

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Kristiina Kübarsepp

ELUPAIKADE TAASTAMISE MÕJU
KÕRE (*Epidalea calamita*)
POPULATSIOONIDELE

Magistritöö

Juhendaja: Ph.D. Riinu Rannap

TARTU 2020

Infoleht

Käesoleva töö eesmärgiks oli uurida, kuidas mõjutavad kõre (*Epidalea calamita*) arvukust erinevad elupaiga komponendid ja ning kaitsekorralduslikud tegevused. Magistritöö tulemustest selgus, et laiaulatuslik taastamine, mis hõlmab nii elupaigakompleksi üldpindala kui sigimisveekogude arvu suurendamist, mõjutas positiivselt kudunöörde arvu asurkonnas. Samas väikesemahulised taastamistööd, mille käigus elupaigakompleksi oluliselt ei suurendatud, loodetud efekti kaasa ei toonud. Läbiviidud analüüsid näitasid, et kõrede edukaks sigimiseks olulised elupaiga komponendid on elupaigakompleksi pindala, sigimisveekogude arv ja nende osakaal elupaigakompleksist. Kaitsekorralduslikest töödest mõjutasid sigimisedukust positiivselt nii maismaatööde kui veekogu tööde osakaal elupaigakompleksist kui kulleste toetav üleskasvatamine ja taasasustamine.

Märksõnad: elupaikade taastamine, kõre (*Epidalea calamita*), kudunöörde loendus, populatsiooni arvukus, väljasuremisohus liigid, kahepaiksete kaitse

The aim of this study was to investigate how the abundance of natterjack toad (*Epidalea calamita*) is affected by different components of habitat and conservation-related activities. The results of the master 's thesis showed that a large-scale restoration, which includes both increasing the total area of the habitat complex and the number of breeding ponds, had a positive impact on the number of spawns in the populations. At the same time, small-scale restoration works, during which the habitat complex was not significantly increased, did not bring the expected effect. The analyzes showed that the area of the habitat complex, the number of breeding ponds and their share in the habitat complex are important habitat components for the successful breeding of the natterjack toads. Of the conservation management works, the breeding success was positively affected by the share of both restoration of terrestrial habitat and waterbodies in the habitat complex and by the supportive breeding of tadpoles and translocation of juveniles.

Keywords: habitat restoration, natterjack toad (*Epidalea calamita*), spawn strings count, population abundance, endangered species, amphibian conservation

Sisukord

1. Sissejuhatus	4
1.1. Ohustatud liikide elupaikade taastamise põhimõtted	6
1.2. Kõre elupaikade taastamine	9
1.3. Kõre seisund Eestis	10
2. Materjal ja metoodika	12
2.1. Töö autori roll	12
2.2. Uuritav liik	12
2.3. Uurimisalad	13
2.4. Andmestiku kogumine	14
2.5. Kaardianalüüs	15
2.6. Andmeanalüüs	17
3. Tulemused	20
3.1. Elupaigakompleksi ja kudunööride arvu muutused uurimisaladel	20
3.2. Kudunööride arvu mõjutavad tunnused	24
4. Arutelu	27
4.1. Laiaulatuslik elupaikade taastamine vs väikesemahulised taastamistööd	27
4.2. Elupaiga komponentide mõju kõre sigimisedukusele	27
4.3. Kaitsekorralduslike tegevuste mõju kõre sigimisedukusele	28
4.4. Töö rakenduslik väärtus ja edasised uuringud	30
Kokkuvõte	32
Summary	33
Tänuavaldused	35
Kasutatud kirjandus	36
Lisa 1. Näidis ühe uurimisala pindalade piiritlemise kohta	40
Lisa 2. Uuritavate tunnuste jaotused	42
Lisa 3. Elupaigakompleksi pindala mõju	43
Lisa 4. Sigimisveekogude arvu mõju	44
Lisa 5. Kulleste toetava üleskasvatamise mõju	45

1. Sissejuhatus

Maailma Looduse Fondi 2018. a. avaldatud Elava Planeedi raporti järgi on viimase 40 aasta jooksul täheldatud loomade populatsioonide arvukuse vähenemist tervelt 60% võrra, seda peamiselt elupaikade kao, killustumise ja kvaliteedi languse tõttu (Grooten & Almond, 2018). Ka Rahvusvahelise Looduskaitseliidu poolt 2020.a. uuendatud punase raamatu hinnangute järgi on liigikaitstes tehtud senistele jõupingutustele vaatamata, elurikkus maailmas vähenemas (IUCN, 2020). Looduskaitseliidu poolt hinnatud 116 000 liigist on 31 000 liiki ohustatud, kahepaiksetest vajab kaitset aga lausa 41% liikidest, olles seega maailmas kõige ohustatum loomarühm. Ka Eestis 2017-2019 aastal läbi viidud liikide ohustatuse hinnangu (ehk nn punase nimestiku) kohaselt on kahepaiksed, koos roomajate ja haudelindudega, arvatud kõige kesisemas seisus olevate loomarühmade hulka, kelle puhul ohustatud liikide osakaal on 40% ja enam (Leivits, M., 2020, avaldamata andmed).

Punased nimestikud on aluseks liikide kaitse korraldamisel ja kaitsemeetmete kavandamisel. Antud magistritöö uurimisrühmaks valiti kahepaiksed, kuna tegemist on ühe ohustatuima loomarühmaga nii maailma mastaabis kui Eestis. Eestis leidub 11 liiki kahepaikseid ning hoolimata sellest, et kõik Eesti kahepaiksed on looduskaitse all, on 1998. aastast alates punaste raamatute hinnangute järgi ohustatud kahepaiksete olukord halvenenud (Talvi, 1998; Pappel & Rannap, 2008; Rannap, 2019). Võrreldes 1998. a. punase raamatu ohustatuse hinnanguga, oli aastaks 2008 nelja kahepaikse liigi seisund varasemaga võrreldes halvenenud (Talvi, 1998; Pappel & Rannap, 2008). Nii oli rohe-kärnkonn (*Bufo viridis*) 1998. a. punase raamatu hinnangu järgi haruldane, 2008. aastal kriitilises seisundis olev ning 2018. a. piirkonnast välja surnud liik (Talvi, 1998; Pappel & Rannap, 2008; Rannap, 2019). Lisaks jätkus 2018. aastal kolme liigi seisundi halvenemine (EELIS, 2020).

Magistritöö uurimisobjektiks valiti kõre (*Epidalea calamita*), kes vastavalt looduskaitseadusele kuulub I kaitsekategooriasse ning on Eesti punase nimestiku hinnangul väljasuremisohus (EN) olev liik (Pappel & Rannap, 2008; Rannap, 2019; EELIS, 2020). Eestis alustati kahepaiksete seisundi parandamiseks erinevate liigikaitsete töödega 2000. aastate alguses. Peamiselt keskenduti kõre

rannaniiduasurkondade väikesemahulisele taastamisele – soetati lihaveiseid ja lambaid talunikele, tegeleti sigimisveekogude puhastamise ja kulleste toetava üleskasvatamisega üksikutes elupaikades (Rannap *et al.*, 2005). Siiski ei toonud väikesemahulised tööd kõre elupaikades loodetud tulemust ning 2008. a. punase nimestiku hinnangu järgi halvenes kõre seisund 1998. aastaga võrreldes ning liik, kes kuulus varem kategooriasse “ohualdis”, kanti kategooriasse “väljasuremisohus”. Kuigi käesolevaks ajaks on rannaniitude hoolduse tase võrreldes 2004. a. tunduvalt paranenud, ei ole kõre arvukus neil aladel oluliselt suurenenud. Põhjuseks on olnud rannaniitude ebapiisav majandamine (madal karjatamiskoormus, märgade niidualade hooldatavast alast väljajätmine), majandatud niidualade väiksus ja killustatus ning ühenduskoridoride puudumine teiste elupaigakompleksi osadega (Rannap & Lepik, 2017). Aastal 2004 arvati kõre senise II kaitsekategooria asemel I kaitsekategooria liikide hulka (Vabariigi Valitsus, 2004).

Selleks, et liigikaitse tegevused oleksid hästi eesmärgistatud, on vaja sisulist diskussiooni teadlaste ja praktikute vahel (Lõhmus *et al.*, 2019). Arutluskohaks on, millised on kaitsekorralduslike tegevuste lühi- ja pikaajalised mõjud liikide arvukusele (Lõhmus *et al.*, 2019). Seni on puudu teadmistest, kuidas erinevad kaitsekorralduslikud tegevused mõjutavad liike ja nende koosseisu taastatud elupaigas (Lõhmus *et al.*, 2019).

Antud uurimustöö eesmärgiks on hinnata kaitsekorralduslike tegevuste mõju kõre populatsioonidele. See info on vajalik nii seniste tööde tulemuslikkuse hindamiseks kui ka edasiste kaitsetegevuste planeerimiseks. Lisaks on maailmas vähe näiteid ohustatud loomaliikide elupaikade edukast taastamisest (Moreno-Mateos *et al.*, 2012; Palmer *et al.*, 2014; Hale & Swearer, 2017). Oluline on uurida, millised elupaiga komponendid ja nende omadused mängivad kõre elupaikade taastamisel võtmerolli ning dokumenteerida 14 aasta jooksul läbi viidud elupaikade taastamistegevus ja selle mõju populatsioonide arvukusele. Kesksseteks uurimisküsimusteks on: kuidas mõjutab kõre arvukust elupaigakompleksi suurus, sigimisveekogude arv ja nende osakaal elupaigas ning kuidas mõjutavad kõre arvukust elupaigas tehtud kaitsekorralduslikud tegevused: maismaaelupaikade ja sigimisveekogude taastamine ning kulleste toetav üleskasvatamine.

1.1. Ohustatud liikide elupaikade taastamise põhimõtted

Elupaikade taastamiseks on maailmas kulutatud suuri ajalisi ja rahalisi ressursse, kuid kahjuks on edu olnud siiski väike ning pigem erand kui reegel (Moreno-Mateos *et al.*, 2012; Palmer *et al.*, 2014; Hale & Swearer, 2017). Kuigi ohustatud liikide arvukust mõjutavad suuresti röövluskoormus ja konkurents teiste liikidega, pole need ohutegurid siiski olnud põhjuseks liikide kaitse alla sattumisel. Alles siis, kui inimene hakkas liikide elupaiku muutma, hakkasid liigid reaalset kaitset vajama (Abbitt & Scott, 2001). Elupaikade kadu on maailmas jätkuvas tõusutrendis ning risk elurikkuse vähenemisele järjest suureneb, mistõttu on suurenenud ka pingutused nende mõjude vähendamiseks ja elupaikade taastamiseks (Hale & Swearer, 2017). Taastamistööd on peamiselt keskendunud konkreetsetele liikidele ja nende elupaigavajadustele (McAlpine *et al.*, 2016).

USA-s läbiviidud uuringus (Abbitt & Scott, 2001) vaadeldi 43 ohustatud loomaliigi olukorda 26 aasta jooksul ning jõuti järeldusele, et mida suuremal alal (ajaloolise levilaga võrreldes) kaitsekorralduslikke tegevusi ette võeti, seda edukamalt arvukus taastus. Nende ohustatud liikide puhul, kelle elupaikade pindala olemasolevaga võrreldes ei suurenenud, arvukuse langustrend jätkus (Abbitt & Scott, 2001). Arvatavasti on paljudel loomad elupaiga suurusest sõltuvad suhted ning taastamistööde planeerimisel peaks nende sõltuvussuhetega arvestama (Hale *et al.*, 2019a). Kahjuks valitakse siiski taastatavaid alasid tihti teiste kriteeriumite järgi, millest suurima kaaluga on maaomandi kuuluvus, aga ka mugavus ja seadusandlikud piirangud (Englund & Cooper, 2003). Selline lähenemine võib aga taastamistööde tulemuslikkust oluliselt mõjutada, sest taastamistöid ei saa ellu viia vajalikus kohas ja ulatuses (Hale *et al.*, 2019b). Kui taastamistöid tehakse väikeses skaalas, jääb mõju tihti olematuks (Hale *et al.*, 2019b).

Eelpool nimetatud USAs läbi viidud uuringus (Abbitt & Scott, 2001) kus võrreldi, miks osade ohustatud loomaliikide arvukus elupaikade taastamistööde tulemusel taastus ja teistel mitte, uuriti ka erinevusi riiklikes plaanides ettenähtud kaitsekorralduslike tegevuste elluviimisega. Leiti, et märkimisväärset mõju liikide taastumisele avaldas liigi kaitse tegevuskavades ettenähtud tegevuste elluviimise ulatus. Nendel liikidel, kelle

arvukus oli jätkuvas langustrendis, viidi kaitsekorralduslikke tegevusi ellu plaanitud vähem. Uuringust selgus, et kui liigi kaitsetegevuste planeerijatel õnnestub kavades ettenähtud tegevused täies mahus ellu viia, siis ka liikide arvukus suureneb. Samas ei hinnatud aga kavandatud tegevuste asjakohasust (Abbitt & Scott, 2001).

Andmete kogumine populatsioonide seisundi ja arvukuse kohta, enne taastamistööde algust, on olulise tähtsusega (Hale *et al.*, 2019b). Kui taastamiseelset teavet ei koguta, on ka järelduste tegemine limiteeritud, kuna puudub kindlus muutuste seostamiseks taastamistegevuste mõjuga (Hale *et al.*, 2019b). Ka Abbitt ja Scott poolt (2001) USA-s läbiviidud uuringus oli kolmveerandi uuritud liikide puhul probleemiks, et puudusid andmed populatsioonide algse suuruse kohta. Ajalooliste andmete puudus ei võimalda hinnata liikide hetkeolukorda adekvaatselt ja nii võib liikide taastamiseks vajalikke tegevusi kas ala- või ülehinnata (Abbitt & Scott, 2001). Lisaks tõid autorid välja kitsaskoha kaitsekorralduslike tegevuste dokumenteerimises, mille tõttu oli informatsioon ellu viidud taastamistegevuste kohta tihti puudulik (Abbitt & Scott, 2001).

Taastamistööde ebaedu üheks peamiseks põhjuseks on olukord, kus elupaiga kvaliteedi kriteeriumid ei lähe kokku liigi elupaigaeelistusega (Hale & Swearer, 2017). Paljudel juhtudel pööratakse vähe tähelepanu sellele, mida elupaik loomadele päriselt tähendab ja millised on selle olulised võtmeelemendid (Miller & Hobbs, 2007). Loomade käitumist on harva hinnatud taastamistööde edukuse määramisel (Hale & Swearer, 2017). Tihti on taastamistööd suunatud varasema olukorra taastamisele, samas ei pruugi see muutunud oludes liikide vajadustele enam vastata (Miller & Hobbs, 2007). Üks põhjustest, miks taastamine ei ole edukaks osutunud on see, et inimestena ei suuda me tajuda elukeskkonda ega selle komponente nii nagu loomad (Hale & Swearer, 2017). Kui võtmetähtsusega elemendid jäävad märkamata, siis elupaigad ei muutu liigile sobivaks, mistõttu tuleb enne taastamist uurida, kuidas loomad elupaika valivad ja kasutavad (Hale & Swearer, 2017).

Taastamistööd võivad ebaõnnestuda ka seetõttu, et loomad kas väldivad uusi taastatud alasid või vastupidi eelistavad neid teistele, viies nii alla oma kohasuse (Hale & Swearer, 2017). Samuti võib juhtuda, et taastatud elupaiku ei leita üles. Halvem juhtum

on siis, kui taastamistööde järgselt tekib ebakvaliteetne elupaik, mida loomad eelistavad, vähendades nii oma paljunemisedukust (Hale & Swearer, 2017). Taastamistööde edukust on olnud keeruline hinnata, kuna seiret ei tehta piisavalt ning isegi kui tehakse, võivad edu hinnangud olla ühtsetele standarditele vaatamata varieeruvad, seda eriti juhul kui sihtmärgid on erinevad (Suding, 2011). Näiteks võivad taastamistööd olla edukad vaatamata sellele, et sihtliigi arvukus ei parane, sest taastatud elupaigas on paranenud tingimused teiste liikide jaoks (Zedler, 2007).

Taastatud alade seire käigus hinnatakse sageli seda, kas loomad on alal olemas või mitte, kuigi tegelikult peaks hindama asjaolu, kas isendid saavad uues keskkonnas hakkama, jäävad ellu ning annavad järglasi (Hale *et al.*, 2019b). Kuigi taastamistööde järgselt võib isendite arv taastatud alal varasemaga võrreldes suureneeda, kuna kehvematest elupaikadest liiguvad loomad uuele taastatud alale, siis pikas perspektiivis võib isendite arvukus siiski vähenda. Seetõttu tuleks taastamistööde mõju hindamisel kindlasti ka sigimisedukust uurida, kuigi paljude taastamistööde mõju uuringutes seda paraku ei tehta (Hale *et al.*, 2019b). Taastamisprojektid peaksid olema korraldatud BACI (before-after-control-impact) meetodit kasutades, mis annab kõige kindlama selguse, milline mõju taastamistööl on olnud (Hale *et al.*, 2019b). Võrdlused kontrollaladega, kus taastamistöid ei tehtud, peaksid andma selge trendi taastamistööde mõjust (Hale *et al.*, 2019b). Siiski on nii paljude andmete kogumine erinevatel aastatel ja asukohtades problemaatiline, seda tihti puuduliku rahastuse tõttu (Hale *et al.*, 2019b). Kui võrreldakse ainult taastunud alasid kontrollaladega, võivad hinnangud olla ekslikud, kuna muutused võivad olla põhjustatud erinevustest alade vahel (erinevad mullatüübid, häirituse tase jms; Hale *et al.*, 2019b). Samas väikesemahuliste taastamistööde mõju ei pruugi väljenduda ka siis, kui kasutatakse BACI meetodit, kuna loomadel võivad olla elupaiga suurusest sõltuvad suhted (Hale *et al.*, 2019b).

Ohustatud liikide kaitse korraldamine ei ole lihtne ülesanne ja eduks ei ole ühest retsepti (Abbitt & Scott, 2001). Selleks et taastamistegevus oleks edukas tuleb jälgida, et taastamine parendaks elupaiga struktuuri; loomi oleks keskkonnas nii palju, et neil on võimalik uus elupaik üles leida ja hõivata; taastamistööde elluviimisel on arvestatud parimate olemasolevate teadmistega loomade elupaiga eelistustest ja selle hõivamisest; taastatud alad suudavad pakkuda sihtliigi vajadustele vastavaid ressursse ning liikide

sigimine on edukas (Hale & Swearer, 2017). Oluline on teada, missugused elupaiga omadused on võtmetähtsusega ning jälgima peaks, kui suur osa liigi ajaloolisest levilast on jätkuvalt hõivatud. Kui liigi esinemine on ajaloolise levilaga võrreldes oluliselt langenud, vajab taastamine oluliselt suuremat pingutust ja ressursse (Abbitt & Scott, 2001).

1.2. Kõre elupaikade taastamine

Kõred asustavad päikesele avatud, kergesti läbitavaid, ilma või madala ja hõreda taimestikuga alasid, kus on avatud liivapinnast ning madala veetasemega veekogusid (Beebe & Denton, 1996). Kõre elupaikade taastamisel on välja toodud kaks võtmetähtsusega komponenti: veekogude olemasolu elupaigas ja maastiku läbitavus (Stevens & Baguette, 2008). Kui võtmetähtsusega elupaiga komponendid on teada ja kui liigi arvukus on languses, siis tuleks kaitsekorralduslike tegevustega alustada esimesel võimalusel (Semlitsch, 2002).

Selleks, et kaitsekorralduslikud tegevused kahepaiksete kaitseks oleksid edukad, tuleks järgida järgmisi põhimõtteid: säilitada ja parandada vee-elupaikade tingimusi; jälgida, et elupaigas oleks ajutise iseloomuga veekogusid, vähendamaks röövluse ja konkurentsi mõjusid; säilitada või rajada eriilmelisi lompe, mis ei kuivaks kõik samaaegselt; säilitada või parandada maismaaelupaiku, luues varjevõimalusi ja parandades alade läbitavust; säilitada või parandada liikumiskoridore erinevate elupaiga komponentide vahel; koguda kudu, kasvatada see üles tehistingimustes ja viia moonde läbinud noorloomad tagasi lähteelupaika, seda eriti juhul kui populatsioonid on väikesearvulised; lisaks on vajalik seirata kaitsekorralduslike tegevuste mõju asurkondadele (Semlitsch, 2002).

Kuna kõre on kohastunud elama avatud, hõreda või madala taimestikuga elupikades, siis tema elupaikade ühekordne taastamine ei pruugi olla edukas, kuna elupaiga kvaliteet hakkab peatselt loodusliku suktsessiooni toimel taas halvenema (Stevens & Baguette, 2008). Seetõttu on kõre elupaiku vaja pidevalt hooldada (Arntzen *et al.*, 2017). Kõre on pioneerliigina asustanud alasid, kus toimusid looduslikud häiringud (nt tuuleerosioon luite- ja liivikualadel, jää- ja tormikahjustused rannikelupaikades) ning

mis seetõttu olid pidevas muutumises. Nüüdseks on kõre hõivanud sageli teiseseid elupaiku (nt metsastatud luite- ja liivikualadele rajatud karjäärid), kus häiringuid tekitab inimtegevus (Denton *et al.*, 1997; Stevens & Baguette, 2008). Pidevalt elupaika uusi taimestamata alasid luues ning olemasolevaid elupaigalaid hooldades, pakume kõrele pikas perspektiivis sobivamat maismaaelupaika (Stevens & Baguette, 2008). Kõred ei sigi püsivates veekogudes, kuna röövluse mõju ja konkurents teiste kahepaiksetega on kullestele väga suur (Banks & Beebee, 1987; Stevens & Baguette, 2008). Eriilmelised veekogud annavad kliimaatilistest tingimustest olenevalt kõrele võimaluse valida sigimiseks sobivaimad (Stevens & Baguette, 2008, Rannap *et al.*, 2012, Buckley *et al.*, 2014).

Loode-Inglismaal Seftoni rannikul suurel luitealal asuvas kõre elupaigas, kus kinnikasvamisest tulenev luidete dünaamilisuse kadu ohustab kõrele olulisi elupaiga komponente, milleks on madalaveelised sigimisloombid ja avatud liivaalad, uuriti 31-aastase perioodi jooksul toimunud kõrede arvukuse muutusi ja muutuste põhjuseid (Smith & Skelcher, 2019). Et luua võimalusi luidete liikumiseks, on eelpool nimetatud uuringualal kõrede kaitseks pidevalt võsa ja kultuurpuistut eemaldatud ning kinnikasvamise vältimiseks alasid talvisel perioodil karjatatud, rajatud on sigimislompe ning olemasolevaid sigimisveekogusid hooldatud. Pingutustele vaatamata pole kõrede arvukus Seftoni ranniku uuringualal olnud tõusuteel, kuigi kaitsekorralduslikud tegevused kõrede kaitseks on olnud hästi eesmärgistatud. Nimetatud uuringu autorite arvates võis põhjuseks olla kaitsekorralduslike tegevuste mahu osakaalu erinevuses elupaigakompleksi suurusega võrreldes. Lisaks leiti, et arvukust mõjutas sademete hulk ja ala üldine veetase, mis on olnud pidevas langustrendis (Smith & Skelcher, 2019).

1.3. Kõre seisund Eestis

Alates 80ndatest aastatest on rannaniitude osakaal kõre peamise elupaigana pidevalt vähenenud, seda tänu suurepindalaliste majandavate rannaniidu alade ja taimestumata liivaalade kadumisele (Rannap *et al.*, 2007). Lisaks majandatud rannaniitudele on kõred asustanud ka luitealasid ja liivikuid, mis on aga suures ulatuses metsastatud (Smith & Skelcher, 2019). Pioneerliigina suudab kõre asustada sobivate tingimustega teiseseid

elupaiku (Sinsch, 1992, Phillips *et al.*, 2002, Stevens & Baguette, 2008), Eestis sobivad selleks endistele luitealadele rajatud liivakarjäärid (Rannap *et al.*, 2007). Eestis alustati kõre asurkondade seisundi parandamist 2000. aastal. Valdavaks oli alles jäänud elupaigalaikude säilitamine, sealhulgas sigimisveekogude taastamine ja seisundi parandamine, elupaigast võsa võtmine ja rannaniitudel karjatamise taasalustamine (Rannap & Lepik, 2017). Kuigi aastaks 2009 oli kõre arvukuse vähenemine peatunud seitsmes asurkonnas (41%), olid ülejäänud populatsioonid endiselt langustrendis ja kaks asurkonda hävinud (Rannap, 2019). Seetõttu on 2010. a. alates valdavaks saanud kogu elupaigakompleksi hõlmav taastamine ja elupaigakomplekside laiendamine. Aastaks 2017 oli 15-st säilinud kõre asurkonnast 11-s langustrend pidurdunud, kusjuures neist 6-s oli arvukus tõusutrendis (Rannap, 2019). Viimase punase raamatu hinnangu järgi pole kõre ohustatuse hinnang enam halvenenud (EELIS, 2020).

Erinevalt kõrest ei õnnestunud rohe-kärnkonna seisundi parandamiseks liigikaitsetegevusi ette võtta ning liik, kelle ohustatuse hinnang oli 1998. aastal haruldane, on käesolevaks ajaks Eestis regionaalselt välja surnud (Rannap, 2019). Samas harivesilik (*Triturus cristatus*), kes oli punase raamatu hinnangul 1998. a. samuti haruldane liik nagu rohe-kärnkongli (Talvi, 1998), on viimase ohustatuse hinnangu alusel ohulähedane (EELIS, 2020). Aladel, kus selle liigi seisundi parandamiseks aastatel 2004-2016 sigimisveekogusid taastati või rajati, on populatsioonide arvukus olnud tõusutrendis (Rannap *et al.*, 2009; Magnus & Rannap, 2019). Seetõttu võib eeldada, et oluline komponent kaitsekorralduslike tööde planeerimisel on õige ajastatus.

2. Materjal ja metoodika

2.1. Töö autori roll

Käesoleva magistritöö autor osales uuringu eesmärkide püstitamisel, töö planeerimisel ning välitööandmete koondamisel. Autor viis läbi kirjanduse analüüsi, kaardianalüüsi, andmekäitluse, arvutas analüüsiks vajaminevate tunnuste väärtused ning viis läbi statistilise andmeanalüüsi. Töö autor tõlgendas saadud tulemusi ning koostas magistritöö käsikirja.

Magistritöö autor käis 2018. a. sügisel läbi kõik uuritavad kõre elupaigad, et vältida vigu elupaiga komponentide kaardipõhisel eristamisel ja nende suuruse määramisel. Andmekäitluseks ja -analüüsiks kasutati tarkvarasid MapInfo Professional 10.5 (Pitney Bowes Software Inc, 2010), QGIS 3.8.3-Zanzibar (Free Software Foundation, Inc), Microsoft Office 365 ProPlus (Microsoft Corporation, 2018), RStudio 1.2.5033 (Free Software Foundation, Inc; R Core Team, 2019). Statistiliste analüüside läbiviimiseks kasutati R-i pakette lme4 (Bates *et al.*, 2015) ja sjPlot (Lüdecke, 2019).

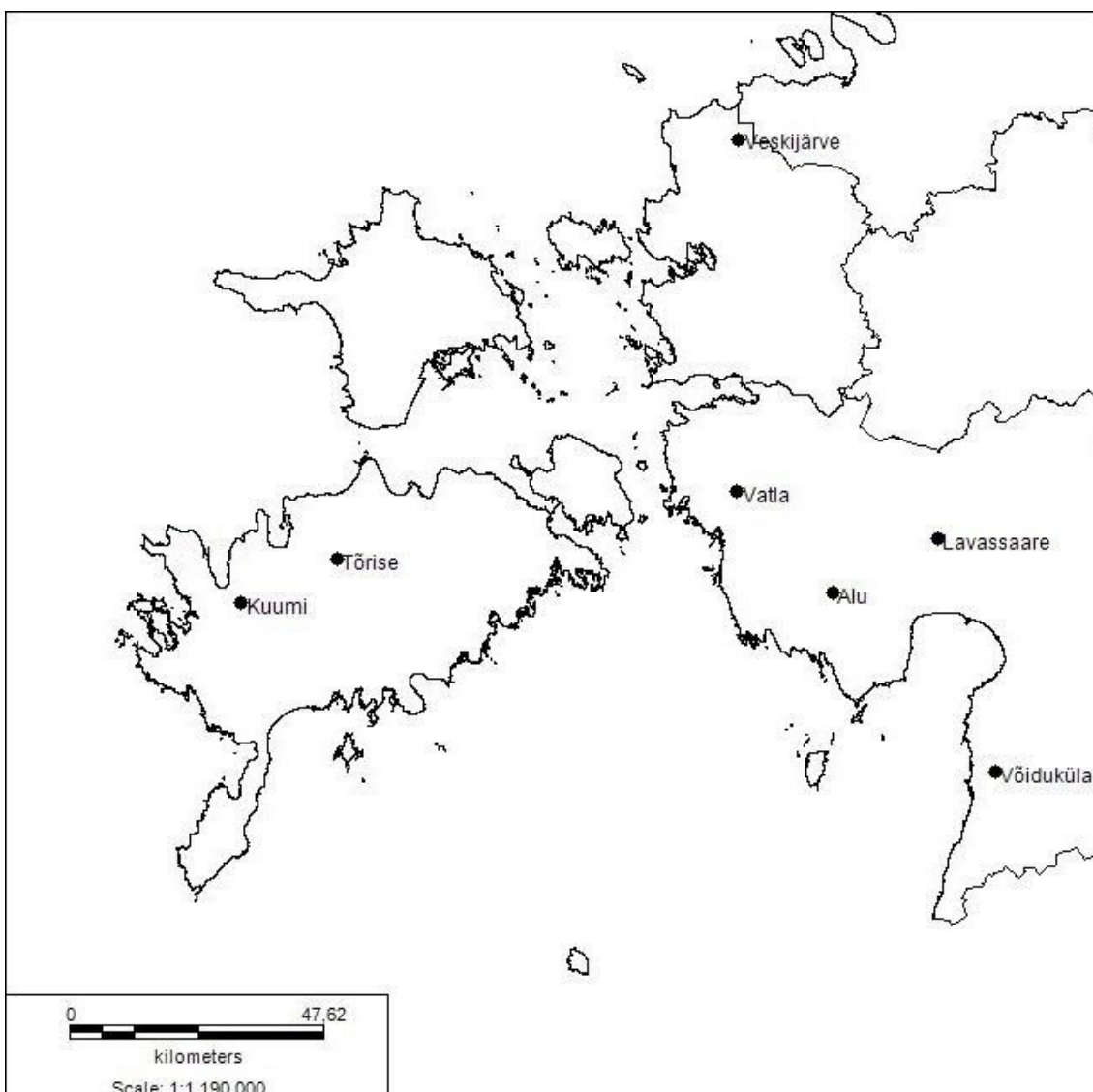
2.2. Uuritav liik

Kõre on elupaiga suhtes äärmiselt valiv liik, seda eriti levila põhjapiiril (Rannap *et al.*, 2012). Liigile on eluks vajalik päikesele avatud vee- ning maismaaelupaik ning nende lähedusse jääv kvaliteetne talvitumisala (Beebee & Denton, 1996). Lisaks peavad erinevad elupaiga komponendid asuma üksteisele lähedal ning nende vahel ei tohi olla kõrele raskesti läbitavaid alasid (Beebee 2002). Kudemiseks vajavad kõred kiiresti soojeneva madala veega ajutisi veekogusid, mis tavaliselt suve teiseks pooleks ära kuivavad (Beebee & Denton, 1996; Rannap *et al.*, 2007; Rannap *et al.*, 2012). Elupaigakompleksi piiresse peavad jääma nii sigimisveekogud kui neid ümbritsev maismaa-elupaik (avatud liivik või luitestik, karjatatav/niidetav loo- või rannaniit, ekstensiivselt kasutatav põllu-, heina- ja aiamaa või nende kombinatsioonid) (Rannap & Lepik, 2017). Kõre kasutab talvitumiseks kiviaedu ja -hunnikuid, mitmesuguseid ehitisi sh. keldreid, kõre võib talveks kaevuda liivasesse pinnasesse või luite- ja karjäärinõlvadesse (Rannap & Lepik, 2017). Kõre sigimisperiood kestab mitmeid kuid, mille jooksul aktiivne periood vaheldub inaktiivsetega, kusjuures aktiivseid perioode

võib olla kaks või kolm (Hartel *et al.*, 2007; Puusalu, 2017). Sigimisperioodil koeb üks emasloom ühe kudunööri (Beebee & Denton, 1996; Crouch & Paton, 2000; Buckley & Beebee, 2004). Põhjapoolsetes populatsioonides saavutavad kõred suguküpsuse enamasti kolmandal eluaastal (Beebee, 2002; Sinsch *et al.*, 2010; Sinsch, 2015).

2.3. Uurimisalad

Magistritöös kasutati seitsme kõre elupaiga andmeid kolmest maakonnast: Läänemaalt (Veskijärve), Pärnumaalt (Vatla, Alu, Lavassaare, Võiduküla) ja Saaremaalt (Kuumi, Tõrise) (joonis 1). Kõik uuritavad kõre elupaigad asusid uuringu alguses (2006. a.) endistele liiviku- või luitealadele rajatud karjäärides.



Joonis 1. Uurimisalade kaart. Haldus- ja asustusjaotus: Maa-amet 2018.

Alade valikul lähtuti järgmistest kriteeriumitest: liigi arvukuse andmete olemasolu (kudunõõride arv leiukohas), elupaikade taastamistöde läbiviimine elupaigas (maismaaelupaiga taastamine ja/või sigimisveekogude taastamine/rajamine) ning kulleste toetava üleskasvatamise läbiviimine. Kontrollaladeks valiti kõre elupaigad, kus kaitsekorralduslike tegevusi ei toimunud. Taastamistöid ei ole tehtud Tõrisel ja kulleste toetavat üleskasvatamist ja taasasustamist Võidukülas.

2.4. Andmestiku kogumine

Käesolevas töös on kasutatud kõre riikliku seire ning töö juhendaja, Riinu Rannapi poolt kogutud andmeid aastatel 2006-2019 kokku seitsmes kõre elupaigas (joonis 1). Igal uuritud alal loendati sigimisveekogude arv ja kudunõõride summaarne arv kogu sigimisperioodi jooksul, külastades iga ala vähemalt 2 korda (Rannap, 2016). Veekogude mitmekordne kontroll on vajalik, kuna kõrede sigimisperiood on pikk ning emasloomad koevad mitme kohordina (Sinsch, 1997; Puusalu, 2017). Igas veekogus loendati kõik seal leiduvad kõre kudunõõrid ning summeeriti seireperioodi lõpul iga ala kohta (Rannap, 2016). Kuna üks koetud kudunõõr vastab tavaliselt ühele siginud emasloomale (Beebe & Denton, 1996; Crouch & Paton, 2000), siis saab kudunõõride arvu summeerimisel teada siginud emasloomade arvukuse populatsioonis. Samas kõik sigimisealised emasloomad ei pruugi iga-aastaselt sigida, seda nii ressursside nappuse kui veekogu omaduste tõttu (Beebe & Buckley, 2014). Seetõttu võib kudunõõride loendus emasloomade arvukust alahinnata (Smith & Skelcher, 2019), samas on kudunõõride loendamine siiski kõige hõlpsam meetod kõre arvukuse hindamiseks, kuna erinevalt täiskasvanud isendite loendusest, ei sõltu see konkreetsetest ilmastikuoludest. Kudunõõride loendust kasutatakse kõre arvukuse hindamiseks laialdaselt nii Iirimaa kui Inglismaa luite-, liiviku- ja nõmmeelupaikades (Crouch & Paton, 2000; Buckley & Beebe, 2004; Aubry *et al.*, 2012). Kudunõõride loendamist lihtsustab asjaolu, et kudunõõrid koetakse tavaliselt veekogu madalaveelisse ja vähese taimestikuga ossa, teiste konnade kudust eemale (Buckley & Beebe, 2004). Samuti muutub koetud kudunõõride välimus igapäevaselt, võimaldades nii välistada topeltloendust (Smith &

Skelcher, 2019). Eestis on topeltloenduse välistamiseks kasutatud ka kudunöörade märgistamiseks vette torgatud vaiu (Puusalu, 2017).

Kõre elupaikades jälgiti lisaks koetud kudunöörade arvule ka veekogude seisundit, seda eriti madala arvukusega asurkondades. Nimelt võivad kudunöörid looduslikes tingimustes hävida kas veekogu ärakuivamise või röövluse tõttu (Banks ja Beebee, 1988; Stevens & Baguette, 2008). Madala arvukusega populatsioonides, kus iga-aastaselt võib leida vaid 1-2 kudunööri, häviks sel juhul kogu aastane järelkasv. Kõre madala kudemisedukusega asurkondade iga-aastase sigimisedukuse tagamiseks on seetõttu kudu ja kulleseid tehistingimustes üles kasvatatud ja seejärel moonde läbinud noored kõred päritoluasurkondadesse tagasi asustatud (Rannap & Lepik, 2017). Eesmärgiks on väikesearvuliste asurkondade sigimise toetamine, et tagada iga-aastane sigimisedukus (Rannap & Lepik, 2019). Seetõttu on lisaks kudunöörade loendusandmetele ja sigimisveekogude arvule kaasatud magistritöösse ka kulleste toetava üleskasvatamise ja taasasustamise andmed, mis on kogutud Riinu Rannapi ja Ilona Lepiku poolt aastatel 2006-2019.

2.5. Kaardianalüüs

Kõre elupaigakompleksi (maismaaelupaik + sigimisveekogud + talvituskohad) pindala leidmiseks viidi magistritöös läbi kaardianalüüs. Selleks kasutati Maa-ameti ajaloolisi ortofotosid aastatest 2005-2019, mis on kättesaadavad Maa-ameti avaliku WMS teenuse kaudu. Kuna Maa-ameti poolt viiakse aeropildistamist läbi iga-aastaselt ainult poolel Eesti territooriumil, ei saanud kõre elupaikade pindala muutust ortofotode põhjal iga-aastaselt analüüsida. Kaardianalüüs elupaiga komponentide pindala ja taastamistöde ulatuse kohta viidi läbi olenevalt ortofotode kättesaadavusest (tabel 1). Kuna esimesed kudunöörade loendused pärinevad aastast 2006, aga selle aasta kohta puudusid Kuumi, Vesikjärve ja Võiduküla kõre elupaikade kohta ortofotod, siis võeti nende alade elupaigakompleksi esialgse pindala leidmiseks kasutusele ortofotod aastast 2005. Täiendavaid aeropilte sai 2019. a. alade pindala määramisel kasutada Lavassaare, Alu, Vatla ja Võiduküla kõre elupaikade puhul.

Tabel 1. Analüüsis kasutatud kaardiandmestik (N=45).

Uurimisala	Uuritavad aastakäigud	Andmestik (Σ)
Lavassaare	2006, 2010, 2011, 2014, 2015, 2017, 2019	7
Kuumi	2006, 2008, 2011, 2012, 2015, 2017, 2019	7
Veskijärve	2006, 2008, 2010, 2012, 2014, 2016, 2018, 2019	8
Alu	2006, 2010, 2011, 2012, 2015, 2017, 2019	7
Vatla	2006, 2008, 2011, 2012, 2015, 2017, 2019	7
Võiduküla	2006, 2011, 2015, 2017, 2019	5
Tõrise	2011, 2012, 2017, 2019	4

N=45

Kõre elupaigakompleksi (avatud, taimestumata või hõreda taimestikuga liivaalad ja sigimisveekogud) pindala leidmiseks joonistati polügoonidena ortofotode põhjal sisse uued objektid, genereeriti nende pindala hektarites ning salvestati eraldi kaardikihtidena iga aasta kohta. Ühe alana piiritleti üks terviklik elupaigakompleks, kus oli esindatud kõik liigile olulised elupaiga komponendid: päikesele avatud liivane või hõreda taimestikuga ala, madalaveelised sigimisveekogud ja liivased luite- või karjäärinõlvad talvitumiseks (vt lisa 1). Välja jäeti tiheda puhmastiku ja põõsastikuga, samuti kõrge taimestiku või puistuga kaetud alad, mida kõred ei läbi ja elupaigana ei kasuta. Samuti sügavaveelised (>1m sügavad) veekogud, mida kõred sigimiseks ei kasuta. 2019. a. polügoonid digitaliseeriti 2018. a. sügisel toimunud välitööde põhjal. Tehtud taastamistöde andmete leidmiseks kasutati lisaks juhendaja Riinu Rannapi andmetele, Riigimetsa Majandamise Keskuse ja Keskkonnaameti poolt edastatud lähteülesandeid ja kaardikihte kõre elupaikades toimunud taastamistöde kohta.

Väikesemahuliste taastamistödena käsitleti veekogude taimestikust puhastamist, uute veekogude rajamist ja võsa raadamist elupaigas. Väikesemahuliste taastamistöde raames kõre elupaigakompleksi pindala üldjuhul oluliselt ei suurenenud. Ulatuslikeks, kogu elupaigakompleksi hõlmavateks, taastamistödeks loeti luitealade taas-avamist (sh

männikultuuri raadamist, juurimist, tihedalt taimestunud alade randaalimist, kamara purustamist ja lahtiste liivaalade rajamist), millega kaasnes madalaveeliste veekogude taastamine ja/või rajamine. Andmed koondati ühtsesse andmetabelisse ja ortofotode kättesaadavuse põhjal koostati iga aasta kohta uued kaardikihid nii elupaigakompleksi, sigimisveekogude, maismaatööde kui veekogude taastamise/rajamise pindala kohta hektarites (näidis alade piiritlemise kohta lisas 1). Kokku koostati kaardianalüüsi käigus 41 kaardikihti uurimisaladel toimunud muutuste kohta. Taastamistööde puhul arvestati, et kuna tööd tehti sügisel, siis sai taastamistööde mõju potentsiaalselt avalduda alles järgmisel kevadel, kuna sügiseti suunduvad kahepaiksed talvituma. Seetõttu kajastub taastamistööde mõju andmetabelis ajalise nihkega.

2.6. Andmeanalüüs

Magistritöö eesmärgiks oli välja selgitada, kuidas erinevad elupaiga tunnused ja taastamistööd mõjutavad kudunöörade arvu (seejuures ka populatsioonide arvukust). Kuna nii elupaiga komponentidel, taastamistöödel kui kulleste toetaval üleskasvatamisel peaks olema sama mõju olenemata asukohast, valiti analüüsi juhuslikuks muutujaks uurimisala. Elupaiga komponentide mõju leidmiseks valiti sõltumatuteks muutujateks elupaigakompleksi pindala, sigimisveekogude arv elupaigas ning sigimisveekogude ja elupaikade pindalade suhe.

Kudunöörade arvu seose leidmiseks elupaigas toimunud taastamistöödega, valiti mudeli sõltumatuteks muutujateks taastatud veekogude ja maismaa osakaal elupaigakompleksist. Elupaikade taastamistööde mõju hindamiseks nii taastatud/hooldatud maismaaelupaiga kui taastatud/rajatud sigimisveekogude osas kasutati kumulatiivset ehk kogunevat sagedust. Nimelt ei kao eelnevalt tehtud taastamistööde mõju ajas ära. Näiteks taastati/rajati Võidukülas 5 veekogu aastal 2011 ja nende taastatud veekogude mõju kestis edasi ka peale 2011. a., kuna kõred said lompe sigimiseks edasi kasutada ka järgnevatel aastatel. Taastatud maismaa ja vee-elupaiga mudelites kasutati 6 uurimisala vaatlusi (N=41), sest Tõrises (N=4, tabel 1) taastamistegevusi ei toimunud.

Kaitsekorralduslike tegevuste mudelisse lisati sõltumatu muutujana ka kulleste toetav üleskasvatamine 1/0 tunnusena. Kõrede toetava üleskasvatamise ja taastasustamise mõju arvestamiseks populatsioonidele, teisendati vastav tunnus binaarseks, kus tunnuse väärtused määrati olenevalt sellest, kas mõju oli seoses taastasutamisega või mitte. Kuna kõred saavutavad suguküpsuse kolmandal eluaastal (Sinsch *et al.*, 2010; Sinsch, 2015), siis sai taastasustamine kudunöörade arvukusele mõju avaldada kõige varasemalt 3 aastat pärast juveniilide loodusesse laskmist, mida võeti arvesse ka tunnuse defineerimisel. Kuigi kõrede noorjärkude vabastamist loodusesse ei toimunud igal aastal, ei kadunud esimeste taastasustatud kõrede mõju järgnevate aastate kudunöörade arvukusele. Kulleste toetava üleskasvatamise mudelis kasutati 6 uurimisala vaatlusi (N=40), sest Võidukülas (N=5, tabel 1) üleskasvatamist ja taastasustamist ei toimunud. Kuna kaitsekorralduslike tegevuste (maismaatööd + veekogude tööd + kulleste toetus) andmestik omavahel ei kattunud, ei saanud kudunöörade arvu seletavas mudelis kasutada taastamistöode ja kulleste toetuse tunnuseid koos.

Kudunöörade arvu mõjutavate elupaiga komponentide ja kaitsekorralduslike tööde mõju leidmiseks viidi läbi statistiline analüüs, kasutades programmi RStudio (R Core Team, 2019). Analüüsimeetodiks valiti logistiline regressioon, kuna võimaldab analüüsi kaasata mitut sõltumatut muutujat ning diskreetseid sõltumatuid muutujaid, samuti eeldused tunnuste jaotuse ning seose kuju/iseloomu kohta praktiliselt puuduvad. Logistiline regressioon arvutab sündmuse toimumise tõenäosust (ühtedes või teistes tingimustes). Tõenäosuse leidmiseks kasutatakse logit-funktsiooni pöördfunktsiooni expit-funktsiooni. Mudeli parameetrite olulisust hinnatakse tõepärasuhte ja Waldi statistiku järgi.

Analüüsiks kasutati R-i paketi lme4 (Bates *et al.*, 2015) üldistatud lineaarset segamudelit (ingl generalised linear mixed model, edaspidi GLMER), mis on logistilise regressiooni laiendus. Nimetatud segamudel võimaldab analüüsi kaasata lisaks sõltumatutele muutujatele ka juhuslikku faktorit ning sobib kasutamiseks kordusmõõtmiste puhul. Jooniste tegemiseks kasutati R-i paketi sjPlot funktsiooni plot_model, mis tekitab regressioonimudelitest statistilise hinnangu või marginaalse mõjuga graafikuid (Lüdecke, 2019).

Uuritavate tunnuste võrdlemiseks normaaljaotusega, kasutati tõenäosuspaberit ehk kvantiil-kvantiil graafikut, mis võrdleb valimi ja teoreetilise jaotuse kvantiile. GLMER mudelid viidi läbi kasutades jaotuse tüübina Poissoni jaotust, mis sobib teatud ajaperioodil toimuvate juhuslike sündmuste jaotuse kirjeldamiseks. Samuti loendati kudunööre erineva suuruse ja kvaliteedinäitajatega aladelt.

Tunnuste vahelise monotoonse seose tugevuse ja suuna mõõtmiseks kasutati Spearmani astakorrelatsioonikordajat. Meetod valiti, kuna ei ole tundlik erindite suhtes ega eelda tunnuste normaaljaotust ning sobib kasutamiseks ka suure varieeruvusega tunnuste puhul. Elupaiga komponentide (elupaigakompleksi ja sigimisveekogude pindala ning sigimisveekogude arv) korrelatsioonide leidmiseks kasutati kõigi uurimisalade andmeid (N=45). Kaitsekorralduslike tegevuste (taastatud maismaatööde ja veekogu tööde pindala) korrelatsioonide leidmisel, jäeti valimist välja Tõrise (N=4), kuna seal nimetatud tegevusi ei toimunud. Kulleste toetavat üleskasvatamist korrelatsiooni ei kaasatud, kuna tegemist oli kategoorilise tunnusega (0/1).

Sobivaima mudeli valimisel arvestati Akaike informatsioonikriteeriumiga (edaspidi AIC). AICi väärtus sõltub mudeli sobivusest andmetega ja mudeli keerukusest. Lõplik valik kudunööride arvu kõige paremini seletavate mudelite osas tehti, arvestades nii mudeli AICi väärtust, Spearmani astakorrelatsiooni tulemusi kui tunnuse statistilise olulisuse piiri.

3. Tulemused

3.1. Elupaigakompleksi ja kudunööride arvu muutused uurimisaladel

Kaardianalüüsi käigus koondati kõre elupaikades (joonis 1) 14 aasta jooksul (2006-2019) toimunud muutused kaitsekorralduslike tegevustega seoses. Analüüsi käigus selgus, et väikesemahuliste taastamistöde käigus, kus piirduti üksikute elupaiga komponentide seisundi parandamisega, suurenesid uuritud asurkondades elupaigakompleksi keskmised pindalad 1,4 ning kudunööride keskmised arvud 1,1 korda, võrreldes alade keskmistega enne taastamistöid. Samas ulatuslike taastamistöde tulemusena suurenesid elupaigakompleksi pindalad keskmiselt 2,5 ning kudunööride keskmised arvud 8 korda, võrreldes alade keskmistega enne laiaulatuslikke taastamistöid. Kõigil uurimisaladel suurenes kudunööride keskmine arv laiaulatuslike taastamistöde perioodi ajal (tabel 2).

Tabel 2. Kudunööride keskmine arv uurimisaladel kaitsekorralduslike tegevustega seoses

Koht	Kudunööride keskmine arv (tk)			Kudunööride arvu muutus (korda)
	Laiaulatusliku taastamise perioodil	Väikesemahulise taastamise perioodil	Ajal, kui taastamistöid ei tehtud	
Vatla	21,3	11,8	9,2	2,1
Võiduküla	16,8	7,4	8,5	2,2
Veskijärve	29,2	11,4	-	2,6
Lavassaare	30,8	11,8	-	2,6
Alu	9,6	-	0,6	15,9
Kuumi	15,7	-	0,7	22,4
Tõrise	-	-	3,1	-
\bar{x}	21	11	4	8

Võrreldes uuringu algusajaga (2006.a.) suurenesid elupaigakompleksi pindalad 2019. aastaks kõigil uurimisaladel (tabel 3, 4). Erandiks on Tõrise, kus taastamistöid ei tehtud. Suurenes ka sigimisveekogude arv, nende pindala ja osakaal elupaigakompleksist ning kudunööride arv (tabel 3). Erandiks on Võiduküla, kus sigimisveekogude osakaal elupaigakompleksist ja pindala langes 2006. aastaga võrreldes. Sealne elupaigakompleks suurenes oluliselt pärast ühendusvõimaluse loomist kõrvaoleva karjamaaga (vt lisa 1b), mis varasemalt oli puurinde tõttu kõrele ligipääsmatu.

Tabel 3. Uurimisalade elupaiga komponentide ja kudunõõride arvu muutused uurimisperioodi alguses ja lõpus

Koht & aasta	Elupaiga-kompleks (ha)	Sigimis-veekogud (ha)	Sigimis-veekogud (tk)	Sigimisveekogude osakaal pindalast (%)	Kudunõõride arv (tk)
Veskijärve:					
2006	7,6	0,19	3	2,5	5
2019	15,07	0,89	9	6	51
Vatla:					
2006	4,9	0,73	3	15	6
2019	9,39	1,69	7	18	27
Alu:					
2006	0,88	0	0	0	0
2019	3,91	0,14	5	4	25
Lavassaare:					
2006	7,8	0,21	2	3	20
2019	16,17	0,67	8	4	42
Võiduküla:					
2006	3,5	0,39	4	11	5
2019	9,67	0,37	9	4	31
Kuumi:					
2006	7,5	0,03	1	0,4	2
2019	10,53	1,14	3	11	30
Tõrise:					
2011	0,58	0,02	1	3	1
2019	0,53	0,05	2	9	4

Taastamistöõde (nii väikesemahuliste kui laiaulatuslike) järgselt suurenesid elupaigakompleksi pindalad võrreldes taastamiseelse ajaga 1,8...4,7 korda (tabel 4).

Tabel 4. Taastamistöõde järgne elupaigakompleksi pindalade suurenemine

Koht	Pindala suurenemine (ha)	Pindala muutus (korda)
Vatla	6,33	3
Võiduküla	6,17	2,8
Veskijärve	7,47	2
Lavassaare	8,37	2,1
Alu	3,08	4,7
Kuumi	5,63	1,8

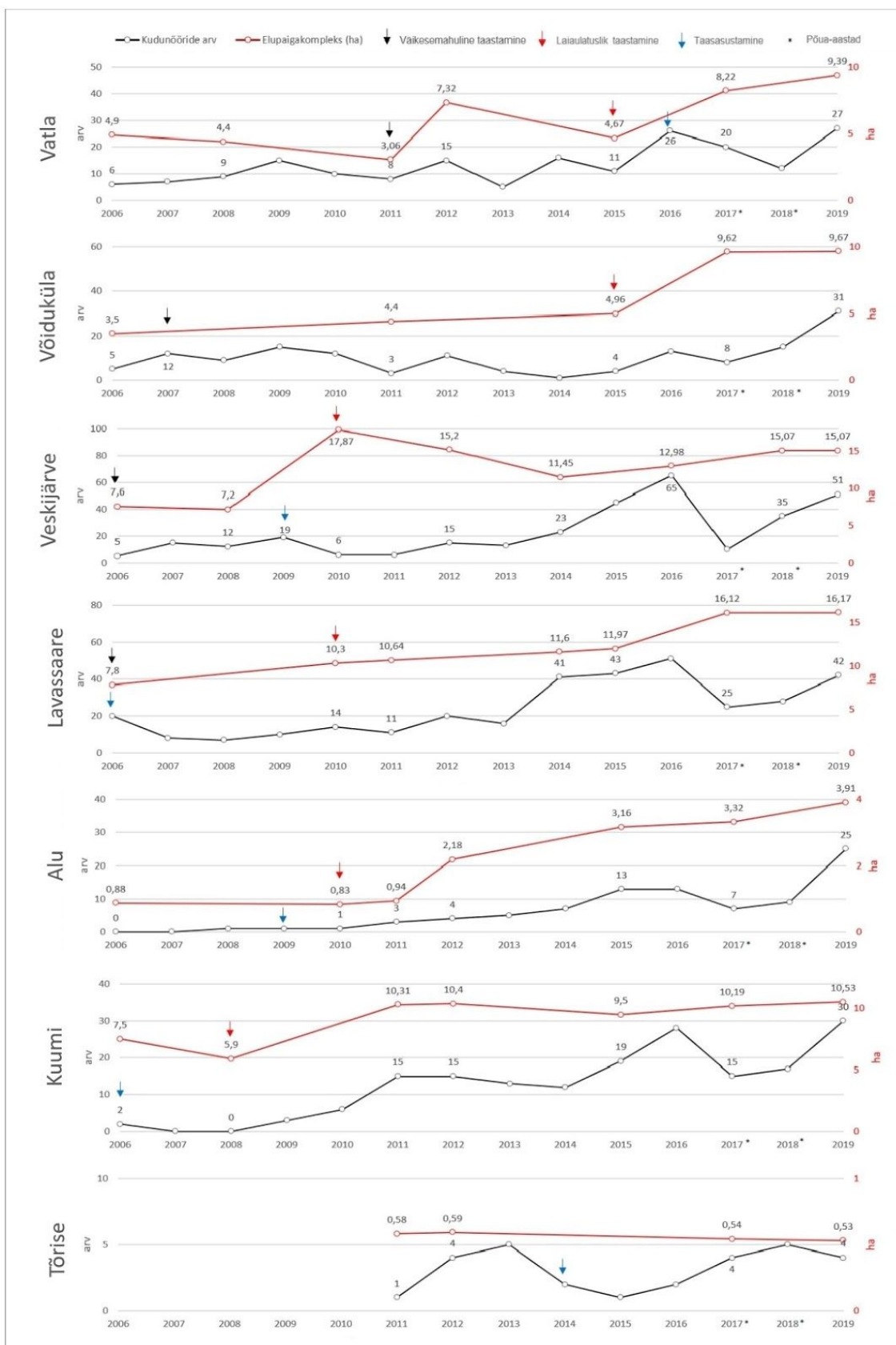
Laiaulatuslike taastamistegevustega alustati koheselt Alus ja Kuumis, kus varasemalt väikesemahulisi kaitsekorralduslikke tegevusi ei tehtud ning kudunõõride arvukus on

neis asurkondades olnud peale ulatuslikke taastamistöid tõustrendis. Samas Lavassaares, Veskijärvel, Vatlas ja Võidukülas, kus elupaigakompleksi ulatuslikele taastamistödele eelnes ka väikesemahuliste kaitsekorralduslike tööde periood, oli väikesemahuliste taastamistöde perioodi ajal kudunööride arvu trend pigem languses (joonis 2).

Kuigi Veskijärve elupaigakompleksi pindala suurenes märgatavalt 2010. aastal (joonis 2), oli see tingitud männikultuuri põlengust 2008. aastal, mille tõttu avatud ala suurenes. Hiljem need põlengualad, mis jäid kaitsealast välja taas-metsastati. Osa alast, kus kamarat ei purustatud, kasvasid kanarbikuga kinni - sellest pindala vähenemine 2010-2019. a. vahel. Ka Vatlas suurenes elupaigakompleksi pindala oluliselt 2012. aastal (joonis 2), siiski oli see muutus seotud kaevanduse omaniku poolse raietööga, mis hõlmas suuremat osa elupaigakompleksist, kuid kuna ala seejärel ei juuritud, võsastus see mõne aastaga uuesti. Tõrises taastamistöid ei tehtud, kaitsekorralduslikest tegevustest toimus alal ainult kõrede taastasustamine, mistõttu elupaigakompleksi pindala vähenes loodusliku kinnikasvamise tõttu.

Kõigil uurimisaladel langes kudunööride arv põua tõttu 2017. ja 2018. aastal (joonis 2). 2017. aastal oli enamuse kudemisveekogudest uurimisaladel kuivad juba enne kudemisperioodi algust (aprillis). 2018. aastal kuivasid sigimisveekogud ära maikuus ning kuna vihmaperioodi ei järgnenud, siis sigimine lakkas. Erandiks oli Tõrise, kus kudunööride arv oli kerges tõusutrendis mõlemal aastal, samas kudunööride arvu varieeruvus alal oli väga madal, vahemikus 1-5 kudunööri.

Kõigil uurimisaladel ilmnes ka kõrede toetava üleskasvatamise positiivne mõju kudunööride arvule. Kudunööride arv tõusis 3 aastat peale kõrede noorjarkude loodusesse vabastamist (joonis 2). Võidukülas kulleste toetavat üleskasvatamist ja taastasustamist ei toimunud.



Joonis 2. Uurimisalade elupaigakompleksi pindalade ja kudunõõride arvu muutused uuringu ajal. Allasuunatud nool tähistab kaitsekorraldusliku perioodi algusaega.

3.2. Kudunöörade arvu mõjutavad tunnused

Kudunöörade arvu mõjutavate elupaiga komponentidena uuriti elupaigakompleksi pindala (ha), sigimisveekogude pindala osakaalu elupaigakompleksist (%) ja sigimisveekogude arvu (tk). Kudunöörade arvu mõjutavate kaitsekorralduslike tegevustena uuriti taastatud veekogude ja maismaaelupaiga osakaalu elupaigakompleksist koos kumulatiivse sagedusega ning kulleste toetavat üleskasvatamist 1/0 tunnusega. Kõigi nimetatud tunnustega koostati GLMER mudelid.

Tunnuste vahelise korrelatsiooni leidmiseks kasutati Spearmani astakorrelatsioonikordajat, kuna tunnused ei vastanud normaaljaotuse nõuetele (lisa 2). Spearmani astakorrelatsioonikordaja näitas uuritavate tunnuste vahelist monotoonset keskmise tugevusega seost (tabel 5).

Tabel 5. Tunnuste vahelised korrelatsioonid

Tunnused	r_s	p	N
Elupaigakompleks & sigimisveekogude pindala	0,56	<0,0001	45
Elupaigakompleks & sigimisveekogude arv	0,53	0,0002	45
Sigimisveekogude pindala & sigimisveekogude arv	0,66	<0,0001	45
Taastatud maismaa & taastatud veekogud	0,40	0,0067	41

Kuna tunnused omavahel korreleerusid, siis tehti kõigepealt ühetunnuselised GLMER analüüsid kõigi uuritud tunnuste osas. Seejärel uuriti tunnuseid kahetunnuseliste analüüsidenä, et näha kas mõni mudel seletab kudunöörade arvu paremini kui ühetunnuseline mudel, säilitades seejuures tunnuse statistilise olulisuse (tabel 6).

Tabel 6. Erinevad analüüsimudelid kirjeldamaks kudunööride arvu. Sobivamad mudelid tähistatud “+” märgiga, arvestades Spearmani astakorrelatsioonikordajat, Akaike informatsioonikriteeriumi ja tunnuse statistilise olulisuse piiri.

Sõltumatud tunnused		AIC
Elupaigakompleksi pindala	+	303,9
Sigimisveekogude osakaal		370,1
Sigimisveekogude arv		174,6
Elupaigakompleks & sigimisveekogude osakaal		275,4
Elupaigakompleks* & sigimisveekogude arv		175,5
Sigimisveekogude osakaal & veekogude arv	+	171,6
Taastatud veekogude osakaal	+	171,3
Taastatud maismaa osakaal	+	138,4
Kulleste toetav üleskasvatamine	+	204,7
Taastatud veekogude* & maismaa osakaal		136,9

* statistiliselt mitteoluliseks osutunud tunnus ($p > 0,05$)

Tabelist nähtub, et kõigil uuritud tunnustel on kudunööride arvuga oluline seos. Elupaiga komponentidest selgitas kudunööride arvu kõige paremini kahetunnuseline elumudel, kus sõltumatute muutujatena on sigimisveekogude osakaal elupaigas ja sigimisveekogude arv. Statistilise olulisuse säilitasid ühes mudelis ka elupaigakompleksi pindala ja sigimisveekogude osakaal, kuid selle mudeli seletusvõime oli eelmisest madalam. Seetõttu analüüsiti elupaigakompleksi pindala mõju kudunööride arvule eraldi ühetunnuselise mudelina. Kaitsekorralduslikest tegevustest seletasid kudunööride arvu kõige paremini ühetunnuselised mudelid.

Analüüsides selgus, et uuritud elupaiga komponendid avaldasid mõju kudunööride arvule ja tunnused olid statistiliselt olulised (tabel 7). Tulemused näitasid, et kui elupaigakompleksi pindala suureneb 1 ha võrra, siis kudunööride keskmine arv suureneb 1,13 korda (lisa 3). Sigimisveekogude arvu suurenedes ühe võrra, suureneb kudunööride keskmine arv 1,27 korda (lisa 4). Ka sigimisveekogude osakaalu suurenedes elupaigas, suureneb kudunööride arv.

Tabel 7. Kudunööride arvu prognoosivad tunnused

Tunnus	Kordaja	SE	z	p z
Elupaigakompleksi pindala	0,13	0,01	12,46	<0,0001
Sigimisveekogude osakaal	2,75	1,22	2,24	0,03
Sigimisveekogude arv	0,24	0,02	14,00	<0,0001

Uuritud kaitsekorralduslikud tegevused avaldasid samuti mõju kudunööride arvule ja tunnused oli statistiliselt olulised (tabel 8, 9, 10). Analüüsist selgus, et keskmiselt leiab 5,5 kudunööri taastatud veekogude (tabel 8) ning 4,5 kudunööri taastatud maismaaelupaiga kumulatiivse osakaalu kohta (tabel 9). Kulleste toetava üleskasvatamise positiivse mõju kohta leiab keskmiselt 5 kudunööri (tabel 10, lisa 5).

Tabel 8. Kudunööride arvu seletav mudel

	Kordaja	SE	z	p z
Vabaliige	1,68	0,4	4,2	<0,0001
Taastatud veekogude kumulatiivne osakaal	10,60	0,85	12,38	<0,0001

Tabel 9. Kudunööride arvu seletav mudel

	Kordaja	SE	z	p z
Vabaliige	1,51	0,35	4,3	<0,0001
Taastatud maismaa kumulatiivne osakaal	1,07	0,08	14,02	<0,0001

Tabel 10. Kudunööride arvu seletav mudel

	Kordaja	SE	z	p z
Vabaliige	1,68	0,3	5,64	<0,0001
Faktor (kulleste toetav üleskasvatamine) 1	1,24	0,11	10,91	<0,0001

4. Arutelu

4.1. Laiaulatuslik elupaikade taastamine vs väikesemahulised taastamistööd

Magistritöö raames analüüsitud kõre elupaikade andmed 7-lt uurimisalalt näitasid kudunõõride arvu selget positiivset kasvutrendi seoses laiaulatusliku elupaikade taastamisega (joonis 2). Väikesemahulisi taastamistöid, kus parandati valdavalt olemasoleva elupaiga seisundit kas veekogude või maismaaelupaiga osas, olulist mõju asurkonna arvukusele ei avaldanud (joonis 2). Alles siis, kui elupaik nii pindalalt kui sigimisveekogude arvult suurenes, hakkas asurkonna arvukus (kudunõõride arv) suurenema (joonis 2). Antud magistritöö tulemused toetavad ka Abbitt ja Scott (2001) uuringu tulemusi, mis näitasid et nende ohustatud liikide puhul, kelle elupaikade pindala olemasolevaga võrreldes ei suurenenud, arvukuse langustrend jätkus. Seega, kui kaitsekorralduslike tegevuste tulemusena liikide elupaiga mõõtmed ei suurene, siis ka liigi arvukus ei kasva.

Kuna kõred pioneerliigina (Sinsch, 1992, Phillips *et al.*, 2002, Stevens & Baguette, 2008) hõivavad suuri avatud alasid, mis on pidevas muutumises, siis on kõrel tõenäoliselt elupaiga suurusel olenevad sõltuvussuhted. Elupaiga suurusel sõltuvate suhetega peaks liigikaitsetööde planeerimisel arvestama (Hale *et al.*, 2019a). Näiteks pujusidriku (*Spizella breweri*) pesitsuskäitumine näitas, et isendid eelistasid erinevate omadustega pesapaiku sõltuvalt elupaiga suurusel (Chalfoun & Martin, 2007). Tihti uuritakse liikide elupaigavajadusi väikeseskaalalistes säilinud elupaigalaikudes, samas võivad liikide eelistused suureskaalalistes elupaikades muutuda (Hale *et al.*, 2019a). Kõre levila on Eestis oluliselt vähenenud, perioodil 1930.-2000. a. hävis vähemalt 73% kõre asurkondadest (Rannap *et al.*, 2007). Kuna nii liigi levila kui arvukus on Eestis oluliselt vähenenud, on vajalik olemasolevaid elupaigalaike suurendada ning võimalusel laiendada liigi looduslike elupaiku luitealadel, liivikutel, loopealsetel ja rannaniitudel.

4.2. Elupaiga komponentide mõju kõre sigimisedukusele

Magistritöö tulemused näitasid, et uuritud elupaigatunnustest mõjutas kõrede arvukust positiivselt nii elupaigakompleksi pindala, sigimisveekogude arv kui ka nende osakaal elupaigakompleksis. Nii kvaliteetse maismaaelupaiga kui veekogude olulisust kõrele

on näidanud ka mitmed teised uuringud (Beebee & Denton, 1996; Beebee 2002; Semlitsch, 2002; Stevens & Baguette, 2008). Analüüsi tulemusena selgus, et kõige paremini seletas kudunööride arvu sigimisveekogude arv ja sigimisveekogude osakaal elupaigas. Kahepaiksete sigimisedukuse sõltuvust sigimisveekogude arvust on näidanud oma uuringus ka Stevens ja Baguette (2008). Põuastel aastatel (2017-2018) langes kudunööride arv pea kõigil uurimisaladel (joonis 2), mis kinnitab varem kirjanduses avaldatud andmeid, et sigimisedukus on olulises sõltuvuses veekogude olemasolust ja sademete rohkusest (Smith & Skelcher, 2019). Paljude eriilmeliste veekogude olulisust kõrele on näidanud ka teised uuringud (Stevens & Baguette, 2008, Rannap *et al.*, 2012, Buckley *et al.*, 2014). Kõre valib oma levila põhjapiiril sigimiseks madalaveelisi, hapnikurikkaid ja kiirelt soojenevaid veekogusid (Rannap *et al.*, 2012), olenevalt vee tasemest võivad eri veekogud sigimiseks sobida erinevatel aastatel. Nii sigitakse näiteks põua-aastatel veekogudes, mis normaalsete sademetega aastatel on liiga sügavad ja külmaveelised. Seetõttu peab veekogusid olema alal rohkelt ja need peavad olema ka pisut erinevate omadustega (nii sügavamaid, kui madalamaid). Sigimisveekogude osakaalu positiivne mõju kõre arvukusele näitab, et oluline pole mitte niivõrd ühe väga suure pindalaga sigimislombi olemasolu elupaigas, vaid pigem paljude eriilmeliste veekogude olemasolu. Nii näiteks vähenes Võiduküla kõre elupaigas veekogude osakaal elupaigakompleksist, kuid samas sigimisveekogude arv suurenes rohkem kui poole võrra, mis veelkord kinnitab sigimisveekogude arvu olulisust arvukusele.

Elupaigakompleksi pindala olulisust kõrede arvukusele näitab asjaolu, et elupaigakompleksi pindala suurenemisega 2019. aastaks suurenes ka kõre kudunööride arv pea kõigil uurimisaladel. Erandiks on vaid Tõrise, kus taastamistöid ei tehtud. Ka kudunööride arvu kiire kasv peale põua-aastaid, näitab kvaliteetsete elupaikade olemasolu kriitilist tähtsust, mis võimaldab põua tõttu tekkinud tagasilöögist kiiresti taastuda.

4.3. Kaitsekorralduslike tegevuste mõju kõre sigimisedukusele

Kõik uuritud kaitsekorralduslikud tegevused, nii taastatud maismaa kui veekogude osakaal elupaigakompleksi pindalast ja kulleste toetav üleskasvatamine, mõjutasid kudunööride arvu positiivselt. Ka Inglismaal läbiviidud uuring (Smith & Skelcher,

2019) näitas, et isegi kui kaitsekorralduslikud tööd on hästi eesmärgistatud ja tööde maht suur, on oluline nende osakaal elupaigakompleksist. Samas ei piisa asurkonna arvukuse suurenemiseks vaid ühe elupaiga komponendi (nt maismaaelupaiga) ulatuslikust laiendamisest, nagu võib näha Veskijärve uurimisalal, kus pärast 2008. aasta männikultuuri põlengut avatud maismaaelupaik suurenes, kuid kuna sigimisveekogusid ei lisandunud, siis jätkas kudunööride arv langustrendi (joonis 2). Populatsiooni arvukuse suurenemine algas siis, kui kogu elupaigakompleksi kvaliteet paranes. Ka Vatlas suurenes elupaigakompleksi pindala märkimisväärselt pärast ulatuslikku raietööd 2011. aastal, kuid ala muutus taas-võsastumise tagajärjel peatselt kõredele läbimatuks, mida näitab ka elupaigakompleksi pindala vähenemine pärast 2011. aastat (joonis 2). Ka Stevens ja Baguette (2008) näitasid oma uuringus, et peale ühekordset taastamist hakkas elupaiga kvaliteet peatselt loodusliku suktsessiooni toimel halvenema, mistõttu on oluline elupaiku pidevalt hooldada (Arntzen *et al.*, 2017). Kõre arvukuse tõusuks ei piisa üksnes maismaaelupaiga avamisest, vaid taastamist tuleb ette võtta terviklikult, arvestades tööde planeerimisel kõigi kõre jaoks oluliste elupaiga komponentide ja nende omadustega. Väga oluline on, et elupaigas oleks nii päikesele avatud hõreda taimestikuga või taimestamata lahtise liivaga alasid kui ka rohkelt madalaveelisi ajutisi lompe, mis on kõrede jaoks olulised elupaiga komponendid (Beebe & Denton, 1996; Beebe, 2002).

Magistritöö tulemused näitasid, et laiaulatuslikel taastamistöodel, mille käigus suurendati olemasolevat kvaliteetset maismaaelupaika ning puhastati sigimisveekogusid või rajati juurde uusi, oli positiivne mõju kõrede sigimisedukusele (joonis 2). Just sigimisedukust kasutatakse olulise näitajana hindamaks, kas liigikaitse tegevused on õnnestunud või mitte, näidates kas liigid suudavad taastatud alal ellu jääda, kasvada ja järglasi anda (Hale & Swearer, 2017). Ka Stevens ja Baguette (2008) uuring näitas, et pidevalt elupaika uusi taimestamata alasid luues ja olemasolevaid hooldades, pakume kõrele sobivaimat maismaaelupaika.

Tõrised kõre elupaigas, kus elupaiga taastamistegevusi ei tehtud, on hästi näha et loodusliku kinnikasvamise tulemusena sobiva elupaigakompleksi pindala tasapisi väheneb ning kudunööride arv on püsivalt madal (joonis 2). Samas kudunööride eeldatava languse aitas siin ära hoida kulleste toetav üleskasvatamine, millega alustati

2014. aastal. Kuumi, Alu ja Vatla kõre elupaigas oli ajal kui kaitsekorralduslikke tegevusi ei toimunud kudunõõride arv langustrendis (joonis 2). Vatlas näitas küll kudunõõride arv ajal kui kaitsekorralduslikke töid ei tehtud kerget kasvu, kuid see võis olla seotud alal toimunud kaevandamisega, mis tekitas ajutiselt päikesele avatud alasid ja lõi tingimusi sigimiseks. Samas aktiivse kaevandusega elupaigas on suur oht, et sobivad elupaiga komponendid kaevandamise tulemusel hävivad.

Ka kullese toetav üleskasvatamine ja taasasustamine mõjutas tulevast kudunõõride arvu positiivselt (joonis 2). See kinnitab varasemaid tulemusi, mis näitavad, et madala arvukusega kahepaiksete populatsioonides aitab taastamise edu kindlustada kulleste toetav üleskasvatamine (Semlitsch, 2002). Tunnuse positiivset mõju demonstreerib hästi lisa 3 joonis, kus on näha, et kulleste toetava üleskasvatamise mõjuga aladel on oluliselt suurem kudunõõride arv, kui ilma mõjuta aladel. Uuringust ilmnes ka asjaolu, et kolm aastat peale kõrede taasasustamist (ehk isendite suguküpsuse saavutamise ajast alates), on kudunõõride arv kasvutrendis. Ala, kus kulleste toetavat üleskasvatamist ei toimunud oli Võiduküla. Samas Tõrises, kus maismaa ega veekogude töid ei tehtud, aga kõrede noorjärgkusid taasasustati, on asurkonna arvukuse langus suudetud ära hoida (joonis 2). Seega on madala arvukusega asurkondades vaja jätkata kulleste toetava üleskasvatamise ja taasasustamisega, kuid pikaajalise edu saavutamiseks tuleks seda kombineerida elupaikade seisundi parandamisega.

Senised kaitsekorralduslikud tegevused Eestis kõre asurkondade kaitseks on olnud hästi eesmärgistatud ja edukad, eelkõige pärast ulatuslike, kogu elupaigakompleksi hõlmavate taastamistöde tegemist. Selleks, et tegevuste senine positiivne mõju säiliks ning asurkondade arvukuse tõus jätkuks tuleb alustatud töid kindlasti jätkata. Üheks eesmärgiks võiks olla looduslike elupaikade taastamine ulatuses, kus looduslikud häiringud taastuksid (nt tuuleerosioon liivaaladel).

4.4. Töö rakenduslik väärtus ja edasised uuringud

Senini on puudu teadmistest, kuidas erinevad kaitsekorralduslikud tegevused mõjutavad liike ja nende koosseisu taastatud elupaigas (Lõhmus *et al*, 2019). Ka Abbitt ja Scotti uuring (2001) näitas, et taastamistöde tulemuslikkuse hindamisel oli probleemiks

teadmiste puudumine, milliseid kaitsetegevusi ja millal ellu viidi. Antud magistritöö aitab neid tühimikke täita, analüüsides 14. aasta jooksul tehtud kaitsekorralduslike tegevuste mõju I kaitsekategooriasse kuuluva liigi - kõre - populatsioonidele. Varasemad uuringud on näidanud, et edukaks liigikaitseks on oluline muuhulgas ka liigi tegevuskavades ettenähtud tööde elluviimise osakaal (Abbit & Scott, 2001). Magistritöö tulemused aitavad hinnata ühe Eesti looduses väljasuremisohus oleva liigi seniste kaitsekorralduslike tegevuste tulemuslikkust ning võimaldavad planeerida edasisi kaitsekorralduslikke töid.

Elupaikade liigipõhisel taastamisel võib tekkida küsimus, milliseid alasid kelle arvelt taastatakse (Remm *et al.*, 2019). Magistritöö autor leiab, et kõrede elupaigakomplekside puhul on tegemist väikeste mastaapidega (keskmiselt 10 ha) ning kuna kõre kuulub looduskaitseaduse järgi I kaitsekategooria liikide hulka, siis on elupaikade laiendamine õigustatud, seda ka juhul kui see nõuab istutatud kultuurpuistu raadamist ja ümberkorralduste tegemist senises maakasutuses. Lisaks asustab kõre päikesele avatud liivaseid alasid, nagu luited ja liivikud, mis on ühed enim ohustatud elupaigad Eestis ning kantud Euroopa Liidu loodusdirektiivi I lisa elupaigatüüpide hulka (Euroopa Ühenduste Nõukogu, 1992), kuna neid on aegade jooksul metsastatud ja/või liiva saamise eesmärgil karjäärideks muudetud. Seetõttu on lisaks kõrele ka paljud teised avatud liivaaladest sõltuvad liigid Eestis ohustatud või langeva arvukustrendiga. Kõrega samu elupaiku asustavad näiteks: kivisisalik (*Lacerta agilis*; II kaitsekategooria (kk)), nõmmelõoke (*Lullula arborea*; III kk), väiketüll (*Charadrius dubius*; III kk). Taimedest kasvavad kõre elupaikades: nõmmmluga (*Juncus squarrosus*; I kk), haruline võtmehein (*Botrychium matricariifolium*; I kk), kollane kivirik (*Saxifraga hirculus*; II kk) jt. Ka Zedleri uuring (2007) näitas, et taastamistööde edukuse hindamisel tuleks arvestada võimalike teiste liikidega, kelle jaoks samuti tingimused paranevad. Kuigi senised liikide taastamistööd on keskendunud peamiselt konkreetsele liigile ja tema elupaigavajadustele (McAlpine *et al.*, 2016), leiab magistritöö autor, et edasiste tegevuste ja uuringute osas peaks hindama ka teiste ohustatud liikide käekäiku taastatud aladel. Kindlasti on tarvis jätkata seniste andmete kogumist ning koondamist uurimistöö käigus loodud andmevormi. 14 aastat annab küll hea ülevaate kõre arvukuses toimunud muutuste kohta, aga põhjalike järelduste tegemiseks võiks aegrida olla pikem.

Kokkuvõte

Kahepaiksed on maailmas enim ohustatud loomarühm, kaitset vajab lausa 41% liikidest. Ka Eestis on kõik kahepaiksed looduskaitse all. Üks kõige ohustatum kahepaikne Eestis on kõre (*Epidalea calamita*), kes valiti ka antud töö uurimisobjektiks. Kõre kuulub vastavalt looduskaitseadusele I kaitsekategooriasse ning on Eesti punase nimestiku hinnangul väljasuremisohus (EN) olev liik.

Eestis alustati kõre seisundi parandamiseks erinevate liigikaitseliste töödega 2000. aastate alguses. Peamiselt keskenduti kõre rannaniiduasurkondade väikesemahulisele taastamisele, mis siiski ei peatanud kõre arvukuse langustrendi. Alates 2010.a. sai valdavaks laiaulatuslik taastamine kogu elupaigakompleksi osas, mille käigus suurendati avatud maismaaelupaiga pindala ning rajati juurde sigimisveekogusid. Lisaks toetati madala arvukusega asurkondi kulleste üleskasvatamise ja taasasustamisega.

Antud uurimustöö eesmärgiks oli uurida, kuidas mõjutab kõre arvukust elupaigakompleksi suurus, sigimisveekogude arv ja nende osakaal elupaigas ning kuidas mõjutavad kõre arvukust elupaigas tehtud kaitsekorralduslikud tegevused: maismaaelupaikade ja sigimisveekogude taastamine ning kulleste toetav üleskasvatamine.

Magistritöö tulemustest selgus, et laiaulatuslik taastamine, mis hõlmab nii elupaigakompleksi üldpindala kui sigimisveekogude arvu suurendamist, mõjutas positiivselt kudunööride arvu asurkonnas. Samas väikesemahulised taastamistööd, mille käigus elupaigakompleksi oluliselt ei suurendatud, loodetud efekti kaasa ei toonud. Läbiviidud analüüsid näitasid, et kõrede edukaks sigimiseks olulised elupaiga komponendid on elupaigakompleksi pindala ja sigimisveekogude arv. Lisaks on oluline sigimisveekogude osakaal elupaigakompleksist. Kaitsekorralduslikest töödest mõjutasid sigimisedukust positiivselt nii maismaatööde kui veekogu tööde osakaal elupaigakompleksist. Samuti mõjutas asurkondade arvukust positiivselt kulleste toetav üleskasvatamine ja taasasustamine.

Summary

Impact of habitat restoration on natterjack toad (*Epidalea calamita*) populations

Amphibians are the most endangered group of vertebrates in the world, with 41% of species in need of protection. In Estonia all amphibians are protected by law. One of the most endangered amphibian in Estonia is the natterjack toad (*Epidalea calamita*), who was also selected as the study species for this work. According to the Nature Conservation Act, the natterjack toad belongs to the protection category I and is endangered (EN) according to the Estonian Red List.

In Estonia, various conservation works were started in the early 2000s to improve the habitat conditions and secure the populations of the natterjack toad. In the beginning the main focus was on the small-scale restoration of coastal meadow habitats, which, however, could not stop the decline of the natterjack toad populations. Since 2010, the extensive restoration of the whole habitat complex became the predominant part, which increased the area of open terrestrial habitat and created additional breeding ponds. In addition, low-abundance populations were supported by the captive breeding of tadpoles and translocation of juvenile toads.

The aim of this study was to investigate how the abundance of natterjack toad is affected by the size of the habitat complex, the number of breeding ponds and their share in the habitat, and how the abundance of natterjack toad is affected by conservation-related activities in its habitats: the restoration of terrestrial habitat and breeding ponds and the rearing of tadpoles.

The results of the master 's thesis showed that a large-scale restoration, which includes both increasing the total area of the habitat complex and the number of breeding ponds, had a positive impact on the number of spawns in the populations. At the same time, small-scale restoration works, during which the habitat complex was not significantly increased, did not bring the expected effect. The analyzes showed that the area of the habitat complex and the number of breeding ponds are important habitat components for the successful breeding of the natterjack toads. In addition, the share of breeding ponds in the habitat complex is important. Of the conservation management works, the

breeding success was positively affected by the share of both restoration of terrestrial habitat and waterbodies in the habitat complex. The abundance of populations was also positively affected by the supportive breeding of tadpoles and translocation of juveniles.

Tänuavaldused

Soovin tänada oma magistritöö juhendajat, Riinu Rannapit, põhjaliku abi ja nõuannete eest töö valmimisel. Tänan kõiki isikuid, kes kudunööri loendusandmeid ja sigimisveekogude infot kogusid läbi aastate. Eriline tänu lähteandmete eest kuulub Riinu Rannapile ja Ilona Lepikule. Aitäh Riigimetsa Majandamise Keskusele ja Keskkonnaametile edastatud kaitsetegevuste info ning Maa-ametile kasutatud ortofotode eest. Olen tänulik Jürgen Rannapile ja Marina Haldnale kommentaaride eest statistilise analüüsi osas. Tänan looduskaitsebioloogia töörühma liikmeid omapoolsete ettepanekute ja märkuste eest.

Soovin tänada veel oma tööandjaid ja peret mõistva suhtumise ja toe eest magistritöö kirjutamise ajal.

Kasutatud kirjandus

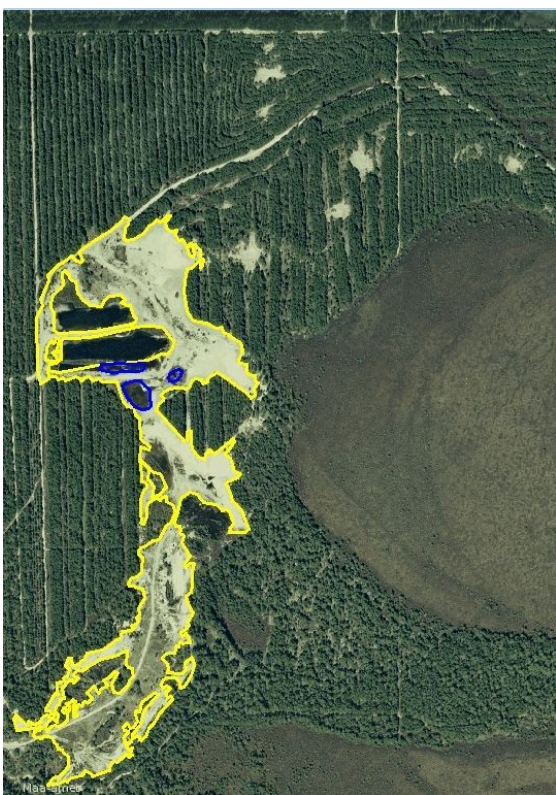
- Abbitt, R.J.F & Scott, J.M. (2001). Examining differences between recovered and declining endangered species. *Conservation Biology* 15, 1274-1284.
- Arntzen, J.W., Abrahams, C., Meilink, R.I. & Zuiderwijk, A. (2017). Amphibian decline, pond loss and reduced population connectivity under agricultural intensification. *Biodiversity Conservation* 26, 1411-1430.
- Aubry, A., Bécart, E., Davenport, J., Lynn, D., Marnell, F. & Emmerson, M. (2012). Patterns of synchrony in natterjack toad breeding activity and reproductive success at local and regional scales. *Ecography* 35, 749–759.
- Banks, B. & Beebee, T.J.C. (1987). Factors influencing breeding site choice by the pioneering amphibian *Bufo calamita*. *Holarctic Ecology* 10, 14-21.
- Banks, B. & Beebee, T. J. C. (1988). Reproductive success of natterjack toads (*Bufo calamita*) in 2 contrasting habitats. *Journal of Animal Ecology* 57, 475-492.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67, 1–48.
- Beebee, T. (2002). The Natterjack Toad (*Bufo calamita*) in Ireland: current status and conservation requirements. *Irish Wildlife Manuals* 10.
- Beebee, T.J.C. & Denton, J.S. (1996). Double-clutching by natterjack toads *Bufo calamita* at a site in southern England. *Amphibia-Reptilia* 17, 159–167.
- Beebee, T.J.C. & Buckley, J. (2014). Relating spawn counts to the dynamics of British natterjack toad (*Bufo calamita*) populations. *Herpetological Journal* 24, 25-30.
- Buckley, J. & Beebee, T.J.C. (2004). Monitoring the conservation status of an endangered amphibian: the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain. *Animal Conservation* 7, 221–228.
- Buckley, J., Beebee, T.J.C. & Schmidt, B.R. (2014). Monitoring amphibian declines: population trends of an endangered species over 20 years in Britain. *Animal Conservation* 17, 27-34.
- Chalfoun, A.D. & Martin, T.E. (2007). Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal of Applied Ecology* 44, 983–992.
- Crouch, W.B. & Paton, P.W.C. (2000). Using Egg-mass Counts to Monitor wood frog populations. *Wildlife Society Bulletin* 28, 895–901.

- Crowther, M.J., Look, M.P. & Riley, R.D. (2014). Multilevel mixed effects parametric survival models using adaptive Gauss–Hermite quadrature with application to recurrent events and individual participant data meta-analysis. *Statistics in Medicine* 33, 3844-3858.
- Denton, J. S., Hitchings, S. P., Beebee, T. J. C. & Gent, A. (1997). A recovery program for the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology* 11, 1329– 1338.
- EELIS. (2020). Liikide ohustatuse hindamised. Eesti liikide punane nimestik. Keskkonnaagentuur (05.05.2020).
- Englund, G. & Cooper S.D. (2003). Scale effects and extrapolation in ecological experiments. *Advances in Ecological Research* 33, 161–213.
- Euroopa Ühenduste Nõukogu. (1992). Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta. Euroopa Liidu Teataja köide 15/2, 102-145.
- Grooten, M. and Almond, R.E.A. (koostajad). (2018). Living planet report 2018: Aiming higher. WWF International.
https://c402277.ssl.cf1.rackcdn.com/publications/1187/files/original/LPR2018_Full_Report_Spreads.pdf
- Hale, R., Colton, M.A., Peng, P. & Swearer, S.E. (2019a). Do spatial scale and life history affect fish–habitat relationships? *Journal of Animal Ecology* 88, 439-449.
- Hale, R., Nally, R.M., Blumstein, D.T. & Swearer, S.E. (2019b). Evaluating where and how habitat restoration is undertaken for animals. *Restoration Ecology* 27, 775-781.
- Hale, R. & Swearer, S.E. (2017). When good animals love bad restored habitats: how maladaptive habitat selection can constrain restoration. *Journal of Applied Ecology* 54, 1478–1486.
- IUCN. (2020). The IUCN Red List of Threatened Species.
https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/2020_1_RL_Stats_Table_3a.pdf
- Lüdecke, D. (2019). sjPlot: Data visualization for statistics in social science. CRAN.
- Lõhmus, A., Fridolin, H., Leivits, A., Tõnisson, K. & Rannap, R. (2019). Prioritizing research gaps for national conservation management and policy: the managers' perspective in Estonia. *Biodiversity and Conservation* 28, 2565–2579.
- Magnus, R. & Rannap, R. (2019). Pond construction for threatened amphibians is an important conservation tool, even in landscapes with extant natural water bodies. *Wetlands Ecology and Management* 27, 323-341.

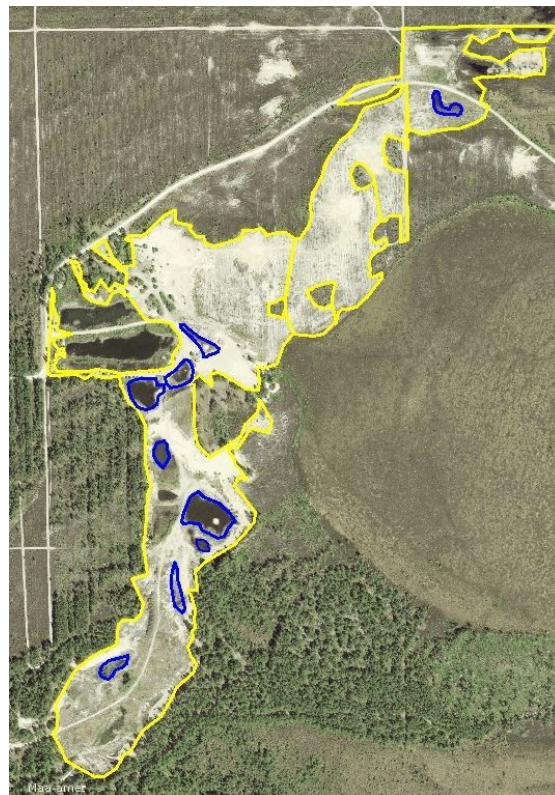
- McAlpine, C., Catterall, C.P., Nally, R.M. et al. (2016). Integrating plant- and animal-based perspectives for more effective restoration of biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14, 37–45.
- Miller, J.R. & Hobbs, R.J. (2007). Habitat restoration - do we know what we're doing? *Restoration Ecology* 15, 382–390.
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F.A. & Yockteng, R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology*, 10, e1001247.
- Palmer, M.A., Hondula, K.L. & Koch, B.J. (2014). Ecological restoration of streams and rivers: shifting strategies and shifting goals. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 45, 247–269.
- Pappel, P. & Rannap, R. (2008). Amfiibid ja roomajad. Rmt: Tartes, U. (koostaja). Eesti Punane Raamat 2008, 21-22. Eesti Teaduste Akadeemia Looduskaitse Komisjon, Tartu.
- Phillips, R.A., Patterson, D. & Shimmings, P. (2002). Increased use of ponds by breeding natterjack toads, *Bufo calamita*, following management. *The Herpetological Journal* 12, 75-78.
- Puusalu, L. (2017). Kõre (*Bufo calamita*) populatsiooni struktuur ja sigimiskäitumine levila põhjapiiril, Veskijärve asurkonna näitel. Magistritöö. Tartu Ülikool.
- R Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rannap, R. (2005). Läänemere rannaniidud kõre elupaigana. Rmt: Rannap, R.; Briggs, L.; Lotman, K.; Lepik, I.; Rannap, V. (koostajad). Rannaniitude hooldus, 26–33. Eesti Keskkonnaministeerium, Tallinn.
- Rannap, R. (2016). Kõre (*Bufo calamita* e. *Epidalea calamita*) seire. Eesti Riikliku Keskkonnaseire 2016.a. aruanne. Põhjakonn, Tallinn.
- Rannap, R. (2019). Kahepaiksete kaitse Eestis: mis on edu võti? Rmt: Kull, T. (koostaja). Liigikaitse Eesti ajateljel, 17-19. Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Rannap, R.; Lõhmus, A. & Jakobson, K. (2007). Consequences of coastal meadow degradation: The case of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Estonia. *Wetlands* 27, 390-398.
- Rannap, R., Lõhmus, A., Tammaru, T., Briggs, L., de Vries, W. & Bibelriether, F. (2012). Northern natterjack toads (*Bufo calamita*) select breeding habitats that promote rapid development. *Behaviour* 149, 737–754.
- Rannap, R. & Lepik, I. (2017). Kõre (*Bufo calamita*) kaitse tegevuskava. Põhjakonn, Tallinn.

- Remm, L., Lõhmus, A., Leibak, E. *et al.* (2019). Restoration dilemmas between future ecosystem and current species values: The concept and a practical approach in Estonian mires. *Journal of Environmental Management* 250, 109439.
- Semlitsch R.D. (2002). Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conservation Biology* 16, 619–629.
- Sinsch, U. (1992). Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90, 489-499.
- Sinsch, U. (1997). Postmetamorphic dispersal and recruitment of first breeders in a *Bufo calamita* metapopulation. *Oecologia* 112, 42-47.
- Sinsch, U. (2015). Life-history traits in amphibians. *Herpetological Journal* 25, 5–13.
- Sinsch, U., Marangoni, F., Oromi, N., Leskovar, C., Sanuy, D., & Tejedo, M. (2010). Proximate mechanisms determining size variability in natterjack toads. *Journal of Zoology* 281, 272–281.
- Smith, P.H. & Skelcher, G. (2019). Effects of environmental factors and conservation measures on a sand-dune population of the natterjack toad (*Epidalea calamita*) in north-west England: a 31-year study. *Herpetological Journal* 29, 146-154.
- Stevens, V.M. & Baguette, M. (2008). Importance of habitat quality and landscape connectivity for the persistence of endangered natterjack toads. *Conservation Biology* 22, 1194-1204.
- Suding, K.N. (2011) Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42, 465–487.
- Talvi, T. (1998). Kahepaiksed, Amphibia. Rmt: Lilleleht, V. (koostaja). Eesti punane raamat: ohustatud seened, taimed ja loomad, 113-114. Eesti Teaduste Akadeemia Looduskaitse Komisjon, Tartu.
- Vabariigi Valitsus. (2004). Määrus: I ja II kaitsekategooriana kaitse alla võetavate liikide loetelu. RT I 2004, 44, 313.
- Zedler, J.B. (2007) Success: an unclear, subjective descriptor of restoration outcomes. *Ecological Restoration* 25, 162–168.

Lisa 1a. Näidis ühe uurimisala pindalade piiritlemise kohta



Elupaigakompleks ja sigimisveekogud 2006. a.
(aluskaart: Maa-amet ortofoto 2005)



Elupaigakompleks ja sigimisveekogud 2019. a.
(aluskaart: Maa-amet ortofoto 2018)

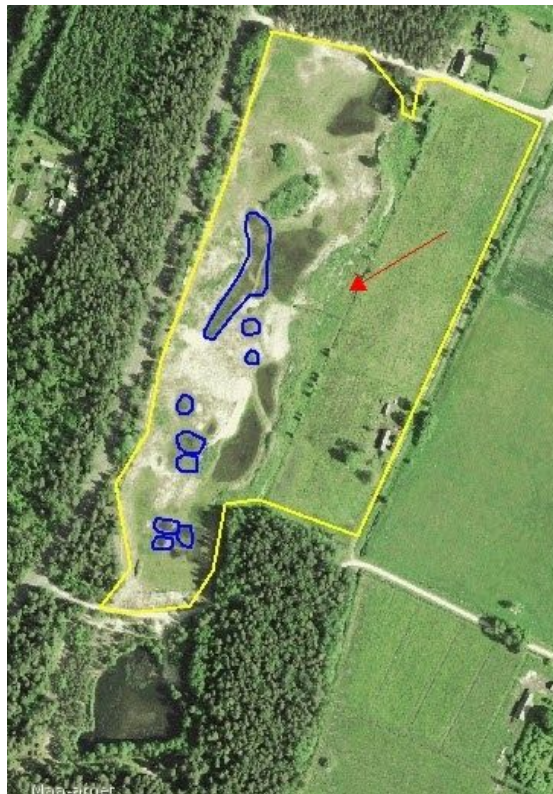


Maismaa- ja veekogude tööd 2012-2013. a.
(aluskaart: Maa-amet ortofoto 2014)

Lisa 1b. Näidis ühe uurimisala pindalade piiritlemise kohta

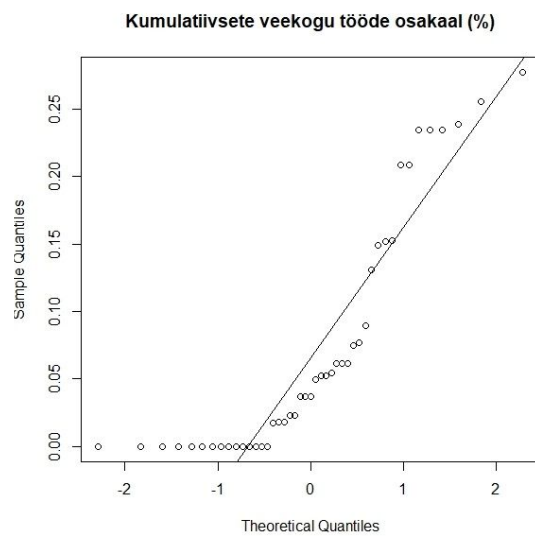
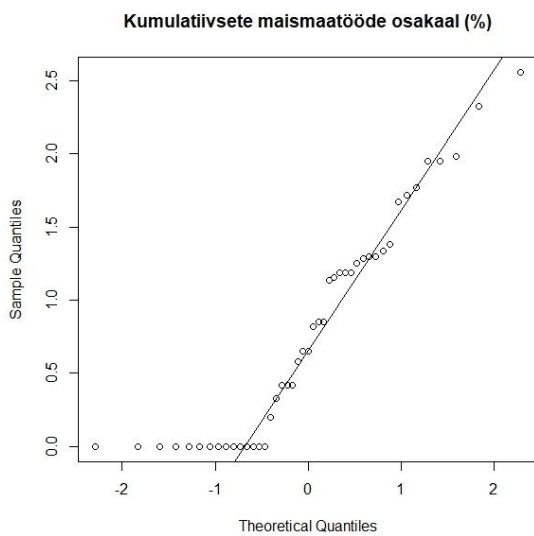
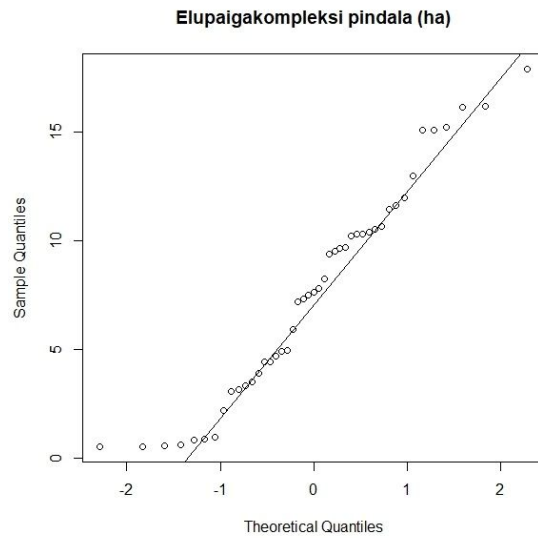
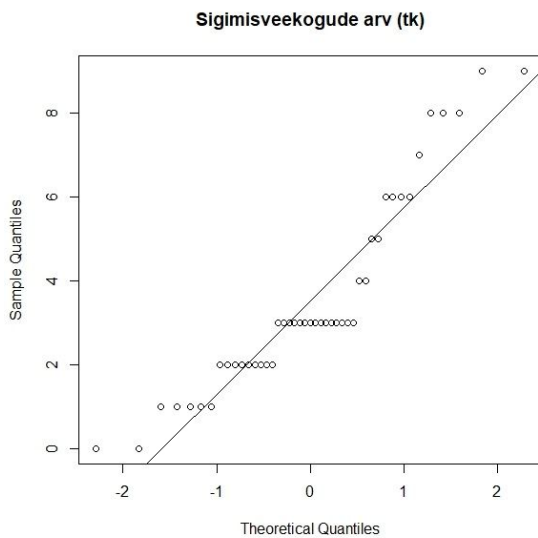
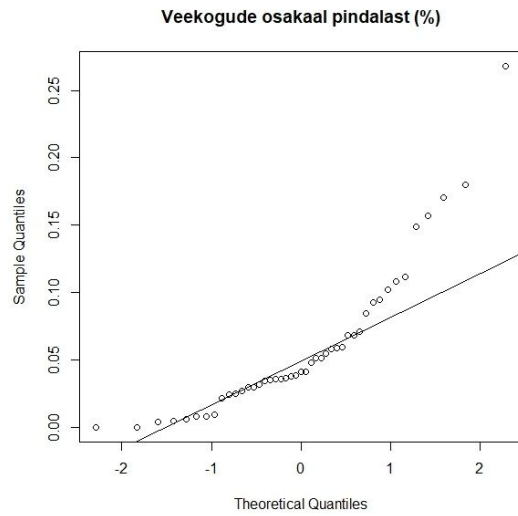
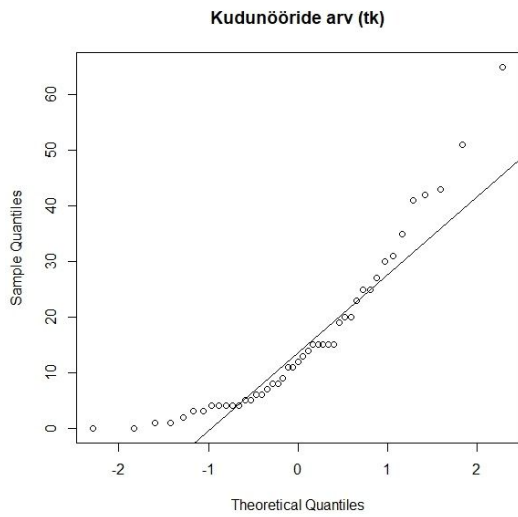


Elupaigakompleks ja sigimisveekogud 2006. a.
(aluskaart: Maa-amet ortofoto 2005)

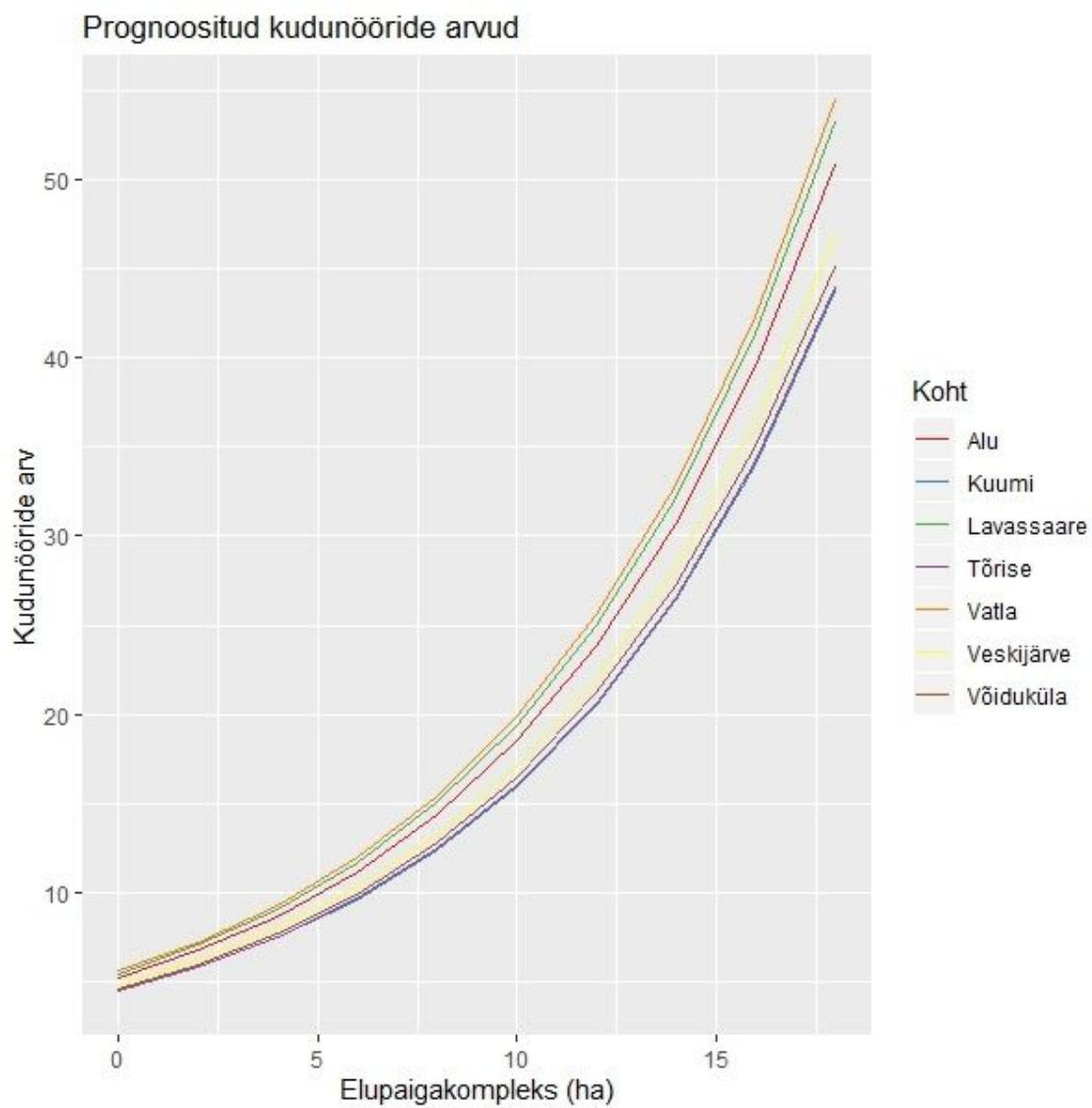


Elupaigakompleks ja sigimisveekogud 2019. a.
(aluskaart: Maa-amet ortofoto 2019)

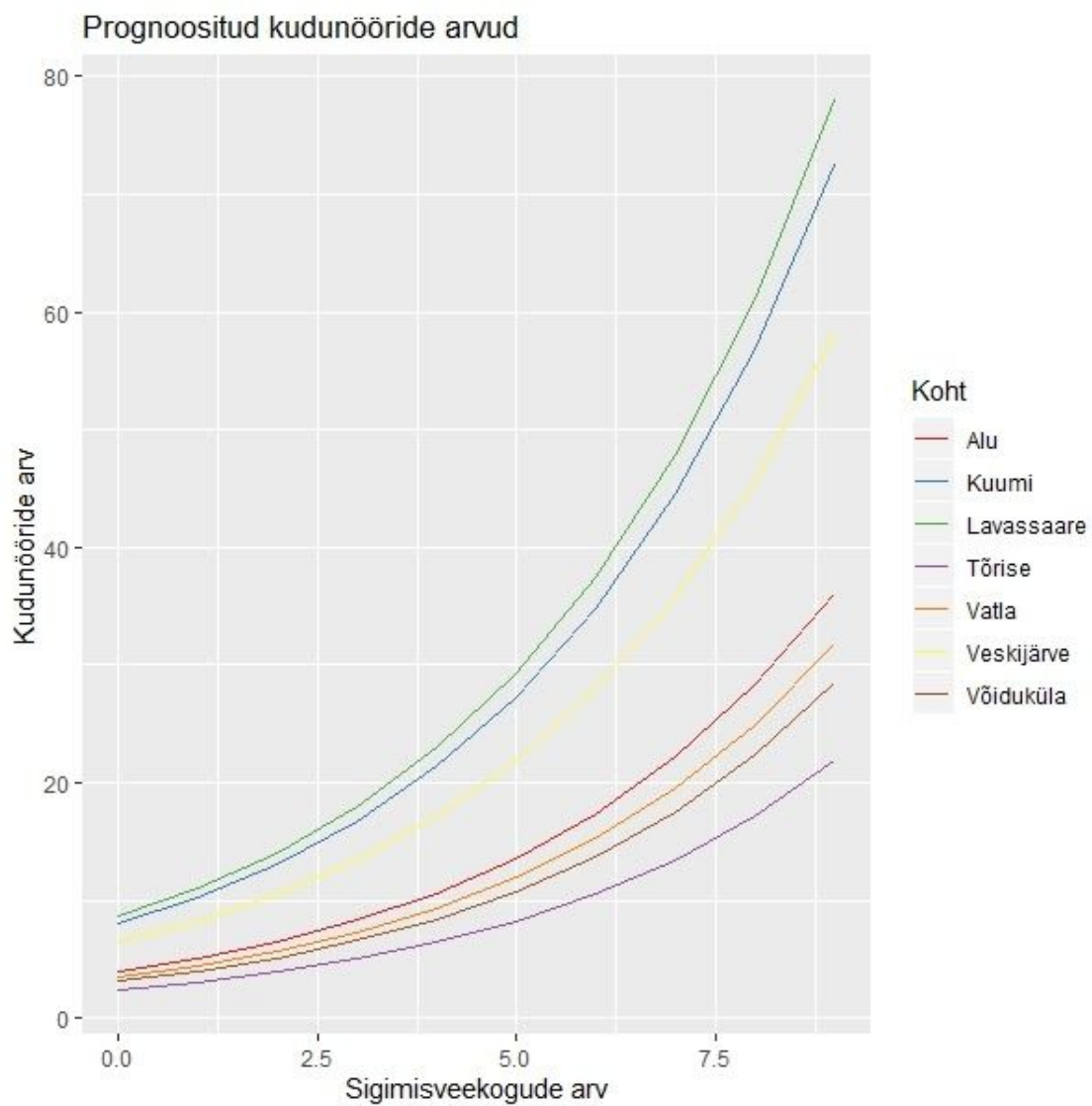
Lisa 2. Uuritavate tunnuste jaotused



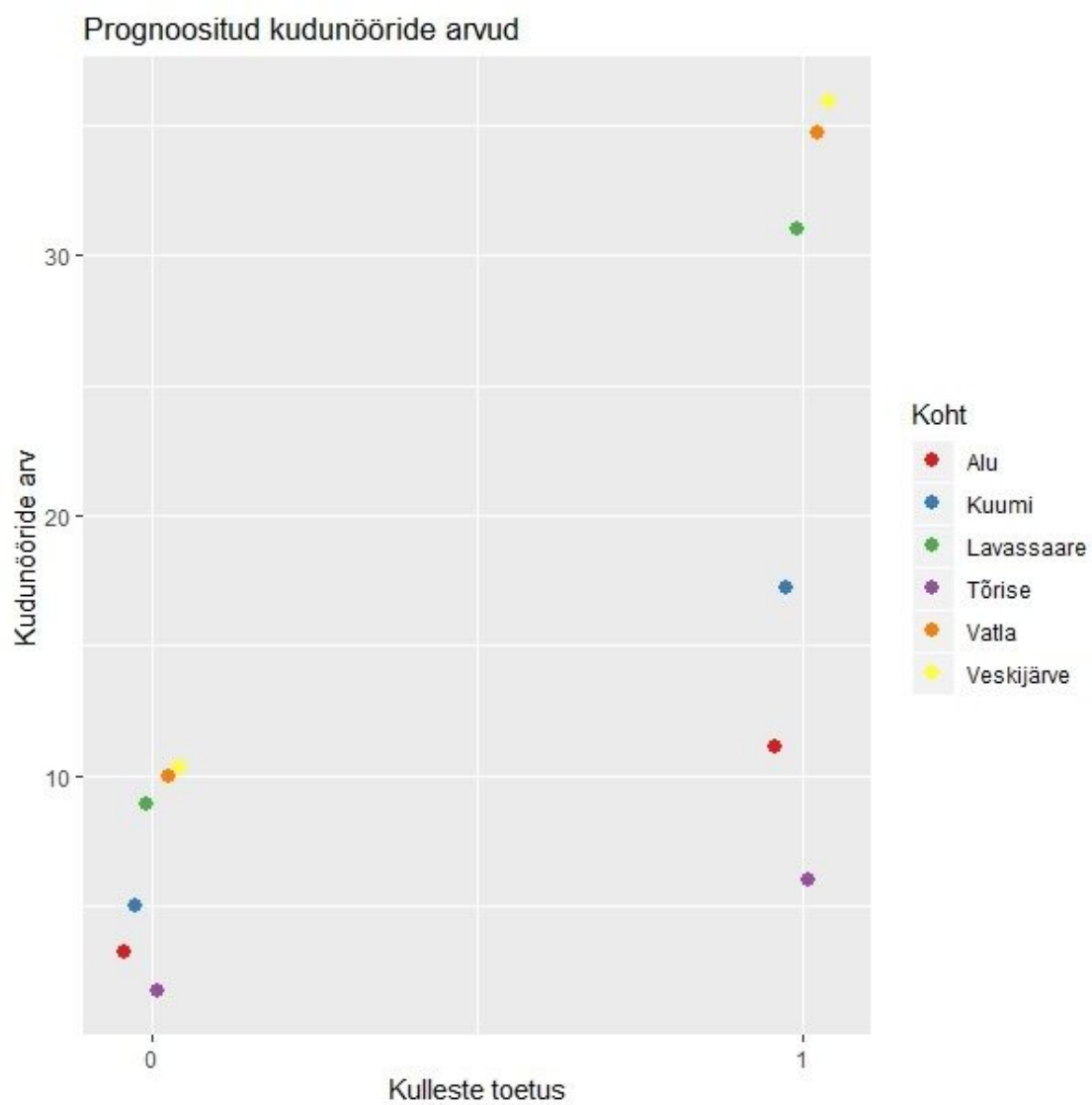
Lisa 3. Elupaigakompleksi pindala mõju kudunõõride arvukusele (N=45)



Lisa 4. Sigimisveekogude arvu mõju kudunõõride arvukusele (N=45)



Lisa 5. Kulleste toetava üleskasvatamine ja taasisustamise mõju kudunööride arvukusele (N=40)



Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kristiina Kübarsepp,

1. Annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose “Elupaikade taastamise tulemuslikkus kõre (*Epidalea calamita*) populatsioonide näitel”, mille juhendaja on Riinu Rannap, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, 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.

Kristiina Kübarsepp

26.05.2020