

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Linda Puusalu

**KÕRE (*Bufo calamita*) POPULATSIOONI
STRUKTUUR JA SIGIMISKÄITUMINE
LEVILA PÕHJAPIIRIL, VESKIJÄRVE
ASURKONNA NÄITEL**

Magistritöö

Juhendaja: M.Sc. Elin Soomets
Kaasjuhendaja: Ph.D. Riinu Rannap

TARTU 2017

Infoleht

Ohustatud liikidele sobilike kaitsemeetmete rakendamiseks tuleb teada liigi käitumisökoloogiat, jälgida arvukuse trende ja mõista geograafilisi erinevusi asurkondade vahel. Käesolevas töös kasutati fotoidentifitseerimise ja kudunööride loendamise meetodeid selgitamiseks välja kõre ühe põhjapoolsema, Veskijärve populatsiooni, isendite arvukust, vanuselist struktuuri ja sigimiskäitumist. Kõrede sigimisperiod kestis aprillist–juunini ja jagunes kolmeks sigimiskohordiks. Isendite sigimisveekogudesse saabumise aeg ei sõltunud nende kehapiikkusest (vanusest), nagu oleks võinud eeldada. Kokku viibis antud sigimishooajal sigimisalal 48 isaslooma ja 65 emaslooma, mis viitab sellele, et väikesearvulises populatsioonis on sugude suhe emaste suurema arvukuse suunas nihkunud. Hinnanguliselt võib Veskijärve asurkonna koguarvukus küündida 159–205 isendini. Selgus, et suuremad ja seega ka vanemad isased olid sigimises lühematest isenditest edukamad (rohkem amplexusi). Sigimispaiga truuduse ja isaslooma kehapiikkuse või sigimisedukuse vahelist seost ei esinenud.

Märksõnad: fotoidentifitseerimine, geograafiline varieeruvus, kudunööride loendus, kõrged laiuskraadid, populatsiooni suurus, sigimiskäitumine, sugude suhe

B380 Loomade etoloogia ja füsioloogia

To implement successful conservation management for endangered species, it is necessary to understand its behavioural ecology, abundance and structure of populations and the geographical variations of its range. Photoidentification and spawn string counts were used to assess the number of adults assembling for breeding, age-specific structure and reproductive behaviour. Breeding season lasted from April-June and included three male cohorts. The arrival of males in breeding ponds was not related to male body size (age), as was expected. The results that 65 females and 48 males visited the breeding ponds in one season indicates that operational sex ratio is biased in favour of females. The total population estimate is up to 159-205 individuals. Relationship between male body size and breeding success (more in amplexus) was shown. Between ponds male residents and switchers were no significantly different in breeding success or in body size.

Keywords: geographic variation, high latitude, photoidentification, population size, reproductive behaviour, sex ratio, spawn string counts

B380 Animal ethology and psychology

Sisukord

Infoleht	2
1. Sissejuhatus	5
1.1 Populatsioone mõjutavad geograafilised eripärad	9
1.2 Päriskonnaliste sigimiskäitumine	10
1.4 Kõrede populatsiooniuuringud ja tulemusi mõjutavad tegurid.....	12
2. Materjal ja meetodika.....	14
2.1 Välitöö ala.....	14
2.2 Isendite püük-taaspüük	15
2.3 Kudunõõride loendus	15
2.4 Kõrede fotoidentifitseerimine	16
2.5 Kõrede kehapikkuste mõõtmine	17
2.6 Statistiline analüüs	18
3. Tulemused	19
3.1 Kõrede püük-taaspüük	19
3.2 Populatsiooni arvukus.....	19
3.3 Isasloomade sigimisstrateegiad.....	20
3.3.1 Isasloomade sigimiskohordid.....	20
3.3.2 Sigimisveekogud ja nendevaheline liikumine.....	21
3.3.3 Isasloomade vanuseline struktuur ja seos sigimiskäitumisega	23
4. Arutelu.....	25
4.1 Kõre asurkonna arvukus ja selle hindamine	25
4.2 Kõrede sigimisstrateegiad.....	27

Kokkuvõte	31
Summary	32
Tänuavaldus	33
Kasutatud kirjandus.....	34
LISA 1.....	40
LISA 2.....	41

1. Sissejuhatus

Kahepaiksete arvukus on viimase 50 aasta jooksul globaalselt vähenenud ja liikide levilad ahenenud (Hoffmann *et al.*, 2010). Rahvusvahelise looduskaitseliidu (IUCN) andmetel on 2015. aasta seisuga teadaolevatest kahepaikseliikidest 41% väljasuremisohus (Van Rooij *et al.*, 2015). Seetõttu on populatsioonide langustrendide peatamine viimastel aastakümnetel olnud looduskaitsejatele oluliseks murekohaks (Buckley *et al.*, 2014; Van Rooij *et al.*, 2015). Kahepaiksete arvukuse vähenemise põhjusteks peetakse nii invasiivsete liikide sissetoomist, sobilike elupaikade vähenemist, keskkonna reostust kui ka ülemaailmset kahepaiksetega kaubitsemist, kusjuures kahepaikseid ohustavad tegurid varieeruvad geograafiliselt (Stuart *et al.*, 2004; Boone *et al.*, 2007). Eestis elutsevad liigid on ohustatud peamiselt elupaikade kinnikasvamise tõttu, samal ajal, kui Taanis ja Hollandis on suurimaks ohuteguriks intensiivne põllundus (Rannap *et al.*, 2015). Lisaks on kahepaiksed, nagu ka teised ektotermsed loomad, tugevalt mõjutatud kliimatilistest tingimustest, mistõttu esineb ühe liigi siseselt nii käitumisökoloogilisi kui elukäigustrateegilisi erinevusi põhja- ja lõunapoolsemate asurkondade vahel (Sinsch *et al.*, 2010; Rannap *et al.*, 2012). Populatsioone ohustavate tegurite ja geograafiliste erisuste uurimine on vajalik nii liikide arvukuse languse põhjuste väljaselgitamiseks kui sobivate kaitsekorralduslike meetmete väljatöötamiseks ja rakendamiseks.

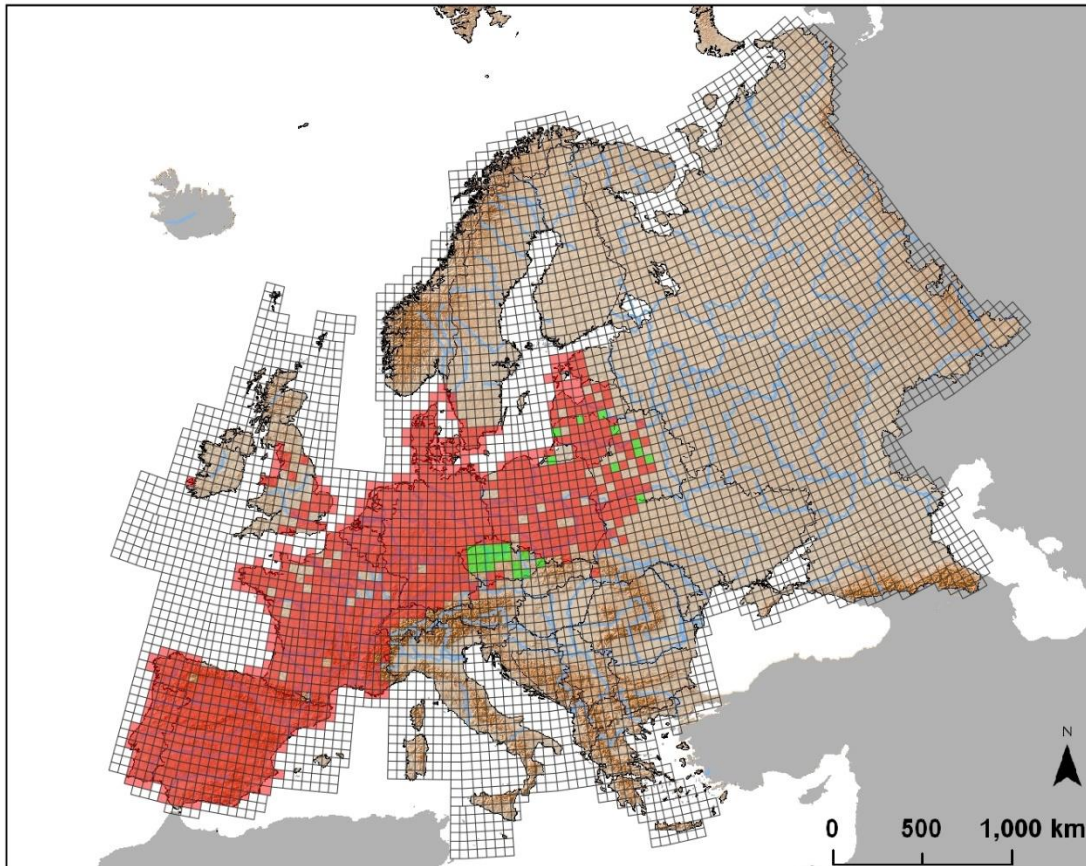
Kõre ehk jutt-selg kärnkonn (*Bufo calamita* ka *Epidalea calamita*) on kärnkonnade perekonda ja päriskonnaliste seltsi kuuluv kahepaikne. Liigi levila jääb Euroopas 36°–58° põhjalaiuskraadi vahele (joonis 1), ulatudes Ibeeria poolsaarest Eesti põhjarannikuni (Gasc *et al.*, 1997; Sillero *et al.*, 2014). Nagu ka teistel kahepaiksetel, on kõredel elutegevuseks tarvis omavahel hästi ühendatud elupaikade kompleksi, mis koosneb nii vee- kui maismaa elupaikadest. Veekeskkond on oluline sigimiseks ja kulleste arenguks. Kudemisveekogusid ümbritsev maismaa on vajalik toitumiseks, peitumiseks ja talvitumiseks (Beebee & Denton, 1996; Cushman, 2006; Hartel *et al.*, 2007). Kõretele sobilikud elupaigad on madala või vähese taimestikuga ja päikesele avatud luitealad, nõmmed, rannaniidud ja loopealsed. 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). Kuigi kõred on ühe aktiivsuseperioodi jooksul võimelised läbima kuni 12 km pikkusi vahemaid, tegutseb valdav osa isendeid sigimisveekogudest 600 m raadiuses (Sinsch

et al., 2012). Elupaigakompleksi osade vahel liikumine ei ole aga kõrede jaoks võimalik, kui need on üksteisest eraldatud raskesti läbitavate aladega, nagu näiteks võsa, puistu, kõrge taimestik või roostik (Beebee & Denton, 1996).

Rahvusvahelise looduskaitseliidu IUCN ohustatuse kategooriate alusel on juttuselg-kärnkonn soodsas seisundis. Kuigi levila lõunaosas, eriti Ibeerias, asuvad arvukad populatsioonid (Buckley & Beebee, 2004), on asurkonnad levila põhjaosas tugevas langustrendis. Käesoleval ajal on kõred äärmiselt ohustatud Iirimaa, Põhja-Prantsusmaal, Belgias, Taanis, Rootsis, Inglismaal ja ka Eestis (Buckley & Beebee, 2004). Levila äärealadel (sealhulgas Eestis) asuvad populatsioonid on madala kvaliteediga või sootuks hävinud elupaikade tõttu sageli killustunud ja üksteisest isoleeritud ning seetõttu lokaalses väljasuremisohus ja vajavad ranget kaitset (Cushman, 2006; Sinsch *et al.*, 2012). See on ka põhjuseks miks kõre on kantud Euroopa liidu loodusdirektiivi IV lisasse ning kuulub Eesti looduskaitseaduse alusel I kaitsekategooriasse.

Ohustatud liikide puhul on oluline teada populatsioonide arvukusi ja arvukuse trende. See on oluline nii liigi ohustatuse määramisel, kui kaitse korraldamisel ja kaitsekorralduslike meetmete tõhususe hindamisel. Kahepaiksete populatsiooniuuringuid läbi viies tuleb silmas pidada, et väheste vaatluskordadega uuringute andmed on sageli eksitavad, kuna tulemusi võib märkimisväärselt mõjutada välitööde aegne õhutemperatuur ning sademete hulk, mille tagajärjel populatsiooni arvukuse langus kas üle- või alahinnatakse (Banks & Beebee, 1986; Jensen *et al.*, 2003; Skelly *et al.*, 2003). Kahepaiksete arvukuse uuringuid viiakse läbi peamiselt sigimishooajal, sest siis kogunevad loomad sigimisveekogudesse ja on paremini üles leitavad (Hartel *et al.*, 2007; Wells, 2007). Arvukuse väljaselgitamiseks kasutatakse kõige rohkem püük-taaspüük meetodeid ja kudu loendust. Täpsete andmete saamiseks tuleks loendusi läbi viia korduvalt (Crouch & Paton, 2000; Skelly *et al.*, 2003; Buckley & Beebee, 2004).

Bufo calamita



Joonis 1. Kõre levik Euroopas (Sillero *et al.*, 2014). Punasega on tähistatud rahvusvahelistest andmebaasidest kogutud andmed, rohelisega on tähistatud alad, kus varasema kahepaiksete atlase (Gasc *et al.*, 1997) järgi kõresid leidis, kuid värskemad andmed puuduvad.

Minu magistritöö eesmärgiks oli levila ühe põhjapoolsema ja Eesti ühe suurima kõrepopulatsiooni jälgimine kogu sigimisperioodi jooksul (aprillist–juuni lõpuni), et isendite püük-taaspüük meetodil saada uut informatsiooni kõrede populatsiooni struktuuri, sigimiskäitumise ja sigimisveekogude valiku kohta levila põhjapiiril. Käesolev töö on üheks osaks mitme aastasest uuringust, mille lõplik eesmärk on välja selgitada geograafilised erinevused kõrede sigimiskäitumises. Varasemalt on kõrede sigimiskäitumist ja populatsiooni struktuuri käsitlevaid uuringuid läbi viidud Saksamaal (Sinsch, 1988), Inglismaal (Denton & Beebe 1993b), Hispaanias (Tejedo, 1988), Prantsusmaal (Husté *et al.*, 2006) ja Belgias (Stevens *et al.*, 2003). Kuna tegemist on väga aja- ja töömahukate uuringutega, on need kõikjal läbi viidud ühe asurkonna põhiselt. Uuringud ohustatud Houston'i kärnkonnaga (*Bufo anaxyrus*) kinnitasid, et keskendudes ühe asurkonna uurimisele ning viies kogu sigimisperioodi jooksul läbi maksimaalsel määral püüke, on ka

väiksemates asurkondades võimalik saada andmeanalüüsiks piisavalt suur andmestik (Duarte *et al.*, 2011). Isendite eristamiseks püük-taaspüük meetodil kasutati antud töös mitteinvasiivse tuvastusviisina fotoidentifitseerimist. Kõrede populatsiooni dünaamikat, sigimiskäitumist (sealhulgas kudemisveekogude vahelist liikumist) ja sigimispäiga eelistusi on oluline uurida sobilike kaitsekorralduslike meetmete rakendamiseks ja edasiste välitööde planeerimiseks. Kuna varasemalt pole ühtegi kõre levila põhjapiiril asuvat populatsiooni uuritud terve sigimisperioodi vältel, annab käesolev töö uut informatsiooni liigi käitumuslikest kohastumustest levila põhjapiiril. Seetõttu on minu magistritöö esimeseks omataoliseks ülevaateks kõrede sigimisperioodi aegsest käitumisest ja populatsioonisisest dünaamikast liigi levila absoluutsel põhjapiiril, mil muidu varjulise eluviisiga kõred kogunevad sigimisveekogudesse häälitsema ja paljunema ning on nii inimestele aga ka kiskjatele paremini ülesleitavad.

Antud töös keskendusin järgmiste uurimisküsimuste väljaselgitamisele:

- 1) Milline on kõre levila ühe põhjapoolseima, Veskijärve asurkonna, sigimisvõimeliste isendite koguarvukus? Kui varasemalt on asurkonna arvukuse hindamisel kasutatud maksimaalselt kahekordset sigimisaegset isendite püük-taaspüüki, siis käesolevas uuringus tehti korduspüüke kogu sigimisperioodi jooksul. Kuivõrd kahe erineva püügisagedusega leitud arvused omavahel lahknevad ja milline on optimaalne ajastus ning korduste arv populatsiooni arvukushinnangu saamiseks?;
- 2) Kui pikk on kõrede sigimisperiood ja kuidas jaotuvad sigimises aktiivselt osalevad isasloomad sigimisperioodi vältel (sigimiskohortide olemasolu või puudumine) levila põhjapiiril?;
- 3) Milliseid sigimisstrateegiaid kasutavad kõred levila põhjapiiril? Milline on sigimises osalevate isasloomade vanuseline struktuur ja kas see omab mõju sigimiskäitumisele (sigimispäiga truudus, sigimispäigas veedetud aja pikkus, sigimisedukus)? Need on küsimused, mida seni on väga vähe uuritud.

1.1 Populatsioone mõjutavad geograafilised eripärad

Ektotermsetel loomadel on metabolismm otseselt temperatuurist mõjutatud, mislābi on nende kasv ja areng karmis kliimas piiratud. Kahepaiksetel on temperatuur vāga oluliseks abiootiliseks keskkonnatunnuseks, mis mõjutab liikide kohastumuslikku kāitumist ning seab levikule piirangud (Ludwig *et al.*, 2015). Geograafilist varieeruvust kahepaiksete lõuna- ja põhjapoolsete populatsioonide vahel on nāidatud nii sigimiskāitumises, kasvukiiruses, keskmises elueas, sugukūpsuse saavutamise vanuses kui ka elupaigatingimustes (Hartel *et al.*, 2007; Sinsch *et al.*, 2010; Rannap *et al.*, 2012; Ludwig *et al.*, 2015; Rannap *et al.*, 2015; Sinsch, 2015). Seega ei saa laia levilaga liikidel teha üksikutele populatsioonidele tuginedes ũldistusi kogu liigi kohta (Rannap *et al.*, 2012), mistōttu on liigisiseste populatsiooniuringute lābiviimine erinevatel laiuskraadidel āärmiselt oluline. Seda eriti ohustatud liikide puhul, et kaitsekorralduslike kavade koostamisel oleks vōimalik rakendada asurkonnale sobivaimaid kaitsemeetmeid.

Kōredel on nāidatud, et levila lõuna- ja põhjapoolsete populatsioonide elukāigustrateegiad on erinevad (Sinsch, 2015). Madalamatel laiuskraadidel asuvates populatsioonides kasvavad isendid kiiremini ning saavutavad sugukūpsuse varem kui nende liigikaaslased põhja pool, kuid see-eest elavad viimased oma lõunapoolsetest isenditest keskmiselt kauem (Sinsch *et al.*, 2010; Sinsch, 2015). Ka elupaiga valikul esineb geograafilisi erinevusi. Nii sigivad kahepaiksed levila põhjaosas enamasti madalaveelistes ja/vōi pāikesele avatud ja seelābi kiiresti soojenevates veekogudes (Stāhlberg *et al.*, 2001; Rannap *et al.*, 2012; Rannap *et al.*, 2015). Madalamatel laiuskraadidel, kus kasvuperiood on mārkimisvāarselt pikem, on kahepaiksed kudemislompide suhtes vāhem valivad ja neile sobivad ka varjulised veekogud (Oldham *et al.*, 2000; Rannap *et al.*, 2012, 2015). Eesti ja Taani kōrede kudemisveekogude vōrdlevas uuringus selgus, et Eestis valisid kōred sigimiseks madalama veega, kuid samas kōrgema veetemperatuuri ja suurema hapnikusisaldusega veekogud. Lõunapoolsemates Taani asurkondades olid kōrede sigimisveekogud mārkimisvāarselt suuremad ja sūgavamad, sealjuures Eestis ja Taanis asuvate sigimisveekogude keskmine temperatuur suuresti ei erinenud ja kulleled lābisid moonde enam-vāhem ũheaegselt. Sellest vōib järeldada, et kōrgematel laiuskraadidel on kōredel kāitumuslik selektsioon kindlate veekogude suunas, mis tagaksid kullestele kiirema kasvu ja arengu (Rannap *et al.*, 2015). Kudu ja kulleste kiire areng kōrgetel laiuskraadidel on oluline, et metamorfoosi ehk moonde lābinud juveniilid jōuaksid lūhemast vegetatsiooniperioodist hoolimata enne talvitumist vōimalikult palju energiavarusid koguda

(Hartel *et al.*, 2007; Wells, 2007; Sinsch *et al.*, 2010; Rannap *et al.*, 2015; Sinsch, 2015; Sinsch & Schäfer, 2016). Esimest aastat talvituvate konnade suremus on väga oluline populatsiooni suurust mõjutav faktor ja on leitud, et konnad, kes peale metamorfoosi jõuavad kauem toituda ja saavutavad seeläbi suuremad kehamõõtmed, elavad tõenäolisemalt talve üle kui väiksemate kehamõõtmega liigikaaslased (Sinsch & Schäfer, 2016).

Sigimisperioodi pikkus ja jaotumine kaheks või kolmeks sessiooniks varieerub samuti levila piires (Hartel *et al.*, 2007). Hispaania asurkondades kestab kõrede sigimisperiood kõigest mõne nädala (Tejedo, 1988) samas, kui levila põhjapoolsemates populatsioonides võib sigimishooaeg, kus aktiivne sigimisperiood vaheldub inaktiivsetega, kesta mitmeid kuid (Hartel *et al.*, 2007). Denton ja Beebe (1993b) on Inglismaal kirjeldanud kahte kudemise tippaega (aprill ja juuni), Sinsch (1988) on Saksamaal kirjeldanud kolme sigimismiskohordi esinemist (aprill–mai, mai–juuli, juuli–august). Kohortide esinemine kõredel on arvatavasti geneetiliselt määratletud (Sinsch, 1997) ning kuna viimases kohordis sigijate järeltulijatel jääb metamorfoosi läbimise järgselt vähem aega toitumiseks, on neil väiksem tõenäosus esimest talvitumist üle elada, kui varasemate kohortide järglastel (Sinsch & Schäfer, 2016). Seda, kuidas populatsiooni geograafiline paiknemine levila piires võiks mõjutada kõrede sigimiskohortide esinemist ja sigimishooaja kogukestvist on oluline teada nii liigi kaitse korraldamiseks kui ka seire planeerimiseks ja ajastamiseks.

1.2 Päriskonnaliste sigimiskäitumine

Parasvöötme päriskonnaliste sigimisperiood algab täiskasvanud isendite rändega sigimispaika. Kõige esimesena jõuavad sigimisveekogudesse tavaliselt vanemad isasloomad, kes hakkavad koheselt laulma. Akustilistel kutsungitel arvatakse olevat roll emaste kudemispaika meelitamisel ja esimesi kudunööre võib leida juba mõned päevad peale isaste saabumist (Hartel *et al.*, 2007). Kahepaiksetel esineb kaks selgesti eristatavat sigimissüsteemi: on puhangulised sigijad, kelle kudemisperiood kestab paarist päevast mõne nädalani ja on pikaleveninud kudemisperioodiga sigijad, kelle sigimishooaeg kestab mitmeid kuid (Hartel *et al.*, 2007; Wells, 2007). Kõredel esineb aga mõlema strateegia kasutamist. Levila kesk- ja põhjaosas võib sigimisperiood kesta aprillist augustini, mistõttu on tegemist viimase strateegia esindajatega (Hartel *et al.*, 2007). Levila lõunaosas on sigimine aga puhanguiline (Tejedo, 1988). Pikaleveninud sigimishooaega iseloomustab mitmeid õhtuid kestvate aktiivsete sigimispuhangute esinemine, mis on tavaliselt esile kutsutud soojade ja sademeterohkete ilmastikutingimuste poolt ja on omavahel eraldatud

kuni mõne nädalaste inaktiivsete sigimispausidega (Denton & Beebee 1993b; Hartel *et al.*, 2007). Sigimisõhtutel kogunevad isasloomad peale päikese loojangut sigimisveekogu äärde ja jäävad akustilise kutsungi saatel emaseid ootama (Hartel *et al.*, 2007). Populatsioonides, mille asurkonna alale jääb mitu sigimisveekogude kogumit on leitud, et isastel esineb teatav sigimispaigatruidus, kus 95% isasloomadest naaseb igal aastal samade kudemisveekogudega alale sigima, kust nad ise algselt pärinesid (Sinsch, 1988). Suuremad isasloomad on sigimishooajal veekogu ääres hajusalt paigutunud ja veedavad enamus õhtust lauldes (Wells, 2007). Hapniku tarbimise mõõtmise abil on välja selgitatud, et akustiliste signaalide esitamine on kahepaiksetele energeetiliselt kulukas (Voituron *et al.*, 2012). Sealjuures esineb morfoloogiline seos kehasuuruse, signaali energeetilise kulu ja kõla vahel, kus suuremad isasloomad vajavad kutsumiseks vähem hapniku ning nende kutsung on emastele atraktiivsem (Humfeld, 2008; Voituron *et al.*, 2012). Sigimistöenäosuse suurendamiseks valivad kehvema füüsilise konditsiooniga või väiksemad isased, kelle kutsung on emastele vähem atraktiivne, tihti satelliit-isase taktika, ümbritsedes suuremaid isasloomi lootuses paarituda nende kutsungi peale kohale tulnud emasloomadega (Tejedo, 1992; Humfeld, 2008; Voituron *et al.*, 2012). Viljastamisele eelneb ampleksus, mille käigus isasloom hoiab tugeva haardega emasloomast kinni ja stimuleerib emast munema, viljastades munad koheselt peale väljutamist (Wells, 2007). Satelliit-isastel õnnestub harvem emastega ampleksust saavutada ja nende sigimisedukus on madalam kui suurematel ja intensiivselt kutsuvatel isastel (Tejedo, 1992; Wells, 2007). Kudulindi, millest paari nädala jooksul kooruvad kullised, koeb emane sooja ja madalaveelise sigimisveekogu äärealale (Buckley & Beebee, 2004; Hartel *et al.*, 2007; Wells, 2007). Metamorfoosi läbinud juveniilid lahkuvad paar nädalat peale moonde lõppemist kudemisalalt ja suunduvad toiduotsingutele sigimisveekogudest kuni 2 km raadiusesse (Sinsch, 1997). Tagasi kudemisalale naasevad nad alles suguküpsuse saabumisel (Hartel *et al.*, 2007). Inglismaal on kõrede emasloomade sigimiskäitumist põhjalikult uuritud ja on selgunud, et ligikaudu pooled emasloomad võivad sigimisperioodi vahele jätta (Denton & Beebee, 1993b; Beebee & Denton, 1996), seda eriti ebasoodsate sigimistingimuste korral (Banks & Beebee, 1986; Jensen *et al.*, 2003). Isasloomadel on küll täheldatud, et osa isendeid viibib sigimisveekogus teistega võrreldes märgatavamalt lühemat aega, kuid sigimisperioodi täielikku vahelejätmist pole siiani raporteeritud (Denton & Beebee, 1993b). Samas on isasloomade sigimiskäitumist vähem uuritud.

1.4 Kõrede populatsiooniuringud ja tulemusi mõjutavad tegurid

Võrreldes teiste meil levinud kahepaiksetega on kõredel omadusi, mis isendite loendamist lihtsustavad: näiteks sigimisperioodil kutsuvate isaste kõlav hää, mis ulatub vähemalt kilomeetri kaugusele ning kergendab seeläbi sigimisveekogude leidmist. Oluline on ka, et selle liigi isendid, kudu ja kutsung on teiste Euroopa päriskonnalistega võrreldes kergesti eristatavad (Buckley & Beebee, 2004). Lisaks on kõredel isendispetsiifiline ja ajas muutumatu kõhu- ja seljamuster, mis võimaldab neid populatsiooni-siseselt visuaalselt eristada (Denton & Beebee 1993b). Inglismaal, kus kõred on samuti äärmiselt ohustatud, on seire käigus arvatud ka moonde läbinud juveniilsete isendite indeksit, mis on küll oluline näitamaks, kui paljudest kudunööridest koorunud kulleseid arengu läbimiseni jõuavad, kuid samas täheldati, et populatsiooni muutuste näitajana on sellise indeksi kasutamine suhteliselt ebausaldusväärne (Buckley & Beebee, 2004).

Sigimisperiood on parim aeg uuringute läbiviimiseks, sest siis kogunevad muidu varjulise eluviisiga kõred sigimisveekogude ümbrusesse häälitsema ja neid on võimalik korraga suuremal arvul üles leida. Seetõttu on populatsioonide arvukuse uuringute aluseks tavaliselt isasloomade loendused. Emasloomade arvukus tuletatakse sageli kudunööride loendustest, kuna üks emasloom koeb aktiivsusperioodi jooksul ühe kudunööri ning kudunööride arv võrdub sigimises osalenud emasloomade arvuga (Buckley & Beebee, 2004).

Kui õhutemperatuur jääb alla 5°C on kõrede sigimisaktiivsus väga madal ja nad ei kogune sigimisveekogudesse (Banks & Beebee, 1986). Lisaks temperatuurile mõjutab sigimisaktiivsust ka õhuniiskus, sest pärast pikka kuivaperioodi langeb lompide veetase, nende atraktiivsus loomadele kahaneb ning kõred ei koonu enam sigimisveekogudesse (Banks & Beebee, 1986, 1987). Võimaluse korral tuleks populatsiooni arvukuse uuringuid läbi viia mitmel järjestikusel aastal, kuna osadel kahepaiksetel on leitud, et ligi pooled täiskasvanud emastest ei pruugi iga-aastaselt sigida ning kudevate emaste proportsioon on seda suurem, mida sademeterohkem on kevad (Denton & Beebee, 1993b; Skelly *et al.*, 2003).

Kõrede arvukuse hindamiseks on kasutatud mitmeid erinevaid meetodeid. Varemalt leidis palju kasutust populatsiooni elujõulisuse hindamine läbi isasloomade akustilise kutsungi tugevuse, kuid nüüdseks on selgunud, et tegu on ebausaldusväärse ja populatsiooni arvukust ülehindava meetodiga (Buckley & Beebee, 2004). Lisaks on kõrede uuringuteks

kasutatud püük-taaspüük meetodit, kus isendeid märgistatakse invasiivselt, kas varvaste eemaldamise teel (*toe-clipping*), kodeeritud mikrokiipidega või raadiotelemeetriiliste vahenditega (Denton & Beebee, 1993a ,b; Denton, 1996; Sinsch, 1997; Buckley & Beebee, 2004). On leitud, et invasiivsete meetodite abil isendite märgistamine võib põhjustada infektsiooni, vähendada loomade elumust ning paljunemisedukust (Golay & Durrer, 1994; McCarthy *et al.*, 2009). Seetõttu on invasiivsete märgistusmeetodite kasutamine ebaetiline uurimismeetod, eriti ohustatud liikide puhul (Golay & Durrer, 1994). Ainukeseks teadaolevaks mitteinvasiivseks isendite tuvastamise meetodiks on fotoidentifitseerimine ehk isendite tuvastamine fotodelt isendispetsiifilise kehamustri järgi (Soomets, 2013). Isaste kõrede loendamise püük-taaspüük meetodil teeb keerukaks asjaolu, et sigimisveekogudesse kogunevad nad alles pimedas ning pika sigimisperioodi tõttu tuleb isasloomi pildistamas käia korduvalt (Banks & Beebee, 1986; Buckley & Beebee, 2004).

Levinuimaks meetodiks emasloomade arvukuse hindamisel on kudunööride loendus (Buckley & Beebee, 2004). Kudunööride abil emaste arvukuse hindamise peamine eelis on see, et välitööde läbiviimise aeg ei sõltu ilmastikust ning erinevalt isasloomade loendusest saab kudunööre loendada päevasel ajal. Loendus võtab püük-taaspüük meetodiga võrreldes vähem aega ning nõuab harvemalt sigimisveekogude külastust (Crouch & Paton, 2000; Jensen *et al.*, 2003; Buckley & Beebee, 2004). Peamiseks miinuseks populatsiooni parameetrite muutuste jälgimisel ainult kudunööride loendamise teel on kudunööride produktsiooni kõikumine olenevalt kevadisest sademete hulgast ja suutmatust kokku viia konkreetset isendit konkreetse kudunööriga. Viimane oleks aga vajalik välja selgitamiseks, kas kudemisalal käinud emased sigivad iga-aastaselt või jätavad mõne aasta vahele (Banks & Beebee, 1986; Denton & Beebee, 1993b; Crouch & Paton, 2000; Jensen *et al.*, 2003; Buckley & Beebee, 2004). Kuigi kudunööride loendus ei ole alati täpne populatsiooni suurust peegeldav näitaja, saab selle kaudu kõige usaldusväärsemalt hinnata emasloomade osakaalu populatsioonis ja nende poolt enim eelistatud sigimisveekogusid (Buckley & Beebee, 2004).

2. Materjal ja metoodika

Välitööd veekogude tunnuste mõõtmiseks ning veekogudesse termologerite paigaldamiseks viis läbi töö autor koos juhendaja Elin Soometsa ja kaasjuhendaja Riinu Rannapiga. Kõresid käisid sigimisperioodi jooksul pildistamas töö autor (16 korral) ja Riinu Rannap (9 korral). Kahel esimesel pildistamisõhtul toimusid välitööd ühiselt. Päevased kudunööride loendused viis läbi töö autor, kes ka tehtud fotode alusel tuvastas erinevatel kuupäevadel ja erinevates veekogudes sigimas käinud isendid, mõõtis isendite kehapikkused ja koostas saadud andmete põhjal analüüsideks vajalikud tabelid. Töö autor tegi programmiga R-Studio andmeanalüüsid ning kujundas tulemusi illustreerivad joonised. Elin Soomets arvutas programmiga MARK välja isasloomade populatsiooni hinnangulise suuruse.

2.1 Välitöö ala

Välitööd toimusid ühes Euroopa põhjapoolseimas kõre asurkonnas Läänemaa-Suursoo looduskaitsealal. Sealne Veskijärve asurkond asub lähimast teadaolevast kõre populatsioonist 17 km kaugusel. Kahte asurkonda eraldavad laialdased kõrelele läbimatud metsaalad (Beebee, 1996). Veskijärve asurkond asustab ligi 10 ha suurust taasavatud luitemaastikku, kuhu jääb ka 16 potentsiaalset sigimisveekogu. Tegemist on Eesti ühe arvukaima kõreasurkonnaga (Soomets, 2013). Sigimisveekogude paigutus võimaldab terve asurkonna läbi käimist ühe pildistamisöö jooksul. Sigimisveekoguna käsitletakse antud töös kõre populatsiooni alale jäävaid ajutisi lompe, kus kevadel isasloomad häälitsevad ja emased käisid kudemas (LISA 1). Isaste kõrede arvukuse võimalikult täpseks hindamiseks ja sigimislompide valiku jälgimiseks kasutati isendite püük-taaspüük meetodit. Selleks külastati kõiki elupaigas leiduvaid potentsiaalseid sigimisveekogusid (N=16) korduvalt kogu aktiivse sigimisperioodi vältel ning püüti ja pildistati kõik sigimisveekogudes leitud kõred.

Enne sigimisperioodi algust (12.04.2016) mõõdeti lompide sügavust, pindala, vee pH ja elektrijuhtivust ning paigaldati kõikidesse lompidesse Tinytag Plus 2 andmelogerid veetemperatuuri mõõtmiseks. Logerite mõõtmisotsikud paigaldati vette 10 cm sügavusse iga lombi põhjapoolsele kaldale, kuna ligikaudu sellisel sügavusel asetsevad tavaliselt Eestis kõrede kudunöörid (Rannap, avaldamata andmed). Veetemperatuur registreeriti automaatselt iga 30 minuti tagant kuni sigimisperioodi lõpuni.

2.2 Isendite püük-taaspüük

Välitöid alustati kevadel, kui öine õhutemperatuur oli päikese loojangul üle 5°C. Alates sigimisperioodi algusest (17. aprillist) toimusid välitööd kõikidel õhtutel, mil õhutemperatuur oli sigimisaktiivsuseks sobilik, olles vähemalt 5°C või kõrgem (Banks & Beebee, 1986). Lisaks jälgiti sademeid, sest pikemate põuaperioodide ajal muutuvad kõred inaktiivseks (Banks & Beebee, 1986). Kokku kestis 2016. aasta sigimisperiood 17. aprillist kuni 20. juunini. Sellel ajavahemikul oli 20 sigimisaktiivsuseks sobilike ilmastikuparameetritega õhtut. Lisaks pildistati üksikuid kõresid ka seitsmel sigimiseks ebasoodsal õhtul, mis olid aktiivseks sigimiseks liiga külmad või kuivad. Kokku käidi sigimisperioodi jooksul kõresid pildistamas 27 korral. Välitöid alustati peale päikese loojumist, umbes kell 22.30, kui isasloomad veekogudes häälitsema hakkasid. Kõik potentsiaalsed sigimisveekogud käidi järjest läbi. Ühes veekogus ja selle kaldaalal olnud isendid püüti käsitsi kinni ning paigutati puhtasse kogumisämbrisse. Igast kõrest tehti kaks fotot - üks kõhu- ja teine seljamustrist. Ampleksuses olnud paaride puhul pildistati vaid isaslooma selg (paari veest välja võtmata). Kõikide isendite fotodele märgiti juurde kuupäev, veekogu number ja pildistatud isendite sugu ning lasti loomad seejärel samasse sigimislompi tagasi. Olenevalt kõrede arvukusest lompides, kestis pildistamine 2,5–4 tundi. Seetõttu alustati pildistamist igal õhtul erinevas, juhuslikult valitud lompide järjekorras. Pildistamiseks kasutati Olympus E-500 digitaalset peegelkaamerat, objektiivi sügavusega 35 mm. Pildistamise ajaks paigutati iga loom 10x13 cm mõõtmetega spetsiaalsesse pleksiklaasist karpis, mille külgedele oli lisatud millimeetri täpsusega joonlaud isendite hilisemaks kehapiikkuse mõõtmiseks ninamikust kloaagini (SVL e. *snout-to-vent length*). Loomadele üleliigse stressi tekitamise vältimiseks käsitseti igat looma maksimaalselt 30 sekundit ja vabastati seejärel sama lombi kaldapiirkonda, kust nad olid eelnevalt kinni püütud. Välitööde ajal tehti 449 fotot kõrede selja- ja/või kõhumustrist, millest 357 (79%) moodustasid isasloomad, 48 (11%) emasloomad ja 44 (10%) ampleksuses isasloomad.

2.3 Kudunööride loendus

Emasloomad viibivad sigimisveekogus ainult lühiajaliselt lahkudes koheselt peale kudemist, et vältida kiskjate saagiks langemist, keda isaste häälitsemine kohale võib meelitada (Lodé *et al.*, 2005; Hartel *et al.*, 2007). Kuna emasloomi kohtab sigimisperioodil

isasloomadest harvem, siis on püük-taaspüük meetod emaste arvukuse hindamiseks ebasobiv. Kõre populatsioonis on sugudevaheline suhe enamasti 1:1, kuid väiksemates asurkondades võib populatsiooni arvukus nihkuda emasloomade suurema osakaalu poole (Denton & Beebe, 1993a). Sellest tulenevalt võib emasloomade arvukuse hindamine isasloomade arvukuse alusel olla ebatäpne. Kuna Vesikjärve kõre asurkond on suhteliselt väikesearvuline (hinnanguline suurus 330 isendit, Soomets 2013) on alust arvata, et seal ei pruugi sugudevaheline suhe olla 1:1. Seetõttu kasutati emasloomade arvukuse hindamisel kudunööride loendust.

Sigimises aktiivselt osalenud emasloomade arvukuse täpsemaks väljaselgitamiseks käidi päevasel ajal sigimisveekogudes regulaarselt kõrede kudunööre lugemas. Kuna iga sigima tulnud emasloom koeb sigimisperioodi jooksul tavaliselt ühe kudunööri (Denton, 1996; Crouch & Paton, 2000), siis vastab kudunööride arv antud aastal siginud emasloomade arvule. Kudunööride loendamist lihtsustab asjaolu, et kudunöörid koetakse tavaliselt veekogu madalaveelisse ja vähese taimestikuga ossa, teiste konnade kudust eemale (Buckley & Beebe, 2004). Sigimisperioodi lõpus summeeriti kõik loetud kudunöörid saades nii siginud emasloomade üldarvukuse. Kokku käidi kudunööre sigimisperioodi jooksul loendamas kuuel korral. Vältimaks sama kudunööri korduvat loendamist, tähistati iga kudunöör peale esmast lugemist vette torgatud vaia abil. Kudunööride arv on hea indikaator emasloomade arvukuse hindamiseks, mida on laialdaselt kasutatud ka Iirimaa, Inglismaal ja USA-s (Crouch & Paton, 2000; Buckley & Beebe, 2004; Aubry *et al.*, 2012).

2.4 Kõrede fotoidentifitseerimine

Igal kõre isendil on ainuomane kõhu- ja seljamuster, mis püsib looma eluea jooksul muutumatuna (Denton & Beebe 1993b; Golay & Durrer, 1994) võimaldades isendite identifitseerimist fotode abil. Kiiremaks ja täpsemaks isendite tuvastuseks kasutati vabavarana saadaolevat interaktiivset indiviidide identifitseerimise süsteemi I³S Pattern⁺ 4.1 programmi. Selleks pildistati kõigi sigimisperioodi jooksul veekogudes kohatud kõrede selja- ja kõhumustrid, mille alusel on loomi hiljem võimalik isendi täpsuseni tuvastada. I³S Pattern⁺ programmis märgitakse kõigepealt fotol ära kolm võtmepunkti (ninamik ja kõhu küljed), mille alusel programm arvestab välja, kui lähedalt või kaugelt on foto tehtud. Seejärel tähistatakse fotol identifitseeritav ala, mis jääb kolme võtmepunkti vahele. Viimase sammuna märgitakse ära huvipakkuvad mustri laigud, mis redutseerib pildi kahele

väärtusele – muster ja taust (LISA 2.a). Pildist väljalõigatud 2D mustri osast luuakse algoritmi abil laikude keskele ja selle ümbrusesse identifitseerimise aluseks olev ellipsite võrgustik, mis võimaldab võrrelda laikude suurust, kuju ja paiknemist üksteise suhtes ülejäänud andmebaasi lisatud mustritega. I^3S Pattern⁺ pakub võrdluseks 50 lähimat kõhumustri vastet alustades kõige sarnasemast. Lõplik pildi ekstraheerimine ja identifitseerimine, mis määrab, kas tegu on korduse või uue isendiga, tehakse visuaalselt tuvastaja poolsele vaatlusel 50 pildi hulgast, mis algoritmi mõõtmistulemustelt olid sarnasemad võrdluse aluseks olnud pildiga (LISA 2.b). Isendi määramise kontrollimiseks võrreldi seejärel sama kõre seljamustrist tehtud pilti andmebaasis olevate seljafotodega. Kui kumbki muster ei klappinud eelnevatega, siis määrati isend uueks indiviidiks ja sisestati pilt koos unikaalse koodiga andmebaasi. Varem tuvastatud isendid lisati andmebaasis olemasolevate isendite kordustena. Kuna ampleksuses olevaid isendeid ei lahutatud ja veest välja ei võetud, siis pole ampleksuses olnud emasloomi võimalik identifitseerida. Ampleksuses olnud isastest tehti ainult seljapilt, mida kasutati looma tuvastuseks, võrreldes seda vaatlusperioodil kogutud seljafotode andmebaasis olevate isenditega. Fotoidentifitseerimine on hea meetod äärmiselt ohustatud kõrede sigimiskäitumise ja populatsioonidünaamika uurimiseks loomi otseselt kahjustamata (Soomets, 2013). Isendite identifitseerimine võimaldab kindlaks teha erinevate isendite aktiivse sigimisperioodi pikkuse (viibimise sigimisveekogus), sigimisedukuse (ampleksuste arvu) ja sigimisveekogude eelistuse.

2.5 Kõrede kehapikkuste mõõtmine

Kahepaiksed kasvavad kogu elu vältel, mistõttu on kehapikkuselt suuremad isendid enamasti ka vanemad. Vanuse täpsemaks väljaselgitamiseks kasutatakse invasiivseid skeletokronoloogilisi (*toe-clipping*) meetodeid (Leary *et al.*, 2005; Leskovar *et al.*, 2006). Denton & Beebe (1993b) viisid Inglismaal läbi uuringu, mille põhjal on näidatud, et kõrede kehapikkus korreleerub skeletokronoloogiliselt tuvastatud vanusega. Kuna kõre on ohustatud liik, siis antud töös hinnati isendite vanust indikaativselt – kehapikkuse alusel, et uurida isendi vanuse ja sigimiskäitumise vahelisi seoseid. Kõrede SVL pikkuse mõõtmine järgnes isendite identifitseerimisele. Selleks valiti igast isendist kokku kuni kuus spetsiaalses karbis tehtud kõhu- ja seljafotot, mille põhjale oli kinnitatud 1mm² ruutudega mõõteleht hilisemaks digitaalse joonlaua võimalikult täpseks kalibreerimiseks ning mõõdeti kõrede

pikkused kasutades Image_J programmi. Sama tarkvara on kasutaud ka näiteks salamandri *Salamandra corsica* (Beukema, 2011) ja sisaliku *Sceloporus occidentalis* kehapikkuse mõõtmiseks fotode järgi (Lambert *et al.*, 2012). Korduvmõõtmisi sooritati selleks, et vähendada mõõtmisest või kalibreerimisest tulenevaid ebatäpsusi. Saadud tulemuste põhjal arvutati keskmine SVL väärtus, mida kasutati edasistes analüüsides ning mille alusel jaotati isendid kolme vanuseklassi: noored (<5 cm), täiskasvanud isendid (5–7 cm) ja vanad isendid (>7 cm). Kõrede kehapikkuste mõõtmistäpsuseks oli 0,1 cm. Kaasaegsete digitaalsete joonlaudade kasutamise eeliseks on see, et looma käsitletakse lühemat aega ning püütakse minimeerida isendile tekitatavat stressi.

2.6 Statistiline analüüs

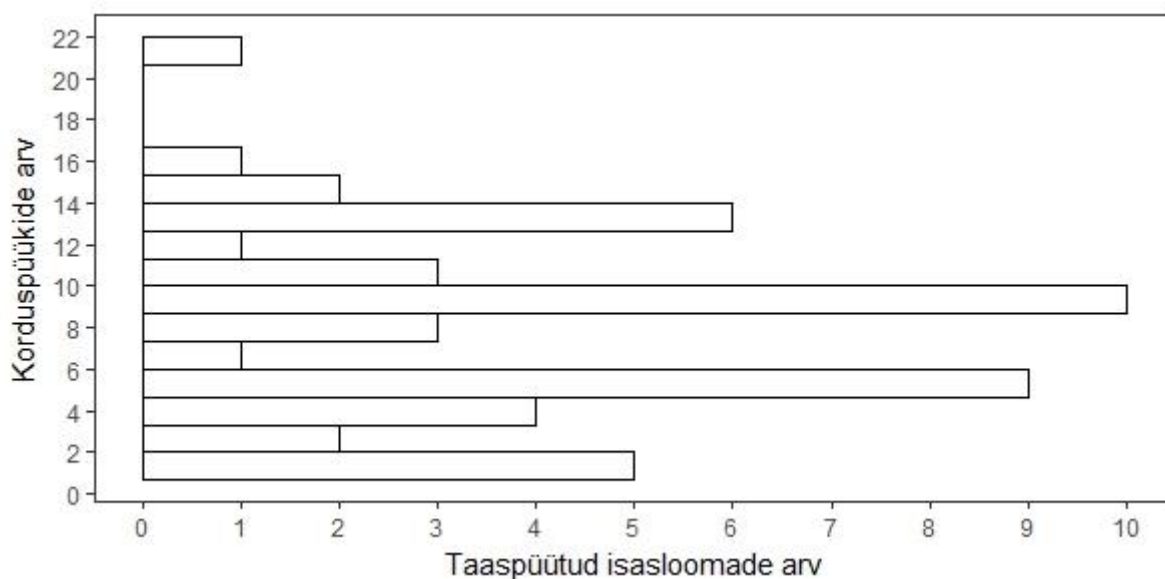
Kõrede asurkonna arvukuse hindamisel kasutati Comarck-Jolly Seber'i (CMR) püük-taaspüük mudelit POPAN (vabavaraline programmiga MARK; White & Burnham, 1999). Mudeli parameetriteks olid: isendi ellujäämustõenäosus (ϕ), püügitõenäosus (p), emigratsioon (PENT) ning populatsiooni suurus (N). Parameetrite väärtused olid kas ajas muutuvad (t) või konstantsed (.). Sobivate mudelite valik tehti väikseima nullist erineva AICc väärtuse põhjal.

Isaste sigimisveekogudesse saabumise kohordi ja amplekste arvu seose olemasolu väljaselgitamiseks isendite kehapikkusega kasutati dispersioonanalüüsi (ANOVA) programmis R-Studio. Sama programmiga viidi ka läbi Spearmani astakorrelatsioon kudunöörade rohkuse ja sigimisperioodi jooksul veekogudes kutsunud isasloomade vahel, tehti t-test analüüs sigimispaiga truuduse ja isasloomade kehapikkuste vahel, hii-ruut test sigimispaiga truuduse ja ampleksuste arvu vahelise seose väljaselgitamiseks. Lisaks koostati kõrede sigimisveekogude parameetrite vahel logistiline regressioonimudel ning kujundati kõik illustreerivad joonised.

3. Tulemused

3.1 Kõrede püük-taaspüük

Fotoidentifitseerimisel selgus, et 2016.a. sigimisperioodil pildistati kokku 48 isaslooma ja 35 emaslooma. Isasloomade taaspüügiprotsendiks oli 98,9% ja emasloomadel 27,1%. Selgus, et 48-st isasloomast 47 pildistati rohkem kui ühel korral (joonis 2), sealjuurest 35-st emasloomast kohati korduvalt ainult 10 isendit.



Joonis 2. Isasloomade korduspüükide arv.

3.2 Populatsiooni arvukus

Sigimishooaja jooksul loendati kokku 65 kudunööri, mille põhjal võib öelda, et 2016. aastal käis Veskijärve asurkonnas sigimas 65 emaslooma. Lisaks võib kudunööri loenduse põhjal öelda, et sigimas käis 21 (32,3%) emaslooma rohkem kui nähti amplexuses olnud emasloomi (N=44) ning 30 (46,2%) emaslooma rohkem kui õnnestus fotoidentifitseerimisel tuvastada.

Veskijärve populatsiooni isasloomade arvukuse leidmiseks kasutati isendite taaspüügi tulemusi arvestavat POPAN mudelit. Kõige sobivamateks mudelite vormideks antud andmetega osutusid $\phi(.)p(.)\text{pent}(.)N(t)$ ja $\phi(.)p(.)\text{pent}(.)N(.)$ (tabel 1), mis on ülesehitatud viisil, kus püügiperioodi jooksul ei muutu isendi ellujäämistõenäosus. Kuna

tegu on eraldatud populatsiooniga ning isendite püüdmiseks ja pildistamiseks kasutati terve sigimisperioodi jooksul sama meetodit, kus igal pildistamisõhtul käidi läbi kõik sigimisveekogud, on ka isendi tõenäosus püütaks saada ning emigratsioon ajas muutumatud. Mudeli alusel võib täiskasvanud isasloomade arvukus Vesikjärve kõrepopulatsioonis küündida kuni 55 isendini. Vesikjärve kõrepopulatsiooni sigimisealiste isendite koguarvukus on seega 120 isendit.

Tabel 1. Sobivad mudelid Vesikjärve kõreasurkonna arvukuse leidmiseks

Mudel	N	phi	p	PENT	Model likelihood	Deviance	No. par	AICc
phi(.)p(.)pent(.) N(t)	48,37- 55,68	0,93- 0,98	0,96- 0,96	0,15- 1,0	0	12797,43	3	13175,13
phi(.)p(.)pent(.) N(.)	48,37- 55,68	0,93- 0,98	0,96- 0,96	0,15- 1,0	0	12799,15	2	13174,82

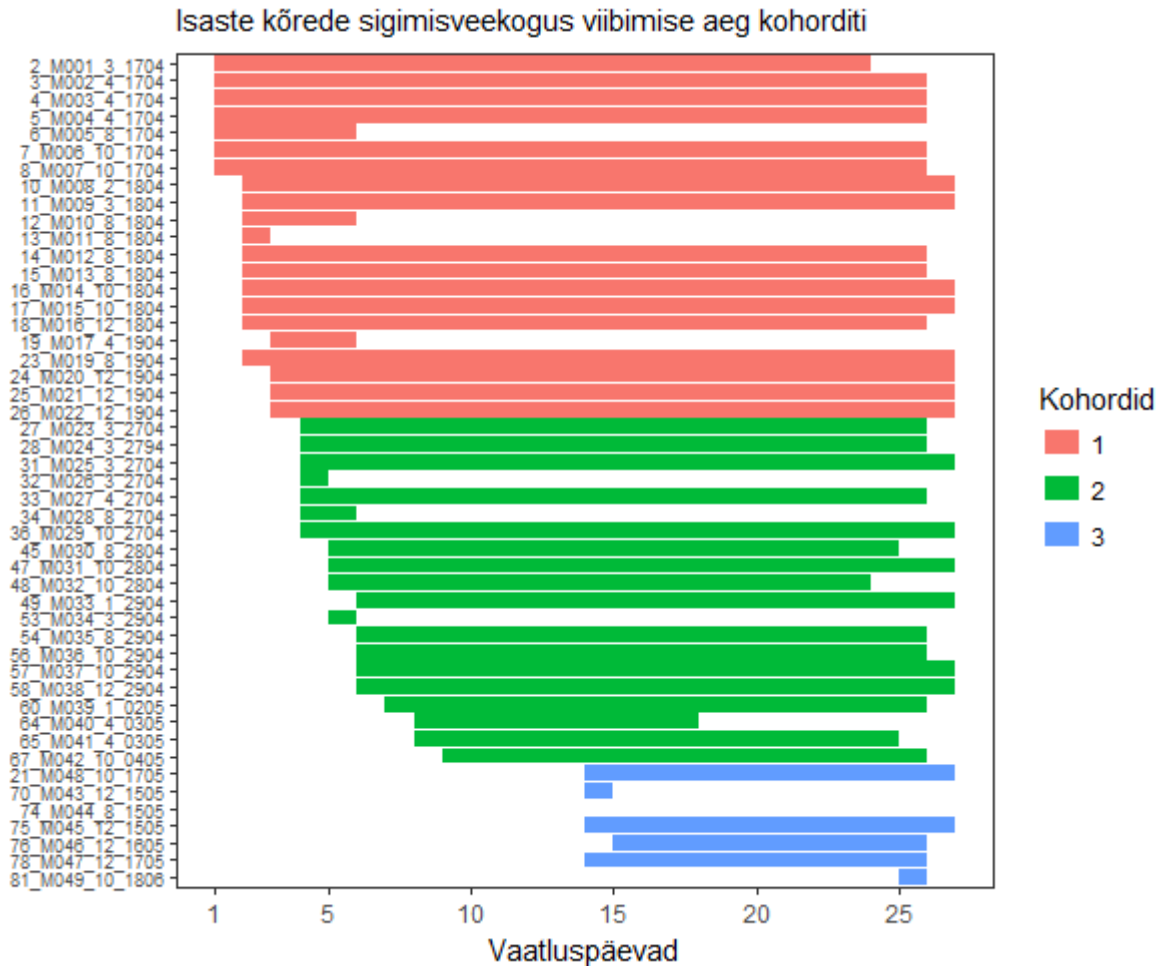
ϕ – ellujäämistõenäosus; p – püügitõenäosus; PENT – emigratsioon; N – superpopulatsiooni suurus; (.) – konstantne suurus; (t) – ajas muutuv suurus; AICc* – Akaike kriteerium

3.3 Isasloomade sigimisstrateegiad

3.3.1 Isasloomade sigimiskohordid

Kogu sigimisperioodi hõlmav kõre populatsiooni jälgimine võimaldas eristada kolme sigimisperioodi, mille vahele jäid ebasoodsatest ilmastikuoludest (madalad õhutemperatuurid, põuaperioodid) tingitud sigimispausid. Fotoidentifitseerimise käigus tuvastati ka isasloomade saabumine sigimispaika. Sigimispaika saabumise alusel võib isasloomad jagada kolmeks kohordiks: varajased saabujad (1. kohort), keskmised saabujad (2. kohort) ja hilised saabujad (3. kohort). Varased saabujad tulid sigimisveekogudesse niipea, kui õhu- ja veetemperatuurid olid sigimiseks sobivad (õhutemperatuur kella 22:00 paiku $\geq 5^{\circ}\text{C}$), 17. –19. aprillil, moodustades 44% (N=21) isasloomadest. Külmade ööde tõttu sigimine vahepeal seiskus ning jätkus aprilli lõpul, mil sigimisveekogudesse lisandus 20 (42%) uut sigijat, moodustades keskmiste saabujate kohordi (27. aprill–7. mai). Kuivade ilmastikuolude tõttu vaibus sigimine üheks nädalaks ning jätkus pärast vihmasadu 14. mail. Viimasel sigimisperioodil (3. kohort) lisandus 7 isaslooma (15%), kes saabusid sigimisveekogudesse mai keskpaigast sigimisperioodi lõpuni (14. mai–20. juuni). Kõige viimane identifitseeritud isasloom saabus sigimisveekokku 18. juunil. Seejuures viibis enamus varasemate kohortide liikmeid sigimispaias aktiivse sigimisperioodi lõpuni (joonis

3). Selliseid isendeid, keda sigimisperioodi viimases (kolmandas) etapis sigimisveekogudes ei kohatud, oli vaid 7 (15%). Kõigist Vesikjärvel tuvastatud isasloomadest 79% viibis sigimispaigas ka viimasel neljal pildistamise õhtul enne sigimisperioodi lõppu, olenemata nende saabumise ajast.



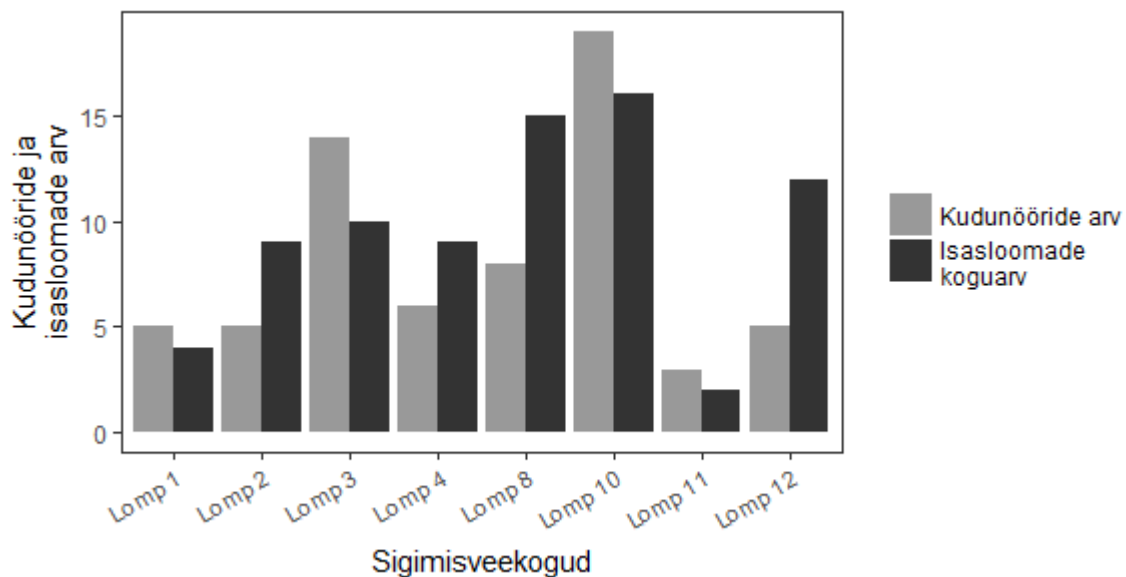
Joonis 3. Isaste kõrede sigimiskohordid ja isendite sigimisveekogus veedetud aeg.

3.3.2 Sigimisveekogud ja nende vaheline liikumine

Uuritud 16 ajutisest veekogust sigisid kõred pooltes (N=8; LISA 1). Lisaks sigimisveekogudele võis üksikuid kõresid kohata veel neljas veekogus (nr 5; 6; 7 ja 16; LISA 1), kus loomad võisid käia toitumas või enne sigimist soojenemas. Väljaspool aktiivse sigimise aega oli lombis nr 6 kuulda üksikuid isasloomi häälitsemas, aga ühtegi kudunööri nendest veekogudest ei leitud, mistõttu ei käsitleta neid antud töös sigimisveekogudena. Erinevusi sigimisveekogude ja nende veekogude, kus kõred ei siginud, vahel logistilise

regressioonimudel abil ei leitud. Veekogud ei erinenud ei vee sügavuse ($z = -0,84$; $p=0,39$), pH ($z = 1,47$; $p=0,14$) ega üldise veetemperatuuri ($z = -0,45$; $p=0,65$) poolest. Ka isasloomade aktiivse häälitsemise alguses (kell 22:30) mõõdetud veetemperatuur ei erinenud veekogude vahel ($z = 0,12$; $p=0,65$). Ainus statistiliselt oluline erinevus esines vee elektrijuhtivuses ($z = 2,38$; $p=0,01$), kus sigimisveekogud olid suurema elektrijuhtivusega. Sigimisveekogudest optimaalseim oli lomp nr 10, kust sigimisperioodi jooksul loendati 19 kudunööri (29%), järgnesid 14 kudunööri (22%) lomp nr 3 ning 8 kudunööri (12%) lomp nr 8 (joonis 4). Veekogudes, kus oli rohkem isasloomi, oli ka rohkem kudunööre (joonis 4), seega kudunööri arv sigimisveekogus korreleerus sigimisperioodi vältel loendatud maksimaalse isasloomade arvuga samas veekogus (Spearmani astakorrelatsioon $r=0,91$; $p < 0,001$).

Keskmiselt pildistati ühte isaslooma 2016. a. sigimishooaja jooksul 8,4 korda, mis võimaldab jälgida isasloomade veekogu truudust sigimisperioodi vältel. 48-st identifitseeritud isasloomast 46% olid paigatruud ehk leiti kõigil kohatud õhtutel samast sigimislombist. Ülejäänud 54% vahetasid sigimishooaja jooksul veekogu. Viimastest 14 (54%) vahetas sigimislompi ainult ühel korral sigimisperioodi vältel, ülejäänud 12 isaslooma (46%) tegid seda 2-5 korda. Kõikidest korduvalt veekogusid vahetavast 12 isendist 10 (83%) naases sigimisperioodi lõpuks tagasi lompi, kust nad kevadel sigimishooaega alustasid. Sigimises osalemise erinevust (ampleksuste arvu) paigatruude ja ringirändavate isasloomade vahel ei esinenud (hii-ruut test; $p=0,29$).

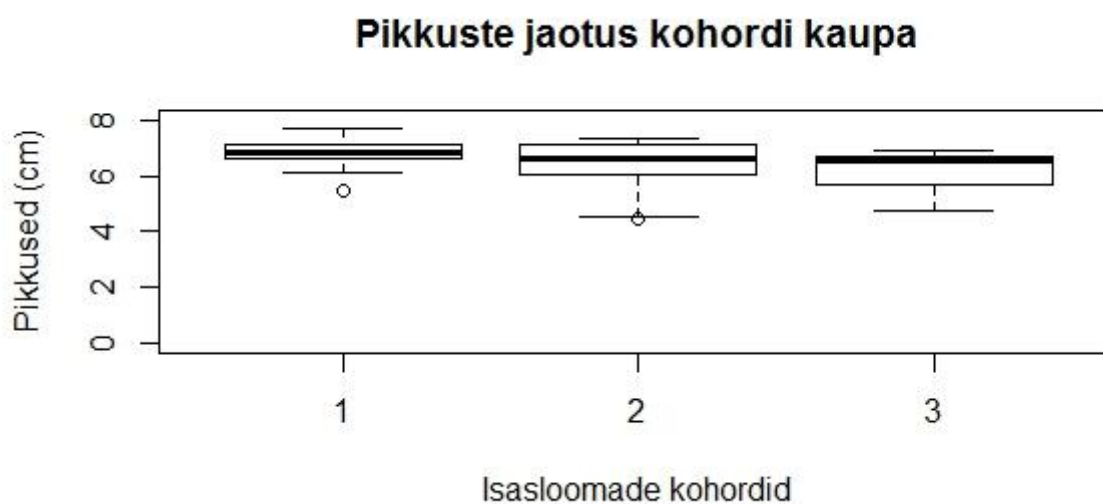


Joonis 4. Kudunööri ja sigimishooajal kutsuvate isaste koguarv sigimisveekogudes.

3.3.3 Isasloomade vanuseline struktuur ja seos sigimiskäitumisega

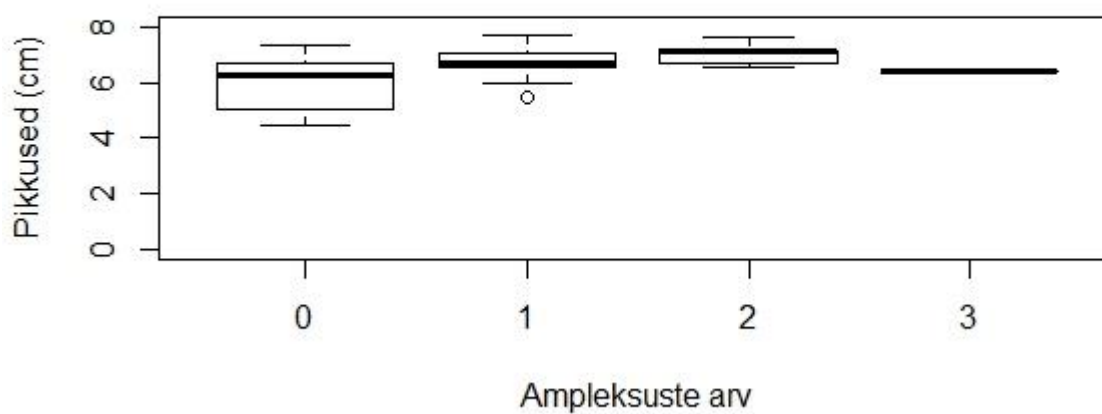
Kõikidel isasloomadel mõõdeti SVL pikkus, mida kasutati vanuse kaudse indikaatorina. Vanuseklassidesse jaotamise järel selgus, et kõige rohkem leidis 5–7 cm pikkusi täiskasvanud isendeid (N=30; 63%), > 7 cm pikkusi eakaid isendeid oli 15 (31%) ning kõige vähem alla 5 cm pikkuseid noorloomi (N=3; 6%).

Antud töös uuriti, kas esineb seost saabumiskohordi ja isaslooma kehapikkuse vahel. Selgus, et kuigi isaste keskmine pikkus kaldus esimestes kohortides olema viimasest suurem (joonis 5), siis statistiliselt olulist seost erinevaid saabumiskohorte moodustavate isasloomade pikkuste vahel ei tuvastatud (ANOVA: $F=2,87$; $df=2$; $p=0,067$). Erinevus võib osutada oluliseks suurema valimi puhul, kus hiliste saabujate kohordis oleks rohkem vaatlusi. Samuti ei leitud seost sigimispaiga truuduse ja isaslooma pikkuse vahel ($t = -0,87$, $df = 46$, $p = 0,38$) Isaslooma sigimises osalemise edukust hinnati tuvastatud amplexuste arvu järgi. Isaste kehapikkus ja amplexuste arv olid omavahel olulises seoses (ANOVA: $F=15,6$; $df=1$; $p=0,0003$), kus pikematel (vanematel) isenditel esines sigimisperioodi jooksul rohkem amplexusi kui lühematel (noorematel) isastel (joonis 6).



Joonis 5. Isasloomade kehapikkuse jaotus sigimiskohortide kaupa. Kastid tähistavad pikkuse jaotuse kvartiile, vurrud usutavat suurimat ja väikseimat väärtust ning jooned kohortide pikkuste mediaane.

Isaloomade kehapikkuste jaotus ampleksuste kaupa



Joonis 6. Isaloomade kehapikkuste jaotus ampleksuste arvu alusel. Kastid tähistavad pikkuse jaotuse kvartiile, vurrud usutavat suurimat ja väikseimat väärtust ning jooned pikkuste mediaane ampleksuste arvu alusel.

4. Arutelu

Kahepaiksete arvukus on viimastel aastakümnetel kogu maailmas langemas ja see tekitab vajaduse regioonispetsiifiliste kaitsemeetmete väljatöötamise järele, mis oleks kohandatud liigi vajadustega asurkonna geograafilist paiknemist ja antud ala ohutegureid arvesse võttes (Stuart *et al.*, 2004; Boone *et al.*, 2007; Rannap *et al.*, 2015). Populatsiooniuringud, mis on läbi viidud erinevatel laiuskraadidel on näidanud, et kahepaiksetel esineb regionaalset varieeruvust sigimiskäitumises, elupaiga tunnustes, arengukäigus ja eluea pikkuses (Hartel *et al.*, 2007; Sinsch *et al.*, 2010; Rannap *et al.*, 2012; Ludwig *et al.*, 2015; Rannap *et al.*, 2015; Sinsch, 2015). Elukäigutunnuste geograafilise varieerumine tekitab vajaduse levila eri piirkondades ja erinevatel laiuskraadidel läbiviidavate populatsiooniuringute järele, et selgitada muuhulgas välja milliseid kaitsemeetmeid on vastavalt regionaalsetele eripäradele vajalik ja mõttekas rakendada. Samuti tõstatub vajadus efektiivsete ja usaldusväärsete seiremeetodite järele, mis võimaldaksid adekvaatselt hinnata populatsioonide suurust ja arvukuse muutusi ning sedakaudu ka rakendatud kaitsemeetodite edukust (Buckley & Beebee, 2004). Kõre on üks enim uuritud kahepaikseid Euroopas (Hartel *et al.*, 2007), tänu millele on olemas küllaldaselt taustinformatsiooni levila lõuna-, kesk- ja lääneosa asurkondade kohta. Samas on levila põhjaosas liiki seni veel väga vähe uuritud. Kõre geograafilise varieeruvuse väljaselgitamine annab olulist informatsiooni levila piirialadel asuvate populatsioonide elukäigustrateegiatest ja käitumuslikest kohatumustest ning võimaldab seeläbi kasutusele võtta tõhusamaid kaitse- ja seiremetoodikaid. Uued teadmised laienevad ka teistele levila põhjapiiril asuvate kahepaiksete populatsioonidele.

4.1 Kõre asurkonna arvukus ja selle hindamine

Sarnaselt Soometsa (2013) tööle selgus ka antud uuringus, et fotode abil kõrede kõhumustrite kaardistamine on väga tõhus mitteinvasiivne viis püük-taaspüük meetodil populatsiooni arvukuse hindamiseks. Pildistatud isasloomadest 98,9% kohati rohkem kui ühel korral sigimisperioodi jooksul ja keskmiseks isaste korduspüükide arvuks oli 8,4. Kõige rohkem kohati ühte isendit 21 korral 27-st pildistamisõhtust. Korduspüükide puhul klappisid erinevatel õhtutel tehtud kõhufotod ja tuvastamise kontrolliks tehtud seljafotodega täielikult ning seetõttu võib öelda, et fotoidentifitseerimine on ajakulukas, kuid õigustab end isendite

vigastamise vältimise ja piisavalt täpsete loendusandmete saamise tõttu. Varasemalt on kõre populatsioonide arvukuse hindamisel kasutatud invasiivseid püük-taaspüük meetodeid (Denton & Beebe, 1993a, b; Denton, 1996; Sinsch, 1997; Buckley & Beebe, 2004), mis võivad loomadel infektsioone põhjustada ja vähendada nende ellujäämise ja reproduktsiooni tõenäosust (Golay & Durrer, 1994; McCarthy *et al.*, 2009). Seetõttu on ohustatud kahepaiksete uuringute läbiviimisel eriti oluline rakendada mitte-invasiivseid andmestiku kogumise meetodeid. Päriskonnalistel on isasloomade arvukuse mitteinvasiivseks hindamiseks kasutatud ka sigimisveekogus häälitsevate isendite öist loendust, kuid leiti, et saadud tulemused on ebatäpsed, kuna erinevad isasloomad võivad häälitseta erinevatel õhtutel ning võib tekkida palju kordusloendusi isasloomade sigimisveekogude vahelise liikumise tõttu (Banks & Beebe, 1987). Seega on isasloomade täpse arvukuse leidmiseks ja pseudoreplikatsiooni vältimiseks oluline loendatud isendite täpne tuvastamine. Kokku tuvastati 2016. aasta sigimisperioodil 48 isaslooma. Püük-taaspüügi mudeli hinnangul võib Veskijärve populatsiooni isasloomade arvukus ulatuda 55 isendini. Kuna emasloomad veedavad sigimispaigas vähem aega kui isasloomad (Hartel *et al.*, 2007) on sellest tulenevalt nende püügitõenäosus ja korduspüükide arv väiksemad. Antud töös oli emaste taas-püügi protsendiks 27,1%. Seega on fotoidentifitseerimisega püük-taaspüük meetod, mis isasloomade puhul andis häid tulemusid, emasloomade arvukuse hindamiseks ebasobiv. Sellest tulenevalt hinnati emasloomade arvukust kudunööride loendamise teel. Varasemates uuringutes on leitud, et kahepaiksetel võib ilmastikutingimustest olenevalt ühel aastal ligi pool emasloomadest sigimise vahele jätta (Crouch & Paton, 2000; Jensen *et al.*, 2003). Denton ja Beebe (1993) tuvastasid Inglismaal, et ainult 44–64% kõre emasloomadest käivad ühel aastal kudemas. Seega võib Veskijärve populatsiooni emasloomade koguarvukus olla oluliselt suurem koetud kudunööride arvust, ulatudes 102–148 isendini. Kui enamasti on kahepaiksete populatsioonides emasloomade arvukus isasloomade arvukusega võrdne, siis väikestes populatsioonides kipub arvukus emaste suurema osakaalu poole kalduma (Denton & Beebe 1993a). Kudunööride loendamisel selgus, et 2016. aastal sigimises osalenud emasloomade (N=65) arvukus oli püütud isasloomadest (N=48) 1,4 korda suurem. Ka isaste koguarvukuse hinnangud jäid emaste arvukusest väiksemaks, vastavalt 55 ja 102–148 isendit. Seega võib järeldada, et Veskijärve kõre asurkonnas on emasloomade osakaal isasloomadest suurem. Emased kõred saavad hiljem suguküpsuks ja elavad isasloomadest keskmiselt kauem (Denton & Beebe 1993a), sest isasloomad veedavad sigimisveekogus palju aega aktiivselt kutsudes ja on sel ajal kiskjatele paremini märgatavad ja kättesaadavad (Hartel *et al.*, 2007; Voituren *et al.*, 2012). Erinev keskmine eluiga võib olla põhjuseks, miks

väikesearvulistes populatsioonides on sugude suhe emasloomade suurema arvukuse suunas nihkunud. Teisalt võib tegu olla ökoloogilise kohastumusega, kus ohustatud populatsioonides toodetakse rohkem emaseid, et arvukus püsiks stabiilsem (Wells, 2007).

Püük-taaspüük mudelist ning kudunööride põhjal leitud emasloomade arvukusest lähtuvalt võiks Veski järve kõre populatsiooni koguarvukuseks olla 159–205 isendit. Saadud populatsiooni arvukus on väiksem kui Soometsa (2013) töös (sama mudeli alusel) saadud 330 isendit. Nimetatud uuringus kasutatud püük-taaspüük andmestik koosnes seitsmel järjestikusel aastal pildistatud kõrede selja- ja kõhumustri fotodest, kusjuures igal aastal pildistati kõresid vaid kahel korral. Rohkem kui saja isendiline arvukuse erinevus võib tuleneda mudeli poolsest populatsiooni arvukuse ülehindamisest, kui korduspüüke ühel aastal on liiga vähe ning ei võeta arvesse isendite sigimispaika saabumist kohortidena. Teisalt võib erinevus olla tingitud ühe-hooajalise andmestikuga püük-taaspüük mudeli poolsest populatsiooni arvukuse alahindamisest, kuna antud töös võetakse arvukuse hindamisel arvesse asjaolu, et ligi pooled emasloomad võivad kudemisperioodi vahele jätta, kuid eeldatakse samas, et kõik isasloomad võtavad sigimisest osa (Denton & Beebe 1993b). Veski järve kõre populatsioon asub liigi levila absoluutsel põhjapiiril. Sellest tulenevalt on energiavarude kogumiseks sobiv periood lühem (Sinsch *et al.*, 2010) ning kuna sigimisveekogus kutsumine on isasloomadele energiakulukas (Voituron *et al.*, 2012) võib püstitada hüpoteesi, et energeetilistest piirangutest tulenevalt ei pruugi kõik isasloomad sigimisest igal aastal osa võtta. Kuigi seni pole isasloomadel sigimisperioodi täielikku vahelejätmist tuvastatud, pole ka levila põhjapiiril vastavaid uuringuid seni tehtud. Täpsemaks populatsiooni arvukuse hinnanguks tuleks intensiivseid populatsiooniuuringuid viia läbi vähemalt kolmel järjestikusel aastal, mis võimaldaks välja selgitada, kas kõik isasloomad võtavad sigimisest igal aastal osa või jätab mingi osa isendeid sigimisperioodi vahele.

4.2 Kõrede sigimisstrateegiad

Sarnaselt Saksamaal läbiviidud uuringule (Leskovar *et al.*, 2006) selgus ka minu tööst, et isased kõred saabusid sigimispaika selgelt eristatavate kohortidena. Sigimiskohorte oli kolm ja nende alusel võis isasloomad jagada varasteks, keskmisteks ja hilisteks saabujateks. Kõige rohkem oli varaseid saabujaid (N=21), kes jõudsid sigimispaika sigimisperioodi esimesel kolmel soojal sigimisõhtul, mil õhutemperatuur oli peale päikese loojumist $\geq 5^{\circ}\text{C}$. Esimese sigimiskohordi moodustasid 8 vana (>7 cm) ja 11 täiskasvanud

isendid (5–7 cm). Teine sigimispuhang kestis 10 päeva ja sellel ajal saabunud isaste kohordi (N=20) moodustasid 7 eakat, 11 täiskasvanut ja 2 noort (<5 cm) isendit. Seejärel ebasoodsa ilmastiku tõttu sigimine vaibus mõneks ajaks. Hiliste saabujate kohordi moodustasid 7 isendid (6 täiskasvanut ja 1 noorloom), kes saabusid sigimisveekogudesse 37 päeva jooksul soodsamate ilmade saabumisest kuni sigimisperioodi lõpuni. Kirjanduse põhjal võib väita, et vanemad ja seega ka suuremad isased saavad sigimispaika tavaliselt oma noorematest liigikaaslastest varem, olles nii esimeste emaste saabudes koheselt valmis sigima (Lodé *et al.*, 2005; Wells, 2007). Antud töös selgus, et kõik eakad isendid saabusid veekogudesse sigimishooaja esimeses kahes kohordis, kuid statistiliselt olulist erinevust kohorte moodustavate isasloomade pikkustes ei tuvastatud.

Kesk-Euroopas paiknevad kõre populatsioonid on samuti jaotunud kolmeks selgesti eristatavaks sigimiskohordiks (Sinsch, 1997), mida eristab Eesti kõrede sigimiskohortidest pikem ajaline kestvus, mistõttu on kogu sigimisperiood oluliselt pikem ja võib kesta kuni augustini, samas kui Eestis on juuni lõpuks sigimistegevus vaibunud. Teine peamine erinevus kohortide vahel seisneb selles, et Saksamaal uuritud kohordid pole eristatavad mitte ainult sigimispauside poolest, vaid koosnevad täiesti uutest isenditest ja seetõttu annab sealseid populatsioone lugeda ajaliselt eraldatud alampopulatsioonideks, kus kindlal ajal sigimine on geneetiliselt määratletud (Sinsch, 1997) ja kohorte moodustavate isendite genofondid erinevad üksteisest populatsiooni tasemel (Sinsch, 1992). Vesikijärve kõrepopulatsioonis selgus, et kuigi sigimiskohordid olid üksteisest selgelt eristatavad ja iga kohordiga saabus sigimisveekogudesse uusi isasloomi, ei toimunud siiski isendite täielikku väljavahetumist ja varem saabunud isendid jätkasid veekogus kutsumist koos uute saabujatega. Kõikidest tuvastatud isastest enamus (85%) viibis sigimisveekogus sigimishooaja lõpuni, hoolimata sellest, mitmendas kohordis sigimispaika saabuti. Vaid 7 isendit (15%) ei kohatud sigimisperioodi viimases etapis (14. mai–20. juuni). Sigimisveekogus häälitsemine on aja- ja energiakulukas ning suurendab kiskluse ohtu (Hartel *et al.*, 2007; Fang *et al.*, 2014). Seetõttu ei saa välistada, et need 7 isendit langesid kiskluse ohvriks. Samas on Inglismaal täheldatud, et isastel kõredel võivad esineda erinevad sigimisstrateegiad, kus osa isendeid investeerib sigimispingutusse rohkem, häälitsetes terve sigimisperioodi jooksul, samal ajal kui teised lahkuvad sigimisveekogudest peale esimest paari nädalat. Viimase strateegia kasutajaid oli Inglismaal uuritud populatsioonis 40–45% (Denton & Beebee, 1993b), mis on märgatavalt rohkem kui Vesikijärvel, kus ainult 14,6% isastest lahkus veekogust enne sigimisperioodi lõppu.

Isasloomadel esinevat sigimispaiga truudust on varemalt kirjeldatud Prantsusmaal, Saksamaal ja Inglismaal. (Sinsch, 1992; Denton & Beebe, 1993b; Husté *et al.*, 2006). Näiteks 51% isastest kõredest naases Inglismaal läbi viidud uuringus järgmisel aastal sigima sama veekogu äärde, kus neid aasta enne kohati (Denton & Beebe, 1993b). Ka Veskijärve asurkonnas selgus, et isasloomad kasutasid selgelt kahte erinevat sigimispaiga valiku strateegiat: ühed kutsusid terve sigimisperioodi jooksul sama veekogu ääres (N=22), samal ajal, kui teised vahetasid sigimishooaja jooksul veekogusid (N=26). Sealjuures ei tuvastatud, et ühe strateegia esindajad erineksid teistest sigimises osalemise edukuse või SVL pikkuse poolest. Veekogude vahelises liikumises ei ilmnenu ka kindlat mustrit. Ainus sigimislompide vaheline seos peitus selles, et need veekogud, kus häälitse suurem arv isasloomi, olid ka emasloomadele atraktiivsemad ning sigimishooaja lõpuks leidis neis rohkem kudunööre. Seda, et veekogu vahetamine on näiliselt juhuslik kinnitab ka Inglismaal läbi viidud uuring. Erinevuseks on see, et Inglismaal leiti, et sigimisveekogusid vahetavad isased olid suurema sigimisedukusega (ampleksuste arvuga), kui paigatruud loomad ja seost sigimisveekogus kutsuvate isasloomade arvu ning kudunööride arvu vahel ei esinenud (Denton & Beebe, 1993b).

Kuigi on leitud, et ühe populatsiooni kõred võivad läbida kuni 2250m pikkuse distantsi erinevate sigimisveekogude vahel (Sinsch *et al.*, 2012), ei leitud ühtegi isendit, kes oleks 2016. aasta sigimisperioodi ajal liikunud kahe sigimisveekogude klasteri vahel, mida eraldas teineteisest 500 meetrine randaalitud liivaala.

4.3. Järeldused seire optimaalseks planeerimiseks

Tulenevalt kõrede keerukast käitumisökoloogiast on komplitseeritud populatsiooniuringute läbiviimine samaaegselt mitmes asurkonnas. Seetõttu pärinevad ka paljud tänapäevased teadmised kõrede kohta ühe populatsiooni põhistel uuringutel (Sinsch, 1988; Tejedo, 1988; Denton & Beebe, 1993b; Stevens *et al.*, 2003; Husté *et al.*, 2006). Kuna antud töös käsitletud populatsioonis on tingimused võrreldes teiste Eesti kõre populatsioonidega võrdlemisi sarnased, võib saadud tulemusi rakendada ka teistes asurkondades läbiviidavate kaitsekorralduslike- ja seiretööde planeerimisel. Käesolevas töös selgus, et võimalikult täpse populatsiooni suuruse väljaselgitamisel ühe sigimishooaja lõikes piisaks isasloomade pildistamisest 1–2 ööl sigimiskohordi jooksul (kokku 3–6 pildistamisööd). Kuna enamis isasloomi viibisid sigimispaigas sigimisperioodi lõpuni, on

eriti oluline ära tabada kõrele sigimiseks kõige sobivamad ilmastikuolud (õhutemperatuuriga $\geq 5^{\circ}\text{C}$ ööd suurte sajuperioodide järgselt), sest siis on veekogus kõige rohkem kutsuvaid isasloomi. Kudunööre peaks lugemas käima vähemalt ühel korral iga aktiivse sigimisperioodi lõpus.

Kokkuvõte

Kahepaiksete arvukus on globaalselt langemas ja seetõttu on nende kaitse muutunud viimastel aastakümnetel järjest aktuaalsemaks. Sobilike kaitsemeetmete rakendamiseks on oluline tunda liigi käitumisökoloogiat ning võtta arvesse erinevate asurkondade geograafilisi eripärasid. Kõre (*Bufo calamita*) on Euroopas elutsev kahepaikne, kelle arvukus levila äärealadel, eriti areaali põhjapiiril, on tugevas langustrendis. Liigi arvukuse languse peatamiseks ja seisundi parandamiseks kasutusele võetavate meetmete väljatöötamiseks on oluline teada populatsioonide struktuuri, arvukust ja sigimiskäitumist. Fotoidentifitseerimise ja kudunööride loendamise meetodeid kasutades uuriti Vesikijärve kõreasurkonna populatsiooni struktuuri ja arvukust, isasloomade sigimiskäitumist, sigimisperioodi pikkust ja aktiivse sigimise puhanguid. Selgus, et 2016. aasta sigimisperioodil viibis sigimisalal 65 emaslooma ja 48 isaslooma, mis näitab, et Vesikijärve populatsioonis on sugude suhe emasloomade suurema arvukuse suunas kaldunud. Populatsiooni koguarvukus võib küündida 159–205 isendini.

Sigimishooaeg kestis 2016. aastal 17. aprillist kuni 20. juunini ja jaotus kolmeks sigimiskohordiks. Iga uue aktiivse sigimispuhangu algus, mis oli esile kutsutud soojade ja vihmaste ilmade poolt, tõi endaga sigimisveekogude äärde kaasa uusi isasloomi. Sealjuures viibis enamus isaseid sigimisveekogus sigimishooaja lõpuni, olenemata saabumise kohordist. Kõrede kehapiikkuste (SVL) alusel uuriti asurkonnas isasloomade vanuselist struktuuri ja selle seost sigimiskäitumisega. Leiti, et sigimisveekogusse saabumine ei olnud seotud isaste kehapiikkusega. Küll aga tuvastati suurematel isenditel väiksemate liigikaaslastega võrreldes rohkem ampleksusi. Isasloomadel esines kaks selgesti eristatavat sigimisstrateegiat, kus osad isendid veetsid terve sigimisperioodi ühes ja samas veekogus, samas kui teised vahetasid sigimisperioodi jooksul korduvalt veekogusid. Seost sigimispaiga truuduse ja isendi pikkuse või sigimises osalemise edukuse (ampleksuste arvu) vahel ei tuvastatud. Uuringust järeldub, et kõre populatsioonid levila põhja- ja lõunaosas erinevad nii sigimiskäitumise kui sigimisperioodi pikkuse poolest.

Summary

„The structure and reproductive behaviour of the natterjack toad *Bufo Calamita* in a population of its northern range edge at Veskijärve“

Amphibian populations are rapidly declining all over the world, thus, their conservation issues have become considerably more substantial over the last few decades. To implement successful conservation management it is necessary to understand behavioural ecology of species and take into account the geographical variation of populations. The natterjack toad (*Bufo calamita*) is a European amphibian, whose populations are declining in fringe areas, especially at the northern parts of its range. For working out the methods halting and reversing population declines, it is necessary to know the abundance and structure of populations, as well as the behavioural differences within the range. Photoidentification and spawn string counts were used to assess the number of adults assembling for breeding and to study reproductive behaviour, timespans of breeding season, occurrence of active breeding peaks and the structure of the natterjack toad population in Veskijärve. The results showed that 65 females and 48 males visited the breeding ponds in the breeding season of 2016. This indicates that operational sex ratio is biased in favour of females. The total population estimate is up to 159-205 individuals.

In 2016 the breeding season lasted from 17th of April till 20th of June and included three distinct male cohorts. Every new breeding peak which was activated by warm and rainy weather brought along a new group of males. Most males stayed in ponds until the end of breeding season, irrespective of their arriving cohort. Snout-to-vent length was used to study age-specific structure of males and connections between age and mating habits. There was no difference between body size, and thereby the age of the male and its arrival to breeding ponds. However, a relationship between male body size and breeding success was found. Two clearly distinguishable strategies by males – residing near a single pond or switching between different pools – were observed. Residents and switchers were no significantly different in breeding success or in body size. In conclusion we can say that there are behavioural differences between northern and southern populations of the natterjack toads.

Tänuavaldus

Soovin tänada oma juhendajat Elin Soometsa ja kaasjuhendajat Riinu Rannapit, kellega suurepärasel koostööl sai antud magistr töö valmis. Samuti tahan tänada Asko Lõhmuse juhtimisel tegutsevat Looduskaitsebioloogia töörühma liikmeid, kes olid suureks abiks omapoolsete ettepanekute ja märkustega. Suurimad tänud minu perele, elukaaslastele ja sõpradele mõistva suhtumise, abi ja nõuannete eest.

Uuringu läbiviimist toetasid rahaliselt MTÜ Põhjakonn ja Tartu Ülikooli institutsionaalne uurimisteema IUT 34-7 (vastutav täitja A. Lõhmus).

Kasutatud kirjandus

- 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*(8), 749–759.
- Banks, B., & Beebee, T. J. C. (1986). Climatic Effects on Calling and Spawning of the Natterjack Toad *Bufo calamita* : Discriminant Analyses and Applications for Conservation Monitoring, *36*, 339–350. *Biological Conservation* *36*, 339-350
- Banks, B., & Beebee, T. J. C. (1987). Factors influencing breeding site choice by the pioneering amphibian *Bufo calamita*. *Holarctic Ecology*, *10*, 14–21.
<http://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1987.tb00733.x>
- Beebee, T., & Denton, J. (1996). The Natterjack Toad Conservation Handbook. *English Nature*, 2–29. [http://doi.org/10.1016/0006-3207\(84\)90027-2](http://doi.org/10.1016/0006-3207(84)90027-2)
- Beukema, W. (2011). Ontogenetic pattern change in amphibians: The case of *Salamandra corsica*. *Acta Herpetologica*, *6*(2), 169–174.
- Boone, M., Cowman, D., Davidson, C., Hayes, T., Hopkins, W., Relyea, R., ... Semlitsch, R. (2007). Evaluating the role of environmental contamination in amphibian population declines. *Amphibian Conservation Action Plan*.
- 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*(3), 221–228. <http://doi.org/10.1017/S1367943004001428>
- 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*(1), 27–34. <http://doi.org/10.1111/acv.12052>
- Crouch, W. B., & Paton, P. W. C. (2000). Using Egg-mass Counts to Monitor wood frog populations. *Wildlife Society Bulletin*, *28*(4), 895–901.
- Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, *128*(2), 231–240.
<http://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>

- Denton, J. S. (1996). Double-clutching by natterjack toads *Bufo calamita* at a site in Southern England. *Amphibia-Reptilia* 17(2), 159-167
- Denton, J. S. & Beebee, T. J. C. (1993a). Density-related features of natterjack toad (*Bufo calamita*) populations in Britain. *Journal of Zoology*, 229, 105-119.
- Denton, J. S., & Beebee, T. J. C. (1993b). Reproductive strategies in a female-biased population of natterjack toads, *Bufo calamita*. *Animal Behaviour* 46 (6), 1169-1175
<http://doi.org/10.1006/anbe.1993.1306>
- Duarte, A., Brown, D. J., & Forstner, M. R. J. (2011). Estimating Abundance of the Endangered Houston Toad on a Primary Recovery Site. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 2(2), 207–215. <http://doi.org/10.3996/072011-JFWM-041>
- Fang, G., Jiang, F., & Yang, P. (2014). Male vocal competition is dynamic and strongly affected by social contexts in music frogs, 483–494. <http://doi.org/10.1007/s10071-013-0680-5>
- Gasc, J.P., Cabela, A., Crnobrnja-Isailovic, J., Dolmen, D., Grossenbacher, K., Haffner, P., Lescure, J., Martens, H., Martínez Rica, J.P., Maurin, H., Oliveira, M.E., Sofianidou, T.S., Veith, M. & Zuiderwijk, A. (1997). Atlas of amphibians and reptiles in Europe.
- Golay, N., & Durrer, H. (1994). Inflammation due to toe-clipping in natterjack toads (*Bufo calamita*). *Amphibia-Reptilia* 15, 81-96. <http://doi.org/10.1163/156853894X00560>
- Hartel, T., Sas, I., Pernetta, A., & Geltsch, I. C. (2007). The reproductive dynamics of temperate amphibians: a review, 3 (2), 127-145. Retrieved from <http://herp-or.uv.ro/index.htm>
- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Bohm, M., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., ..., Stuart, S. N. (2010). The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates. *Science*, 330(6010), 1503–1509. <http://doi.org/10.1126/science.1194442>
- Humfeld, S. C. (2008). Intersexual dynamics mediate the expression of satellite mating tactics: unattractive males and parallel preferences. *Animal Behaviour*, 75(1), 205–215. <http://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.05.015>

- Husté, A., Clobert, J., & Miaud, C. (2006). The movements and breeding site fidelity of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in an urban park near Paris (France) with management recommendations. *Amphibia-Reptilia*, 27(4), 561–568.
<http://doi.org/10.1163/156853806778877130>
- Jensen, J. B., Bailey, M. A., Blankenship, E. L., & Camp, C. D. (2003). The Relationship between Breeding by the Gopher Frog, *Rana capito* (Amphibia : Ranidae) and Rainfall, *The American Midland Naturalist*, 150(1), 185–190.
- Lambert, M. R., Yasuda, C. M., & Todd, B. D. (2012). Evaluation of a photographic technique for estimating body size in lizards from a distance. *Herpetological Conservation and Biology*, 7(1), 83–88.
- Leary, C. J., Fox, D. J., Shepard, D. B., & Garcia, A. M. (2005). Body size, age, growth and alternative mating tactics in toads: Satellite males are smaller but not younger than calling males. *Animal Behaviour*, 70(3), 663–671.
<http://doi.org/10.1016/j.anbehav.2004.12.013>
- Leskovar, C., Oromi, N., Sinsch, U., & Sanuy, D. (2006). Demographic life history traits of reproductive natterjack toads (*Bufo calamita*) vary between northern and southern latitudes. *Amphibia-Reptilia*, 27(3), 365–375.
<http://doi.org/10.1163/156853806778189918>
- Lodé, T., Holveck, M. J., & Lesbarrères, D. (2005). Asynchronous arrival pattern, operational sex ratio and occurrence of multiple paternities in a territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 86(2), 191–200.
<http://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2005.00521.x>
- Ludwig, G., Sinsch, U., & Pelster, B. (2015). Behavioural adaptations of *Rana temporaria* to cold climates. *Journal of Thermal Biology*, 49-50(February), 82–90.
<http://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2015.02.006>
- McCarthy, M. a., Weller, W. F., & Parris, K. M. (2009). Effects of Toe Clipping on Survival, Recapture, and Return Rates of Jefferson Salamanders (*Ambystoma jeffersonianum*) in Ontario, Canada. *Journal of Herpetology*, 43(3), 394–401.
<http://doi.org/10.1670/08-096R2.1>

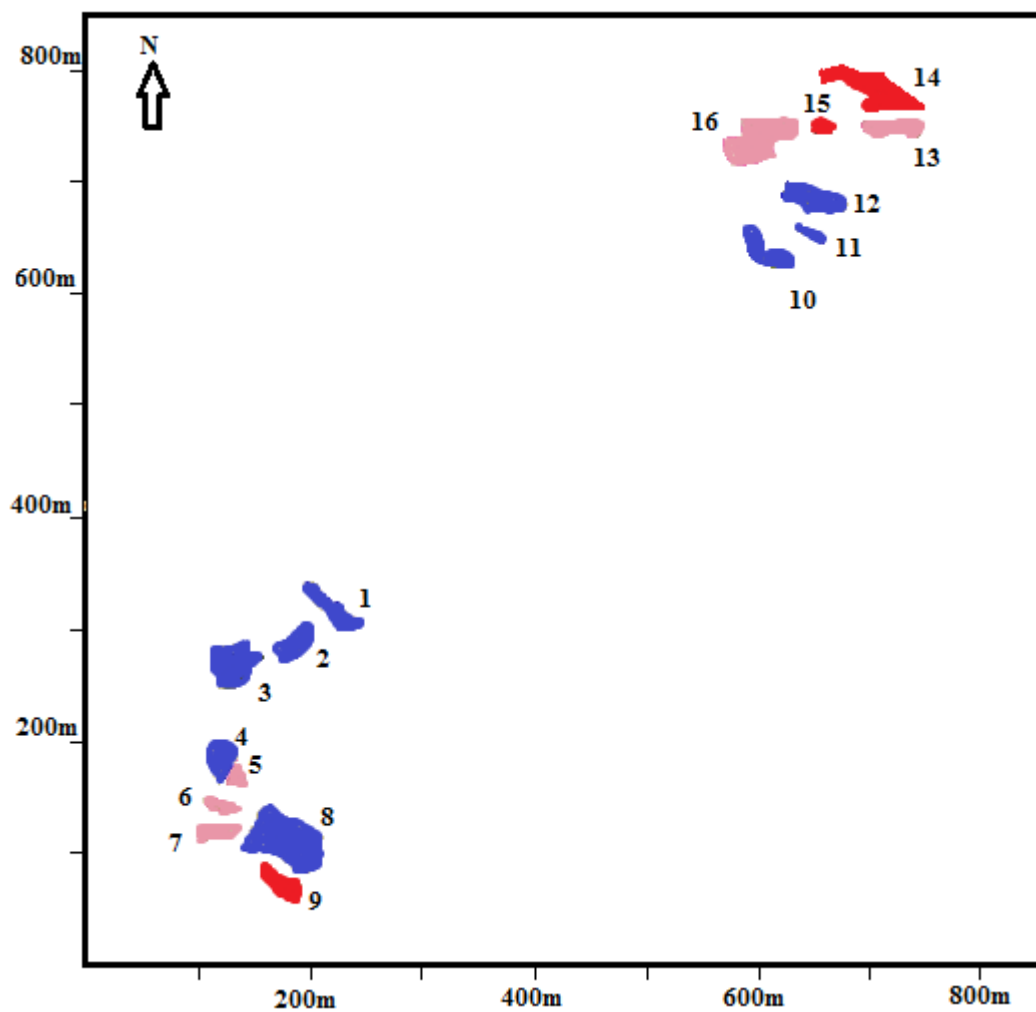
- Oldham, R.S., J. Keeble, M.J.S. Swan, and M. Jeffecot. 2000. Evaluating the suitability of habitat for the Great Crested Newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 10:143–155.
- Rannap, R., Kaart, T., Iversen, L., Vires, W., & Briggs, L. (2015). Geographically Varying Habitat Characteristics of a Wide-Ranging Amphibian , the Common Spadefoot Toad (*Pelobates Fuscus*), in Northern Europe. *Herpetological C. 10*(January), 904–916.
- Rannap, R., Lõhmus, A., & Jakobson, K. (2007). Consequences of coastal meadow degradation: The case of the natterjack toad (*Bufo Calamita*) in Estonia. *Wetlands*, 27(2), 390–398. [http://doi.org/10.1672/0277-5212\(2007\)27\[390:COCMDT\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1672/0277-5212(2007)27[390:COCMDT]2.0.CO;2)
- 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(7), 737–754. <http://doi.org/10.1163/1568539X-00003002>
- Sillero, N., Campos, J., Bonardi, A., Corti, C., Creemers, R., Crochet, P.-A., ..., Sindaco, R. (2014). Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, 35(1), 1–31. <http://doi.org/10.1163/15685381-00002935>
- Sinsch, U. (1988). Temporal spacing of breeding activity in the natterjack toad, *Bufo calamita*. *Oecologia*, 76(3), 399–407. <http://doi.org/10.1007/BF00377035>
- Sinsch, U. (1992). Structure and dynamic of 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(1), 42–47. <http://doi.org/10.1007/s004420050281>
- Sinsch, U. (2015). Life-History Traits in Amphibians. *Herpetological Journal*, 25(January), 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(4), 272–281. <http://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2010.00702.x>

- Sinsch, U., Oromi, N., Miaud, C., Denton, J., & Sanuy, D. (2012). Connectivity of local amphibian populations : modelling the migratory capacity of radio-tracked natterjack toads, *Animal Conservation* 15, 388–396. <http://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00527.x>
- Sinsch, U., & Schäfer, A. M. (2016). Density regulation in toad populations (*Epidalea calamita*, *Bufo viridis*) by differential winter survival of juveniles. *Journal of Thermal Biology*, 55, 20–29. <http://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2015.11.007>
- Skelly, D. K., Yurewicz, K. L., Werner, E. E., & Relyea, R. A. (2003). Estimating decline and distributional change in amphibians. *Conservation Biology*, 17(3), 744–751.
- Soomets, E. (2013). Kõre (*Bufo calamita*) populatsioonide dünaamika ja seisund Eestis. Magistritöö
- Ståhlberg, F., Olsson, M. & Uller, T. (2001). Population divergence of developmental thermal optima in Swedish common frogs, *Rana temporaria*.— *Journal of Evolutionary Biology*, 14, 755-762.
- Stevens, V. M., Wesselingh, R. A., & Baguette, M. (2003). Demographic processes in a small, isolated population of natterjack toads (*Bufo calamita*) in southern Belgium. *Herpetological Journal*, 12, 59-67
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., & Waller, R. W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(October), 1783–1786. <http://doi.org/10.1126/science.1103538>
- Tejedo, M. (1988). Fighting for females in the toad *Bufo calamita* is affected by the operational sex ratio. *Animal Behaviour*, 36(6), 1765–1769. [http://doi.org/10.1016/S0003-3472\(88\)80115-5](http://doi.org/10.1016/S0003-3472(88)80115-5)
- Tejedo, M. (1992). Large male mating advantage in natterjack toads, *Bufo calamita*: Sexual selection or energetic constraints? *Animal Behaviour*, 44(3), 557–569. [http://doi.org/10.1016/0003-3472\(92\)90065-H](http://doi.org/10.1016/0003-3472(92)90065-H)
- Van Rooij, P., Martel, A., Haesebrouck, F., & Pasmans, F. (2015). Amphibian chytridiomycosis: A review with focus on fungus-host interactions. *Veterinary Research*, 46(1), 1–22. <http://doi.org/10.1186/s13567-015-0266-0>

- Voituron, Y., Brepson, L., Richardson, C., Joly, P., & Lengagne, T. (2012). Energetics of calling in the male treefrog *Hyla arborea* : when being large means being sexy at low cost, *149*, 775–793. <http://doi.org/10.1163/1568539X-00003004>
- Wells, K. D. (2007). *The Ecology and Behavior of Amphibians*. *University of Chicago Press*
- White, G. C., & Burnham, K. P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, *46*, 120–139.

LISA 1.

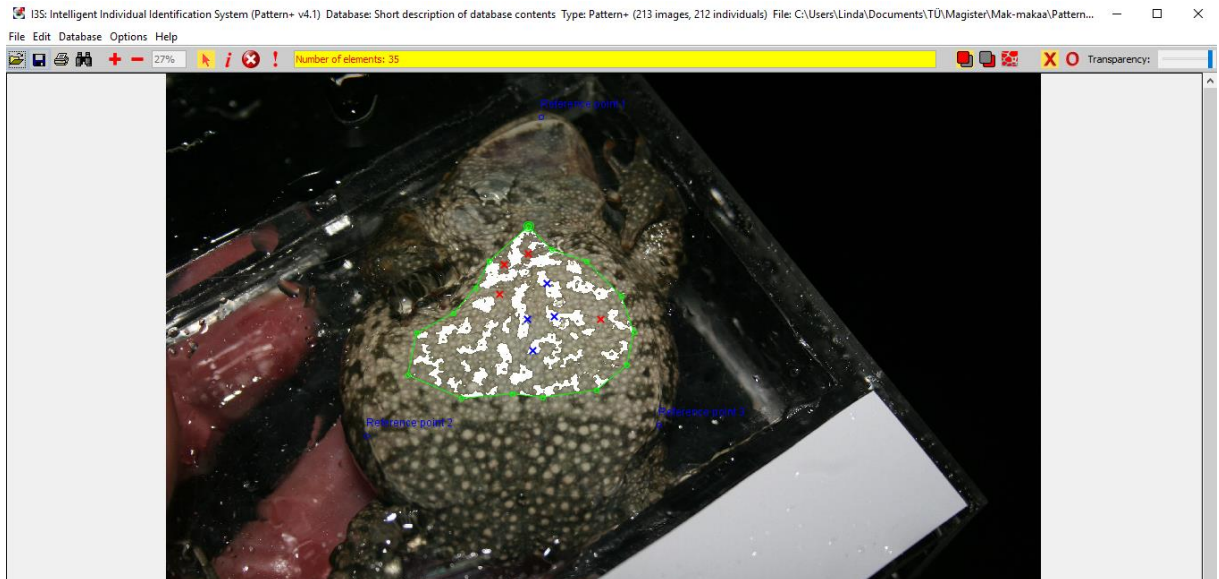
Uurimisveekogude paiknemine Veskijärve kõre elupaigas. Potentsiaalsed sigimisveekogud on nummerdatud 1-16. Sigimisveekogud, kus isasloomad häälitsesid ja emased kudesid on tähistatud sinise joonega. Roosaga on märgitud veekogud, kus üksikutel õhtutel leiti mõni isend, aga kus kudunööre ja amplexusi ei esinenud. Punasega on märgitud veekogud, kus kõresid 2016 aastal ei kohatud.



LISA 2.

Näide arvuti töölaust I³S Pattern⁺ 4.1 programmiga kõre isaslooma 4_M003_1704 fotoidentifitseerimisest.

a) Programmis on ära märgitud võtmepunktid ja pilt on redutseeritud väärtustele muster ja taust



b) I³S Pattern⁺ pakutud vasted pildil olevale muustrile ja lõplik identifitseerimine tuvastaja poolt.



Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Linda Puusalu

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Kõre (*Bufo calamita*) populatsiooni struktuur ja sigimiskäitumine levila põhjapiiril, Veskijärve asurkonna näitel“, mille juhendaja on Elin Soomets ja kaasjuhendaja Riinu Rannap.
 - 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
 - 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace´i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **24.05.2017**