersioon	42368,34	Dispersioon	43315,06
Miinum	193	Miinum	38	Miinum	2	Miinum	263
Maksimum	1000	Maksimum	291	Maksimum	909	Maksimum	927
Vaatluste arv	21	Vaatluste arv	21	Vaatluste arv	20	Vaatluste arv	21

Lisa 3. Korrelatsioonianalüüs ja t-test

		Koorumi sedukus	Pesa varjatus	log(Pesa kohal)	log(4 keskm)	Algus	log(Kaugus veepiirist)	log(Laius)	log(Kaugus servast)	log(Teine pesa)
Koorumisedukus	P-väärtus	t.test	0,213	0,805	0,690	0,973	0,923	0,618	0,238	0,720
Pesa varjatus	Pearsoni Korrelatsioonikordaja		1	0,362	0,213	0,510	-0,272	-3,851	-0,066	0,074
	P-väärtus	0,213		0,107	0,355	0,018	0,233	0,085	0,777	0,757
log(Pesa kohal)	Pearsoni Korrelatsioonikordaja		0,362	1	0,587	0,599	0,220	0,109	-0,236	0,227
	P-väärtus	0,805	0,107		0,005	0,004	0,337	0,639	0,302	0,335
log(4 keskm)	Pearsoni Korrelatsioonikordaja		0,213	0,587	1	0,419	0,374	0,346	-0,040	0,081
	P-väärtus	0,690	0,355	0,005		0,059	0,094	0,125	0,862	0,733
Algus	Pearsoni Korrelatsioonikordaja		0,510	0,599	0,419	1	-0,126	0,070	-0,580	-0,107
	P-väärtus	0,973	0,018	0,004	0,059		0,587	0,762	0,802	0,654
log(Kaugus veepiirist)	Pearsoni Korrelatsioonikordaja		-0,272	0,220	0,374	-0,126	1	0,327	-0,122	0,217
	P-väärtus	0,923	0,233	0,337	0,094	0,587		0,148	0,599	0,358
log(Laius)	Pearsoni Korrelatsioonikordaja		-3,851	0,109	0,346	0,070	0,327	1	0,493	-0,244
	P-väärtus	0,618	0,085	0,639	0,125	0,762	0,148		0,023	0,358
log(Kaugus servast)	Pearsoni Korrelatsioonikordaja		-0,066	-0,236	-0,040	-0,580	-0,122	0,493	1	-0,345
	P-väärtus	0,238	0,777	0,302	0,862	0,802	0,599	0,023		0,137
log(Teine pesa)	Pearsoni Korrelatsioonikordaja		0,074	0,227	0,081	-0,107	0,217	-0,244	-0,345	1
	P-väärtus	0,720	0,757	0,335	0,733	0,654	0,358	0,358	0,137	

Lisa 4. Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks ning juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Mina, Kairi Puur,
(sünnipäev pp/kuu/aa 20.10.1977)

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud lõputöö „Niidurüdi (*Calidris alpina chinzii*) pesapaiga omaduste mõju koorumisedukusele“, mille juhendajateks on Hannes Pehlak ja Riinu Rannap,
 - 1.1. salvestamiseks säilitamise eesmärgil,
 - 1.2. digiarhiivi DSpace lisamiseks ja
 - 1.3. veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemisekskuni 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.

Lõputöö autor _____

allkiri (*allkirjastatud digitaalselt*)

Tartu, 18.05.2017

Juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Luban lõputöö kaitsmisele.

Hannes Pehlak _____

18.05.2017

(juhendaja nimi ja allkiri)
(allkirjastatud digitaalselt)

(kuupäev)

Riinu Rannap _____

18.05.2017

(juhendaja nimi ja allkiri)
(allkirjastatud digitaalselt)

(kuupäev)