TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Amaranta Adojaan

KISKJATE OHJAMISE MÕJU RANNANIIDUL PESITSEVATELE KAHLAJATELE

Magistritöö (30 EAP)

Juhendajad: Triin Kaasiku, PhD
Riinu Rannap, PhD

Tartu 2025

Kiskjate ohjamise mõju rannaniidul pesitsevatele kahlajatele

Hästi hooldatud rannaniidud on olulised pesitsusalad kahlajatele. Eestis on niidukahlajate arvukus kiiresti langenud alates 20. sajandi teisest poolest, mil paljud rannaniidud hüljati, kuivendati või metsastati. Vaatamata rannaniitude taastamisele on arvukuse langus peatunud vaid elupaigageneralistidel. Ilmselt limiteerib arvukust enim kõrge rüüstekoormus – Eesti rannaniitudel rüüstavad kiskjad kuni 90% kahlajapesadest. Magistritöö eesmärk oli uurida, kas kahlajate pesitsusedukust saaks tõsta kiskjate ohjamise abil. Esmakordselt Eestis viidi läbi pilootprojekt, mille käigus kütiti rannaniitudel imetajatest kiskjaid. Enne-pärast-kontroll-mõju (BACI) disainiga uuring kestis neli aastat ja hõlmas üheksat rannaniitu kolmes piirkonnas. Kõigil aladel ja aastatel fikseeriti kahlajate koorumisedukus ja arvukus. Tulemused näitavad, et kiskjate ohjamine võib olla tõhus kaitsemeede, kuid selle tulemuslikkus sõltub oluliselt piirkonnast.

Märksõnad: kahlajad, rannaniidud, kiskjate ohjamine, koorumisedukus, BACI
CERCS: B280 Loomaökoloogia

Effect of predator control on breeding waders in coastal grasslands

Properly managed coastal grasslands are important breeding habitats for waders (shorebirds). In Estonia, land abandonment, drainage, and afforestation in the second half of the 20th century have led to rapid declines in grassland wader populations. Despite ongoing efforts to restore these habitats, only generalist wader species have shown notable increases in abundance. This is likely due to extremely high nest predation rates — up to 90% of wader nests are predated in Estonian coastal grasslands. The aim of this study was to investigate whether wader breeding success could be improved through predator control. For the first time in Estonia, a pilot project was carried out in which mammalian predators were hunted on coastal grasslands. The before-after-control-impact (BACI) study spanned four years across nine meadows in three regions. At all sites and in all years, hatching success and abundance were recorded. The results show that predator control can be an effective measure, but the outcomes are highly dependent on the region.

Keywords: waders (shorebirds), coastal grasslands, predator control, nesting success, BACI
CERCS: B280 Animal ecology

Sisukord

1. Sissejuhatus 5

2. Kirjanduse ülevaade 6

2.1. Rannaniitude levik ja ajalugu 6

2.2. Rannaniidud kahlajate pesitsuspaigana 7

2.3. Kiskjate ohjamine avamaastiku lindude kaitseks 9

3. Materjal ja meetodid 11

3.1. Eksperimendi ülesehitus ja uurimispiirkonna iseloomustus 11

3.2. Välitööd 13

3.2.1. Kahlajate koorumisedukuse ja arvukuse seire 13

3.2.2. Pesarüüstajate tuvastamine rajakaameratega 16

3.3. Andmeanalüüs 17

3.4. Töö autori roll 19

4. Tulemused 20

4.1. Kütitud kiskjad ja pesarüüstajate liigiline koosseis 20

4.2. Kiskjate ohjamise mõju koorumisedukusele 21

4.3. Kiskjate ohjamise mõju kahlajate arvukusele 27

5. Arutelu 29

5.1. Jahi mõju erinevates piirkondades 29

5.2. Pesi rüüstavad liigid 31

5.3. Soovitused kiskjate ohjamise korraldamiseks 32

Kokkuvõte 33

Summary 34

Tänuavaldused 35

Kasutatud kirjandus 36

Lisa 1. Koorumisedukuse mudelite võrdlustabel 42

1. Sissejuhatus

Elurikkuse kadu on üks olulisemaid globaalseid keskkonnaprobleeme, mida kiirendavad inimtekkelised muutused maakasutuses ja kliimas. Maismaal kerkib eriti teravalt esile elupaikade kadu märgaladel (Bradshaw jt, 2021) ja põllumajandusmaastikel (Benton jt, 2003). Rannaniidud on segu neist kahest – tegu on poollooduslike märgaladega, mille säilimiseks on vajalik järjepidev majandamine sobilike võtetega. Eestis on eelmise sajandi teisel poolel toimunud ulatuslike maakasutuse muutuste tõttu rannaniitude pindala tunduvalt vähenenud, mistõttu on praeguseks väljasuremisohus mitmed seal elutsevad liigid. Sajandivahetusel alustati Eestis rannaniitude taastamisega ning töötati välja poollooduslike koosluste hooldamise toetus, mis aitab majandajatel alasid sobiva intensiivsusega karjatada. Paraku ei ole jätkuvalt suudetud paljude liikide arvukuse langust peatada.

Eesti rannaniidud on olulised pesitsuspaigad paljudele lindudele, iseäranis kahlajatele, keda võib pidada rannaniidu katusliikideks, sest neile rakendatavad kaitsemeetmed toetavad suure tõenäosusega ka teisi liike (Rannap jt, 2017). Vähem spetsiifilise elupaiganõudlusega kahlajate, näiteks kiivitaja (*Vanellus vanellus*) arvukus on rannaniitude haudelinnustiku riikliku seire põhjal taas kasvama hakanud. Samas ei anna traditsioonilised territooriumide või pesade loendused täit pilti olukorrast – on näidatud, et ka kvaliteetsetes niiduelupaikades võib pesade koorumisedukus olla äärmiselt madal (Kaasiku jt, 2022), seega tõenäoliselt on arvukus kasvanud doonorpopulatsioonide, mitte iseseisva taastootmise najal.

Peamiseks kahlajate madala koorumisedukuse põhjuseks Eesti rannaniitudel võib pidada äärmiselt suurt rüüstekoormust. Selle leevendamiseks algatati LIFE-IP projekti „Loodusrikas Eesti“ raames pilootprojekt, mille käigus kütiti kiskjaid 6 rannaniidul. Pilootprojektina lähenemine võimaldab vähestel aladel ja lühikese aja jooksul saada esmane tulemus ja koguda tagasisidet, mille põhjal hinnata tegevuse tulemuslikkust ning teha muudatusi selle parandamiseks. Magistritöö eesmärk oli pilootprojekti pakutud raamistikus uurida, kas kiskjate letaalne ohjamine võib tõsta Eesti rannaniitudel pesitsevate kahlajate koorumisedukust ja arvukust ning millised faktorid määravad ohjamise tulemuslikkuse.

2. Kirjanduse ülevaade

2.1. Rannaniitude levik ja ajalugu

Rannaniidud on poollooduslikud mereäärsed rohumaakooslused, mis on reeglina tekkelt primaarsed, kuid mille säilimiseks on vaja püsivat niitmist või karjatamist (Rannap & Lotman, 2020). Natura 2000 elupaigatüüpide klassifikatsiooni järgi kuuluvad Läänemere rannaniidud rühma 1630*, kuid rannaniidukompleksi koosseisu võib jääda ka teisi rannikuelpuaiku, nagu soolakud (1310) või üle ujutatud liivamadalad (1110). Koodile 1630* vastavaid rannaniite asub veel Soomes, Rootsis ja Lätis (Euroopa Keskkonnaagentuur, 2023), kuid Lääne-Eestis asuvad rannaniidud on ühed Euroopa suurimad ja terviklikumad (Rannap jt, 2015; Rannap & Lotman, 2020). Kuna tegu on madalate mereäärsete aladega, esinevad rannaniitudel eristuvad vööndid – perioodiliselt üle ujutatud aladel kasvavad soolalembesemad liigid kui kõrgemates kohtades, kuid ka seal on taimestik soolase vee pritsmete tõttu mõjutatud mere lähedusest. Jätkusuutlikult majandades on tulemuseks heterogeenne maastik, kus leidub hulgaliselt kaitsealuseid ning haruldasi taimeliike (Pärtel jt, 2007) – see omakorda toetab mitmekesist faunat.

Üks põhilisi ohte Euroopa rohumaadele on maakasutuse muutus põllumajanduse intensiivistumise tõttu, mis viljakates piirkondades on avaldunud peamiselt maa kultuuristamise, märgadel aladel aga maa hülgamise kaudu (Schils jt, 2022). Just hoolduse lakkamine on enim mõjutanud ka Eesti rannaniite, sest selle tagajärjel on need võsastunud või roostunud, kusjuures protsessi on ilmselt kiirendanud rannikumere eutrofeerumine (Talvi & Talvi, 2012). Samuti on Eesti rannaniite Nõukogude ajal ulatuslikult kuivendatud ja metsastatud (Rannap & Lotman, 2020). Kõigi nende tegurite koosmõjul langes 20. sajandi teises pooles majandatavate rannaniitude pindala Eestis 29 000 hektarilt 8 000 hektarile (Luhamaa jt, 2001).

Eesti pärandkooslused on elupaigaks paljudele haruldastele või ohustatud liikidele. Kuna ekstensiivsed põllumajanduspraktikad on vähem tulusad, toimub poollooduslike koosluste majandamine tänapäeval valdavalt looduskaitselistel kaalutlustel, mitte iseseisva majandustavana (Keenleyside jt, 2014). Nii ka Eestis, kus sajandivahetusel hakati rannaniite taastama ja nende majandamiseks toetusi maksma (Rannap jt, 2015). Praeguseks on Eestis umbes 12 000 ha majandatavaid rannaniite, kuid tuleb silmas pidada, et taastamise positiivsed mõjud võivad ilmneda pika viibega (Kose jt, 2021).

2.2. Rannaniidud kahlajate pesitsuspaigana

Kahlajad on kurvitsaliste (*Chradriiformes*) seltsi kuuluv linnurühm, kes elutsevad peamiselt avatud rannikuelupaikades või märgaladel ning toituvad maapinnal, madalas vees või pehmes pinnases leiduvatest selgrootutest. Tegu on polüfüleetilise rühmaga, kuhu Eestis leiduvatest sugukondadest kuuluvad merisklased (*Haematopodidae*), naaskelnoklased (*Recurvirostridae*), tüllased (*Charadriidae*) ja kurvitslased (*Scolopacidae*). Reeglina pesitsevad kahlajad maapinnal ja vajavad selleks suuri avatud alasid. Nende pojad on pesahülgajad, mis tähendab, et nad lahkuvad paari päeva jooksul pärast koorumist pesast ja suudavad vanalindude juhendamisel ise toituda või ohu korral varjuda.

Eesti rannaniitudel pesitsevad kahlajaliigid on toodud tabelis 1 – neist arvukaimad pesitsejad on kiivitaja (*Vanellus vanellus*) ja punajalg-tilder (*Tringa totanus*). Koos rannaniitude pindala vähenemisega on vähenenud ka seal pesitsevate kahlajate arvukus, kellest paljud on praeguseks väljasuremisohus. Näiteks on ajalooliselt Eesti rannaniitudel pesitsenud arvukalt niidurüdisid ja tutkaid, kuid tänaseks on nende arvukus kahanenud kriitilisele tasemele, vastavalt 147–170 paari (Kaasiku jt, 2023) ja 10–30 paari (Elts jt, 2019). Sealjuures moodustab niidurüdide Eesti populatsioon poole kogu Läänemere piirkonna populatsioonist (Herrmann & Thorup, 2011), mistõttu on tegu meile olulise vastutusliigiga.

Tabel 1. Eesti rannaniitudel pesitsevad kahlajad, nende kaitsestaatus Eestis ning ohustatus Eesti punase nimestiku hindamise ja rahvusvahelise looduskaitseliidu (IUCN) järgi. Lühendite tähendused: LC – soodsas seisundis; NT – ohulähedane; VU – ohualdis; EN – väljasuremisohus; CR – kriitilises seisundis

Liik	**Eesti kaitse-kategooria**	**Ohustatuse kategooria**	
		Eestis	**Globaalselt**
Kiivitaja (*Vanellus vanellus*)	-	LC	NT
Punajalg-tilder (*Tringa totanus*)	III	LC	LC
Liivatüll (*Charadrius hiaticula*)	III	LC	LC
Niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*)	I	EN	NT
Tutkas (*Calidris pugnax*)	I	CR	LC
Mustsaba-vigle (*Limosa limosa*)	II	VU	NT
Tikutaja (*Gallinago gallinago*)	-	EN	LC
Suurkoovitaja (*Numenius arquata*)	III	EN	NT
Naaskelnokk (*Recurvirostra avosetta*)	II	VU	LC
Merisk (*Haematopus ostralegus*)	-	VU	NT

Kahlajatele pesitsemiseks sobivaimad rannaniidud on madala rohustuga, võimalikult roovaba rannajoonega (Männaste, 2012), suure pindala ja laiusega ning rohkete madalaveeliste lompidega (Rannap jt, 2015). Kiivitaja ja punajalg-tilder on generalistid, kes on rannaniidu hoolduskvaliteedi osas vähem nõudlikud, kuid niidurüdi pesitseb vaid hästi majandatud madalmurustel rannaniitudel ja teda võib pidada Eesti rannaniitude indikaatorliigiks (Rannap jt, 2015, 2017) – rannaniit, kus pesitseb niidurüdi, pakub sobivat elupaika ka mitmetele teistele kahlajaliikidele.

Hoolimata elupaikade taastamisest ja järjepidevast majandamisest ei ole enamike rannaniitudel pesitsevate kahlajate arvukus ajaloolisele tasemele taastunud ning nende pesade koorumisedukus on äärmiselt madal (Kaasiku jt, 2022). Taastamise tulemuslikkust on osalt pärssinud tõik, et Natura 2000 võrgustiku aladel on maaomanikel õigus toetusele ka sekundaarsete metsade eest, mis eelmise sajandi metsastamiskampaania käigus on rannaniitudele istutatud (Luhamaa jt, 2020). Seetõttu on paljud rannaniidud pärast taastamist jätkuvalt liiga kitsad või väikeste puudetukkadega killustatud, vähendades elupaiga kvaliteeti kahlajatele ja potentsiaalselt lihtsustades ligipääsu väikekiskjatele (Kaasiku jt, 2022). Samuti on minevikus rannaniitudel kuivenduskraave rajades ulatuslikult veerežiimi muudetud. Isegi kinni kasvanud vanad kraavid, mis enam aktiivselt vett niidult minema ei juhi, võivad muuta niidu niivõrd kuivaks, et kahlajate pesitus- ja toitumistingimused halvenevad (Rannap & Lotman, 2020).

Arvukuse kahanemine võib laias laastus tuleneda kas madalast produktiivsusest (pesitsuse ebaõnnestumine, noorlindude suremus jms) või vanalindude kõrgest suremusest. Roodbergen jt (2012) leidsid, et Euroopa niidukahlajate puhul tuleneb arvukuse langus eelkõige madalast pesitsusedukusest, mis tähendab, et populatsioonid ei suuda end piisava kiirusega taastoota. Kahlajate madala pesitsusedukuse peamiseks põhjustajaks Euroopas on kõrge kisklussurve (Leyrer jt, 2018), kusjuures maastikutasandil aset leidnud muutused võivad kiskluse negatiivset mõju võimendada (Evans, 2004). Kokkuvõttes on kisklus Euroopas üks kahlajate pesitsusaegse arvukuse languse otseseid põhjustajaid (McMahon jt, 2020; Roos jt, 2018). Sama kehtib Eesti rannaniitudel, kus röövloomade saagiks langeb ligi 90% kahlajapesadest (Kaasiku jt, 2022), tibude ellujäämuse kohta aga täpsemad teadmised puuduvad.

Peamised kahlajapesade rüüstajad Euroopas on generalistidest väikekiskjad, nagu rebane (*Vulpes vulpes*) ja kärplased (*Mustelidae*), aga ka erinevad vareslased (*Corvidae*) ja röövlinnud (Laidlaw jt, 2021). Eesti rannaniitudel on pesarüüstajate liigiline koosseis aga mõneti erinev – enim pesi rüüstab rebane, vähemal määral šaakal (*Canis aureus*) ja mäger (*Meles meles*) (Kaasiku jt, 2022). Rüüstet lindude poolt esineb Eesti rannaniitudel harva ja senistes uurimustes on ainsaks tuvastatud liigiks olnud ronk (*Corvus corax*).

2.3. Kiskjate ohjamine avamaastiku lindude kaitseks

Ajalooliselt on kiskjate ohjamine olnud seotud eeskätt jahilinnupopulatsioonide kaitsega (Smith jt, 2010). Järjest enam on kasutatud seda ka looduskaitselistel eesmärkidel, kuid paljud tööd, mis käsitlevad kiskjate ohjamise positiivset mõju avamaastikul pesitsevatele lindudele, on uurinud seda kui keldi rabapüü (*Lagopus lagopus scottica*) kaitse kaasprodukti selleks spetsiaalselt loodud aladel (Baines jt, 2023; Fletcher jt, 2010; Ludwig jt, 2019; Tharme jt, 2001). Nendel aladel on küttimispingutus aga väga intensiivne (Mustin jt, 2018). Arvestades küttimisega kaasnevaid eetikaküsimusi ja selle tegevuse ressursimahukust, on Boltoni jt (2007) hinnangul kiskjate ohjamine maaspesitsevate lindude kaitseks otstarbekas vaid juhul, kui on täidetud järgmised tingimused: (1) ala on oluline sihtliigile oluline pesitsuspaik; (2) elupaiga kvaliteet on kõrge; (3) pesade ellujäämus on madal; (4) kiskjate asustustihedus on kõrge.

Ka Eestis on varem maaspesitsevate lindude kaitseks kiskjaid ohjatud, kuid avamaastikest on seda autorile teadaolevalt tehtud vaid merelaidudel ning selle tulemuslikkust pole eraldi seiratud. Metsamaastikest võib esile tuua Passi jt (2022) eksperimendi, mille raames ohjati metsise (*Tetrao urogallus*) elupaikades metsnugiseid (*Martes martes*), kährikuid (*Nyctereutes procyonoides*) ja rebaseid. Selles uurimuses kasutati ohjamise mõjude hindamiseks tehispesi, mis võimaldab teha üldistusi kiskluskoormuse kohta, kuid mitte järeldusi linnupopulatsioonide reaalse pesitsusedukuse kohta.

Euroopas on kahlajate kaitsele suunatud kiskjate ohjamise kohta tehtud mitmeid uurimusi, kuid tulemused on varieeruvad. Boltoni jt (2007) uurimuses ei leitud Suurbritannias rebaste ja mustvareste (*Corvus corone*) küttimisel ühest mõju kiivitajate arvukusele, pesade koorumisedukusele ega tibude ellujäämusele, ent ohjamise positiivne mõju oli seda tugevam, mida suurem oli röövloomade küttimiseelne arvukus alal. See-eest oli Fletcheri jt (2010) uuringus kiskjate ohjamisel üheselt positiivne mõju kiivitaja, rüüda (*Pluvialis apicaria*) ja suurkoovitaja pesitsusedukusele. Kiskjate ohjamine ei

pruugi aga kõigile liikidele sarnaselt mõjuda, kuna samu elupaiku asustavad kahlajad võivad erineda nii käitumiselt kui ka mikroelupaikade eelistuselt (Kaasiku jt, 2019). Näiteks Douglase jt (2023) eksperimendis leiti rebaste ja vareslaste küttimisel olevat positiivne mõju kiivitajatele, kuid suurkoovitajate ja tikutajate puhul muutusi ei täheldatud. Teatud piirkondades võib tulemuslikuks osutuda küttimise suunamine võõrliikidele. Näiteks tõstis minkide (*Neogale vison*) ohjamine Poolas oluliselt kiivitajate, punajalg-tildrite ja mustsaba-viglede koorumisedukust (Niemczynowicz jt, 2017).

Röövloomade ohjamine võib osutuda vähetõhusaks, kui selle tulemusel asenduvad ühed kiskjaliigid teistega. USAs on leitud, et pärast rebaste ohjamist sai hõbetüllidele (*Charadrius melodus*) osaks veelgi intensiivsem pesarüüste minkide poolt (Stantial jt, 2021). Bodey jt (2011) uuringus võis aga hallvareste (*Corvus cornix*) küttimine tõsta rüüstet ronkade poolt.

Letaalsed meetodid röövloomade ohjamiseks on üldlevinud, kuid nendega kaasnevad teatavad eetikaprobleemid – eriti, kui kiskja ise on kaitsealune liik (Smith jt, 2010). Seetõttu tasub kaaluda ka mitteletaalseid alternatiive, millest annavad hea ülevaate näiteks Gautschi jt (2024). Kuigi kiskjakindlate tarade rajamine või alternatiivsete toiduobjektide pakkumine võivad olla kahlajate kaitsel tulemuslikud, on letaalsed meetodid ainsad, mis võimaldavad kiskluse eest kaitsta nii pesi (mune) kui ka tibusid (Laidlaw jt, 2021). Samuti võimaldab küttimine kiskjate arvu reaalselt vähendada või keskenduda probleemisenditele. Ohjamismeetodite valikul tuleb lähtuda kuluefektiivsusest ja kohalikest oludest. Näiteks Eestis tuleks kiskjakindlate tarade paigutamisel rannaniitudele arvestada mere jäätumisega talveperioodil. Samuti on tegu väga kuluka metoodikaga. Seevastu võib küttimise probleemkohana välja tuua madala nõudluse karusnahkade järele, mistõttu jahimeeste motivatsioon rebaseid jt väikekiskjaid küttida on madal.

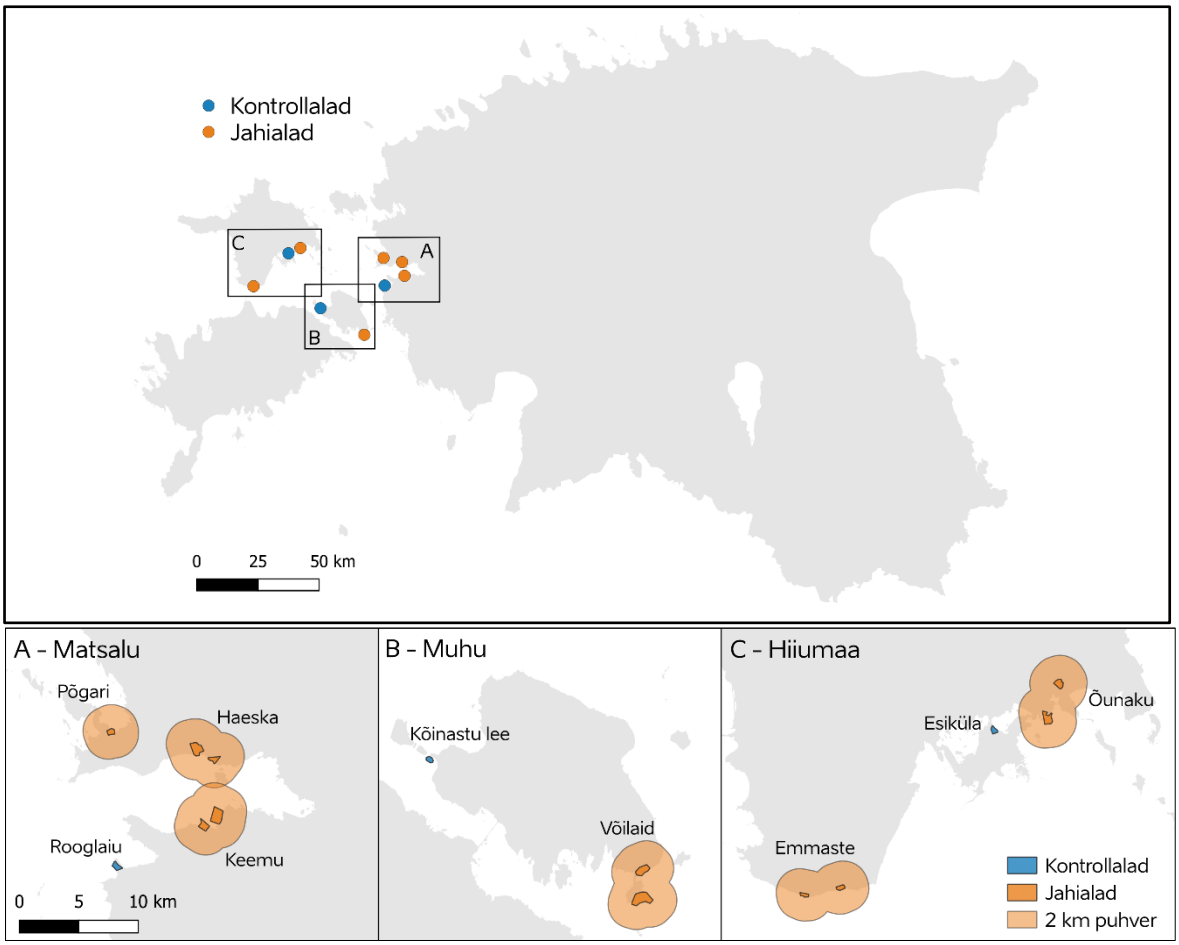
3. Materjal ja meetodid

3.1. Eksperimendi ülesehitus ja uurimispiirkonna iseloomustus

Käesoleva magistritöö andmed on kogutud LIFE-IP projekti „Loodusrikas Eesti“ (ForEst&FarmLand LIFE18IPE/EE/000007) raames toimunud kiskjate ohjamise pilootprojekti käigus. Pilootprojekti raames jahiti imetajatest kiskjaid kolmes piirkonnas: Matsalu, Muhu ja Hiiumaa (joonis 1). Kokku oli uuringus 6 jahiala, mille sees 11 rannaniitu, kus jahti peeti (tabel 2). Lisaks oli igas piirkonnas üks kontrollala, kus töötlust ei toimunud. Kõiki alasid seirati neljal järjestikusel kevadel, 2021–2024. Sellest 2021. aastal fikseeriti kõigil aladel töötluse eelne seis.

Tabel 2. Uuritud rannaniitude jagunemine piirkondade ja alade vahel ning nende pindala. Tärniga (*) on tähistatud kontrollalad.

Piirkond	Ala nimetus	Rannaniit	Uuritud niiduosa pindala (ha)
Matsalu	Põgari	*Põgari-Sassi*	*26,4*
	Haeska	*Haeska*	*31,2*
		Saardu	*78,5*
	Keemu	*Keemu*	*101,5*
		Salmi	*45,7*
	Rooglaiu*	*Rooglaiu*	*32,8*
Muhu	Võilaid	*Võilaid*	*126*
		Võiküla	*64,3*
	Kõinastu lee*	*Kõinastu lee*	*22,6*
Hiiumaa	Õunaku	*Õunaku*	*60,3*
		Salinõmme	*40,4*
	Emmaste	*Rannaküla*	*18,6*
		Tärkma	*23,1*
	Esiküla*	*Esiküla*	*23,4*



Joonis 1. Uuringualade paiknemine. Aluskaart: Maa- ja Ruumiamet

Kiskjate ohjamine toimus niidualadest 2 km laiuse puhvertsooni ulatuses (joonis 1). Tavapäraselt on rebasejaht lubatud kevadel kuni 31. märtsini (*Jahieeskiri*, 2013), kuid Matsalu rahvuspargi sihtkaitsevööndis asuvatel uuringualadel on väikekiskjate jaht lubatud vaid 15. novembrist 1. märtsini (*Matsalu rahvuspargi kaitse-eeskiri*, 2023), seega rakendati sama ajalist piirangut kõigil uuringualadel. Pilootprojekti raames kütiti kolme liiki kiskjaid: rebaseid ja šaakaleid, keda on varasemalt tuvastatud pesi rüüstamas (Kaasiku jt, 2022), ning võõrliiki kährikut. Kiskjatele peeti hiilimis- või varitsusjahti ning kasutati eluspüügipuure. Küttimine toimus kolmel talvehooajal: 2021/22, 2022/23 ja 2023/24 (edaspidi viidatud ohjamisele vahetult järgneva pesitsushooaja järgi kui jahiaastad 2022–2024).

Kiskjate küttimise tellis Keskkonnaamet Eesti Jahimeeste Seltsilt (EJS), kes koordineeris tegevused kohalike jahiseltsidega, leides igas piirkonnas projektis osalemisest huvitatud jahimehed. Töö aastaseks maksumuseks oli 6000€, mis jagati projektis osalenud kuue

jahiseltsi vahel. Peale eeltoodud ajaliste kitsenduste jahimeestele muid piiranguid ei seatud ning küttimismahud valiti vabalt. Jahihooaegade vahelisel perioodil korraldati kohalike jahiseltside esindajate, EJS ja seirajate vahel veebikoosolekuid, kus tutvustati uuringu tulemusi, kütitud isendite arvu ja arutleti probleemkohtade üle.

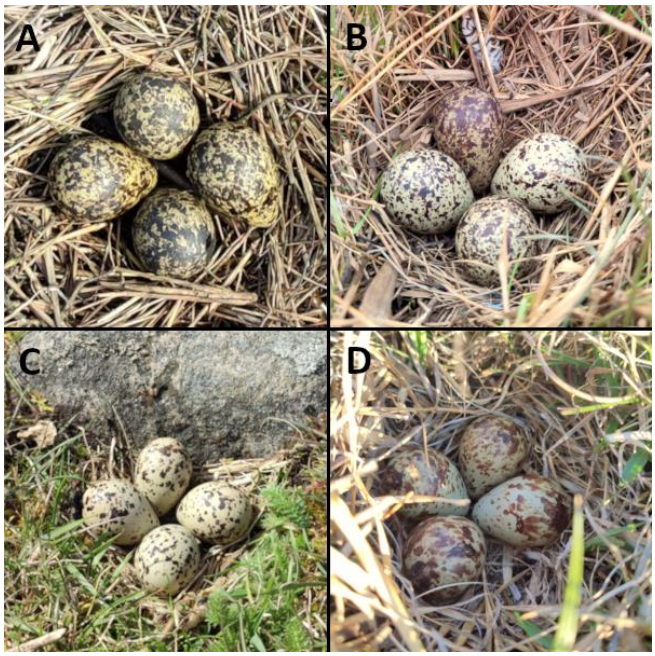
3.2. Välitööd

3.2.1. Kahlajate koorumisedukuse ja arvukuse seire

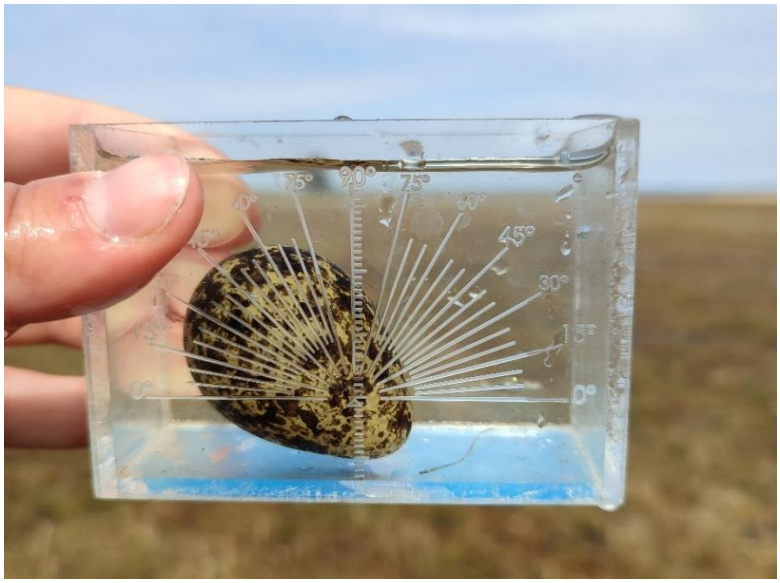
Kõiki alasid külastati hooaja jooksul 4–6 korda umbes nädalaste vahedega (5–11 päeva, mediaan 8 päeva). Igal külastusel otsiti ala piiridest kahlajate pesi. Pesade leidmiseks kasutati kahte erinevat meetodit – hauduvate vanalindude otsimine distantsilt vaatlustoruga ja uurimisala läbi kõndimine (joonis 2). Viimase puhul leiti pesad juhuslikult, pöörates samas ka tähelepanu vanalindude käitumisele ja kahlajate poolt eelistatud mikroelupaikadele. Tavaliselt otsis pesi korraga 2 inimest (maksimaalselt 4), et leida pesi võimalikult efektiivselt, kuid samas vältida lindude liigset häirimist. Samuti võeti häiringute minimeerimiseks arvesse ilmastikuolusid, vältides niitude külastamist ekstreemsete temperatuuride või vihmase ilmaga. Pesa leides või kontrollides prooviti maha jätta võimalikult vähe lõhnajälgi, et mitte kiskjaid pesa juurde meelitada, näiteks vältides esemete panekut pesa lähedale ja tallates võimalikult vähe.

Pesa leidmisel pandi kirja selle koordinaadid, leidmise aeg, leitud liik (joonis 3) ja munade arv ning kontrolliti haudestaadiumi ujutamismeetodil (Liebezeit jt, 2007; joonis 4), et arvutada spetsiaalse kalkulaatori (Jespersen, 2007) abiga ennustatav koorumiskuupäev.

Joonis 2. Erinevad pesade otsimise meetodid. Vasakul – kaks pesal hauduvat kiivitajat vaadelduna läbi 20–60x suurendusega 80 mm vaatlustoru Põgari-Sassi rannaniidul (autori foto); Paremal – pesi otsides salvestatud rada ja punktid Keemu rannaniidul (autori kuvatõmmis rakendusest OruxMaps).



Joonis 3. Kõige sagedamini leitud liikide täiskurnad. A – kiivitaja; B – punajalg-tilder; C – liivatüll; D – niidurüdi. Autori fotod.



Joonis 4. Läbi munakoores olevate pooride aurustub haudumise käigus vett, mistõttu muna kaal väheneb ja tömbis otsas olev õhukott paisub. Seega saab muna haudestaadiumit hinnata muna kaldenurga ja veesambas hõljumise kõrguse abil. Pildil on 45° nurga all olev kiivitaja muna, mida on hautud ~4 päeva. Autori foto.

Lisaks uute pesade otsimisele kontrolliti korduvkülastuste käigus varasemalt leitud pesi. Pesa korduvkülastusel pandi kirja selle staatus: „alles“, „rüüstatud“, „koorunud“, „maha jäetud“, „tallatud“ või „üle ujutatud“. Pesi ei loetud rüüstatuks enne, kui kõik munad olid kadunud. Osaliselt rüüstatud pesi kontrolliti järgnevatel kordadel uuesti kuni nende täieliku rüüstamiseni või alles jäänud munade koorumiseni. Tühjaks jäänud pesade staatust hinnati ennustatud koorumiskuupäeva abil. Kui munad olid kadunud oluliselt enne seda, võis lugeda pesa rüüstatuks. Kui koorumiskuupäev oli lähedal, kontrolliti põhjalikult pesalohu põhjas olevat materjali – kuigi pärast koorumist viivad vanalinnud suuremad kooretükid eemale, jääb pesamaterjali vahele enamasti pisikesi munakoorekilde (autori vaatlus). Rüüstajad aga eemaldavad reeglina munad tervelt ja söövad neid kaugemal (rajakaamerate salvestised). Lisaks munakoorte kildudele võib edukale koorumisele viidata ka vanalindude ärev käitumine ja tibude leidmine pesa vahetust lähedusest.

Koorunud, rüüstatud, tallatud või uppunud pesi järgnevatel külastustel uuesti ei kontrollitud. Pesi, kus korduvkülastusel olid munad alles, kontrolliti ka järgmisel külastusel. Juhul, kui pesa külastades tekkis kahtlus, et see on maha jäetud (vanalinnud ei häälitse, munad kaetud kastega või käeseljaga katsudes külmad), pandi see kirja, ent kuna

haudumisel võidakse teha pikki pause, pidi pesa lõplikult maha jäetuna märkimiseks sellele viitavad tunnused esinema ka järgmisel külastusel.

Pesitsevate kahlajate arvukuse leidmiseks kasutati riikliku rannaniitude haudelinnustiku seire metoodikat lihtsustatud kujul. Igal aastal viidi kõigil aladel läbi ühekordne pesitsusterritooriumide hommikune kaardistamine vahemikus 1.–31. mai. Loendusi tehti ajavahemikus pool tundi enne päikesetõusu kuni neli tundi pärast päikesetõusu sademeteta ja tuulevaikse ilmaga. Loenduse jaoks käidi kogu uuringuala läbi 100–200-meetriste vahedega. Kohatud isendite pesitsusterritooriumide hinnanguline keskpaik pandi kirja nutiseadmes rakenduses OruxMaps või PlutoF GO. Igal vaatlusel registreeriti peale liigi ka isendite arv, linnu tegevus ning pesitsuskood.

3.2.2. Pesarüüstajate tuvastamine rajakaameratega

Pesarüüstajate liigilise koosseisu tuvastamiseks kasutati kõigil uuringualadel ja –aastatel liikumisanduri ja infrapuna võimekusega rajakaameraid (Bushnell Trophy Cam, Browning 2018 Dark Ops Pro XD ja Browning Elite Spec Ops 4). Liikumisanduri vallandumise korral salvestasid rajakaamerad kas 20-sekundilise videoklipi (2021–2022) või kolmest pildist koosneva sarivõtte (2023–2024). Pärast salvestuse tegemist jäid kaamerad ühe minuti pikkusele ooterežiimile, enne kui liikumisandur uuesti aktiveeruda sai.

Ühel alal oli korraga 1–2 aktiivset kaamerat. Kaamerad paigutati umbes põlvekõrguste vaiade otsa umbes 4 meetri kaugusele vaadeldavast pesast ja vaatega põhja suunas, et vaateväli ei jääks vastu päikest. Kaameraid kasutati eri liiki kahlajate pesade jaoks, ent kuna kaamerate negatiivset mõju pesade ellujäämusele ei saadud täielikult välistada, ei kasutatud neid niidurüdide pesadel. Kaamera jäeti pesa juurde kuni pesa rüüstamise või munade koorumiseni. Seejärel võidi see paigutada uude asukohta. Rajakaameraid ei paigaldatud, kui niidul olid kariloomad. Veised ja hobused on võõraste objektide osas uudishimulikud, mistõttu tekib oht kaameraga pesade tallamiseks. Seetõttu eemaldati aladelt, kuhu külastuste vahel olid viidud kariloomad, seal varem olnud kaamerad isegi siis, kui vaadeldavad pesad olid veel alles.

Kui pesa leiti korduvkülastusel rüüstatuna, vaadati salvestised läbi, et tuvastada kiskja. Rüüstajana läks kirja liik, keda nähti pesast mune võtmas. Kui mune võttis pesast mitu liiki, koheldi neid kõiki rüüstajatena, st üht pesa võis rüüstada mitu kiskjat. Kui rüüste sündmust ei salvestunud, aga kiskja oli pesa lähedal kaadris, eeldati, et rüüstajaks oli näha

olnud loom. Kui kaamerasse jäi mitut liiki kiskjaid, eeldati, et pesa rüüstas liik, pärast kelle esinemist kaameras vanalinnud enam pesale hauduma ei naastnud. Kõigi rüüstatud kaamerapesade puhul ei olnud võimalik rüüstajat tuvastada. Enamasti oli põhjuseks kaamera varem eemaldamine või ümber lükkumine kariloomade tõttu, üksikutel juhtudel ka tehnilised rikked.

3.3. Andmeanalüüs

Kaardianalüüsid viidi läbi programmis QGIS (versioon 3.40.3). Igale pesale loodi 250 m puhver, millest lõigati Maa- ja Ruumiameti põhikaardi alusel välja mereala. Analüüsiks kasutati taimkatte kevadist kõrgusmudelit piksli suurusega 4 m (Maa- ja Ruumiamet, 2020 ja 2021). Kõrgusmudeli raster klassifitseeriti nii, et taimkatte kõrgus oleks vähemalt 1,5 m ja puhastati QGISi tööriistaga r.neighbors, et eemaldada üksikust pikslist koosnevad klastrid. Saadud tulemust võrreldi visuaalselt Maa- ja Ruumiameti ortofotoga ja lõigati käsitsi välja pikslid, kus mudel hõlmas roostikku. Sobivalt klassifitseeritud ja puhastatud kõrgusmudeli põhjal arvutati puittaimede katvuse osakaal varem loodud 250 m maismaapuhvrites. Seejärel teisendati rasterkaart vektorpunktideks, et arvutada iga pesa kaugus lähimast puust ja metsaservast. Viimase leidmiseks eemaldati sarnaselt roostikule kaardikihilt käsitsi üksikud puud ja väga väikesed puudetukad. Põhikaardi kasutamine ei olnud sobiv alternatiiv, kuna sellel avastati võrdluses ortofotoga liiga palju ebatäpsusi.

Statistilised analüüsid viidi läbi tarkvaraga RStudio (Posit team, 2024). Selle jaoks omistati igale pesale **saatus** binaarse muutujana, mis näitab, kas pesa rüüstati vaatlusperioodi jooksul (1) või mitte (0). Pesad, mis ebaõnnestusid teistel põhjustel (uppumine, tallamine), jäeti analüüsidest välja. Vaatlusperioodi lõpuks koorumata, kuid mitte rüüstatud pesade saatuseks sai sarnaselt koorunud pesadele 0. Analüüside jaoks muudeti kuupäevad igal aastal päevadeks alates 1. aprillist. Rüüstamise aega keskmistati nii, et see jääks täpselt nende külastuspäevade vahele, kus pesa viimati olemas oli *vs* kui see leiti rüüstatuna (Mayfield, 1961, 1975). Sellest lähtuvalt arvutati iga pesa **ekspositsioon** ehk pesa leidmisest saatuse realiseerumiseni kulunud päevade arv järgmiselt, vajadusel ümardades täisarvuni:

$$viimane\ külastus - esmaleidmine + \frac{viimane\ külastus - viimati\ olemas}{2}$$

Kiskjate ohjamise mõju hindamiseks pesade koorumisedukusele kasutati binoomjaotuse ja logit-funktsiooniga üldistatud lineaarseid mudeleid (GLM) ja segamudeleid (GLMM). Mudelites kasutatud sõltumatud tunnused on toodud tabelis 3. Sõltuva tunnusena kasutati kaheveerulist maatriksi kujul cbind(ekspositsioon – saatus, saatus). Sedasi käsitleti iga vaatlusperioodi päeva kui eraldi Bernoulli katset, mille jooksul konkreetne pesa kas jäi alles või rüüstati.

Tabel 3. Koorumisedukuse mudelites kasutatud sõltumatud tunnused.

Kategooria	**Tunnuse nimetus mudelis**	**Selgitus**	**Tunnuse tüüp**
Jaht	Ohjamine	*Jahi toimumine konkreetsel alal ja aastal*	Binaarne
	Küttimismaht	*Alal ühel aastal kütitud kiskjate arv*	Pidev
Maastiku-parameetrid	Puud	*Pesa kaugus lähimast puittaimest*	Pidev
	Metsaserv	*Pesa kaugus metsaservast*	Pidev
	Killustatus	*Puittaimede osakaal 250 m puhvris pesast*	Pidev
Muud faktorid	Ala	*9 uurimisala*	Juhuslik
	Piirkond	*Matsalu/Muhu/Hiiumaa*	Diskreetne
	Aasta	*2021–2024*	Diskreetne
	Kaamera	*Rajakaamera kasutamine pesal*	Binaarne
	Liik	*Kahlajaliik, kellele pesa kuulub*	Diskreetne

Lõpliku mudelijärjestuse loomiseks elimineeriti muutujaid etapipõhiselt. Kiskjate ohjamise ja maastikuparameetrite puhul võrreldi esmalt omavahel ühe sõltumatu tunnusega mudeleid nullmudeliga ja oma kategooria siseselt. Edaspidi kaasati mudelitesse vaid parim ohjamis- ja maastikuparameeter. Keerukamate mudelite puhul prooviti kõiki muutujate kombinatsioone järgmiste reeglite alusel: (1) võimalikud muutujad: „jaht“, „maastikuparameeter“, „piirkond“, „aasta“; (2) võimalikud interaktsioonid: „jaht*piirkond“; (3) iga mudel sisaldab ala juhusliku faktorina. Saadud mudeleid võrreldi Akaike informatsioonikriteeriumite (AIC) abil. „Kaamerat“ ega „liiki“ ei lisatud lõplikesse mudelikombinatsioonidesse, vaid nende mõju koorumisedukusele testiti ANOVAga eraldi.

Kohaldades mudelite fikseeritud mõjude beetakordajatele ümberpööratud logit-teisendust, saadi tulemuseks pesade päevane ellujäämus (*DSR; daily survival rate*), millest koorumisedukus leiti järgmise valemiga:

$$DSR^{(munemisvältus+haudevältus)}$$

Arvukusindeksite analüüsimiseks defineeriti arvukus kui uurimisala piirides kirja pandud kahlajate territooriumide arv. Uuringualad olid väga erineva suurusega (vt tabel 2), samuti asustavad kahlajad ühe niidu piires eri kohti eri tõenäosusega, st territooriumid ei paikne juhuslikult. Seega arvutati alade võrdlemiseks arvukusindeksid, kus 2021. aasta baastase igal alal oli 1 ja järgnevate aastate arvukus oli selle suhtarv. Seejärel analüüsiti arvukustrende paketiga rtrim (Bogaart jt, 2024)

3.4. Töö autori roll

Eksperimendi disainisid juhendajad Triin Kaasiku ja Riinu Rannap. Autor osales välitöödel 2021., 2023. ja 2024. aastal, neist kahel viimasel aastal juhtivas rollis, sh koordineerides andmete kogumist kõigis piirkondades. Rajakaamera- ja kaardianalüüsid viis autor läbi iseseisvalt, statistiline analüüs teostati koostöös juhendajatega.

4. Tulemused

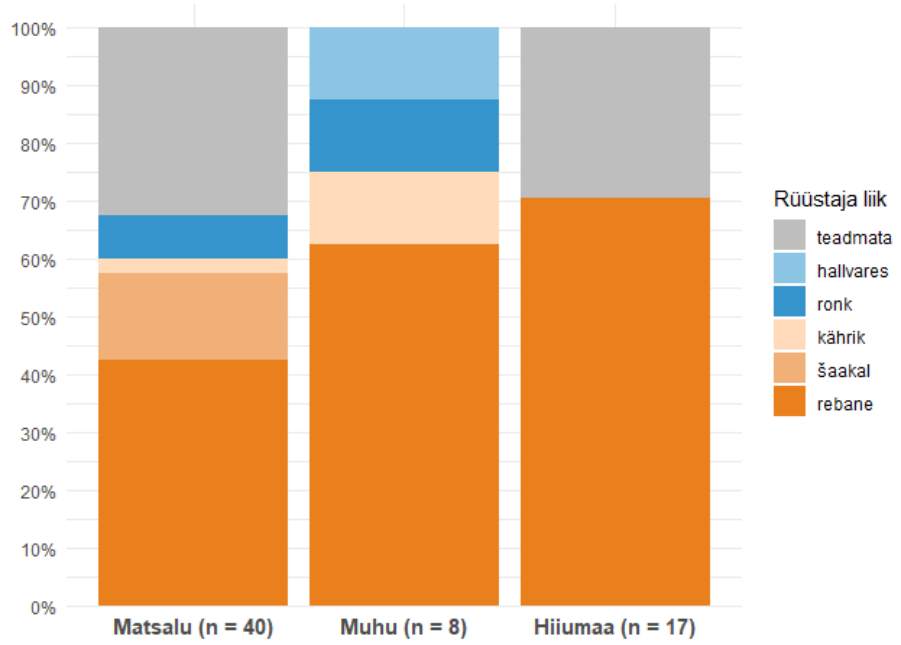
4.1. Kütitud kiskjad ja pesarüüstajate liigiline koosseis

Jahialadel kütiti eksperimendiaastate jooksul 345 kiskjat: 169 rebast, 22 šaakalit ja 154 kährikut. Täpsem kütitud kiskjate arv alade ja aastate kaupa on toodud tabelis 4.

Tabel 4. Kütitud kiskjate arv jahialadel aastate kaupa.

Keemu					**Võilaid**				
	Rebane	Šaakal	Kährik	Kokku		Rebane	Šaakal	Kährik	Kokku
2022	*10*	*4*	*24*	*38*	2022	*4*	*1*	*5*	*10*
2023	*4*	*6*	*33*	*43*	2023	*28*	*4*	*17*	*49*
2024	*2*	*1*	*29*	*32*	2024	*24*	*1*	*11*	*36*
Kokku	*16*	*11*	*86*	***113***	**Kokku**	*56*	*6*	*33*	***95***
Haeska					**Õunaku**				
	Rebane	Šaakal	Kährik	Kokku		Rebane	Šaakal	Kährik	Kokku
2022	*2*	*1*	*3*	*6*	2022	*4*	*0*	*0*	*4*
2023	*7*	*0*	*3*	*10*	2023	*15*	*0*	*6*	*21*
2024	*4*	*0*	*3*	*7*	2024	*5*	*0*	*0*	*5*
Kokku	*13*	*1*	*9*	***23***	**Kokku**	*24*	*0*	*6*	***30***
Põgari					**Emmaste**				
	Rebane	Šaakal	Kährik	Kokku		Rebane	Šaakal	Kährik	Kokku
2022	*15*	*3*	*3*	*21*	2022	*7*	*0*	*2*	*9*
2023	*8*	*1*	*0*	*9*	2023	*10*	*0*	*3*	*13*
2024	*4*	*1*	*5*	*10*	2024	*10*	*0*	*12*	*22*
Kokku	*27*	*5*	*8*	***40***	**Kokku**	*27*	*0*	*17*	***44***

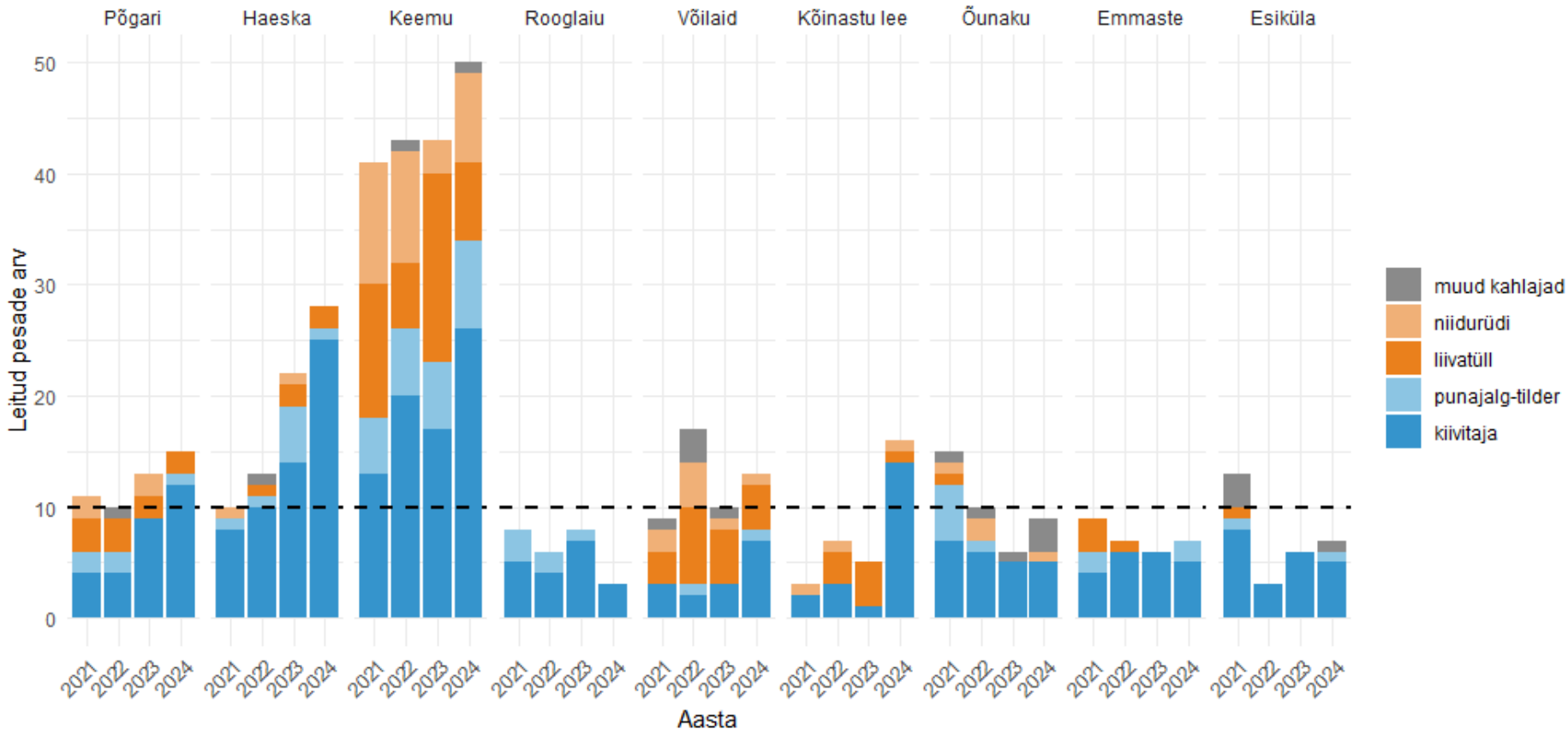
Rajakaamera paigaldati kokku 95 pesale, millest 61 rüüstati uurimisperioodi jooksul. Neist omakorda 18 pesal (29,5%) jäi rüüstaja liik tuvastamata – peamiselt seetõttu, et kariloomade tõttu tuli kaamera varem eemaldada. Pesarüüstajate liigiline koosseis on toodud joonisel 5, kus tulemusi kuvatakse piirkondade kaupa, kuna rüüstajaliigid ja nende osakaalud erinevad piirkonniti (Fisheri täpne test; $p = 0{,}039$). Võrreldes varasemate uuringutega Eesti rannaniitudel tuvastati esmakordselt pesade rüüstamine hallvarese ja kähriku poolt. Levinuim kiskja oli rebane, kes rüüstas 79% pesadest ($n = 34$), kus kiskja õnnestus tuvastada. Rajakaameratel puudus statistiliselt oluline mõju pesade koorumisedukusele ($\chi^2 = 1{,}54$; $df = 1$; $p = 0{,}215$).



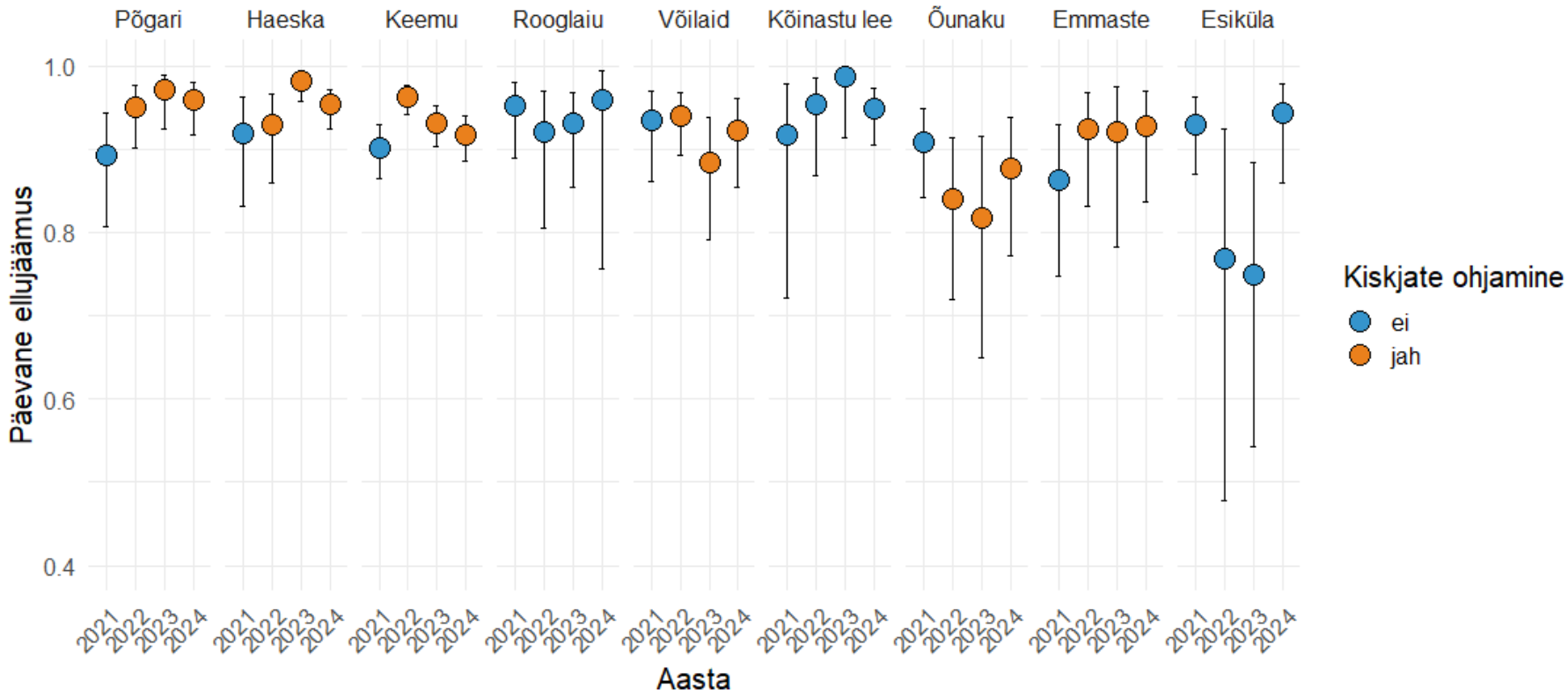
Joonis 5. Pesarüüstajate liigiline koosseis rajakaameraga pesadel, mis rüüstati uurimisperioodi jooksul. Ühel pesal võis olla mitu rüüstajat. Oranžide toonidega on tähistatud imetajad ja sinistega linnud.

4.2. Kiskjate ohjamise mõju koorumisedukusele

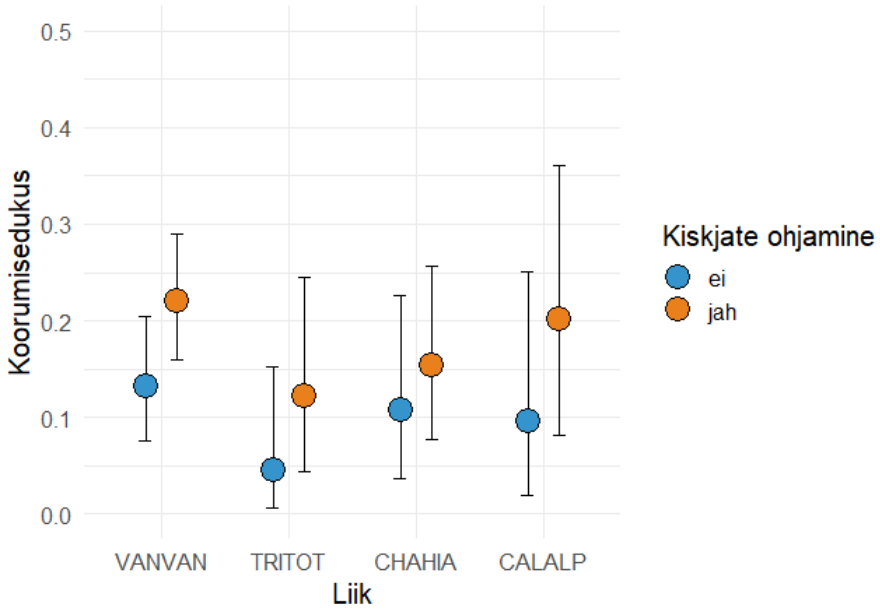
Koorumisedukuse uuringu käigus leiti kokku 550 pesa 9 kahlajaliigilt, millest pärast uppunud, tallatud ja maha jäetud pesade eemaldamist jäi valimisse 502 pesa (joonis 6). Umbes 1/3 kõigist pesadest leiti Keemu jahialalt, samas kui mitmel alal oli valim hoolimata võrdväärsest otsingupingutusest väga väike. Joonisel 7 on toodud pesade päevane ellujäämus alade kaupa aastate lõikes. Sagedamini esinenud liikide vahel (kiivitaja, punajalg-tilder, liivatüll, niidurüdi) ei olnud statistiliselt olulisi erinevusi pesade ellujäämuses ($\chi^2 = 5{,}78$; df = 3; p = 0,123). Kiskjate ohjamine tõstis koorumisedukust kõigi nelja liigi puhul (joonis 8).



Joonis 6. Uuringualadel leitud pesade arv liikide kaupa eri aastate lõikes. Katkendliku joonega on märgitud soovituslik minimaalne pesade arv koorumisedukuse arvutamiseks (10). Kategoorias „muud kahlajad“ on tikutaja, mustsaba-vigle, naaskelnokk, merisk ja suurkoovitaja.



Joonis 7. Pesade päevane ellujäämistõenäosus uuringualadel aastate lõikes. Vurrud tähistavad 95% usaldusvahemikke.



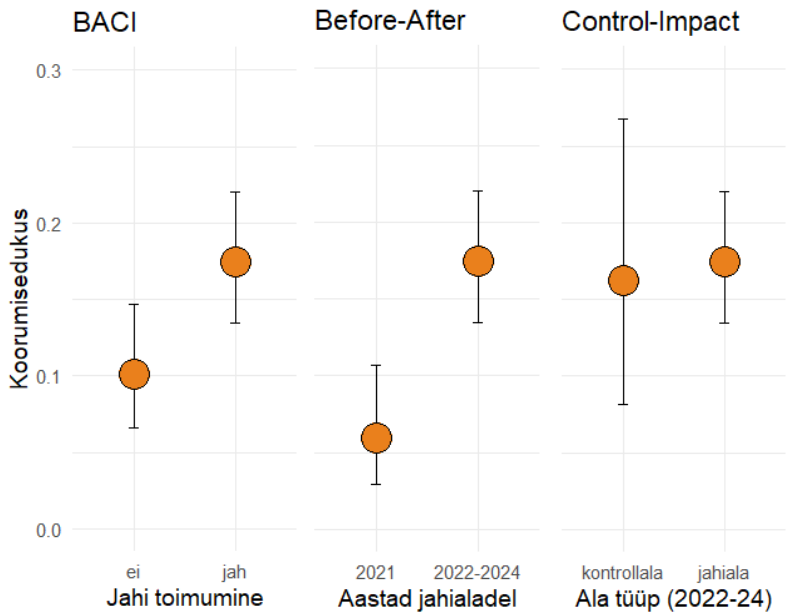
Joonis 8. Pesade keskmine koorumisedukus sagedamini leitud liikidel sõltuvalt sellest, kas enne pesitsust ohjati alal kiskjaid või mitte. Vurrud tähistavad 95% usaldusvahemikke. VANVAN = kiivitaja; TRITOT = punajalg-tilder; CHAHIA = liivatüll; CALALP = niidurüdi.

Kuna rebased rüüstasid ülekaalukalt rohkem pesi kui teised uuringu käigus kütitud liigid (ptk 4.1.), võrdsustati küttimismaht kütitud rebaste arvuga. Jahimudeleid võrreldes osutus parimaks ohjamisega mudel (st kas konkreetsel alal ja aastal kütiti kiskjaid või ei), millele oli juhusliku faktorina lisatud ala (ΔAICc võrreldes juhusliku faktoriga nullmudeliga > 2, AIC kaal 0,7; tabel 5). Küttimismahuga mudelid ei osutunud niivõrd sobivaks, kuna nende AICc väärtused olid sarnased vastavate nullmudelitega. Seega kasutati edaspidistes koorumisedukuse mudelites jahti kirjeldava muutujana vaid ohjamist.

Tabel 5. Jahimudelite sobivus AIC alusel

Jahi parameeter	**Juhuslik muutuja**	**k**	**AICc**	**ΔAICc**	**Kaal**	**Log-tõepära**
ohjamine	**ala**	**3**	**1200,1**	**0**	**0,7**	**-597,001**
nullmudel	ala	2	1203,2	3,18	0,143	-599,604
küttimismaht	ala	3	1203,3	3,25	0,138	-598,628
ohjamine	-	2	1207,7	7,66	0,015	-601,844
nullmudel	-	1	1211,2	11,13	0,003	-604,586
küttimismaht	-	2	1211,7	11,64	0,002	-603,834

Koorumisedukuse sõltuvust kiskjate ohjamisest on näidatud joonisel 9. Üldiselt oli jahi toimumise korral koorumisedukus oluliselt kõrgem kui siis, kui pesitsusele jahti ei eelnenud ($\beta = 0{,}282$; SE = 0,093; $z = 2{,}364$; $p = 0{,}018$). Kui vaadelda eraldi vaid jahialade tulemusi, tuli erinevus veelgi selgemalt esile ($\beta = 0{,}5$; SE = 0,144; $z = 3{,}475$; $p < 0{,}001$). Samas kui vaadelda jahiaastate (2022–2024) tulemusi, ei olnud jahialade koorumisedukus kontrollaladest oluliselt kõrgem ($\beta = 0{,}044$; SE = 0,186; $z = 0{,}238$; $p = 0{,}812$).



Joonis 9. Koorumisedukus ilma jahita ja jahiga. *BACI* – kõigil aladel ja aastatel kokku; *Before-After* – ainult jahialadel; *Control-Impact* – ainult jahiaastatel. Vurrud näitavad 95% usaldusvahemikku. Koorumisedukus on arvutatud 24-päevase haudevältuse kohta koos 4-päevase munemisvältusega.

Maastikuparameetritega mudelite seast kerkivad sarnaselt jahimudelitele (tabel 5) esile mudelid, mis sisaldavad ala juhusliku faktorina (tabel 6). Esimeseks asetunud mudeliks oli juhusliku faktoriga nullmudel, kuid selle kaal oli suhteliselt väike (0,362). Siiski ilmneb mudelite omavahelisest võrdlusest, et maastikuparameetrite seast selgitab varieeruvust koorumisedukuses kõige tõenäolisemalt pesa kaugus metsaservast, seega kasutati edasistes koorumisedukuse mudelites maastikku kirjeldava muutujana vaid seda tunnust.

Tabel 6. Maastikuparameetritega GLM ja GLMM mudelite sobivus Akaike informatsioonikriteeriumi (AIC) alusel.

Maastikuparameeter	Juhuslik muutuja	k	AICc	ΔAICc	kaal	Log-tõepära
nullmudel	ala	2	1203,2	0	0,362	-599,604
metsaserv	ala	3	1203,9	0,7	0,256	-598,940
puud	ala	3	1204,4	1,2	0,198	-599,195
killustatus	ala	3	1205,2	2,01	0,132	-599,599
metsaserv	-	2	1207,8	4,55	0,037	-601,88
nullmudel	-	*1*	*1211,2*	*7,95*	*0,007*	*-604,586*
puud	-	2	1211,6	8,39	0,005	-603,799
killustatus	-	2	1213,2	9,96	0,002	-604,585

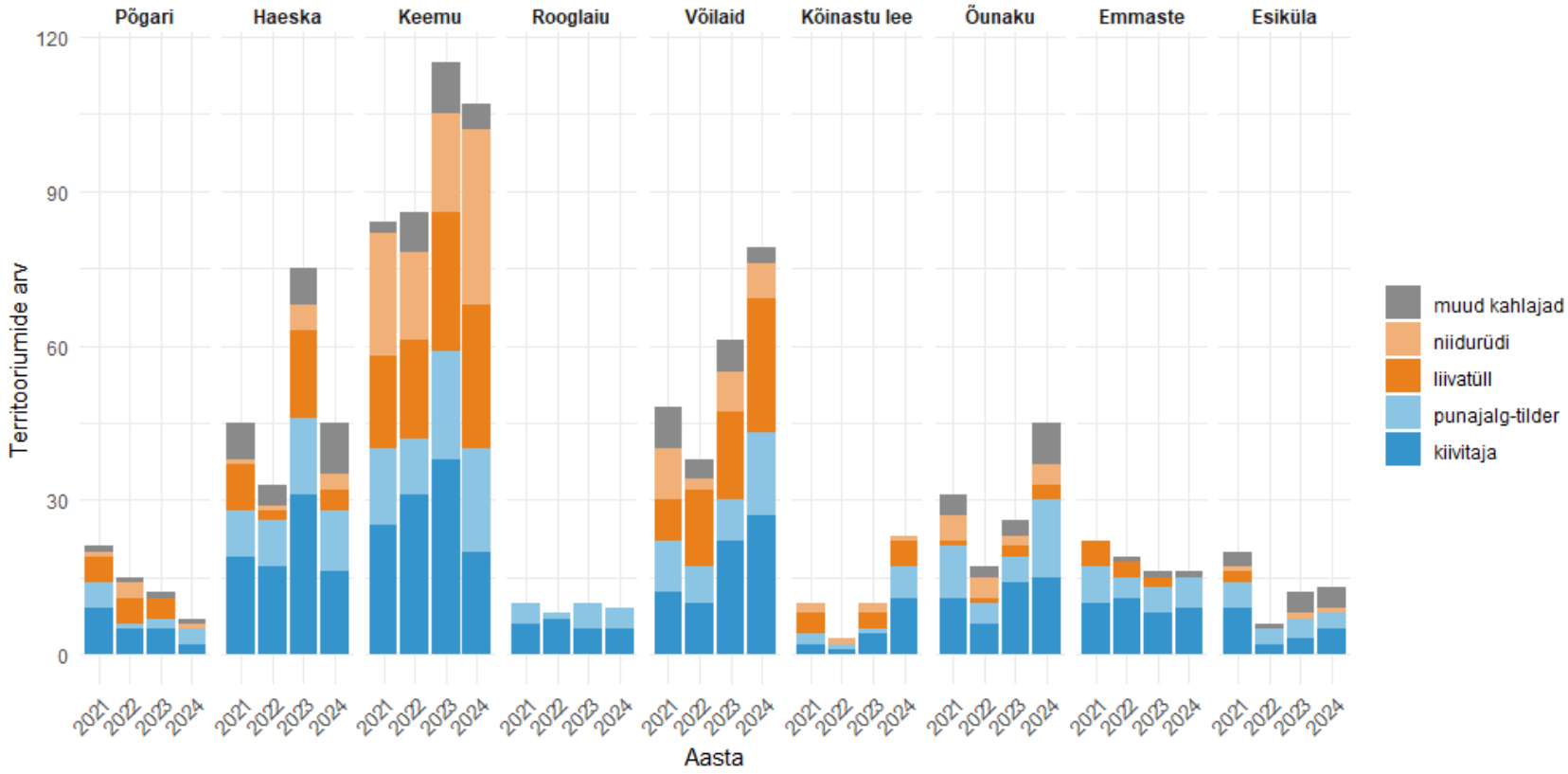
Luues koorumisedukuse mudelites muutujate kombinatsioonid ette antud kriteeriumide järgi saadi kokku 20 töötavat mudelit (järjestustabel lisas 1). Kaaluga 0,606 asetus esimeseks ohjamise ja piirkonna interaktsiooniga mudel (järgmise mudeli ΔAICc ≈ 2), mis viitab, et jahi mõju koorumisedukusele sõltub piirkonnast. Arvestatava kaaluga (0,217) oli ka teiseks asetunud mudel, mille põhjal võib täiendavat varieeruvust koorumisedukuses seletada pesa kaugus metsaservast. Kummagi mudeli täiendavad parameetrid on toodud tabelis 7, millest nähtub, et jaht omas koorumisedukusele statistiliselt olulist positiivset mõju vaid Matsalu piirkonnas.

Tabel 7. Kahe parima koorumisedukuse mudeli parameetrid. *Intercept* tähistab Hiiumaa piirkonda. Statistiliselt olulised erinevused on esile toodud rasvases kirjas.

Ohjamine*piirkond					
Parameeter	**Hinnang**	**SE**	**LCL**	**UCL**	**p**
Intercept	2,214	0,179	1,862	2,566	
Ohjamine	-0,116	0,252	-0,610	0,378	0,646
Matsalu	0,206	0,232	-0,248	0,660	0,374
Muhu	**0,761**	**0,301**	**0,172**	**1,350**	**0,011**
Matsalu:ohjamine	**0,669**	**0,301**	**0,079**	**1,259**	**0,026**
Muhu:ohjamine	-0,362	0,411	-1,167	0,443	0,378
Ohjamine*piirkond + metsaserv					
Parameeter	**Hinnang**	**SE**	**LCL**	**UCL**	**p**
Intercept	2,208	0,192	1,831	2,585	
Ohjamine	-0,116	0,252	-0,610	0,379	0,646
Matsalu	0,202	0,236	-0,260	0,665	0,391
Muhu	**0,748**	**0,340**	**0,082**	**1,413**	**0,028**
Metsaserv	0,028	0,312	-0,585	0,640	0,930
Matsalu:ohjamine	**0,668**	**0,302**	**0,077**	**1,259**	**0,027**
Muhu:ohjamine	-0,352	0,428	-1,191	0,488	0,412

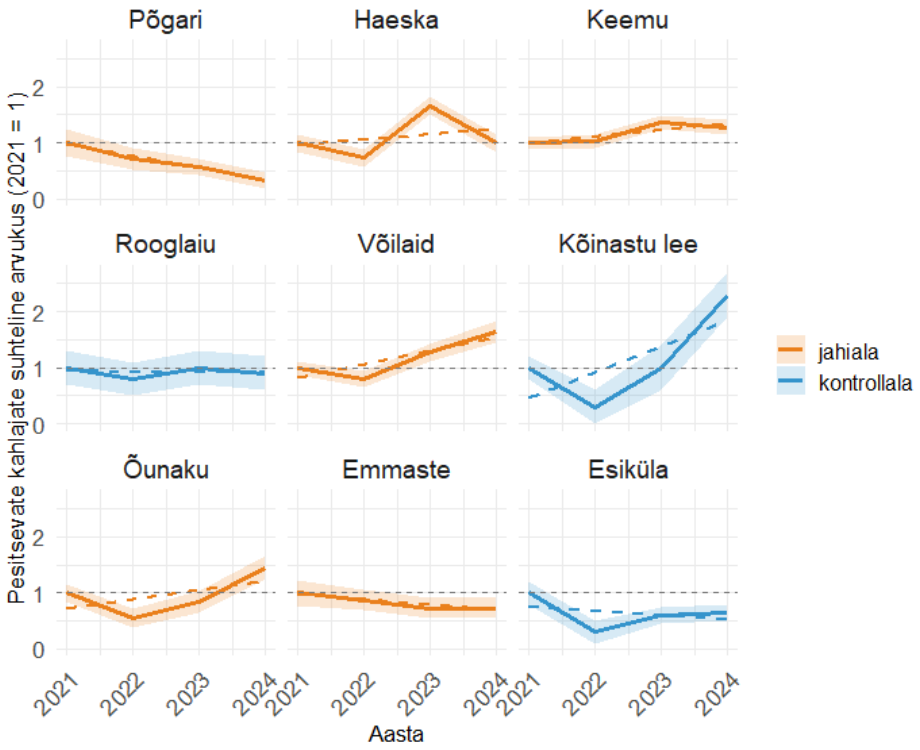
4.3. Kiskjate ohjamise mõju kahlajate arvukusele

Uuringu käigus leiti 10 loendaja poolt kokku 1197 territooriumi 11 kahlajaliigilt (joonis 10).



Joonis 10. Loendatud pesitsusterritooriumide arv uuringualade ja liikide kaupa eri aastate lõikes. Kategoorias „muud kahlajad“ on tikutaja, mustsaba-vigle, naaskelnokk, merisk, suurkoovitaja, väiketüll (*Charadrius dubius*) ja tutkas.

Matsalu jahialadel (Põgari, Haeska, Keemu), Muhu kontrollalal (Kõinastu lee) ja ühel Hiiumaa jahialal (Õunaku) esines pesitsevate kahlajate arvukuses visuaalselt tõusev trend (joonis 11). Ühelgi alal ei olnud suundumus arvukuses statistiliselt oluline (tabel 8).



Joonis 11. TRIMiga arvutatud pesitsevate kahlajate suhteline arvukus uuringualadel vahemikus 2021–2024 koos standardveaga. Hall katkendjoon tähistab 2021. aasta taset, värviline katkendjoon on lineaarne trend.

Tabel 8. TRIMiga arvutatud pesitsevate kahlajate arvukustrendid uuringualadel perioodil 2021–2024. Tärniga on tähistatud kontrollalad.

Piirkond	Ala	Aditiivne trend	SE_{adit}	Multiplikatiivne trend	$SE_{multipl}$	p	Suundumus
Matsalu	Põgari	-0,352	0,141	0,703	0,099	0,130	Ebaselge
	Haeska	0,082	0,070	1,086	0,076	0,363	Ebaselge
	Keemu	0,102	0,046	1,107	0,051	0,160	Ebaselge
	Rooglaiu*	-0,009	0,145	0,991	0,143	0,955	Ebaselge
Muhu	Võilaid	0,197	0,056	1,218	0,068	0,073	Ebaselge
	Kõinastu lee*	0,370	0,137	1,448	0,199	0,114	Ebaselge
Hiiumaa	Õunaku	0,154	0,072	1,167	0,084	0,166	Ebaselge
	Emmaste	-0,113	0,103	0,893	0,092	0,387	Ebaselge
	Esiküla*	-0,060	0,117	0,942	0,110	0,658	Ebaselge

5. Arutelu

Käesolevas magistritöös uuriti kiskjate küttimist kui looduskaitselist meedet kahlajapesade koorumisedukuse parandamiseks Eesti rannaniitudel. Nelja-aastase pilootprojekti käigus suudeti tuvastada kiskjate ohjamise positiivne mõju koorumisedukusele Matsalu uuringualadel, kuid saartel mõju ei leitud. Kütitud loomade arvu asemel mõjutas tulemust enim see, kas ohjamine toimus või mitte. Uuringualade keskmisena tõusis koorumisedukus ohjamise tulemusel ~10%-lt ~17%-le, mis on oluline erinevus, kuid pole kaugeltki piisav, et tagada kiiresti kahaneva arvukusega liikide kaitse. Kuna koorumisedukus jäi kõrge kiskluskoormuse tõttu äärmiselt madalaks ka kõige suurematel ja kvaliteetsematel rannaniitudel, võib tegu olla ökolõksudega. Uuringu jooksul ei täheldatud muutusi pesitsevate kahlajate arvukuses ühelgi alal.

5.1. Jahi mõju erinevates piirkondades

Kõige tõenäolisemalt koorumisedukust kirjeldavaks mudeliks oli ohjamise ja piirkonna interaktsiooniga mudel, mis tähendab, et kiskjate ohjamise mõju koorumisedukusele sõltus piirkonnast. Boltoni jt (2007) järgi peaks ohjamine olema efektiivsem neis piirkondades, kus rebaseid esineb rohkem, kuid käesolevas töös näib esinevat vastupidine seos. Hiiumaa rannaniitudel, kus pilootprojekt tulemuslik ei olnud, on rebaste suhteline esinemissagedus üle 10 korra kõrgem kui Matsalus, kus ohjamisel oli oluline positiivne mõju koorumisedukusele (Kaasiku, avaldamata andmed).

Lisaks ohjamise ja piirkonna interaktsioonile võis täiendavat varieeruvust koorumisedukuses seletada pesade kaugus metsaservast, mis seostub rannaniidu laiusega. Kahlajad eelistavad pesa rajada metsaservast eemale (Leyrer jt, 2018), iseäranis niidurüdi, kelle puhul 75% pesadest asub vähemalt 230 m kaugusel metsaservast (Kaasiku jt, 2019). Matsalu piirkonnas magistritöö käigus uuritud jahialad on ühed Eesti kõige suuremad ja avatumad rannaniidud, samas kui Hiiumaa uuringualade rannaniidud on suhteliselt kitsad. Seega on võimalik, et testitud mudelites varjutas „piirkond“ tunnusena metsaserva kauguse mõju. Samas on ebaselge, kas laiem rannaniit pakub lihtsalt rohkem potentsiaalseid pesakohti või mõjutab ka pesadele avalduvat rüüstekoormust. Kitsastel rannaniitudel võib väikekiskjatel olla lihtsam ligipääs pesadele (Kaasiku jt, 2022), kuid käesolevas uurimuses puudus pesade kaugusel metsaservast oluline mõju koorumisedukusele, kui mudelis arvestati lisaks „ala“ juhusliku faktorina.

Muhu kontrollalal (Kõinastu lee) tuvastati koorumisedukuses uuringu jooksul tõusev trend, samas kui sealsel ainsal jahialal (Võilaid) koorumisedukus langes. Viimase uuringuaasta kevadiste välitööde käigus leiti Võilaiu rannaniidu keskosast asustatud rebaseurg, mis selgitab sealse koorumisedukuse langust hoolimata sellest, et seal kütiti oluliselt rohkem rebaseid kui mujal. See viitab, et suurest küttimispingutusest ei ole kasu, kui selle käigus ei kütita probleemisendeid.

Hiiumaa kõigil uuringualadel oli äärmiselt kõrge rüüstekoormus ning seal kütitud rebaste arv jäi teiste piirkondadega võrreldes pigem tagasihoidlikuks. Kui mujal rüüstavad kiskjad pesi pigem öösel (rajakaamerate andmed), siis Hiiumaal olid rannaniidul päevasel ajal ringi jalutavad rebased sage nähtus, kusjuures välitööde käigus nähtud isendid ei paistnud eriti inimpelglikud. Šaakaleid Hiiumaal uuringuperioodi jooksul teadaolevalt ei esinenud. Scheinin jt (2006) on näidanud, et rebased võivad vältida šaakalite asustatud territooriume. Samal ajal on šaakalid elupaigaspetsialistid ja rebased -generalistid (Torretta jt, 2021). Kui ka Matsalus peaks šaakalitel olema rebaseid eemal hoidev mõju, võiks nende kohalolul olla positiivne mõju kahlajatele. Kuigi ka šaakalid rüüstavad pesi, teevad nad seda rebastest selgelt vähem ning ei pruugi pesa märgata ka sellest lähedalt möödudes (rajakaamerate andmed). Seega võib šaakaleid pidada oportunistlikeks pesarüüstajateks, kuid rebaste seas on arvatavasti isendeid, kes on kevaditi munade söömisele spetsialiseerunud.

Osaliselt võis tulemusi mõjutada leitud pesade väike valim paljudel uurimisaladel, eriti Hiiumaal, mille tõttu kasvasid nende alade koorumisedukuse usaldusvahemikud väga suureks. See on eriliselt murettekitav, kuna näitab, et mitmel rannaniidul on pesitsevate kahlajate arvukus kriitilisele tasemele kahanenud – ka loendatud territooriumide väike arv näitab, et piisavalt pesi ei olekski olnud neil aladel võimalik leida. Pesade arv alal peegeldab osalt pesitsevate paaride arvu ja teisalt rüüstekoormust. Mida rohkem paare, seda suurem on tõenäosus pesa leida, samas võib pesade leidmine olla keeruline, kuna pesa võidakse rüüstata enne, kui seirajad selle leiavad. Teisalt võib aladel, kus rüüstekoormus on suur ja pesitsustihedus kõrge, leida väga palju pesi – sageli munevad kahlajad hävinud kurna asemele uue ja seega on mitmenädalase uurimisperioodi jooksul võimalik leida samadelt paaridelt mitmeid pesi. See asjaolu tõstab esile koorumisedukuse uuringute tähtsust – pelgalt loendused või leitud pesade arv annab vaid pooliku info. Samas pole koorumisedukus ainus pesitsusedukuse näitaja. Äärmiselt oluline oleks tulevikus uurida ka noorlindude ellujäämust, et selgitada, kas neile mõjub sarnane intensiivne kisklussurve või kas neile on rannaniitudel piisavad toitumistingimused.

Kasvanud koorumisedukusega aladel võiks teatud aja järel eeldada ka arvukuse suurenemist, kuid nelja-aastase uuringuperioodi jooksul selget arvukustrendi ühelgi alal ei leitud. Kui kiskjate ohjamisel peaks olema kahlajate arvukusele positiivne mõju, avalduks see tõenäoliselt pikema aja vältel ning vähemalt aastase nihkega koorumisedukuse suhtes, sõltuvalt vanusest, mil konkreetne liik pesitsemist alustab. Eelkõige võiks arvukus tõusta kõrge sünnipaigatruudusega liikidel, eriti niidurüdil (Thorup, 1999), sest kõrgem koorumisedukus tähendab sellisel juhul rohkem tulevikus samal alal pesitsema asuvaid isendeid. Arvukustaseme potentsiaalse lae määrab keskkonna kandevõime, kuid arvestades ajaloolisi andmeid ei ole põhjust arvata, et kandevõime oleks praegu saavutatud.

5.2. Pesi rüüstavad liigid

Pilootprojekti käigus kütiti rebaseid ja šaakaleid, kes olid varem teadaolevalt rannaniitudel pesi rüüstanud (Kaasiku jt, 2022). Lisaks seati projekti tingimustesse kähriku kui võõrliigi küttimine, kuigi teada ei olnud ühtegi pesarüüste juhtu kährikult. Seevastu on varasemalt rajakaamerate abiga tuvastatud mäkrade oportunistlikke retki rannaniitudel olevaid mune sööma, kuid see on probleemiks olnud üksikutel uuritud aladel ja mäkru otsustati mitte küttida.

Üllatuslikult tuvastati pilootprojekti uurimisaladel esmakordselt pesarüüste kähriku poolt ja seda lausa kahel erineval alal – Haeska (Matsalu jahiala) ja Kõinastu lee (Muhu kontrollala). Mõlemal juhul oli tegu pesaga, mis oli juba osaliselt rüüstatud rebase poolt, st pesadel oli mitut liiki rüüstajaid. Võib eeldada, et tegu oli üksikjuhtumitega ja hoolimata sellest, et kährik võib olla paljudes Euroopa ökosüsteemides probleemliik (Kauhala & Kowalczyk, 2011), ei kujuta ta endast praegu teadaolevalt ohtu rannaniidu elustikule.

Kokkuvõttes ei täheldatud kiskjate küttimisel olevat mõju pesi rüüstavate loomade liigilisele koosseisule, mille võimalikkusele on tähelepanu pööranud Stantial jt (2021) ning Bodey jt (2011). Ohjamisprogrammide läbi viimisel on sellegipoolest äärmiselt oluline tunda konkreetse piirkonna pesarüüstajate liigilist koosseisu. Kuna toimunud pilootprojektis said osalevad jahimehed küttimismahud vabalt valida, kütiti mitmel alal kährikuid võrreldes rebastega ebaproportsionaalselt palju, mis võis vähendada ohjamise efektiivsust koorumisedukuse tõstmisel. Kindlasti tuleb vältida kiskjate ohjamist oletuste põhjal ning suunata jahimehi küttima just neid liike, kes tõestatult enim pesi rüüstavad.

5.3. Soovitused kiskjate ohjamise korraldamiseks

Arvestades rebasepopulatsioonide kiiret taastumisvõimet (Newsome jt, 2014), ei ole realistlik vähendada nende populatsiooni tasemele, mis leevendaks rüüstekoormust maaspesitsevatele lindudele, v.a väikesaartel. See selgitab, miks mängis pilootprojekti käigus kütitud kiskjate arv niivõrd väikest rolli koorumisedukuse tõstmisel. Arvatavasti ei vähenenud selle pingutuse tagajärjel kiskjate asustustihedus rannaniitude läheduses märkimisväärselt, kuid sellegipoolest oli mitmel alal küttimisel oluline positiivne mõju. See viitab, et tulemuslikuks ohjamiseks võib piisata probleemisendite küttimisest ning rebaseurgude kõrvaldamisest alal ja selle vahetus ümbruses.

Kiskjate ohjamise tõhusust võib tõsta ka selle hilisem ajastus – pilootprojekti käigus lõpetati jaht kuu aega enne kahlajate pesitsuse algust. Seega võidi tekkinud vabad territooriumid hõivata uute rebaste poolt (Kämmerle jt, 2019; Lieury jt, 2015) ja kokkuvõttes ei pruukinud kiskjate piirkondlik arvukus väheneda. Edaspidi tuleks samadel aladel kiskjaid ohjates anda välja eriload, mis võimaldaksid küttida rebaseid ka vahetult enne kahlajate pesitsushooaja algust. Samuti tuleks paralleelselt seirata kiskjate arvukust, et hinnata, kas kütitud isendite arv on sellele märgatavat mõju avaldanud või mitte.

Uuringu tulemuste põhjal pole võimalik kindlalt öelda, millised empiiriliselt vaadeldavad tunnused võiksid aidata eelnevalt hinnata kiskjate ohjamise efektiivsust kaitsemeetmena. Seega tuleks enne selle püsivat kasutuselevõttu teistes piirkondades analüüsida pilootprojekti vormis kohapõhiselt nii kiskluskoormust kui ka jahi tulemuslikkust. Nii on võimalik hoida ressursse kokku seal, kus jaht oodatud mõju ei avalda ning vältida loomade tarbetut surmamist. Käesoleva uuringu raames avaldus kiskjate küttimise mõju suhteliselt ruttu ning kuniks muud tingimused jäävad samaks, on tõenäoline, et pärast ohjamise lõppemist koorumisedukus jälle langeb – sama on Fletcher jt (2010) täheldanud arvukuse puhul. Seega tuleks ohjamist kaitsemeetmena kasutades teha seda järjepidevalt, kuid rakendades käesolevas töös toodud soovitusi on kindlasti võimalik teha seda vähem ressursimahukalt. Seega õigustab kiskjate ohjamine end toetava kaitsemeetmena eriti ohustatud populatsioonide kaitseks, kuid pikas perspektiivis tuleb leida püsivamaid lahendusi pesade rüüstekoormuse leevendamiseks, näiteks komplementeerides jahti mitteletaalsete meetmetega.

Kokkuvõte

Eesti rannaniidud on olulised pesitsuspaigad kahlajatele, kuid käesoleval ajal on majandatavate rannaniitude pindala võrreldes ajaloolise tasemega umbes kolm korda väiksem. Ka taastatud ning hästi majandatud rannaniitudel ei ole tingimused kahlajate pesitsemiseks ning nende arvukuse taastumiseks optimaalsed, kuna suur enamus pesadest rüüstatakse enne koorumist. See tõstatab aga küsimuse kiskjate küttimisest kaitsemeetmena.

Mujal maailmas tehtud eksperimendid näitavad, et kiskjate ohjamise tulemuslikkus võib olla väga kohaspetsiifiline ning arvestades Eesti erisusi ei pruugi olla Lääne-Euroopa uurimistulemused meie oludes kohaldatavad. Seega käivitati Eestis pilootprojekt, mille raames kütiti imetajatest kiskjaid kolmel Matsalu, kahel Hiiumaa ja ühel Muhu rannaniidul. Magistritöö eesmärk oli hinnata, kuidas kiskjate ohjamine mõjutas kahlajate koorumisedukust ja arvukust ning millest sõltus ohjamise kui kaitsemeetme efektiivsus. Selleks viidi läbi enne-pärast-kontroll-mõju (BACI) tüüpi uuring. Igas piirkonnas oli lisaks jahialadele ka üks kontrollala ning kõigil aladel seirati koorumisedukust ja arvukust neljal järjestikusel aastal, millest esimesel fikseeriti töötlusele eelnev seis.

Jahialadel tõusis koorumisedukus pärast ohjamise alustamist oluliselt, samas ei olnud jahialade koorumisedukus oluliselt kõrgem kontrollalade omast. Piirkondlikud erinevused olid väga suured – kõikide alade ja aastate üleselt oli ohjamisel oluline positiivne mõju koorumisedukusele Matsalus, kuid mitte saartel. Seega sõltus jahi efektiivsus enim piirkonnast, samas mõõdetavad maastiku tunnused ei selgitanud varieeruvust koorumisedukuses niivõrd hästi. Ohjamise efektiivsus ei sõltunud kiskjate küttimise mahust, mis viitab, et kiskjate arvukuse vähendamise asemel võib piisata küttimise paremast ajastusest ja suunamisest probleemisenditele. Kahlajate arvukuses ei täheldatud uurimisperioodi jooksul selgeid trende ühelgi alal.

Tulemused näitavad, et kiskjate ohjamine võib olla maaspesitsevate lindude jaoks tõhus kaitsemeede, kuid kasutatud metoodika ei taga veel jätkusuutlikku pesitsusedukuse taset. Äärmiselt tähtis on tagada pesitsuspaikade kvaliteet, kuid maastike ja linnupopulatsioonide taastumine on aeganõudev protsess. Seetõttu tasub kaaluda kiskjate ohjamist kriitiliselt ohustatud populatsioonide kaitseks, kuid sellega peab kaasnema põhjalik kiskluskoormuse ja jahi tulemuslikkuse seire.

Summary

Estonian coastal grasslands are important breeding sites for Charadriiform birds (waders), however the area of managed sites has decreased threefold compared to historical levels. Even restored and well-managed grasslands often remain suboptimal for breeding and population recovery is unlikely, as the majority of nests are predated before hatching. This raises the question of whether predator control could serve as a conservation tool.

Experiments carried out elsewhere have shown that the effectiveness of predator control can be highly site-specific, and due to Estonia's unique conditions, results from Western Europe may not be directly applicable. For the first time in Estonia, a pilot project was launched to hunt mesopredators on three sites in Matsalu, two on Hiiumaa island and one on Muhu island. The aim of this thesis was to evaluate how predator control affects hatching success and abundance of breeding waders, and to identify the factors influencing its effectiveness as a conservation measure. The study followed a Before-After-Control-Impact (BACI) design. Each region had one control site in addition to the hunting sites and all sites were monitored over four consecutive years, the first of which served as a pre-treatment baseline.

Hatching success increased significantly on hunting sites after predator control began, though it was not significantly higher compared to control sites. Regional differences were substantial: predator control had a significant positive effect on hatching success in Matsalu, but not in the island regions. Thus, its effectiveness depended primarily on the region, while measurable habitat variables did not explain variation as well. The effectiveness of predator control was not related to the number of predators culled, suggesting that timing and targeting of problem individuals, rather than reducing overall predator numbers, may be more important. No clear trends in wader abundance were observed during the study period.

The results indicate that predator control can be an effective conservation tool for ground-nesting birds in specific contexts, but the used methods will not yet guarantee a sustainable level of breeding success. It is crucial to ensure that habitat requirements are met, but landscape and population recovery is a slow process. Therefore, predator control may be considered for the protection of near-depleted populations, but it should be accompanied by careful monitoring of both predation pressure and breeding success.

Tänuavaldused

Üle kõige soovin tänada oma juhendajaid Triin Kaasikut ja Riinu Rannapit – teie toetus ja usaldus hoidis mind motiveerituna ka hetkedel, kui optimism hakkas raugema. Minu eriline tänu kuulub ka Art Villem Adojaanile ja Martha Katariina Luigujõele, kellega koos veetsin rannaniitudel pesi otsides lugematuid tunde ja päevi. Teie pühendumus, tervislikult muretu suhtumine ja hea huumor tegid need kevaded eriliselt helgeks. Veel andsid välitöödesse hindamatu panuse Miguel Monteiro, Pelle Mellov, Anni Miller, Annaleena Vaher, Johan Boeijkens, Hannes Pehlak, Triin Tekko jpt abilised. Pesitsusterritooriume aitasid lisaks kaardistada Heikki Luhamaa, Uku Paal ja Tarvo Valker – aitäh!

Ilma Penijõe konnamajata poleks välitööd kulgenud kaugeltki nii sujuvalt – sellest sai kevadperioodil teine kodu. Suur tänu selle eest Ilona Lepikule! Samuti tänan Kadri Tüüri peavarju eest Muhus.

Kiskjate ohjamise pilootprojekt sai võimalikuks tänu Eesti Jahimeeste Seltsi suurele osavõtlikkusele, eriti sooviksin esile tuua Jaanus Vaiksoo panust. Loomulikult ei saa mainimata jätta ka rannaniitude majandajaid – meele teeb rõõmsaks, kui tullakse uurima, kuidas linnukestel läheb. Aitäh, et teete asja südamega!

Tööd rahastati LIFE-IP projektist „Loodusrikas Eesti“ (ForEst&FarmLand LIFE18IPE/EE/000007).

Kasutatud kirjandus

Baines, D., Fletcher, K., Hesford, N., Newborn, D., & Richardson, M. (2023). Lethal predator control on UK moorland is associated with high breeding success of curlew, a globally near-threatened wader. *European Journal of Wildlife Research*, *69*(1), 6. https://doi.org/10.1007/s10344-022-01631-5

Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, *18*(4), 182–188. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9

Bodey, T. W., Mcdonald, R. A., Sheldon, R. D., & Bearhop, S. (2011). Absence of effects of predator control on nesting success of northern lapwings *Vanellus vanellus*: Implications for conservation. *Ibis*, *153*(3), 543–555. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01132.x

Bogaart, P., van der Loo, M., & Pannekoek, J. (2024). *rtrim: Trends and Indices for Monitoring Data* (R package version 2.3.0). Tarkvara. https://CRAN.R-project.org/package=rtrim

Bolton, M., Tyler, G., Smith, K., & Bamford, R. (2007). The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology*, *44*(3), 534–544. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01288.x

Bradshaw, C. J. A., Ehrlich, P. R., Beattie, A., Ceballos, G., Crist, E., Diamond, J., Dirzo, R., Ehrlich, A. H., Harte, J., Harte, M. E., Pyke, G., Raven, P. H., Ripple, W. J., Saltré, F., Turnbull, C., Wackernagel, M., & Blumstein, D. T. (2021). Underestimating the challenges of avoiding a ghastly future. *Frontiers in Conservation Science*, *1*. https://doi.org/10.3389/fcosc.2020.615419

Douglas, D. J. T., Tománková, I., Gullett, P., Dodd, S. G., Brown, D., Clift, M., Russell, N., Warnock, N., Smart, J., & Sanders, S. (2023). Varying response of breeding waders to experimental manipulation of their habitat and predators. *Journal for Nature Conservation*, *72*, 126353. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126353

Elts, J., Leito, A., Leivits, M., Luigujõe, L., Nellis, R., Ots, M., Tammekänd, I., & Väli, Ü. (2019). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo*, *32*, 1–39.

Euroopa Keskkonnaagentuur. (2023). *Natura 2000 Network Viewer*. Kasutatud 13.03.2025, https://natura2000.eea.europa.eu/expertviewer/

Evans, K. L. (2004). The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis*, *146*(1), 1–13. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00231.x

Fletcher, K., Aebischer, N. J., Baines, D., Foster, R., & Hoodless, A. N. (2010). Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *Journal of Applied Ecology*, *47*(2), 263–272. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01793.x

Gautschi, D., Čulina, A., Heinsohn, R., Stojanovic, D., & Crates, R. (2024). Protecting wild bird nests against predators: A systematic review and meta-analysis of non-lethal methods. *Journal of Applied Ecology*, *61*(6), 1187–1198. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14619

Herrmann, C., & Thorup, O. (2011). *Population development of Baltic bird species: Southern Dunlin (Calidris alpina schinzii L.,1758)*. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets.

Jahieeskiri (28.05.2013). *Riigi Teataja I*. Kasutatud 18.04.2025, https://www.riigiteataja.ee/akt/112032024018

Jespersen, M. (2007). *Calculation of incubation stage*. BioBasis, Danish Centre For Environment And Energy, Aarhus University. https://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Miljoe-tilstand/3_natur/biobasis/egg_float_graphs.asp

Kaasiku, T., Pehlak, H., & Heikki, L. (2023). *Niidurüdi (Calidris alpina schinzii) kaitse tegevuskava*. Keskkonnaamet.

Kaasiku, T., Rannap, R., & Kaart, T. (2019). Managing coastal grasslands for an endangered wader species can give positive results only when expanding the area of open landscape. *Journal for Nature Conservation*, *48*, 12–19. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.12.004

Kaasiku, T., Rannap, R., & Männil, P. (2022). Predation-mediated edge effects reduce survival of wader nests at a wet grassland-forest edge. *Animal Conservation*, *25*(5), 692–703. https://doi.org/10.1111/acv.12774

Kauhala, K., & Kowalczyk, R. (2011). Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology*, *57*(5), 584–598. https://doi.org/10.1093/czoolo/57.5.584

Keenleyside, C., Beaufoy, G., Tucker, G., & Jones, G. (2014). *High nature value farming throughout EU-27 and its financial support under the CAP*. Institute for European Environmental Policy, London. https://data.europa.eu/doi/10.2779/91086

Kose, M., Heinsoo, K., Kaljund, K., & Tali, K. (2021). Twenty years of Baltic boreal coastal meadow restoration: Has it been long enough? *Restoration Ecology*, *29*(4), e13266. https://doi.org/10.1111/rec.13266

Kämmerle, J.-L., Ritchie, E. G., & Storch, I. (2019). Restricted-area culls and red fox abundance: Are effects a matter of time and place? *Conservation Science and Practice*, *1*(11), e115. https://doi.org/10.1111/csp2.115

Laidlaw, R. A., Smart, J., Ewing, H., Franks, S. E., Belting, H., Donaldson, L., Hilton, G. M., Hiscock, N., Hoodless, A. N., Baz, H., Jarrett, N. S., Kentie, R., Kleyheeg, E., Lee, R., Roodbergen, M., Scott, D. M., Short, M. J., Syroechkovskiy, E. E., Teunissen, W., … Gill, J. A. (2021). Predator management for breeding waders: A review of current evidence and priority knowledge gaps. *Wader Study*, *128*(1), 44–55. https://doi.org/10.18194/ws.00220

Leyrer, J., Brown, D., Gerritsen, G., Hötker, H., & Ottvall, R. (2018). *International multi-species action plan for the conservation of breeding waders in wet grassland habitats in Europe (2018–2028)*. Report of Action A13 under the framework of Project LIFE EuroSAP (LIFE14 PRE/UK/002). NABU, RSPB, VBN and SOF.

Liebezeit, J. R., Smith, P. A., Lanctot, R. B., Schekkerman, H., Tulp, I., Kendall, S. J., Tracy, D. M., Rodrigues, R. J., Meltofte, 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. *Condor*, *109*(1), 32–47. https://doi.org/10.1093/condor/109.1.32

Lieury, N., Ruette, S., Devillard, S., Albaret, M., Drouyer, F., Baudoux, B., & Millon, A. (2015). Compensatory immigration challenges predator control: An experimental evidence-based approach improves management. *The Journal of Wildlife Management*, *79*(3), 425–434. https://doi.org/10.1002/jwmg.850

Ludwig, S. C., Roos, S., & Baines, D. (2019). Responses of breeding waders to restoration of grouse management on a moor in South-West Scotland. *Journal of Ornithology*, *160*(3), 789–797. https://doi.org/10.1007/s10336-019-01667-6

Luhamaa, H., Ikonen, I., & Kukk, T. (2001). *Läänemaa pärandkooslused. Seminatural Communities of Läänemaa County, Estonia*. Pärandkoosluste kaitse ühing, Tartu-Turku.

Luhamaa, H., Pehlak, H., Rannap, R., & Tali, K. (2020). *Liigikaitseliselt oluliste ranna-alade kaitsemeetmed – väärtuste hinnang ja lahendused*. Keskkonnainvesteeringute keskus.

Matsalu rahvuspargi kaitse-eeskiri (22.03.2023). *Riigi Teataja I*. Kasutatud 22.03.2025, https://www.riigiteataja.ee/akt/122032023021

Mayfield, H. F. (1961). Nesting success calculated from exposure. *The Wilson Bulletin*, *73*(3), 255–261.

Mayfield, H. F. (1975). Suggestions for calculating nest success. *The Wilson Bulletin*, *87*(4), 456–466.

McMahon, B. J., Doyle, S., Gray, A., Kelly, S. B. A., & Redpath, S. M. (2020). European bird declines: Do we need to rethink approaches to the management of abundant generalist predators? *Journal of Applied Ecology*, *57*(10), 1885–1890. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13695

Mustin, K., Arroyo, B., Beja, P., Newey, S., Irivine, R. J., Kestler, J., & Redpath, S. M. (2018). Consequences of game bird management for non-game species in Europe. *Journal of Applied Ecology*, *55*(5), 2285–2295. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13131

Männaste, R. (2012). *Ranniku roostumise mõju kahlajate pesitsusaladele rannaniitudel.* Magistritöö. Eesti Maaülikool, maastikukaitse ja -hoolduse õppekava.

Newsome, T. M., Crowther, M. S., & Dickman, C. R. (2014). Rapid recolonisation by the European red fox: How effective are uncoordinated and isolated control programs? *European Journal of Wildlife Research*, *60*(5), 749–757. https://doi.org/10.1007/s10344-014-0844-x

Niemczynowicz, A., Świętochowski, P., Brzeziński, M., & Zalewski, A. (2017). Non-native predator control increases the nesting success of birds: American mink preying on wader nests. *Biological Conservation*, *212*, 86–95. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.05.032

Pass, E., Pensa, M., & Lõhmus, A. (2022). Short-term effects of predator removal and habitat restoration on ground-nesting birds in drained forests. *Wetlands Ecology and Management*, *30*(1), 161–169. https://doi.org/10.1007/s11273-021-09826-4

Posit team. (2024). *RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software* (Versioon 2024.9.1.394). Tarkvara. PBC, Boston, MA. http://www.posit.co/

Pärtel, M., Helm, A., Roosaluste, E., & Zobel, M. (2007). Bioloogiline mitmekesisus Eesti pool-looduslikes ökosüsteemides. J. M. Punning (toim), *Keskkonnauuringute nüüdisprobleeme* (223–302). Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut.

Rannap, R., Kaart, T., Pehlak, H., Kana, S., Nellis, R., Soomets, E., & Lanno, K. (2015). Rannaniitude majandamine ja hüdroloogia: Mis määrab kahlajate ja kahepaiksete elupaigakvaliteedi? *Loopealsete ja rannaniitude majandamine ja elustiku seisund* (31–45). Tartu Ülikool.

Rannap, R., Kaart, T., Pehlak, H., Kana, S., Soomets, E., & Lanno, K. (2017). Coastal meadow management for threatened waders has a strong supporting impact on meadow plants and amphibians. *Journal for Nature Conservation*, *35*, 77–91. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.12.004

Rannap, R., & Lotman, S. (2020). *Rannaniitude hoolduskava*. Pärandkoosluste kaitse ühing.

Roodbergen, M., van der Werf, B., & Hötker, H. (2012). Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: Review and meta-analysis. *Journal of Ornithology*, *153*(1), 53–74. https://doi.org/10.1007/s10336-011-0733-y

Roos, S., Smart, J., Gibbons, D. W., & Wilson, J. D. (2018). A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: A case study of the UK. *Biological Reviews*, *93*(4), 1915–1937. https://doi.org/10.1111/brv.12426

Scheinin, S., Yom-Tov, Y., Motro, U., & Geffen, E. (2006). Behavioural responses of red foxes to an increase in the presence of golden jackals: A field experiment. *Animal Behaviour*, *71*(3), 577–584. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.05.022

Schils, R. L. M., Bufe, C., Rhymer, C. M., Francksen, R. M., Klaus, V. H., Abdalla, M., Milazzo, F., Lellei-Kovács, E., Berge, H. ten, Bertora, C., Chodkiewicz, A., Dămătîrcă, C., Feigenwinter, I., Fernández-Rebollo, P., Ghiasi, S., Hejduk, S., Hiron, M., Janicka, M., Pellaton, R., … Price, J. P. N. (2022). Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *330*, 107891. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107891

Smith, R. K., Pullin, A. S., Stewart, G. B., & Sutherland, W. J. (2010). Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. *Conservation Biology*, *24*(3), 820–829. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01421.x

Stantial, M., Cohen, J., Darrah, A., Farrell, S., & Maslo, B. (2021). The effect of top predator removal on the distribution of a mesocarnivore and nest survival of an endangered shorebird. *Avian Conservation and Ecology*, *16*(1). https://doi.org/10.5751/ACE-01806-160108

Talvi, T., & Talvi, T. (2012). *Poollooduslikud kooslused. Kaitse ja hooldus*. Põllumajandusministeerium, Viidumäe-Tallinn.

Tharme, A. P., Green, R. E., Baines, D., Bainbridge, I. P., & O'Brien, M. (2001). The effect of management for red grouse shooting on the population density of breeding birds on heather-dominated moorland. *Journal of Applied Ecology*, *38*(2), 439–457. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00597.x

Thorup, O. (1999). Breeding dispersal and site-fidelity in dunlin *calidris alpina* at Tipperne, Denmark. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift*, *93*, 255–265.

Torretta, E., Riboldi, L., Costa, E., Delfoco, C., Frignani, E., & Meriggi, A. (2021). Niche partitioning between sympatric wild canids: The case of the golden jackal (*Canis aureus*) and the red fox (*Vulpes vulpes*) in north-eastern Italy. *BMC Ecology and Evolution*, *21*(1), 129. https://doi.org/10.1186/s12862-021-01860-3

Lisa 1. Koorumisedukuse mudelite võrdlustabel

#	Mudel	k	AICc	ΔAICc	Kaal	log-tõepära
1	**ohjamine * piirkond**	**7**	**1191,036**	**0,000**	**0,606**	**-588,405**
2	**ohjamine * piirkond + metsaserv**	**8**	**1193,094**	**2,058**	**0,217**	**-588,401**
3	ohjamine * piirkond + aasta	10	1195,972	4,936	0,051	-587,762
4	ohjamine + piirkond	5	1197,056	6,020	0,030	-593,468
5	piirkond	4	1198,043	7,006	0,018	-594,981
6	ohjamine * piirkond + metsaserv + aasta	11	1198,054	7,018	0,018	-587,758
7	ohjamine + piirkond + metsaserv	6	1198,373	7,336	0,015	-593,101
8	piirkond + metsaserv	5	1199,443	8,407	0,009	-594,661
9	piirkond + aasta	7	1199,642	8,606	0,008	-592,708
10	ohjamine	3	1200,051	9,014	0,007	-597,001
11	ohjamine + metsaserv	4	1200,415	9,379	0,006	-596,167
12	piirkond + metsaserv + aasta	8	1201,001	9,965	0,004	-592,355
13	ohjamine + piirkond + aasta	8	1201,675	10,639	0,003	-592,691
14	ohjamine + piirkond + metsaserv + aasta	9	1203,032	11,996	0,002	-592,333
15	*null*	*2*	*1203,233*	*12,196*	*0,001*	*-599,604*
16	aasta	5	1203,579	12,543	0,001	-596,729
17	metsaserv	3	1203,929	12,893	0,001	-598,940
18	metsaserv + aasta	6	1204,036	12,999	0,001	-595,933
19	ohjamine + aasta	6	1204,941	13,905	0,001	-596,386
20	ohjamine + metsaserv + aasta	7	1205,420	14,384	0,000	-595,597

Kõik mudelid sisaldavad „ala“ juhusliku faktorina.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Amaranta Adojaan,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Kiskjate ohjamise mõju rannaniidul pesitsevatele kahlajatele“, mille juhendajad on Triin Kaasiku ja Riinu Rannap, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;

2. annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi kaudu Creative Commonsi litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;

3. olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;

4. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Amaranta Adojaan
26.05.2025