

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOOMAÖKOLOOGIA ÕPPETOOL

Christel Rose Bachmann

NAHKHIIRTE ELUPAIGAKASUTUS LINNAKESKKONNAS
HARRASTUSTEADUSE ANDMETE PÕHJAL

Magistritöö

Juhendajad: Jaanis Lodjak (PhD)
Oliver Kalda (MSc)

Tartu 2024

Infoleht

"Nahkhiirte elupaigakasutus linnakeskkonnas harrastusteaduse andmete põhjal"

Linnastumine mõjutab üha enam elupaikade sobivust nahkhiirtele. Käesolevas uuringus kaardistati harrastusteaduse abil nahkhiirte liike, elupaiku ja tegevusmustreid Tartus linnas. Kaksikümmend vabatahtlikku läbis 189 punkti, registreerides iga koha kohta viis minutit nahkhiirte aktiivsust. Kaheksa liigi seas oli kõige arvukam põhja-nahkhiir (*Eptesicus nilssonii*), keda leidis elupaikades alates kaldavööndist kuni hoonestatud aladeni. Linnakeskkonnaga hästi kohanenud põhja-nahkhiiri analüüsi seetõttu eraldi. Peamiseks mõjuteguriks elupaikade sobivusel oli taimkatte kõrgus, samas kui kaugus veekogudest mõjutas ainult gruppi, kus puudus põhja-nahkhiir. See uuring suurendab arusaamist nahkhiirte kohanemisest linnakeskkonnaga ning annab teavet linnastumise mõju leevendamiseks. Vabatahtlike kaasamine projektidesse annab väärtuslikke andmeid ja suurendab üldsuse osalemist looduskaitstes.

Märksõnad: nahkhiired, linnakeskkond, elupaigamudel, elupaikade taastamine, harrastusteadus

"Bat habitat use in urban environment based on citizen science data"

Urbanization poses significant challenges for bats, as their habitats are increasingly impacted by human development. This study used a citizen science approach to map bat species, habitats, and activity patterns in Tartu, Estonia. Twenty volunteers surveyed 189 locations, recording bat activity for five minutes per site. Eight species were detected, with the Northern bat (*Eptesicus nilssonii*) being the most abundant, found in habitats from riparian zones to built-up areas. The Northern bat, well-adapted to urban environments, was analyzed separately. High vegetation was a key predictor of suitable habitats, while distance from water bodies influenced the group excluding the Northern bat. This study enhances understanding of bat adaptation to urban environments and informs conservation strategies to mitigate urbanization's impacts. Engaging volunteers in data collection provides valuable data and empowers public participation in conservation.

Keywords: bats, urban environment, habitat model, habitat restoration, citizen science

Sisukord

1.	Sissejuhatus.....	7
1.1.	Nahkhiirte varjupaigad linnakeskkonnas	8
1.2.	Nahkhiirte toitumine linnakeskkonnas	9
1.3.	Kliimamuutuste mõju nahkhiirtele linnakeskkonnas	10
1.4.	Inimtekkeliste tegurite mõju linnakeskkonnas	11
1.5.	Nahkhiiri ohustavad tegurid linnas	13
1.6.	Harrastusteaduse kasutamine nahkhiirte uurimisel	13
2.	Materjal ja meetodid	16
2.1.	Harrastusteaduse projekti planeerimine	16
2.2.	Valimi koostamine.....	16
2.3.	Punktloenduste läbiviimine.....	16
2.4.	Punktloenduse ülevaade.....	18
2.5.	Andmeanalüüsi kaasatud muutujad	19
2.6.	Andmeanalüüs	20
2.7.	Töö autori roll.....	21
3.	Tulemused.....	22
3.1.	Esinemistõenäosuse mudel.....	22
3.2.	Aktiivsusmudel	25
4.	Arutelu	29
4.1.	Esinemistõenäosuse mudel ja aktiivsusmudel	29
4.2.	Mudelite võimalik arendus	31
4.3.	Põhja-nahkhiire roll linnakeskkonna generalistina	33
4.4.	Nahkhiirte elupaikade säilitamine linnakeskkonnas	34
4.5.	Harrastusteaduse andmete kasutamine nahkhiirte uurimisel.....	35

5. Kokkuvõte	37
6. Summary	38
Tänuavaldus	39
Kasutatud kirjandus	40
Lisad	51

1. Sissejuhatus

Inimtekkeliste protsesside mõju ulatuse suurenemine on tekitanud suure surve Maa bioloogilisele mitmekesisusele (Bellard et al., 2012). Kliimamuutused ja linnastumine on kaks globaalset inimtekkelist protsessi, mis mõjutavad negatiivselt loomade levikut kogu maailmas (Ancillotto et al., 2016; Jetz et al., 2007). Tugevat mõju ennustatakse just Euroopa loomastikule, kus mitmetes piirkondades võivad imetajate kooslused väljasuremise ja levila nihkumise tõttu tugevalt muutuda (Maiorano et al., 2011). Linnastumise mõju ei pruugi olla kergesti eristatav kliimamuutuste mõjust (Tomassini et al., 2014). Tegemist on mitmesuunalise protsessiga, mis iseloomustab looduslike elupaikade asendumist hoonestatud aladega (Antrop, 2004), mille käigus on oluliselt asendunud algsed elupaigad erinevates maailma piirkondades (Baker & Harris, 2007). Käsiivlaste (*Chiroptera*) hulka kuuluv sugukond nahkhiirlased (*Vespertilionidae*) on heaks mudelliigiks, et uurida metsloomade reaktsioone inimtegevusest tingitud elupaikade muutustele. Käsiivlased on üks kõige mitmekesisemaid ja geograafiliselt kõige laiemalt levikuga imetajate seltse (Sherwin et al., 2013). Nad on suhteliselt väikeste kehamõõtmete, aeglase paljunemistsükli ning küllaltki pika elueaga loomad (Mello et al., 2009), kellele on imetajatest ainsana omane lennuvõime (Voigt & Lewanzik, 2011). Nahkhiirlased (edaspidi nahkhiired) kasutavad mitmesuguseid toitumisnišše (Wang et al., 2010), olles seejuures kasulikud tolmeldajatena, putukapopulatsioonide kontrolli all hoidjatena või mulda toitainete levitajatena (Boyles et al., 2011). Valdavalt elupaikade spetsialistidena, sõltuvad nad enamasti konkreetsetest sigimis- ja toitumispaikadest, mille kadumine või muutumine on seetõttu paljude liikide populatsioonide, näiteks hall-suurkõrva (*Plecotus austriacus*) ja euroopa laikõrva (*Barbastella barbastellus*) seisundit tõsiselt mõjutanud (Van der Meij et al., 2015). Sellest tulenevalt on üha suurem huvi nahkhiirte kaitseks usaldusväärsete andmete hankimise vastu (Boyles et al., 2011), sest nad on bioloogilise mitmekesisuse seisukohalt olulised ning ökoloogiliselt ja majanduslikult tähtsad (Kasso & Balakrishnan, 2013).

Nahkhiirte reaktsioon linnastumisele võib olla väga liigispetsiifiline (Russo & Ancillotto, 2015), kuid üldiste negatiivsete mõjuteguritena võib välja tuua sigimis- ja varjupaikade kättesaadavuse vähenemise (Scolozzi & Geneletti, 2012), ebapiisava toidubaasi (Wang et al., 2010), muutuvad ilmastikutingimused (Sherwin et al., 2013), inimtekkelised tegurid nagu

valgus- ja mürareostus (Antrop, 2004; Chace & Walsh, 2006) ja kisklus (Threlfall et al., 2013a, 2013b). Seega on teabe kogumine nahkhiirte leviku ja populatsioonide suuruste kohta linnakeskkonnas oluline, et mõista paremini liigispetsiifilisi mõjusid ja parandada nende elupaigatingimusi.

1.1. Nahkhiirte varjupaigad linnakeskkonnas

Nahkhiirte varjupaigad on keskse rolliga ressursid (Russo & Ancillotto, 2015), mille kättesaadavus mõjutab nii nahkhiirte geograafilist levikut, kui ka koosluste mitmekesisust ja isendite sigimisedukust (Austad & Fischer, 1991). Varjupaikade olemasolu on oluline energiavarude taastamiseks, kaitseks kiskjate ja keskkonnamõjude, näiteks ebasobivate ilmastikuolude eest ning sotsiaalseks kogunemispaiaks (Humphrey, 1975). Varjupaikade kättesaadavust linnakeskkonnas piirab suurem konkurents teiste liikidega (Threlfall et al., 2013b), kuid peamiseks probleemiks on sobivate puuõõnsuste olemasolu (Moretto & Francis, 2017), millest sõltuvad ka Eestis mitmed liigid, näiteks veelendlane (*Myotis daubentonii*), Nattereri lendlane (*Myotis nattereri*) ja suurvidevlane (*Nyctalus noctula*) (Russo, 2023). Spetsiifilisi varje- ja sigimispaidu eelistavate nahkhiirte arvukus ja mitmekesisus võib olla seetõttu ka linnades negatiivses trendis (Ciechanowski et al., 2024). Nahkhiirte varjupaikade leidmine ja kaitsmine on paljudes riikides levinud kaitsepoliitika osa (Tena et al., 2020). Sellest hoolimata eemaldatakse linnahoolduse käigus ohutuse või esteetika huvides kahjustatud tänava- või pargipuid, mis võivad sisaldada nahkhiirtele sobivaid õõnsusi (Dixon, 2012; Duchamp & Swihart, 2008).

Nahkhiirte elupaigaökoloogia on linnastumise tõttu pidanud läbima suuri muutuseid ning erinevad inimtekkelised rajatised, nagu sillad, tunnelid või majad, on omandanud nende jaoks uue väärtuse varje- ja sigimispaiadena (Russo & Ancillotto, 2015). Seetõttu on neil potentsiaali linnakeskkonna koloniseerimiseks, kuid vähesed liigid suudavad seda ära kasutada (Moretto & Francis, 2017). Inimtekkelised ehitised võivad simuleerida looduslike varje- ja sigimispaiade struktuurilisi ja funktsionaalseid omadusi nagu koopad või õõnsused, kuid rangelt spetsialiseerunud liikide jaoks on selliste paikade omaksvõtmine pikaajaline protsess (Russo & Ancillotto, 2015). Üheks inimtekkelisi elupaiku eelistavaks liigiks on põhjanahkhiir (*Eptesicus nilssonii*), kes nii Kesk- kui Põhja-Euroopas kasutab varje- ja sigimispaiadena sageli hoonetes leiduvaid tühimikke ning talvitub keldrites (Russo, 2023).

Nahkhiired eelistavad linnakeskkonnas varjepaikadena vanemaid hooneid, kus on soojemad ja pimedamad sisetingimused ning mille ümber on vähem teid. Vanemad puitehitised, mille konstruktsioonis on rohkem pragusid võimaldavad loomadel parema ligipääsu siseruumidesse (Fagan et al., 2018), tagades sobiva mikrokliimaga energiasäästlikke sigimispaidu (Lausen & Barclay, 2006) ning pakuvad kaitset kiskjate eest (Russo & Ancillotto, 2015).

Looduslike varje- ja sigimispaidade vähesust linnapiirkondades on osaliselt võimalik asendada ka nahkhiirte varjekastide paigaldamisega, kuid selliste paidade rohkus linnakeskkonnas on soodne pigem generalistidele, suurendades nende arvukust (Moretto & Francis, 2017). On võimalik, et sellest tulenev generalistide asustustihedus võib viia tundlikumate liikide konkurentsist väljatõrjumiseni, seda eriti aladel, kus on alles rohkem looduslikku taimestikku (Arlettaz et al., 2000).

1.2. Nahkhiirte toitumine linnakeskkonnas

Põhiline tegur, mis mõjutab nahkhiirte aktiivsust, on toidu rohkus (Wang et al., 2010). Putuktoiduliste nahkhiirte poolt tarbitavate putukate hulk on otseselt seotud putukate kättesaadavusega (McCracken et al., 2012). Saagi kogus ja tüüp varieerub ka sõltuvalt öisest ajast, nahkhiire liigist, soost, vanusest ning reproduktiivsest seisundist (Kunz, 1974; Kunz et al., 1995). Nahkhiired võivad ühe öö jooksul tarbida putukaid tervelt 25-50% oma kehamassist (Fujita & Tuttle, 1991). Taimestiku olemasolu on üheks oluliseks teguriks putukapopulatsioonide säilimiseks (Avila-Flores & Fenton, 2005), aidates katta nahkhiirte toitumisvajadust. Linnakeskkonnas võib saagipüüdmise edukust suurendada ka putukaid ligimeelitav valgustus liikide puhul, kes on kohanenud jahti pidama kunstlikult valgustatud kohtades (Tomassini et al., 2014). Sarnaselt nahkhiirtele on putukate arvukus ja mitmekesisus linnakeskkonnas väiksem kui looduslikes elupaikades (Blair & Launer, 1997; Faeth & Kane, 1978) ning linnade biotoopide madalama putukaproduktiivsuse tõttu on konkurents toidu pärast suurem (Coleman & Barclay, 2012).

Toitumisviiside põhjal saab nahkhiiri liigitada gildidesse, kus liigirühmad erinevad omavahel piisavalt, ega konkureeri ressurside üle (Denzinger & Schnitzler, 2013). Linnakeskkonnas võivad saagipüüdmise edukust mõjutada nahkhiirte tiibade morfoloogia (Norberg & Rayner, 1987) ja kajalokatsiooni omapära (Neuweiler, 1984), mis võivad oluliseks osutada linnas

esinevatel avatud toitumisaladel (Avila-Flores & Fenton, 2005; C. G. Threlfall et al., 2012a). Näiteks suudavad hästi toime tulla servaaladel toituvad *Pipistrelluse* perekonna esindajad, kelle kajalokatsioon ja tiivaprofiil sellisesse keskkonda sobivad (Russo & Ancillotto, 2015). Neile on iseloomulik vähem energiakulukas ja kiire lend ning nende kajalokatsiooni mustrid on pikad ja madala sagedusalaga (Fenton, 1990). Avatud maastikes toituvate liikide, näiteks suurvidevlase (Russo, 2023), kajalokatsioon on plastilisem kui teistel rühmadel (Müller et al., 2012), mis võimaldab neil olla paindlik toitumispaikade kasutamisel (Schaub & Schnitzler, 2007). Neile on iseloomulik kiire lend ja suur tiibade küljesuhe, mis võivad tuvastada saaki suurte vahemaade tagant (Safi & Kerth, 2007). Arvatakse, et õhust saaki püüdvad liigid on kliimamuutuste suhtes väga tundlikud, sõltudes nii ajas kui ruumis muutuvatest toiduvärskest, samas kui veepinnalt toituvate liikide, näiteks veelendlase, toitumisallikad on stabiilsed ja ruumiliselt kontsentreeritud (Ciechanowski et al., 2007). Linnades peatuvad nahkhiired ei pruugi seetõttu alati leida sobivat toitumispaika varjupaiga läheduses ning peavad läbima pikemaid vahemaid (Geggie & Fenton, 1985), lennates igal ööl 6-10 km kaugusele varje- või sigimispaigast. (Müller et al., 2012).

Ka vesi ja veekogude lähedus mängib nahkhiirte toitumises olulist rolli. Oma eripärase morfoloogia ja füsioloogia tõttu on neil sageli oht dehüdratsioonile, kuna veekadu tiivamembraanide kaudu on küllaltki suur (Chew & White, 1960; Thomas & Cloutier, 1992). Seda on märgatud eriti kuivades ja poolkuivades Vahemere maades, kus vee piiratud kättesaadavuse tõttu pakuvad ka kuurortide ja villade basseinid elutähtsaid joogiveevõimalusi (Ancillotto et al., 2014; Razgour et al., 2010; Russo et al., 2012).

1.3. Kliimamuutuste mõju nahkhiirtele linnakeskkonnas

Kliima mõjutab nahkhiirte biogeograafilist levikut, juurdepääsu toidule, talvitumist, paljunemise ja noorloomade arengu ajastust, torpori sagedust ja kestust ning kuluva energia hulka (Sherwin et al., 2013). Linnastumine ja kliimamuutused võivad koos mängida rolli nahkhiirte levila muutumisel. Eelkõige võivad mõjutada need muutused soojema kliimaga kohanenud liike, kuna suured linnapiirkonnad võivad toimida soojusaartena, soodustades leviku muutuseid (Arnfield, 2003). Näiteks vahemere nahkhiire (*Pipistrellus kuhlii*) levila on viimase nelja aastakümne jooksul laienenud hinnanguliselt ligi 400% (Ancillotto et al., 2016). Külmema kliimaga, seega põhjapoolsete laiuskraadidega rohkem seotud nahkhiireliigid

võivad kannatada tõsisemalt ning on prognoositud mõnede liikide väljasuremist (Rebelo et al., 2010).

Nahkhiirte aktiivsusemustrid on tihedalt seotud ilmastikutingimustega, eelkõige temperatuuri ja sademetega, mis mõjutavad tugevalt nii nende igapäevast puhkeseisundit kui ka talvitumist (Stawski et al., 2014). Tuuline või vihmane ilm suurendab termoregulatsiooni- ja lennuenergiakulusid (Maynard et al., 2023). Õhurõhu ja aktiivsuse vaheline seos on keerulisem: kõrgem õhurõhk võib soodustada lennutõhusust, kuid langev õhurõhk viidata lähenevale tormile (Smith & McWilliams, 2016). Suhteline õhuniiskus mängib nahkhiirte aktiivsuses samuti olulist rolli, sest nende lennuaktiivsus on suurem kuivemate ilmadega (Rodríguez-San Pedro et al., 2024). Kuigi suurem sademete hulk võib tuua kaasa saagina eelistatud putukate, näiteks kahetiivaliste (*Diptera*) ja liblikaliste (*Lepidoptera*) arvukuse suurenemise (Frick et al., 2010), pärsib see putukate lendu, vähendades seeläbi nende kättesaadavust nahkhiirte jaoks (Anthony et al., 1981).

1.4. Inimtekkeliste tegurite mõju linnakeskkonnas

Mitmed inimtekkelised tegurid võivad linnamaastikus häirida nahkhiirte loomulikku käitumist ja see võib viia nende arvukuse vähenemiseni (Russo & Ancillotto, 2015). Neist üheks on inimtekkeline valgusreostus, mis on üha suurenev ülemaailmne probleem, mõjutades negatiivselt nahkhiirte käitumist, toitumist, sigimist ja omavahelist suhtlemist (Stone et al., 2009). Tehisvalguse mõju uurimine nahkhiirtele on saanud küllaltki suurt tähelepanu (Russo & Ancillotto, 2015). Hoolimata selle negatiivsest poolest oskavad mõned liigid, näiteks põhja-nahkhiir, kunstlikult valgustatud kohti ära kasutada (Rydell & Racey, 1995). Samas võib vähendada valgete tulede asendamine oranžide tänavavalgustitega oluliselt ka selliste liikide toitumisaktiivsust, kuna valgustid ei meelita enam putukaid ligi (Avila-Flores & Fenton, 2005). Putukaid meelitav tehisvalgus annab sellise kohastumusega liikidele eelise, muutes liikidevahelise konkurentsi dünaamikat (Arlettaz et al., 2000). Hiljuti on uuritud ka valgusreostust vähendavate liikumisanduritel põhinevate valgustite mõju nahkhiirtele, mille puhul kõik erinevate toitumisharjumustega liigid neid vältisid (Heim et al., 2024). Mõned liigid väldivad linnamaastikus liikumist looduslikele elupaikadele, kui viimased asuvad valgustatud alade lähedal (Threlfall et al., 2013b, 2013a). Valgustatud aladelt läbilennu vältimine võib piirata toitumisulatust, eriti kui pimedam ja pikem marsruut on

energiakulukam (Threlfall et al., 2013b). Lisaks on tehisvalgusel negatiivne mõju sigimispakadele, kuna sigimispakaga valgustatus aeglustab sigimisprotsessi, kasvukiirust ning vähendab noorloomade kehamassi (Moretto & Francis, 2017).

Tavaliselt on linnamaastikud täis erinevaid inimtekkelisi helisid (Botteldooren et al., 2006; Raimbault & Dubois, 2005). Akustika mängib nahkhiirte elus olulist rolli, mistõttu on nad potentsiaalselt mõjutatud ka inimtekkelisest müra (Barber et al., 2010). Enamik nahkhiiri on eriti tundlikud üle 10 kHz sagedusega helide suhtes, kuna need mõjutavad nende kajalokatsiooni (Coles et al., 1989; Koay et al., 2003). Lisaks toitumisele mõjutab müra ka nende omavahelist suhtlemist. Lõuna-Itaalias tehtud uuringus leiti, et linnastunud piirkondade nahkhiirte sotsiaalsed häälsused on madalama helisagedusega, mis võib olla tingitud akustilisest häiringust (Russo & Jones, 1999). Mürahäiringud võivad esile kutsuda ärkamist ka tardune või talvitusperioodil (Luo et al., 2013), millega kaasneb soovimatu energiakulu. See aga ei pruugi mõjutada hoonetes talvituvaid sünantroopseid liike. (Moretto & Francis, 2017).

Kuigi looduslike maastike killustumine teedevõrgustikuga on laialt levinud (Watts et al., 2007), võib suurte ja tiheda liiklusega teede tihedus linnakeskkonnas põhjustada nahkhiirte arvukuse ja mitmekesisuse vähenemist (Moretto & Francis, 2017). Väiksemad, vähese liiklusega teed mõjutavad seevastu nahkhiirte aktiivsust vähe (Kitzes & Merenlender, 2014), tõenäoliselt tänu sellele, et nahkhiired suudavad neist üle lennata ja taluda väiksemaid tee- ja liiklushäiringuid (Ree & McCarthy, 2005). Teede põhjustatud barjääriefekti mõju on liigispetsiifiline. Aeglasemalt lendavad ja rohkem manööverdades toituvad nahkhiired ei ületa meelsasti teid (Kerth & Melber, 2009), samas kui teed ei pruugi olla probleemiks kõrgelt ja kiiremini lendavatele liikidele (Russo & Ancillotto, 2015).

Nahkhiirtele võivad negatiivset mõju avaldada ka erinevad horisontaalsed ja vertikaalsed inimtekkelised pinnad. Nahkhiired tunnevad veepinna ära kajalokatsiooni abil siledana ja võivad mistahes muud siledat pinda ekslikult veeks pidada. Seetõttu võivad nad teha ebaõnnestunud joomiskatseid, mis võivad olla energiakulukad (Russo et al., 2012). Vertikaalsete pindade puhul tajuvad nahkhiired pikendatud vertikaalset peeglit kui avatud lennuteed ning võivad sellega kokku põrkuda (Greif et al., 2017). Kuigi pole teada, kui suur

osa aknaklaasidest võib neid negatiivselt mõjutada, ei saa seda mõju välistada (Russo & Ancillotto, 2015).

1.5. Nahkhiiri ohustavad tegurid linnas

Lisaks keskkonnahäiringutele ohustavad nahkhiiri linnades ka kisklus ja negatiivne kokkupuude inimestega. Nahkhiirte majades varjumine ja sigimine ei pruugi olla alati ohutu, sest paljud hooned võivad olla ligipääsetavad kiskjatele (Threlfall et al., 2013b, 2013a), kas sigimiskolooniates sees või väljalennul. Suurearvulisel koloonial võivad olla etteaimatavad käitumismustrid, mis annavad kiskjale võimaluse rünnakuks (Fenton et al., 1994). Röövloomade tähelepanu võivad äratada erinevad helid ja lõhnad, nagu näiteks nahkhiirte krabistamine ja väljaheited, mis neid ligi tõmbavad (Threlfall et al., 2013b, 2013a). Nahkhiiri võivad ohustada näiteks varesed (*Corvus*), pistriklased (*Falconidae*), kajakad (*Larus*), rotid (*Rattus*) ning koduloomadena koerad (*Canis lupus familiaris*) ja kassid (*Felis catus*) (Ancillotto et al., 2013; Threlfall et al., 2013b, 2013a), viies tervete kolooniate kadumiseni. Kasside kiskluse mõju nahkhiirtele on suurem väiksema asustustihedusega linnaalades ja äärelinnades, kus kodukassidel lubatakse vabalt ringi liikuda, ohustades enim emasloomi (Ancillotto et al., 2013). Ka kakulised (*Strigiformes*) püüavad inimasulates nahkhiiri rohkem kui looduslikes elupaikades. Seda ilmselt seetõttu, et kakkude ja nahkhiirte varjepaigad asuvad üksteise lähedal ning linnades on neile kergem ligipääs (Lesiński et al., 2009).

Hoonetes varjuvaid nahkhiiri võivad ohustada ka inimesed, tõrjudes nakkushaiguste ja viiruste kartuses välja terveid kolooniaid (Streicker et al., 2013), suurema nakkushaiguste esinemise tõttu, eriti sigivatel emasloomadel (Mühldorfer et al., 2011). Kolooniate väljatõrjumine võib põhjustada sotsiaalsete rühmade lagunemist ning suurendada individuaalset suremust, vähendades reproduktiivset edu (Russo & Ancillotto, 2015). Probleemiks on ka vanemate hoonete lõhkumine või korrastamine (O'Shea et al., 2011), hävitades sobilikke elupaiku või takistades sisenemist varjepaika.

1.6. Harrastusteaduse kasutamine nahkhiirte uurimisel

Linnas elavate imetajate populatsioonide jälgimine võib olla keeruline, sest linnapiirkonnad on tihedalt asustatud ja eraomandi hulk võib muuta soovitud kohta juurdepääsu keeruliseks (Baker & Harris, 2007). Seetõttu on oluline teha koostööd kohalike kogukondadega, et

laiendada uurimisasid ja koguda olulist teavet. Harrastusteadus aitab juba praegu oluliselt kaasa paljudele teadusvaldkondadele ning annab teavet loodusvarade haldamise, keskkonnakaitse ja poliitika kujundamise kohta, soodustades üldsuse osalemist ja kaasamist (McKinley et al., 2017). Mitmed publikatsioonid on näidanud, et tasustamata vabatahtlikud võivad toota andmekogumeid spetsialistidele võrdse täpsusega (Brown & Williams, 2019; Kosmala et al., 2016) ning keskkonnaandmete kogumine soodustab vabatahtlike osalemist keskkonnakaitsemeetmetes, suurendades kogukonna suhtlust ja huvi looduskaitse vastu (Ballard et al., 2017). Samas on vabatahtlike kogutud andmete kvaliteeti ka kritiseeritud (Conrad & Hilchey, 2011; Steger et al., 2017). Teadlaste skeptilisus on osaliselt tingitud tehnilistest probleemidest, nagu valimi suuruse või katsekujunduse ebapiisav planeerimine (Conrad & Hilchey, 2011). Seetõttu on oluline, et projektides osalejad oleksid koolitatud ning kogutud andmed oleksid ühtsed ja vastaksid statistilistele kriteeriumitele, sobides ökoloogiliste uuringute eesmärkide saavutamiseks (Brown & Williams, 2019).

Nahkhiirte kalduvus sigida inimtekkelistes ehitistes muudab nad linnapiirkondades silmatorkavaks ja hõlpsasti jälgitavaks, pakkudes võimalusi harrastusteaduse kampaaniate läbiviimiseks (Russo & Ancillotto, 2015). Soomes läbi viidud harrastusteaduse projektis kaasati kooliõpilased ja õpetajad paraleelselt teadlastega salvestama nahkhiirte liikumist, kasutades akustilisi salvesteid (Lundberg et al., 2021). Selle projekti üheks eesmärgiks oli võrrelda tavakodanike ja teadlaste poolt kogutud andmete kvaliteeti, uurides põhja-nahkhiire ja pargi-nahkhiire ruumilis ajalist levikut. Kuigi teadlased jõudsid vabatahtlikest rohkem andmeid salvestada, ei leitud andmekvaliteedis suuri erinevusi. Seega võib õigesti kavandatud, läbi viidud ja hinnatud harrastusteaduse projekt pakkuda usaldusväärset infot, tootes tõhusalt kvaliteetseid andmeid ning aidates lahendada erinevaid probleeme (McKinley et al., 2017).

Käesoleva magistritöö eesmärgiks on Tartu linnas toimunud harrastusteaduse projekti abil välja selgitada, millised tegurid mõjutavad nahkhiirte esinemist ja aktiivsust linnakeskkonnas, luues nahkhiirte paiknemis- ja aktiivsusmudelid. Kuna põhja-nahkhiir on Eestis levinuim liik (Remm et al., 2015), siis erinevad keskkonnatingimused ei pruugi teda nii mõjutada, nagu need mõjutaksid teisi liike. Sellest tulenevalt seadakse tööle järgnevad hüpoteesid:

- 1) Nahkhiired eelistavad linnakeskkonnas elupaiku, mis on veekogudele ja puistutele lähemal, kuna sellised elupaigad pakuvad rikkalikumat ja kergesti kättesaadavat toidubaasi;
- 2) Nahkhiired väldivad kõrge tehisvalguse ja müratasemega alasid, mis häirivad nende toitumiskäitumist ja lennunavigatsiooni;
- 3) Põhja-nahkhiir on keskkonnatingimustest linnas vähem mõjutatud kui teised nahkhiireliigid.

2. Materjal ja meetodid

2.1. Harrastusteaduse projekti planeerimine

Magistritöö andmed koguti osana rahvusvahelise linnade elurikkuse tõstmise projekti urbanLIFECircles LIFE-2021-SAP-NAT-NATURE (UrbanLIFECircles, 2024) raames toimunud harrastusteaduse projektina Tartu linnas. Vabatahtlike kaasamiseks reklaamiti harrastusteaduse projektis osalemise võimalust erinevates kanalites, sealhulgas sotsiaalmeedias ja ülikoolide infolistides. Projektis osalejatele viidi 2023. aasta mai lõpus läbi koolitus ning praktiline õppetund, mille käigus tutvustati Eesti nahkhiiri ja nende seiramist bioakustiliste vahenditega ja jagati välja tööks vajaminevad seadmed. Iga koolitusel osaleja pidi järgima sama metoodikat etteantud vaatluspunktides.

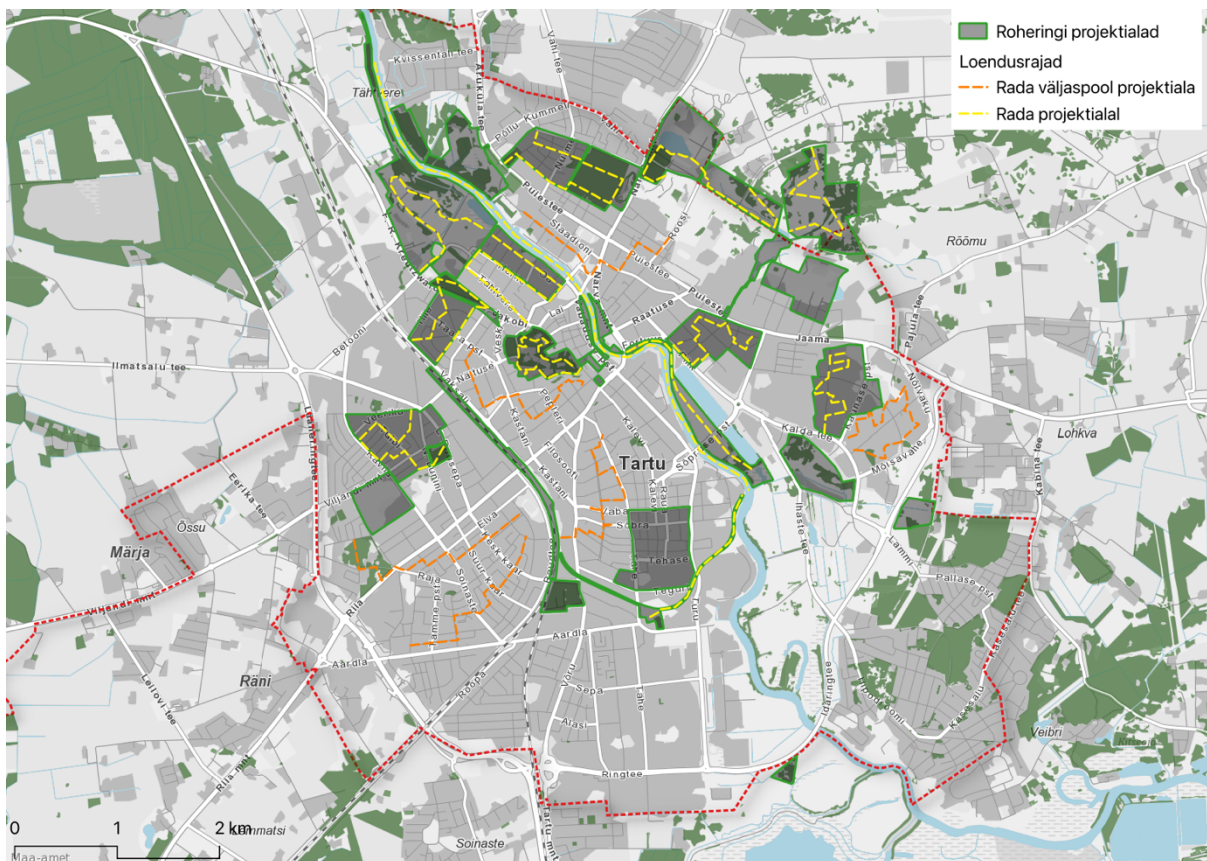
2.2. Valimi koostamine

Nahkhiirte kaardistamine viidi läbi punktloenduse metoodikal, etteantud loenduspunktides. Loenduspunktide genereerimiseks joonistati Tartu linna piires igale nahkhiirte uuringuks ettenähtud projektialale loendusrada (Joonis 1), mis läbis alal leiduvaid erinevaid biotoope, näiteks puistuid, veekogusid ja hoonestatud alasid. Loendusrajad olid potentsiaalsed nahkhiirte elupaigad, mis paiknesid avalikul maal, et loenduspunkt oleks ligipääsetav ilma eelneva kokkuleppeta. Loendusraja pikkus jäi vahemikku 2-3 km, kuna pikema raja läbimine oleks öö jooksul keerulisem. Iga loendusrajale genereeriti keskmiselt 9.9 (± 1.7) juhupunkti, mis polnud teineteisele lähemal kui 150 m, sest siis pole nahkhiirte hääled ühest punktist teise kuulda (Joonis 2). Punktide arv varieerus tulenevalt ala suuruselt.

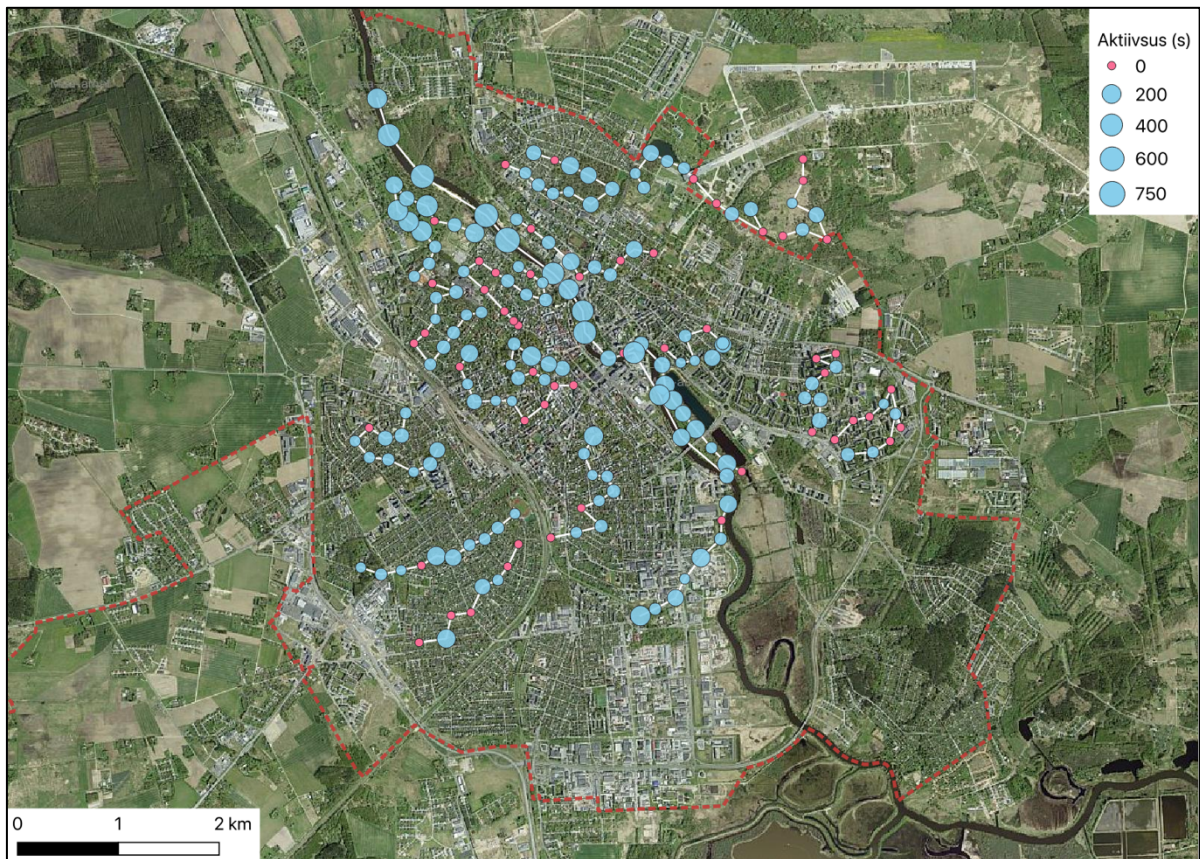
2.3. Punktloenduste läbiviimine

Vabatahtlikud osalejad kasutasid punktloenduste läbiviimiseks ultrahelimikrofoni Echo Meter Touch 2 (Wildlife Acoustic Inc.), mis ühendati Android operatsioonisüsteemiga seadme külge. Andmete kogumine toimus vaatlejale sobival ööl mai lõpust juuni lõpuni, mil on nahkhiirte poegimisperiood ja sel aastal sündinud noorloomasid veel ei lenda. Vaatlusöö pidi olema soe, tuulevaikne ning ilma sademeteta, et nahkhiirte aktiivsus poleks mõjutatud. Igas loenduspunktis salvestati nahkhiirte möödalende 5 minuti vältel. Etteantud punkte tuli läbida järjest, kuid polnud oluline, millisest loendusraja otsast loendaja alustas. Töö tulemusena oli iga loenduspunkti kohta olemas üks vähemalt 5 minuti pikkune helisalvestis.

Helisalvestised lõigati algul viie minutilisteks juppideks ja seejärel kolme sekundi pikkusteks ning vaadati läbi programmiga Kaleidoscope Pro (Wildlife Acoustics, Inc). Seejärel kontrolliti ja vajadusel parandati automaatsed liigimäärangud. Kui ühel salvestisel tuvastati mitu liiki või mitu ühe liigi isendit, pandi need eraldi kirja.



Joonis 1. urbanLIFEcircles projektialad ning loendusradade paiknemine projektialade suhtes.



Joonis 2. Loendusradade ja loenduspunktide läbimine Tartu linnas. (Maa-ameti kaart: <http://xgis.maaamet.ee/>, 10.05.2023)

2.4. Punktloenduse ülevaade

Välitööde käigus läbiti 189 punkti ja kohati 19 transekti peale kokku kaheksat nahkhiireliiki (Tabel 1). Kõige sagedamaks liigiks oli põhja-nahkhiir (*Eptesicus nilssonii*), kes esines kõikidel loendusradadel. Sageduselt järgnesid pargi-nahkhiir ja suurvidevlane. Eestis laialdaselt levinud pruun-suurkõrva tuvastati vaid kahes punktis. Seda põhjustas ilmselt suurkõrva nõrk kajalokatsiooniheli (Tillon et al., 2019), mistõttu registreeriti ainult väga lähedal asuvad isendid.

Tabel 1. Uuringualal tuvastatud liigid. Punktid tulp näitab mitmes punktis antud liiki tuvastati. Aktiivsus näitab mitu sekundit antud liiki koguuuringu mahu peale kokku salvestati

Liik	Liik lad. k.	Punktid	Aktiivsus (s)
põhja-nahkhiir	<i>Eptesicus nilssonii</i>	119	8493
pargi-nahkhiir	<i>Pipistrellus nathusii</i>	34	1475
suurvidevlane	<i>Nyctalus noctula</i>	24	1055
veelendlane	<i>Myotis daubentonii</i>	16	962
tiigilendlane	<i>Myotis dasycneme</i>	17	831
hõbe-nahkhiir	<i>Vespertilio murinus</i>	13	198
kääbus-nahkhiir	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	6	117
lendlane	<i>Myotis sp.</i>	18	105
nahkhiirlane	<i>Vespertilionidae sp.</i>	15	69
pruun-suurkõrv	<i>Plecotus auritus</i>	3	15
prk <i>Pipistrellus</i>	<i>Pipistrellus sp.</i>	1	6

2.5. Andmeanalüüsi kaasatud muutujad

Nahkhiirte esinemistõenäosuse ja aktiivsuse modelleerimiseks kasutati erinevatest andmekogudest pärinevaid andmeid. Ruumilisi tingimusi kirjeldavad muutujad arvutati 250m puhvris ja loodi kogu uuringuala katvad rasterid. Kõik rasterid loodi statistikatarkvara R (R Core Team, 2023) terra paketi abil (Hijmans R, 2024), EPSG:3301 koordinaatsüsteemis ja 5 m resolutsiooniga. Järgnevalt on toodud mudelitesse kaasatud muutujate täpsem kirjeldus:

- 1) Taimkate kõrgus** on oluline indikaator nahkhiirtele sobivate elupaikade olemasolust. Kõrgem taimkate võib pakkuda nahkhiirtele rohkem varjepaiku puuõõnsuste näol ning pakub neile sobivaid toitumisalasid ja liikumisteid (Tillon & Aulagnier, 2014). Taimkate kõrguse kirjeldamiseks loodi üle uuringuala raster (Lisa 1), mis kirjeldab

keskmist taimkatte kõrgust 250m puhvris. Rasteri aluseks võeti Maa-ameti 4m resolutsiooniga taimkatte kõrgusmudel (Kõrgusandmed, Maa-amet, 2023 kevad).

- 2) **Kaugus siseveekogust.** Veekogudel on linnakeskkonnas nahkhiirte jaoks toitumisalana oluline roll, sest veekogude lähistel on putukate arvukus suurem (Ancillotto et al., 2019). Üle uuringuala loodi raster (Lisa 2), mis kirjeldab kaugust lähimast siseveekogust. Piksli väärtuseks on keskmine kaugus 250m puhvris. Raster loodi Eesti topograafia andmekogu (ETAK) põhjal, kaasates kõik seisu- ja vooluveekogud (Eesti topograafia andmekogu, Maa-amet 2024).
- 3) **Öine tehisvalgus.** Valgusreostus võib vähendada nahkhiirtele toitumiseks sobivaid alasid ja killustada nende liikumisteid (Stone et al., 2012), kuid samas on liike, kes võivad saada sellest kasu (van Langevelde et al., 2011). Üle uuringuala loodi raster (Lisa 3), mis kirjeldab keskmist maapinnalt kiirgavat tehisvalguse hulka 250m puhvris. Tartu linna piiril asuva AS Grüne Fee Eesti kasvuhoonetest kiirgav valgushulk oli ülejäänud uuringualaga võrreldes kordades suurem, seega viidi läbi logaritmtseendus erindite mõju vähendamiseks. Raster on loodud 2022 aasta VIIRS *Annual Nighttime Lights V2* andmestiku põhjal (Elvidge et al., 2021). Algandmed olid EPSG:4326 koordinaatsüsteemis resolutsiooniga 15 kaaresekundit.
- 4) **Suhteline õhuniiskus** võib mõjutada nahkhiirte kajalokatsioonivõimet, mis võib pärssida toiduotsingu aktiivsust ja lennuvõimet (Rodríguez-San Pedro et al., 2024). Iga vaatluspunkti puhul leiti ajaliselt lähim mõõtmise Tartu Ülikooli Füüsika instituudi ilmajaama andmestikust (<https://meteo.physic.ut.ee/>), kus mõõtmised toimuvad iga viie minuti tagant.

2.6. Andmeanalüüs

Andmete analüüsiks kasutati üldistatud lineaarseid segamudeleid (GLMM). Andmestiku põhjal loodi kaks mudelit: binoomse jaotusega nahkhiirte esinemistõenäosuse mudel ja negatiivse binoomjaotusega aktiivsuse mudel. Esinemistõenäosuse mudelis on sõltuv muutuja binaarne ja tähistab, kas nahkhiiri esines või mitte. Aktiivsuse mudelis on sõltuvaks muutujaks vaatluspunkti viie minuti jooksul salvestatud nahkhiirte kajalokatsiooni helide kogukestvus sekundites. Mõlemasse mudelisse kaasati sõltumatute muutujatena taimkatte kõrgus,

kaugus lähimast siseveekogust, öise tehisvalguse hulk, suhteline õhuniiskus. Lisaks kasutati kovariaadina kaugust päikeseloojangust minutites, mille mõju on kirjeldatud nahkhiirte aktiivsusele (Scanlon & Petit, 2008).

Kuna põhja-nahkhiirt esines vaatlusandmetes teiste liikidega võrreldes tunduvalt rohkem ning ta on linnakeskkonnas generalist, siis jagati vaatlusandmed kahte gruppi, et oleks võimalik modelleerida grupispetsiifilisi mõjusid. Ühe grupi moodustas põhja-nahkhiir ning teise grupi kõik ülejäänud liigid. Mõlemasse mudelisse lisati faktorina grupp ja juhufaktorina punkti ID. Lisaks kaasati mudelitesse oluliseks tulnud grupi ja teiste sõltumatute muutujate vahelised interaktsioonid. Tulemuste saamiseks kasutati tüüp II Anovat, et peamõjud ja koosmõjud oleksid koos ühes mudelis tõlgendatavad. Mudelites kontrolliti ruumilise autokorrelatsiooni olemasolu Moran'i I testi abil. Tuvastati statistiliselt oluline autokorrelatsioon ($p < 0,05$), kuid Moran'i statistiku väärtus oli väga lähedane oodatud väärtusele (oodatud = $-0,005$; tegelik keskmiselt $0,025$), seega ruumilisel autokorrelatsioonil olulist mõju mudelile pole.

Andmeanalüüsil kasutati statistikatarkvara R versiooni 4.3.2 (R Core Team, 2023). Mudelid loodi kasutades R paketti glmmTMB (Brooks et al., 2017). Ruumilise autokorrelatsiooni testimiseks kasutati ape paketti (Paradis & Schliep, 2019).

2.7. Töö autori roll

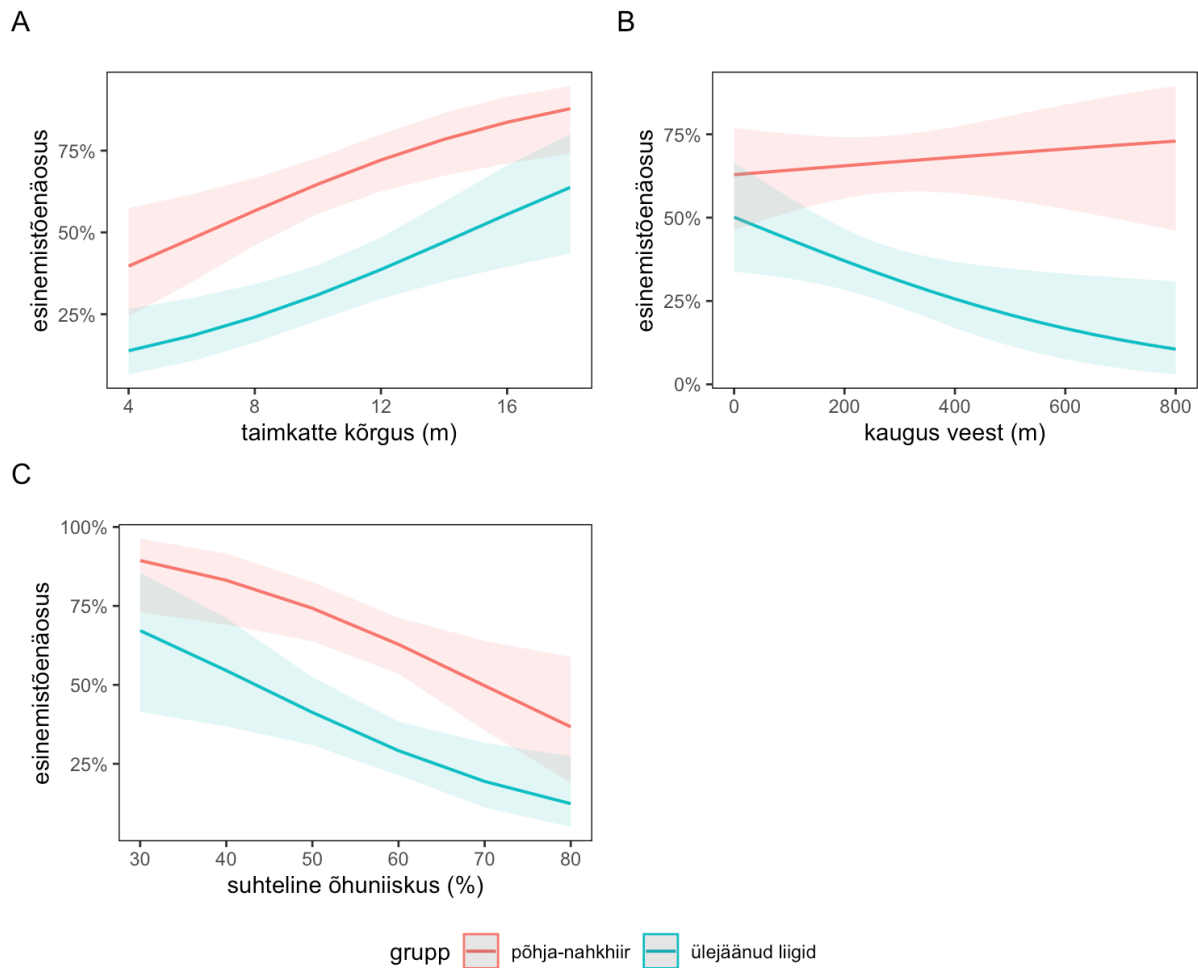
Käesoleva magistritöö autor osales juhendaja Oliver Kalda poolt planeeritud harrastusteaduse projekti andmekogumisel ja planeerimisel. Töö autor valmistas ette keskkonnatingimusi kirjeldavad rasterid, viis iseseisvalt läbi statistilise andmeanalüüsi ning juhendajate nõustamise ja abiga valmis lõplik töö.

3. Tulemused

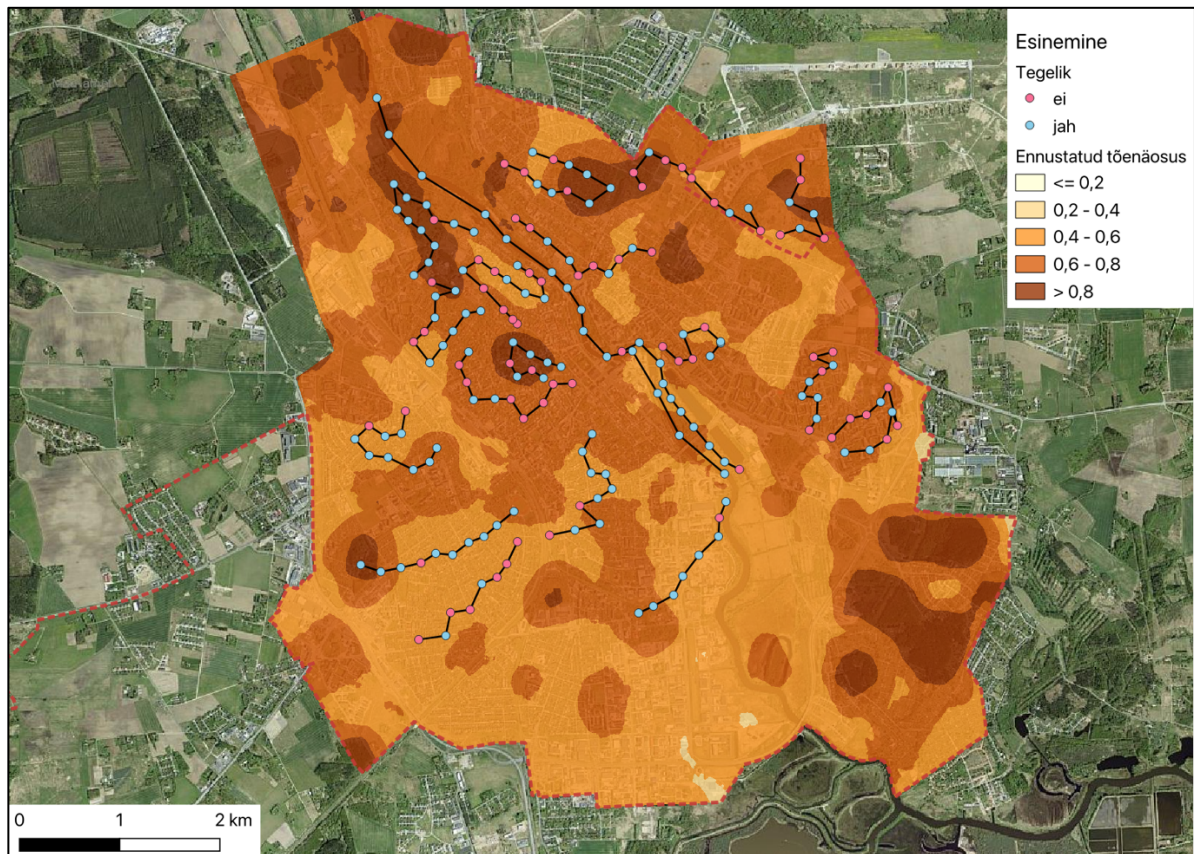
3.1. Esinemistõenäosuse mudel

Taimkatte kõrgusel oli mõlema grupi puhul nahkhiirte esinemisele oluline positiivne mõju ($\chi^2=10.54$; $df=1$; $p=0.001$) (Joonis 3-A) Kaugus lähimast siseveekogust mõjutas eri gruppide esinemist erinevalt ($\chi^2=5.15$; $df=1$; $p=0.023$). Kaugusel veest ei olnud olulist mõju põhja-nahkhiire esinemisele ($p=0.579$), kuid oli oluline negatiivne mõju ülejäänud liikide grupi esinemisele ($p=0.022$) (Joonis3-B). Suhtelisel õhuniiskusel oli nahkhiirte esinemisele mõlema grupi puhul oluline negatiivne mõju ($\chi^2=7.69$; $df=1$; $p=0.006$) (Joonis 3-C). Öisel tehisvalgusel ei olnud kummagi grupi puhul nahkhiirte esinemisele olulist mõju ($\chi^2=1.00$; $df=1$; $p=0.318$). Kovariaadina lisatud kaugus päikeseloojangust mõjutas eri gruppide esinemist erinevalt ($\chi^2=5.12$; $df=1$; $p=0.024$), peaaegu oluline negatiivne mõju oli põhja-nahkhiire esinemisele ($p=0.076$), kuid puudus oluline mõju ülejäänud liikide grupile ($p=0.237$).

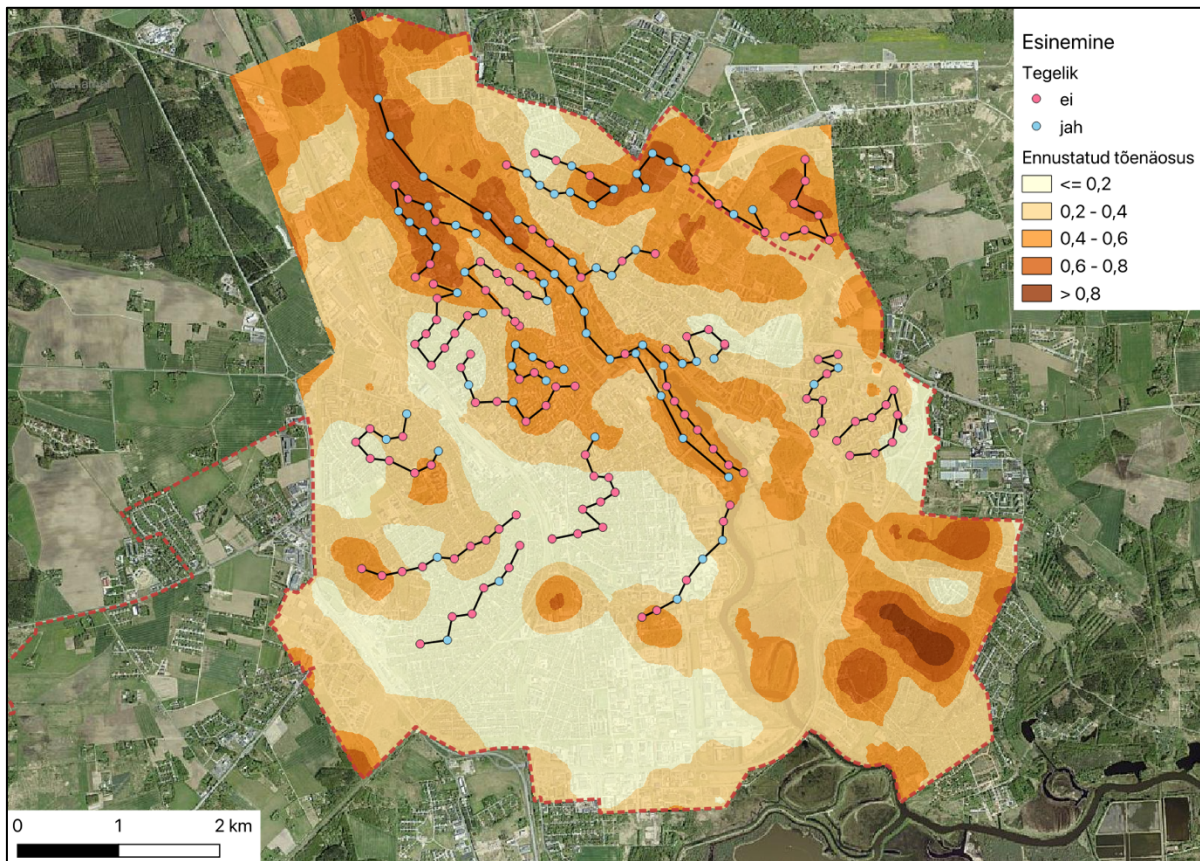
Esinemistõenäosuse mudeli selgitusvõime hindamiseks arvutati tingimuslik $R^2=0.373$ ja marginaalne $R^2=0.226$. Üle uuringuala loodi mudeliga mõlema grupi esinemistõenäosust kirjeldavad kaardid: põhja-nahkhiir (Joonis 4) ja teised liigid (Joonis 5).



Joonis 3. Sõltumatute muutujate mõju esinemistõenäosusele, kui ülejäanud muutujad mudelis on fikseeritud keskmiste väärtustega. Arvesse võetud ainult fikseeritud efekte. 3-A taimkattekõrgus, 3-B kaugus lähimast siseveekogust, 3-C suhteline õhuniiskus Põhja-nahkhiir on joonistel kujutatud punase joonega ning grupp ülejäanud liigid sinise joonega.



Joonis 4. Mudeli abil loodud põhja-nahkhiire esinemistõenäosust kirjeldav kaart üle uuringuala. Õhuniiskus ja kaugus päikeseloojangust olid fikseeritud keskmiste väärtustega vastavalt 55% ja 120 minutit. Kaardile on lisatud referentsiks transektid ja vaatluspunktid. Sinised punktid tähistavad selliseid kohti, kus esines põhja-nahkhiir ja roosad selliseid, kus ei esinenud.



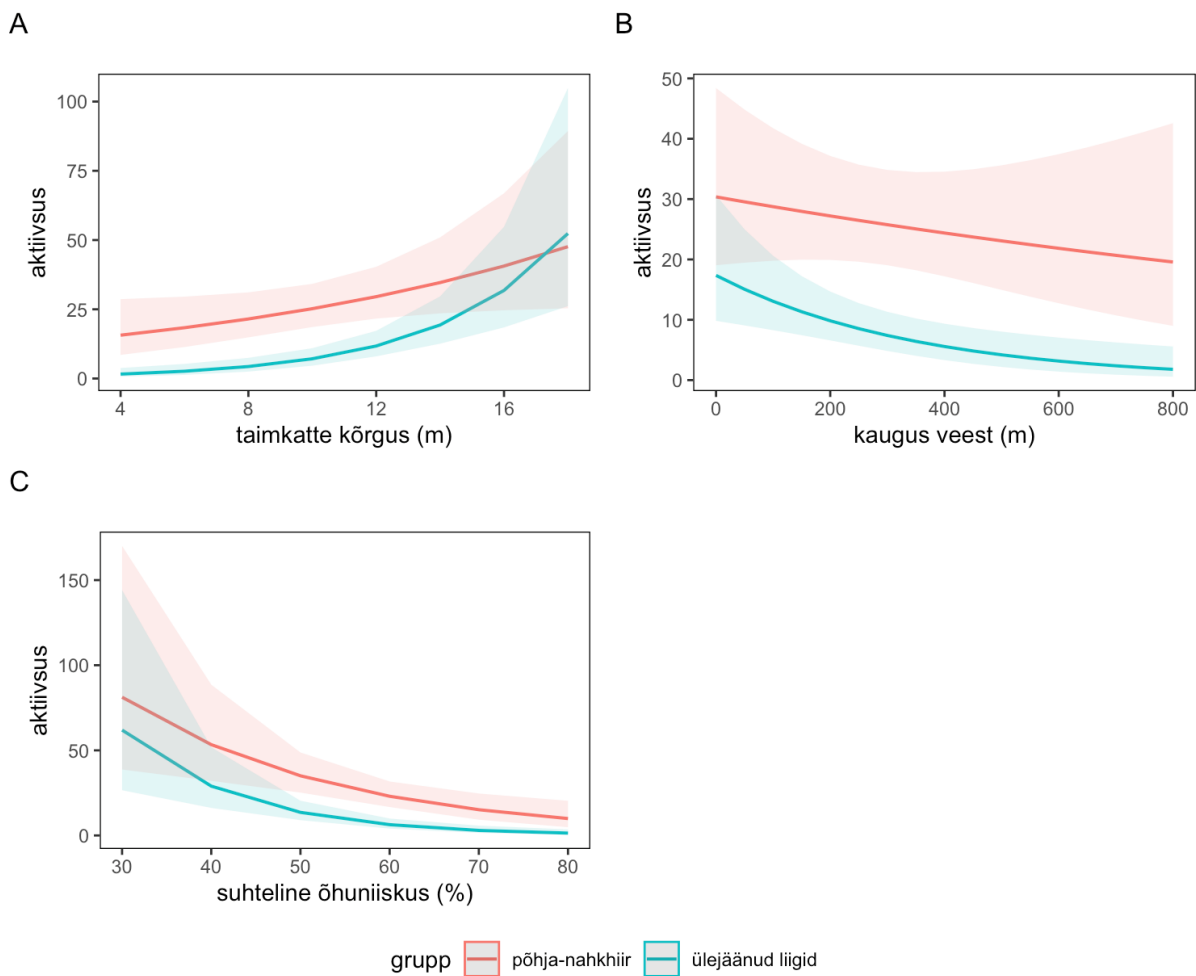
Joonis 5. Mudeli abil loodud teise grupi (ülejäanud liigid) esinemistõenäosust kirjeldav kaart üle uuringuala. Õhuniiskus ja kaugus päikeseloojangust olid fikseeritud keskmiste väärtustega vastavalt 55% ja 120 minutit. Kaardile on lisatud referentsiks transektid ja vaatluspunktid. Sinised punktid tähistavad selliseid kohti, kus esines teise grupi liike ja roosad selliseid, kus ei esinenud.

3.2. Aktiivsusmudel

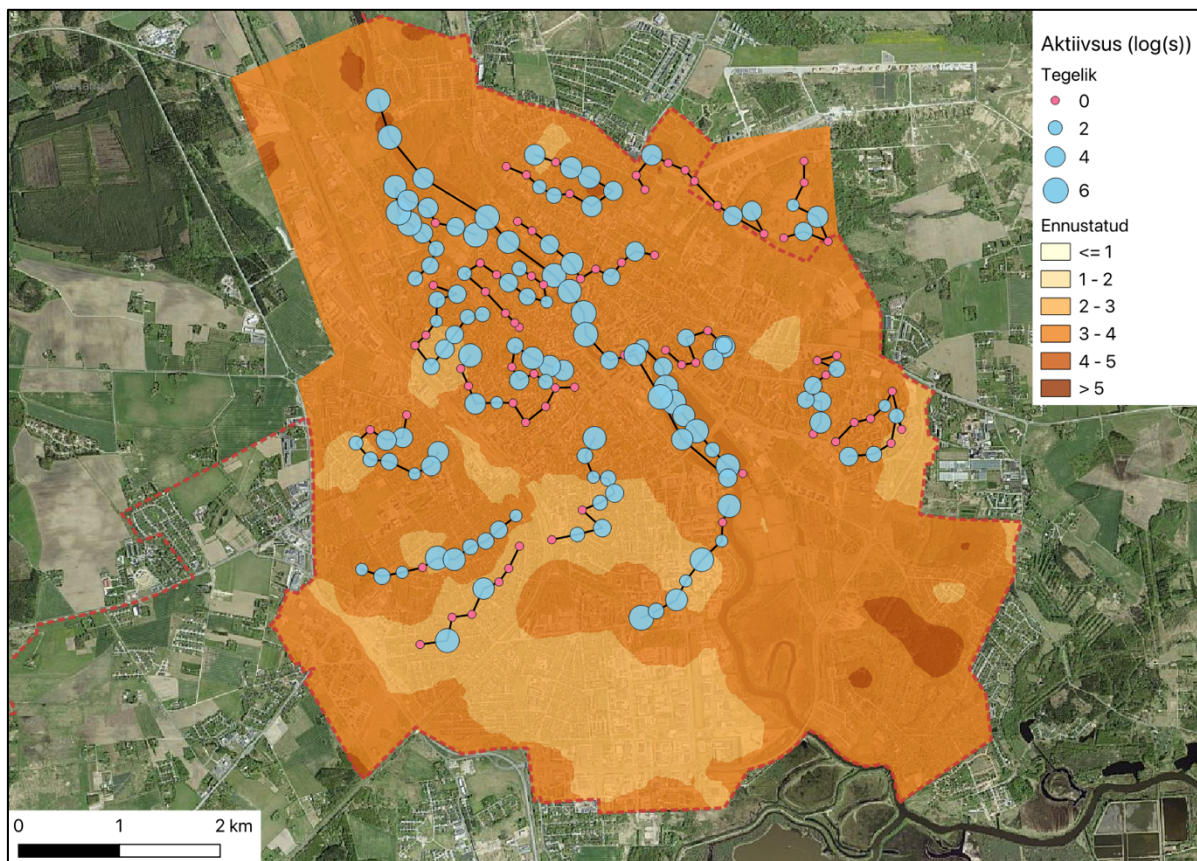
Nahkhiirte aktiivsus erines kahe grupi vahel oluliselt ($\chi^2=29.00$; $df=1$; $p<0.001$). Taimestiku kõrgus mõjutas eri gruppide aktiivsust erineva tugevusega ($\chi^2=10.70$; $df=1$; $p=0.001$) - nii põhja-nahkhiire ($p=0.044$) kui teise grupi ($p<0.001$) puhul oli oluline positiivne mõju (Joonis 6-A). Kaugus lähimast siseveekogust mõjutas eri gruppide aktiivsust erinevalt ($\chi^2=5.39$; $df=1$; $p=0.020$). Olulist mõju ei olnud põhja-nahkhiire aktiivsusele ($p=0.424$), kuid oli oluline negatiivne mõju teise grupi aktiivsusele ($p=0.003$) (Joonis 6-B). Suhteline õhuniiskus mõjutas eri gruppide aktiivsust erineva tugevusega ($\chi^2=4.23$; $df=1$; $p=0.040$). Nii põhja-nahkhiire ($p=0.002$) kui teise grupi ($p<0.001$) puhul oli oluline negatiivne mõju (Joonis 6-C). Õisel tehisvalgusel ei olnud olulist mõju kummagi grupi aktiivsusele ($\chi^2=1.07$; $df=1$; $p=0.301$). Kaugus päikeseloojangust mõjutas eri gruppide aktiivsust erinevalt ($\chi^2=9.59$; $df=1$; $p=0.002$).

ning oli oluline negatiivne mõju põhja-nahkhiire aktiivsusele ($p=0.031$), kuid teisele grupile mitte ($p=0.140$).

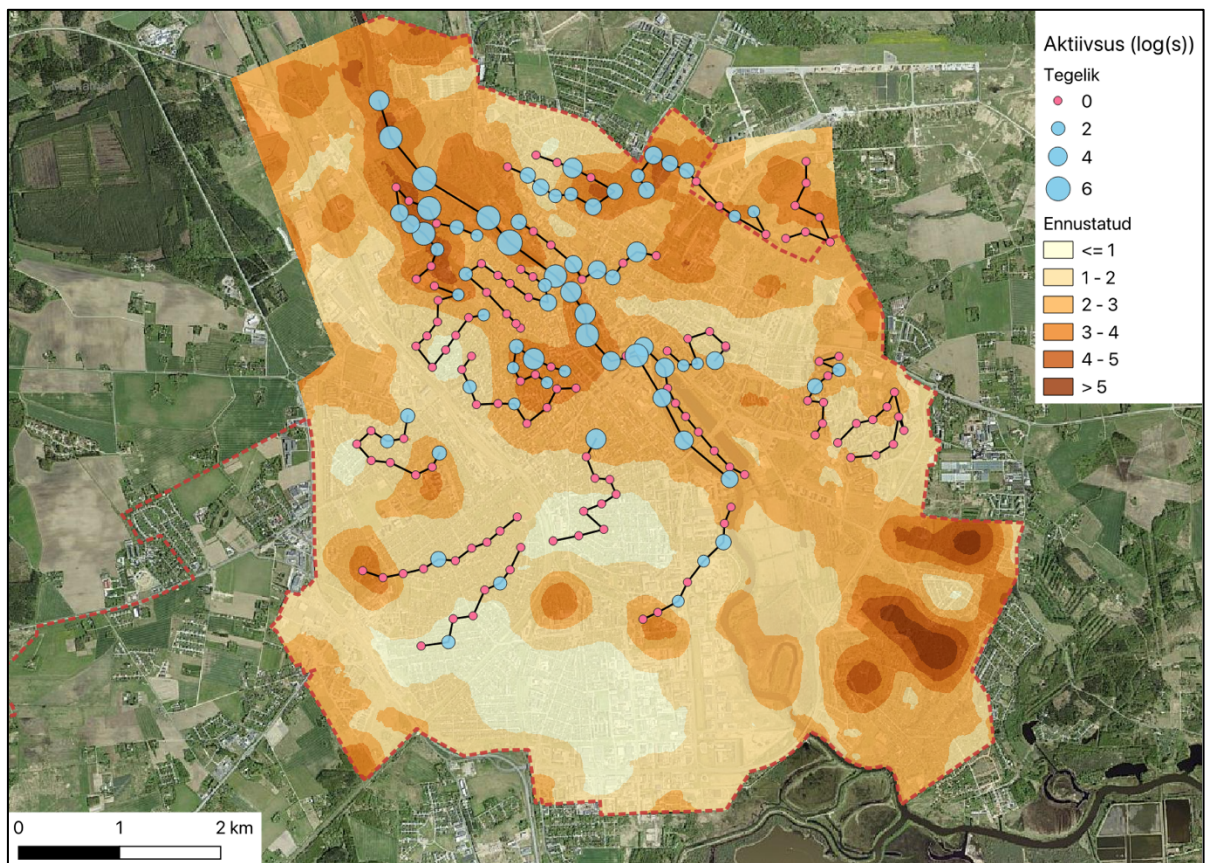
Aktiivsuse mudeli selgitusvõime hindamiseks arvutati tingimuslik $R^2=0.531$ ja marginaalne $R^2=0.312$. Üle uuringuala loodi mudeliga mõlema grupi aktiivsust kirjeldavad kaardid: põhja-nahkhiir (Joonis 7) ja teised liigid (Joonis 8).



Joonis 6. Sõltumatute muutujate mõju nahkhiire aktiivsusele, kui ülejäänud muutujad mudelis on fikseeritud keskmiste väärtustega. Arvesse võetud ainult fikseeritud efekte. 3-A taimkatte kõrgus, 3-B kaugus lähimast siseveekogust, 3-C suhteline õhuniiskus. Põhja-nahkhiir on joonistel kujutatud punase joonega ning grupp ülejäänud liigid sinise joonega.



Joonis 7. Mudeli abil loodud põhja-nahkhiire aktiivsust kirjeldav kaart üle uuringuala. Õhuniiskus ja kaugus päikeseloojangust olid fikseeritud keskmiste väärtustega vastavalt 55% ja 120 minutit. Kaardile on lisatud referentsiks transektid ja vaatluspunktid. Sinised punktid tähistavad selliseid kohti, kus esines põhja-nahkhiir ja roosad selliseid, kus ei esinenud.



Joonis 8. Mudeli abil loodud teise grupi (ülejäanud liigid) aktiivsust kirjeldav kaart üle uuringuala. Õhuniiskus ja kaugus päikeseloojangust olid fikseeritud keskmiste väärtustega vastavalt 55% ja 120 minutit. Kaardile on lisatud referentsiks transektid ja vaatluspunktid. Sinised punktid tähistavad selliseid kohti, kus esines teise grupi liike ja roosad selliseid, kus ei esinenud.

4. Arutelu

4.1. Esinemistõenäosuse ja aktiivsuse mudelid

Töös koostatud nahkhiirte esinemistõenäosuse ja aktiivsuse mudelite põhjal selgus, et keskkonnategurid, näiteks taimkatte kõrgus, veekogude olemasolu ja õhuniiskus, võivad mõjutada töös käsitletud nahkhiirte gruppe erinevalt, kuid mõlemad mudelid toovad esile sarnaseid järeldusi.

Taimkatte kõrgus mängis olulist rolli mõlema grupi puhul, mõjutades positiivselt nii nahkhiirte esinemistõenäosust kui ka aktiivsust. Suurte puude olemasolu pakub nahkhiirtele rohkem sobivaid varjupaiku ja toitumisvõimalusi, ümbritsevatest keskkonnatingimustest olenemata (Kalda et al., 2015), rõhutades rohealade ja puistute tähtsust nahkhiirte elupaikadena linnastunud aladel. Seda toetab ka Tillon & Aulagnier töö, kus leiti, et looduslikes metsaelupaikades eelistavad nahkhiired just selliseid puid, kus leiduvad õõnsused on piisavalt kõrgel, tagades nende varje- ja sigimispaias sobiva mikrokliima ning mille õõnsused on tehtud tavaliselt rähnlaste (*Picidae*) poolt (Tillon & Aulagnier, 2014). Mõned liigid, keda leiti ka uuringualalt Tartus, näiteks suurvidevlane ja veelendlane, kasutavad varjupaikadena peaaegu eranditult puuõõsi ning nende püsimine linnakeskkonnas sõltub seetõttu just sobivate õõnsustega puude olemasolust. Ka M. Boonmani (Boonman, 2000) töö rõhutab selliste puude olulisust nende kahe liigi püsimiseks. Veelendlane eelistas varjuda rohkem tamme- kui pöögipuudes, samas kui suurvidevlane eelistas rähnlaste poolt tehtud õõnsuseid looduslikult tekkinud õõnsuste üle (Boonman, 2000). Sellest võib järeldada, et vanade lehtpuude säilitamine on oluline ning tuleviku mõttes tasuks linnadesse uute puistute rajamisel või nende hooldamisel seda arvesse võtta. Samuti on oluline ka rähnlaste hea käekäik, et uusi õõnsuseid juurde tehtaks.

Kaugus lähimast siseveekogust mõjutas erinevalt nahkhiirte esinemist ja aktiivsust sõltuvalt grupist. Põhja-nahkhiire gruppi see oluliselt ei mõjutanud, mis näitab tema generalisti omadusi ja suutlikkust kohaneda erinevate keskkondadega. Teiste liikide grupp oli aga veekogude lähedusest rohkem sõltuv, kuna veekogude ümbruses leidub rohkem sobivaid toitumispaiku ja saakloomi. Ka Ancillotto et al. töö kinnitab just pigem liigispetsiifilist aktiivsust linnaveekogude ääres, kuid toob esile, et nahkhiirte aktiivsust ja liigirikust

suurendavad veekogude juures olevad hekid ja puistud (Ancillotto et al., 2019). Tänu sellistele puistutele võib olla veekogude juures ka servaaladel toituvaid liike. Tartu linna vaatlusradadest oli kõige suurem liigirikkus just Emajõe transektil, eriti seal, kus jõe ääres palju suuri lehtpuid. Seega on ka veekogude äärsetel aladel sobiva puistu säilitamine äärmiselt oluline.

Öisel tehisvalgusel ei olnud kummagi grupi puhul olulist mõju, mis on vastuolus varasemate uuringutega (Scanlon & Petit, 2008; Stone et al., 2009b, 2012; Threlfall et al., 2013b). Scanlon & Petit rõhutavad nahkhiirte liigirikkuse seisukohalt just pimedaid puistuid, mida eelistab suurem osa liikidest, kuid toovad välja, et on ka nahkhiiri, kes liiguvad valgustatud aladel (Scanlon & Petit, 2008). Stone jt töös selgus, et perekonna *Myotis* aktiivsus on valgustatud aladel väiksem kui mujal, kuid samas *Pipistrelluse*, *Nyctaluse* ja *Eptesicuse* perekonna esindajaid see ei mõjuta. (Stone et al., 2012). Üheks võimalikuks põhjuseks, miks mõju ei tuvastatud võib olla AS Grüne Fee kasvuhoonetest ka öösiti kumav valgus, mille intensiivsus oli üle 20 korra suurem võrreldes teiste valgusallikatega. On võimalik, et linnas liikuvad nahkhiired on tänu sellele kumale kerge valgusega juba harjunud. Samuti ei mõjutanud põhja-nahkhiirt kasvuhoonetele lähemal olev intensiivsem valgus, kuna neid esines ka sealsetes punktides. Põhja-nahkhiir on valguse suhtes tolerantsem ning võib ka toituda valgusallikate lähistel. Langevelde jt töös tuuakse välja, et tehisvalgustus meelitab ligi ööliblikaid (*Heterocera*), kes on nahkhiirtele olulisteks saakloomadeks, juhul kui valgusallika puhul on tegemist halogeenlampidega, mille UV kiirgus on suurem (van Langevelde et al., 2011). Tänavavalgustuses kasutatakse aga üha rohkem LED tulesid, mis putukaid ligi ei meelita ning seega kaob nende kasutegur nahkhiirte jaoks ära. Ei saa ka välistada, et valguse mõju hindamiseks puudusid piisavalt täpsed andmed, kuna algandmed olid suhteliselt madala resolutsiooniga (15 kaaresekundit) arvestades vaatluspunktide paiknevust ja loodud raster kirjeldas aasta keskmist tehisvalguse hulka.

Suhtelisel õhuniiskusel oli mõlema grupi puhul oluline negatiivne mõju nii esinemistõenäosusele kui ka aktiivsusele. Kõrgema õhuniiskusega läbitud loenduspunktides kohati nahkhiiri vähem, mille tõttu tekkis vaatlusööde vaheline mõju. Kõrgem õhuniiskus võib vähendada lendavate putukate aktiivsust või raskendada kajalokatsiooni kasutamist (Rodríguez-San Pedro et al., 2024), mis mõjutab omakorda negatiivselt nahkhiirte toitumist ja liikumist. Rodríguez-San Pedro jt töö leidis, et kõrgema suhtelise õhuniiskusega öödel on

nahkhiirte liigirikkus kõige madalam (Rodríguez-San Pedro et al., 2024). Ilmastikuga seotud tegurite mõju nahkhiirtele on laialdasem ning pole kontrollitav. Samas on selliste tegurite muutumine seotud paljuski globaalse kliimamuutusega, mille süvenemine on seotud inimtegevusega. Seega võib aktiivne töö kliimamuutuste mõjude vähendamiseks aidata selliseid mõjusid stabiilsena hoida.

Kovariaadina lisatud kaugus päikeseloojangust mõjutas mõlemaid gruppe erinevalt. Põhja nahkhiire grupi puhul oli negatiivne mõju esinemisele ja aktiivsusele, samas kui ülejäänud liikide grupile mõju ei tuvastatud. See viitab põhja-nahkhiire spetsiifiliselt ajastatud aktiivsusele (Scanlon & Petit, 2008), mis on tihedamalt seotud päikeseloojangu ajaga võrreldes teiste liikide grupiga.

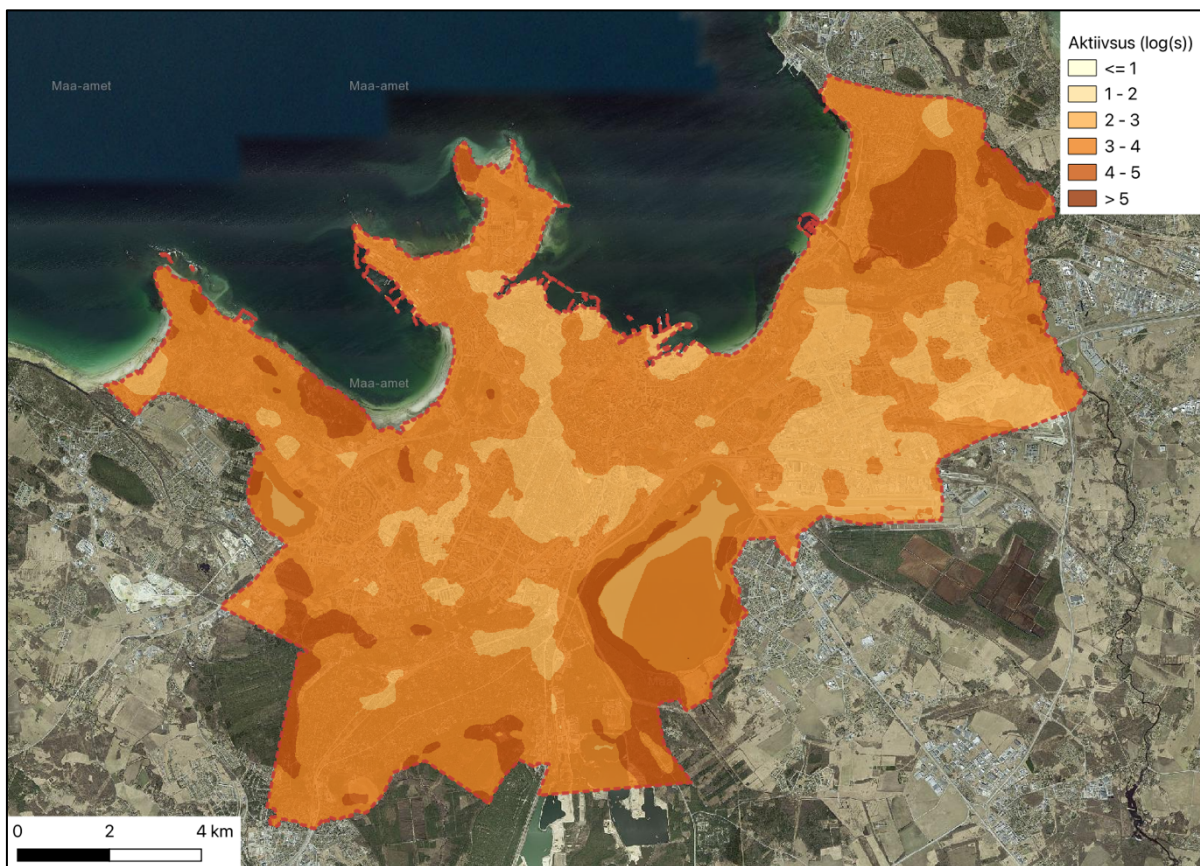
4.2. Mudelite võimalik arendus

Käesoleva uuringu tulemused annavad väärtuslikku teavet nahkhiirte esinemise ja aktiivsuse kohta linnakeskkonnas, kuid andmete kvaliteedi ja mudelite täpsuse parandamiseks on oluline kaaluda ka teiste muutujate kaasamist ning täiendusi meetodikas. Näiteks analüüsid ümberkaudsete majade vanust ja tüüpi, oleks võimalik luua indeks, mis kirjeldab nende sobivust varjepaikadena.

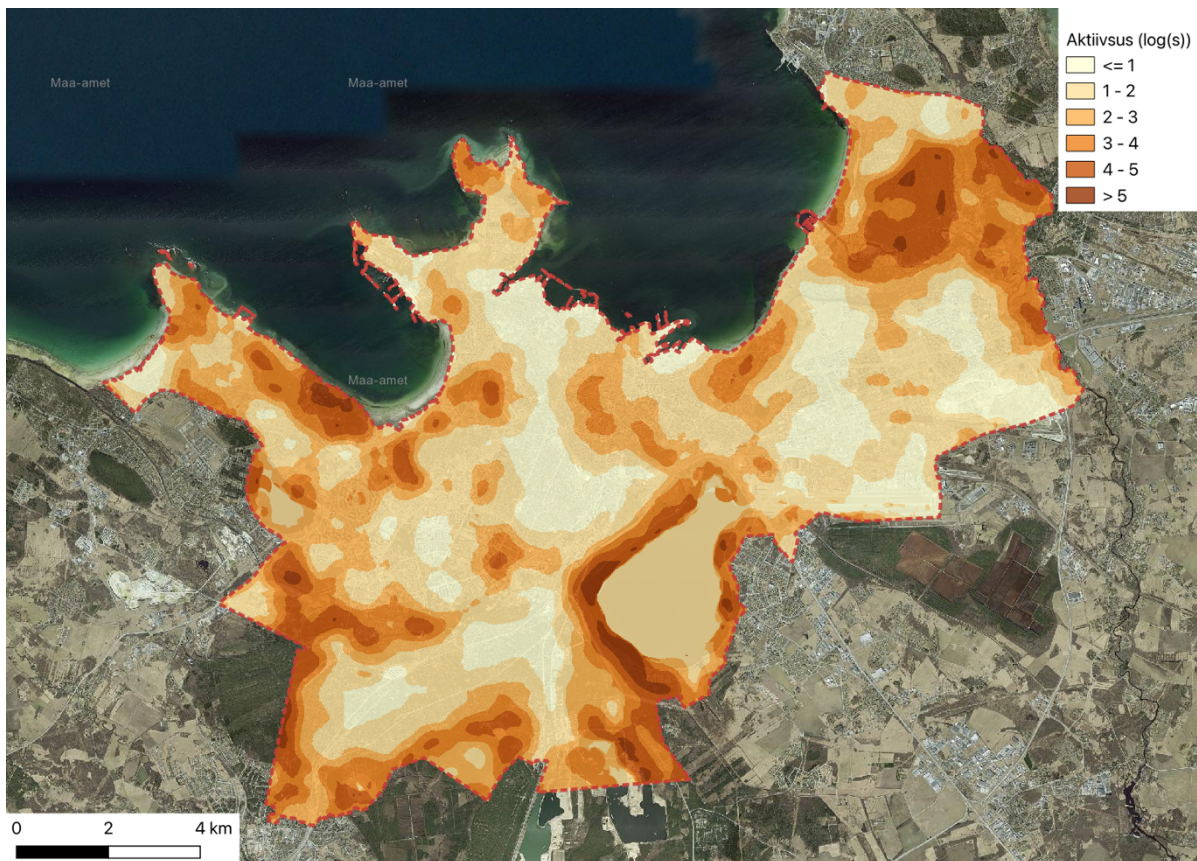
Täpsemate taimestikku ja puid kirjeldavate muutujate kasutamine võib samuti parandada mudeli täpsust. Tartu linna kohta on olemas üksikpuude mudel, mis katab linna piiridesse jääva ala, kuid kuna andmepunkte leidis ka väljaspool linna piire, tuli antud töös kasutada Maa-ameti taimkatte kõrgusmudelit. Selle mudeli rasteriga võib linnas esineda mõningaid probleeme, sest mudel võtab vahel arvesse ka näiteks kõrgepingeliine või muid tehislikke kõrgeid objekte. Ühe variandina tasub kaaluda Maa-ameti aerolaserskanneerimise andmeid, kuid nende töötlemine on tehniliselt keerukam ja nõuab rohkem arvutusvõimsust.

Ennustava mudeli usaldusväärsuse tagamiseks on oluline mudeli valideerimine eraldiseisva testandmestiku peal. Ühe variandina on võimalus jagada andmestik kaheks, tavapäraselt 80% treenimiseks ja 20% testimiseks, see aga eeldab piisavalt suurt valimit. Olulisel kohal on ka kordusmõõtmised, et tagada tulemuste täpsus ja järjepidevus. Suurema valimi puhul oleks ka võimalik jagada andmestik kahe grupi asemel liikide kaupa ning seeläbi saaks arvesse võtta liigispetsiifilisi mõjusid.

Selleks et teada saada, kas mudeli ennustused peavad paika ka muudes piirkondades, loodi aktiivsuskaart üle Tallinna linna põhja-nahkhiire grupi (Joonis 9) ja teiste liikide grupi (Joonis 10) kohta, ennustamaks nende suhtelist aktiivsust. Tallinna linna nahkhiirtele olulised elupaigad on küllaltki hästi teada, ning esialgse visuaalse kontrolli põhjal oli kaart üldjoontes vastavuses teadaolevate vaatlusandmetega ning kõrgema aktiivsusega kohad olid korrektsed. Tallinna kõige nahkhiirterohkemad piirkonnad Ülemiste järve ääres, Pirita jõe ümbruses ja Kadrioru pargis tulevad esile. Samuti vastab tõele, et põhja-nahkhiirt võib kohata pea kõikjal Tallinnas. Sellest hoolimata on parema ennustusvõime saavutamiseks oluline kordusvaatluste tegemine ja suurema valimi kaasamine.



Joonis 9. Mudeli abil loodud põhja-nahkhiire aktiivsust kirjeldav kontrollkaart üle Tallinna linna. Õhuniiskus ja kaugus päikeseloojangust olid fikseeritud keskmiste väärtustega vastavalt 55% ja 120 minutit.



Joonis 10. Mudeli abil loodud teise grupi (ülejäanud liigid) aktiivsust kirjeldav kontrollkaart üle Tallinna linna. Õhuniiskus ja kaugus päikeseloojangust olid fikseeritud keskmiste väärtustega vastavalt 55% ja 120 minutit.

Nagu eelnevatelt joonistelt näha, võib põhja-nahkhiirt leiduda üle kogu Tallinna. See võib vastata tõele, sest generalistina saab ta linnakeskkonnas teistest nahkhiireliikidest paremini hakkama. Teiste liikide grupi puhul on võimalik selgelt eristada piirkondi, kus nende aktiivsus on palju suurem, näiteks Ülemiste järve ümbruses, kuid ka piirkondi, kus neid üldse pole. Ka Tallinnas on aktiivsus seotud suurte vanemate puistute olemasoluga. Teise grupi aktiivsuskardil on tumedad Pirita jõe ja Ülemiste järve ümbrus ning Kadrioru park, kus paiknevad kõrged vanad puistud. Kindlasti mõjutab aktiivsust ka nendes piirkondades oleva veekogu olemasolu.

4.3. Põhja-nahkhiire roll linnakeskkonna generalistina

Põhja-nahkhiir on Eestis kõige arvukam nahkhiireliik (Remm et al., 2015) ning uuringutulemused kinnitavad seda ka Tartu linna kohta, kus 63.7% salvestatud nahkhiirte koguaktiivsusest sekundites kuulus põhja-nahkhiirele. Ta on tuntud linnakeskkonnas

kohanemisvõime poolest (Russo, 2023) ning on Põhja-Euroopas ja Baltikumis linnades laialt levinud. Erinevalt mitmetest teistest nahkhiireliikidest ei paikne põhja-nahkhiire toitumisalad ainult veekogude läheduses ning ta on teiste liikidega võrreldes paremini suuteline sobivat toitu leidma ka näiteks tänavalaternate lähistelt (Rydell & Racey, 1995). Kuna põhja-nahkhiired kasutavad varjupaikadena sageli hooneid ja puuõõntest nii palju ei sõltu, siis annab see neile linnakeskkonnas eelise ning teeb temast konkurendi teiste samu toitumisstrateegiaid kasutavate liikide ees. Näiteks leidsid Suominen jt töös, et põhja-nahkhiir eelistab just hoonestatud piirkondi sobivate varjupaikade olemasolu tõttu võrreldes veelendlasega, kes kasutas varjupaikadena ainult looduslike õõnsuseid (Suominen et al., 2023). Seejuures oli oluliseks teguriks ka puistu olemasolu, mis oli tähtis ka siinses uuringus. Kuigi Tartu linnas on veel liike, kes kasutavad varjupaikadena hooneid, näiteks pargi-nahkhiir ja tiigi-lendlane, annab põhja-nahkhiirte kõrge arvukus neile eelise konkurentsil sobivate hoonete üle.

4.4. Nahkhiirte elupaikade säilitamine linnakeskkonnas

Kuna linnad on põhja-nahkhiirele oluline eluala, siis on lisaks loodusmaastikele ka linnakeskkonnas nahkhiirtele soodsate elupaikade säilitamine talle olulise mõjuga. Näiteks on Rootsis täheldatud viimase 30. aasta jooksul suurt põhja-nahkhiire arvukuse langust (Rydell et al., 2020), mis näitab, et isegi generalistidel ei pruugi väga hästi minna. Seetõttu on linnastumise mõju hindamisel nahkhiirtele oluline liigipõhine vaatenurk, kuna liikide erinev reaktsioon väljendub struktuuriliselt muutunud nahkhiirekooslustes (Threlfall et al., 2012). Nii on võimalik välja selgitada, millised tegurid pikema ajaperioodi peale võiksid erinevaid liike mõjutada. Antud töö tulemuste põhjal võib öelda, et linnakeskkonnas on pool-looduslike ja looduslike elupaikade säilitamine nahkhiirte püsimiseks olulisel kohal, olenemata liigist. Kõrghaljastuse olemasolu pakub erinevatele liikidele varjupaiku ja toitumisalasid, näiteks eelistab suurvidevlane varjupaikadena suuri lehtpuid (Russo, 2023). Linnaveekogud on olulised, aga eriti neile liikidele, kes toituvad veepinnalt saaki püüdes (Ancillotto et al., 2019), kuid veekoguäärse sobiva puistu olemasolul võib sellest kasu lõigata ka põhja-nahkhiir või pargi-nahkhiir (Suominen et al., 2023). Tartu linnas on sellisteks liikideks näiteks veelendlane ja tiigilendlane, keda ka veekoguga seotud vaatlusrajal kõige enam leidis. Olulise tegurina linnakeskkonnas on mõnede nahkhiireliikide jaoks ka vanade majade ja inimtekkeliste struktuuride ning neis olevate sobivate pragude olemasolu (Fagan et al., 2018), mis pakub

alternatiivseid varjepaiku, kui looduslike varjepaikade kättesaadavus on väike või konkurents suur. Käesoleva töö raames küll majade vanust ega osakaalu mudelisse ei kaasatud, kuid tulevikus tasub seda kaaluda, et mõista paremini, milliseid ehitisi nahkhiired eelistada võivad. Seejuures tuleks arvesse võtta ka majade renoveerimist, sest vanadest renoveeritud majadest võidakse olla eemaldatud ligipääsud nahkhiirtele sobivatesse varjepaikadesse. Nii on paremini võimalik uuritavas piirkonnas tuvastada varjepaiku ning potentsiaalseid sigimiskolooniate asukohti, mille säilitamine liikide püsimise seisukoha pealt oluline on.

4.5. Harrastusteaduse andmete kasutamine nahkhiirte uurimisel

Nahkhiirte uurimisel rakendatakse üha rohkem erinevaid harrastusteaduse meetodeid (Lundberg et al., 2021). Kuna linnapiirkonnad on suure inimasustusega, siis on suurem võimalus leida sobivaid vabatahtlikke uuringute läbiviimiseks. Nii on võimalik luua koolitatud vabatahtlike seirajate võrgustik, kes oleksid valmis ka tulevikus analoogsetes projektides osalema. Ka käesolevas töös raames osalenud vabatahtlikud näitasid huvi tulevikus uuesti projektis osalemiseks. Harrastusteaduse projektid aitavad tõsta teadlikkust kogukonnas ning huvi nende liikide vastu, kellega ühes ruumis koos elatakse.

Üheks harrastusteaduse projektide eeliseks on kulutõhusus. Eestis on nahkhiirtele spetsialiseerunud eksperte vähe ning linnades tehtavate seirete puhul valitakse tavaliselt sellised piirkonnad, kus nahkhiirte aktiivsus on suurem. Terves linnas seire teostamine võib olla ühele inimesele liiga ajakulukas, olenevalt linna suuruselt. Ka käesolevas uuringus vabatahtlike poolt tehtu, aitas kokku hoida peaaegu kuu aja jagu ühe inimese tööd.

Probleemseks kohaks harrastusteaduse projektide abil andmete kogumisel on andmete kvaliteet ja täpsus (Steger et al., 2017). Antud projekti raames olid kõik osalejad läbinud ühesuguse koolituse ning kasutasid salvestuste tegemiseks samu seadmeid. Vigade vähendamiseks paluti punktid läbida mööda etteantud loendusrada ühest otsast teise. Mõõtmised paluti teostada etteantud asukohtades ning heli tuli salvestada järjest, vältimaks võimalust, et nahkhiiri ei märgata või ei tunta ära. Kuigi esitatud andmed olid võrdse kvaliteediga, siis ei ole võimalik kindlaks teha, kas näiteks ultrahelimikrofoni suunamise erinevus või mõni muu vaatelejust tulenev tegur võis mõjutada mõõtmistulemusi, kuid see mõju on ilmselt vähetõenäoline.

Projekti raames kogutud andmestik oli sobilik mudelite loomiseks, kuid selleks, et teha veelgi usaldusväärsemaid järeldusi nahkhiiri mõjutavatest teguritest linnakeskkonas, oleks samasuguseid andmeid vaja koguda mitmete aastate kohta. Järgnevatel aastatel läbiviidavad projekti osad aitavad mudeleid täpsemateks muuta ning analüüsida nahkhiirte aktiivsuse esinemise muutuseid Tartu linnas.

5. Kokkuvõte

Nahkhiiri võivad linnakeskkonnas negatiivselt mõjutada mitmed tegurid, nagu varjepaikade ja toidubaasi vähene kättesaadavus, valgus- ja mürasaaste. Käesolev magistr töö uuris nahkhiirte elupaigakasutust linnakeskkonnas, tuginedes Tartus harrastusteaduse projekti abil kogutud andmetele. Uuringus osales kaksikümmend vabatahtlikku, kes registreerisid ultrahelimikrofonide abil nahkhiirte aktiivsust 189 erinevas punktis. Analüüsi käigus loodi esinemistõenäosuse ja aktiivsuse mudelid, et hinnata keskkonnategurite mõju nahkhiirtele linnakeskkonnas. Põhja-nahkhiirt käsitleti teistest liikidest eraldi grupina, kuna tegemist on linnades laialdaselt levinud ning hästi kohastunud liigiga.

Tulemused näitasid, et taimestiku kõrgus mängis mõlema nahkhiirte grupi puhul olulist rolli, pakkudes neile sobivaid varjepaiku ja toitumisvõimalusi. Kaugus siseveekogudest ei mõjutanud põhja-nahkhiire esinemistõenäosust ega aktiivsust, viidates tema generalisti omadustele toime tulla erinevates tingimustes, kuid see tegur oli oluline teiste liikide grupi jaoks. Suhteline õhuniiskus avaldas mõlema grupi esinemisele ja aktiivsusele negatiivset mõju. Kõrgem suhteline õhuniiskus võib vähendada lendavate putukate aktiivsust ja raskendada kajakatsiooni kasutamist. Vastupidiselt oodatule ei mõjutanud öine tehisvalgus kummagi grupi aktiivsust, mis võis olla põhjustatud linnapiiril asuvatest intensiivse valgusega kasvuhoonetest või valgusandmete ebatäpsusest. Lisaks näitas uuringu käigus loodud mudelite rakendamine üle Tallinna linna, et mudelid on üldistatavad ja võivad olla kasutatavad ka teistes linnakeskkondades.

Uuringu tulemused rõhutavad pool-looduslike ja looduslike elupaikade, nagu kõrge taimkate ja veekogud, säilitamise tähtsust linnakeskkonnas nahkhiirte püsimiseks. Harrastusteadusel on oluline roll selliste projektide läbiviimisel, kaasates kohalikke vabatahtlike muidu ressursimahuka andmestiku kogumiseks. Vabatahtlike kaasamine linnades tõstab nende teadlikkust nahkhiirtest ning võimaldab organiseerida kergemini nahkhiirte kaitset ja elupaikade säilitamist kogukondade seas.

6. Summary

Several factors in urban environments can affect bats negatively, such as limited availability of roosts and food sources, light and noise pollution, and predation. This master's thesis investigated bat habitat use in urban environments, based on data collected through a citizen science project in Tartu, Estonia. Twenty volunteers participated in the study, recording bat activity at 189 different locations using ultrasonic microphones. Probability of occurrence and activity models were created to assess the impact of environmental factors on bats in urban areas. The northern bat was treated as a separate group from other species due to its widespread distribution and adaptability in urban settings.

The results showed that high vegetation played a significant role for both groups, providing suitable roosts and foraging opportunities for bats. Distance from water bodies did not affect the occurrence probability or activity of the northern bat, indicating its generalist traits to cope with different conditions, but was significant for the other species group. Relative humidity had a negative impact on the occurrence and activity of both groups. Higher relative humidity can reduce the activity of flying insects and hinder the use of echolocation. Contrary to expectations, artificial nighttime light did not affect the activity of either group, which might be due to the intense lighting from greenhouses on the city outskirts or inaccuracies in the nighttime light data. Additionally, the application of the models across Tallinn demonstrated that the models are generalizable and could be usable in other urban environments.

The results emphasize the importance of preserving semi-natural and natural habitats, such as high vegetation and water bodies, for the survival of bats in urban areas. Citizen science plays a crucial role in conducting such projects by involving local volunteers in the otherwise resource-intensive data collection. Involving volunteers in cities raises their awareness of bats and facilitates easier organization of bat protection and habitat conservation within communities.

Tänuavaldus

Soovin tänada oma juhendajaid, Jaanis Lodjakut ja Oliver Kaldat, kes olid abiks igakülgse nõu ja heade soovitustega, aidates mul jõuda sobiva lõpplahenduseni. Tänan ka Tuul Seppa ja teisi loomaökoloogia õppetooli liikmeid heade nõuannete ja moraalse toe eest. Eriline tänu ka mind alati toetanud elukaaslasemale, Tõnule, kes oli suureks abiks R keele tundmaõppimisel. Aitäh kõigile pereliikmetele ja sõpradele, kes mind sellel teekonnal toetasid!

Kasutatud kirjandus

- Ancillotto, L., Bosso, L., Salinas-Ramos, V. B., & Russo, D. (2019). The importance of ponds for the conservation of bats in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning, 190*, 103607. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103607>
- Ancillotto, L., Rydell, J., Nardone, V., & Russo, D. (2014). Coastal Cliffs on Islands as Foraging Habitat for Bats. *Acta Chiropterologica, 16*(1), 103–108. <https://doi.org/10.3161/150811014X683318>
- Ancillotto, L., Santini, L., Ranc, N., Maiorano, L., & Russo, D. (2016). Extraordinary range expansion in a common bat: the potential roles of climate change and urbanisation. *The Science of Nature, 103*(3–4), 15. <https://doi.org/10.1007/s00114-016-1334-7>
- Ancillotto, L., Serangeli, M. T., & Russo, D. (2013). Curiosity killed the bat: Domestic cats as bat predators. *Mammalian Biology, 78*(5), 369–373. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.01.003>
- Anthony, E. L. P., Stack, M. H., & Kunz, T. H. (1981). Night roosting and the nocturnal time budget of the little brown bat, *Myotis lucifugus*: Effects of reproductive status, prey density, and environmental conditions. *Oecologia, 51*(2), 151–156. <https://doi.org/10.1007/BF00540593>
- Antrop, M. (2004). Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning, 67*(1–4), 9–26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4)
- Arlettaz, R., Godat, S., & Meyer, H. (2000). Competition for food by expanding pipistrelle bat populations (*Pipistrellus pipistrellus*) might contribute to the decline of lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*). *Biological Conservation, 93*(1), 55–60. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00112-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00112-3)
- Arnfield, A. J. (2003). Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology, 23*(1), 1–26. <https://doi.org/10.1002/joc.859>
- Austad, S. N., & Fischer, K. E. (1991). Mammalian Aging, Metabolism, and Ecology: Evidence From the Bats and Marsupials. *Journal of Gerontology, 46*(2), B47–B53. <https://doi.org/10.1093/geronj/46.2.B47>

- Avila-Flores, R., & Fenton, M. B. (2005). Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of Mammalogy*, *86*(6), 1193–1204.
<https://doi.org/10.1644/04-MAMM-A-085R1.1>
- Baker, P. J., & Harris, S. (2007). Urban mammals: what does the future hold? An analysis of the factors affecting patterns of use of residential gardens in Great Britain. *Mammal Review*, *37*(4), 297–315. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2007.00102.x>
- Ballard, H. L., Dixon, C. G. H., & Harris, E. M. (2017). Youth-focused citizen science: Examining the role of environmental science learning and agency for conservation. *Biological Conservation*, *208*, 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.024>
- Barber, J. R., Crooks, K. R., & Fristrup, K. M. (2010). The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in Ecology & Evolution*, *25*(3), 180–189.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.08.002>
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, *15*(4), 365–377.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- Blair, R. B., & Launer, A. E. (1997). Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, *80*(1), 113–125.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00056-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00056-0)
- Boonman, M. (2000). Roost selection by noctules (*Nyctalus noctula*) and Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology*, *251*(3), 385–389.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb01089.x>
- Botteldooren, D., De Coensel, B., & De Muer, T. (2006). The temporal structure of urban soundscapes. *Journal of Sound and Vibration*, *292*(1–2), 105–123.
<https://doi.org/10.1016/j.jsv.2005.07.026>
- Boyles, J. G., Cryan, P. M., McCracken, G. F., & Kunz, T. H. (2011). Economic Importance of Bats in Agriculture. *Science*, *332*(6025), 41–42.
<https://doi.org/10.1126/science.1201366>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Benthem, K. J., van, Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, *9*(2), 378. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>

- Brown, E. D., & Williams, B. K. (2019). The potential for citizen science to produce reliable and useful information in ecology. *Conservation Biology*, 33(3), 561–569. <https://doi.org/10.1111/cobi.13223>
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46–69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Chew, R. M., & White, H. E. (1960). Evaporative Water Losses of the Pallid Bat. *Journal of Mammalogy*, 41(4), 452. <https://doi.org/10.2307/1377532>
- Ciechanowski, M., Wikar, Z., Borzym, K., Janikowska, E., Brachman, J., Jankowska-Jarek, M., & Bidziński, K. (2024). Exceptionally Uniform Bat Assemblages across Different Forest Habitats Are Dominated by Single Hyperabundant Generalist Species. *Forests*, 15(2), 337. <https://doi.org/10.3390/f15020337>
- Ciechanowski, M., Zając, T., Biłas, A., & Dunajski, R. (2007). Spatiotemporal variation in activity of bat species differing in hunting tactics: effects of weather, moonlight, food abundance, and structural clutter. *Canadian Journal of Zoology*, 85(12), 1249–1263. <https://doi.org/10.1139/Z07-090>
- Coleman, J. L., & Barclay, R. M. R. (2012). Urbanization and the abundance and diversity of Prairie bats. *Urban Ecosystems*, 15(1), 87–102. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0181-8>
- Coles, R. B., Guppy, A., Anderson, M. E., & Schlegel, P. (1989). Frequency sensitivity and directional hearing in the gleaning bat, *Plecotus auritus* (Linnaeus 1758). *Journal of Comparative Physiology A*, 165(2), 269–280. <https://doi.org/10.1007/BF00619201>
- Conrad, C. C., & Hilchey, K. G. (2011). A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environmental Monitoring and Assessment*, 176(1–4), 273–291. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1582-5>
- Denzinger, A., & Schnitzler, H.-U. (2013). Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology*, 4. <https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00164>
- Dixon, M. D. (2012). Relationship between land cover and insectivorous bat activity in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 15(3), 683–695. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0219-y>

- Duchamp, J. E., & Swihart, R. K. (2008). Shifts in bat community structure related to evolved traits and features of human-altered landscapes. *Landscape Ecology*, *23*(7), 849–860. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9241-8>
- Elvidge, C. D., Zhizhin, M., Ghosh, T., Hsu, F.-C., & Taneja, J. (2021). Annual Time Series of Global VIIRS Nighttime Lights Derived from Monthly Averages: 2012 to 2019. *Remote Sensing*, *13*(5), 922. <https://doi.org/10.3390/rs13050922>
- Faeth, S. H., & Kane, T. C. (1978). Urban biogeography. *Oecologia*, *32*(1), 127–133. <https://doi.org/10.1007/BF00344697>
- Fagan, K. E., Willcox, E. V., Tran, L. T., Bernard, R. F., & Stiver, W. H. (2018). Roost selection by bats in buildings, Great Smoky Mountains National Park. *The Journal of Wildlife Management*, *82*(2), 424–434. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21372>
- Fenton, M. B. (1990). The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats. *Canadian Journal of Zoology*, *68*(3), 411–422. <https://doi.org/10.1139/z90-061>
- Fenton, M. B., Rautenbach, I. L., Smith, S. E., Swanepoel, C. M., Grosell, J., & van Jaarsveld, J. (1994). Raptors and bats: threats and opportunities. *Animal Behaviour*, *48*(1), 9–18. <https://doi.org/10.1006/anbe.1994.1207>
- Frick, W. F., Reynolds, D. S., & Kunz, T. H. (2010). Influence of climate and reproductive timing on demography of little brown bat *Myotis lucifugus*. *Journal of Animal Ecology*, *79*(1), 128–136. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01615.x>
- Fujita, M. S., & Tuttle, M. D. (1991). Flying Foxes (Chiroptera: Pteropodidae): Threatened Animals of Key Ecological and Economic Importance. *Conservation Biology*, *5*(4), 455–463. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00352.x>
- Geggie, J. F., & Fenton, M. B. (1985). A comparison of foraging by *Eptesicus fuscus* (Chiroptera: Vespertilionidae) in urban and rural environments. *Canadian Journal of Zoology*, *63*(2), 263–266. <https://doi.org/10.1139/z85-040>
- Greif, S., Zsebők, S., Schmieder, D., & Siemers, B. M. (2017). Acoustic mirrors as sensory traps for bats. *Science*, *357*(6355), 1045–1047. <https://doi.org/10.1126/science.aam7817>
- Heim, O., Chávez, F., Courtiol, A., Paul, F., & Voigt, C. C. (2024). Guild-specific response of bats to motion-triggered LED lighting of bicycle trails. *Conservation Science and Practice*, *6*(4). <https://doi.org/10.1111/csp2.13116>

- Hijmans R. (2024). *terra: Spatial Data Analysis* (R package version 1.7-71). <https://CRAN.R-project.org/package=terra>
- Humphrey, S. R. (1975). Nursery Roosts and Community Diversity of Nearctic Bats. *Journal of Mammalogy*, *56*(2), 321–346. <https://doi.org/10.2307/1379364>
- Jetz, W., Wilcove, D. S., & Dobson, A. P. (2007). Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds. *PLoS Biology*, *5*(6), e157. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157>
- Kalda, O., Kalda, R., & Liira, J. (2015). Multi-scale ecology of insectivorous bats in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *199*, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.028>
- Kasso, M., & Balakrishnan, M. (2013). Ecological and Economic Importance of Bats (Order Chiroptera). *ISRN Biodiversity*, *2013*, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2013/187415>
- Kerth, G., & Melber, M. (2009). Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation*, *142*(2), 270–279. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.022>
- Kitzes, J., & Merenlender, A. (2014). Large Roads Reduce Bat Activity across Multiple Species. *PLoS ONE*, *9*(5), e96341. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096341>
- Koay, G., Heffner, R. S., Bitter, K. S., & Heffner, H. E. (2003). Hearing in American leaf-nosed bats. II: *Carollia perspicillata*. *Hearing Research*, *178*(1–2), 27–34. [https://doi.org/10.1016/S0378-5955\(03\)00025-X](https://doi.org/10.1016/S0378-5955(03)00025-X)
- Kosmala, M., Wiggins, A., Swanson, A., & Simmons, B. (2016). Assessing data quality in citizen science. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *14*(10), 551–560. <https://doi.org/10.1002/fee.1436>
- Kunz, T. H. (1974). Feeding Ecology of a Temperate Insectivorous Bat (*Myotis Velifer*). *Ecology*, *55*(4), 693–711. <https://doi.org/10.2307/1934408>
- Kunz, T. H., Whitaker, J. O., & Wadanoli, M. D. (1995). Dietary energetics of the insectivorous Mexican free-tailed bat (*Tadarida brasiliensis*) during pregnancy and lactation. *Oecologia*, *101*(4), 407–415. <https://doi.org/10.1007/BF00329419>
- Lausen, C. L., & Barclay, R. M. R. (2006). Benefits of Living in a Building: Big Brown Bats (*Eptesicus fuscus*) in Rocks versus Buildings. *Journal of Mammalogy*, *87*(2), 362–370. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-127R1.1>

- Lesiński, G., Gryz, J., & Kowalski, M. (2009). Bat predation by tawny owls *Strix aluco* in differently human-transformed habitats. *Italian Journal of Zoology*, *76*(4), 415–421. <https://doi.org/10.1080/11250000802589535>
- Lundberg, P., Meierhofer, M. B., Vasko, V., Suutari, M., Ojala, A., Vainio, A., & Lilley, T. M. (2021). Next-generation ultrasonic recorders facilitate effective bat activity and distribution monitoring by citizen scientists. *Ecosphere*, *12*(12). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3866>
- Luo, J., Clarin, B.-M., Borissov, I. M., & Siemers, B. M. (2013). Are torpid bats immune to anthropogenic noise? *Journal of Experimental Biology*. <https://doi.org/10.1242/jeb.092890>
- Maiorano, L., Falcucci, A., Zimmermann, N. E., Psomas, A., Pottier, J., Baisero, D., Rondinini, C., Guisan, A., & Boitani, L. (2011). The future of terrestrial mammals in the Mediterranean basin under climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *366*(1578), 2681–2692. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0121>
- Maynard, L. D., Ford, W. M., Parker, J. D., & Whitehead, S. R. (2023). Biotic and abiotic factors shaping bat activity in Maryland soybean fields. *Ecosphere*, *14*(7). <https://doi.org/10.1002/ecs2.4575>
- McCracken, G. F., Westbrook, J. K., Brown, V. A., Eldridge, M., Federico, P., & Kunz, T. H. (2012). Bats Track and Exploit Changes in Insect Pest Populations. *PLoS ONE*, *7*(8), e43839. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043839>
- McKinley, D. C., Miller-Rushing, A. J., Ballard, H. L., Bonney, R., Brown, H., Cook-Patton, S. C., Evans, D. M., French, R. A., Parrish, J. K., Phillips, T. B., Ryan, S. F., Shanley, L. A., Shirk, J. L., Stepenuck, K. F., Weltzin, J. F., Wiggins, A., Boyle, O. D., Briggs, R. D., Chapin, S. F., ... Soukup, M. A. (2017). Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*, *208*, 15–28. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.015>
- Mello, M. A. R., Kalko, E. K. V., & Silva, W. R. (2009). Ambient temperature is more important than food availability in explaining reproductive timing of the bat *Sturnira lilium* (Mammalia: Chiroptera) in a montane Atlantic Forest. *Canadian Journal of Zoology*, *87*(3), 239–245. <https://doi.org/10.1139/Z09-010>

- Moretto, L., & Francis, C. M. (2017). What factors limit bat abundance and diversity in temperate, North American urban environments? *Journal of Urban Ecology*, 3(1). <https://doi.org/10.1093/jue/jux016>
- Mühldorfer, K., Speck, S., Kurth, A., Lesnik, R., Freuling, C., Müller, T., Kramer-Schadt, S., & Wibbelt, G. (2011). Diseases and Causes of Death in European Bats: Dynamics in Disease Susceptibility and Infection Rates. *PLoS ONE*, 6(12), e29773. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029773>
- Müller, J., Mehr, M., Bässler, C., Fenton, M. B., Hothorn, T., Pretzsch, H., Klemmt, H.-J., & Brandl, R. (2012). Aggregative response in bats: prey abundance versus habitat. *Oecologia*, 169(3), 673–684. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2247-y>
- Neuweiler, G. (1984). Foraging, echolocation and audition in bats. *Naturwissenschaften*, 71(9), 446–455. <https://doi.org/10.1007/BF00455897>
- Norberg, U. M., & Rayner, J. M. V. (1987). Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 316(1179), 335–427. <https://doi.org/10.1098/rstb.1987.0030>
- O’Shea, T. J., Neubaum, D. J., Neubaum, M. A., Cryan, P. M., Ellison, L. E., Stanley, T. R., Rupprecht, C. E., Pape, W. J., & Bowen, R. A. (2011). Bat ecology and public health surveillance for rabies in an urbanizing region of Colorado. *Urban Ecosystems*, 14(4), 665–697. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0182-7>
- Paradis, E., & Schliep, K. (2019). ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics*, 35(3), 526–528. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>
- R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Raimbault, M., & Dubois, D. (2005). Urban soundscapes: Experiences and knowledge. *Cities*, 22(5), 339–350. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2005.05.003>
- Razgour, O., Korine, C., & Saltz, D. (2010). Pond characteristics as determinants of species diversity and community composition in desert bats. *Animal Conservation*, 13(5), 505–513. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00371.x>

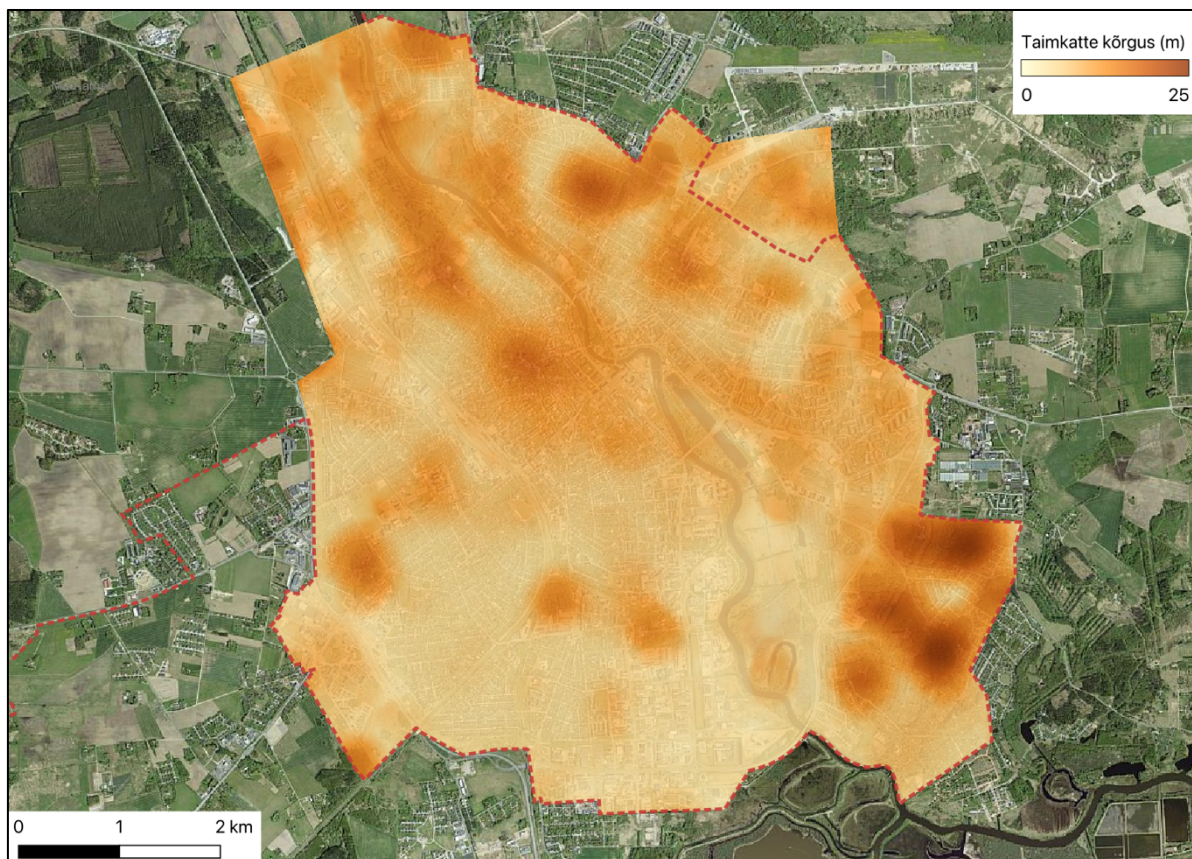
- Rebelo, H., Tarroso, P., & Jones, G. (2010). Predicted impact of climate change on European bats in relation to their biogeographic patterns. *Global Change Biology*, *16*(2), 561–576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02021.x>
- Ree, R., & McCarthy, M. A. (2005). Inferring persistence of indigenous mammals in response to urbanisation. *Animal Conservation*, *8*(3), 309–319. <https://doi.org/10.1017/S1367943005002258>
- Remm, J., Kalda, O., Valdmann, H., & Moks, E. (2015). *Eesti imetajad [Vörguteavik] : liikide tundmaõppimise teejuht*. Tartu Ülikooli ökoloogia- ja maateaduste instituut.
- Rodríguez-San Pedro, A., Allendes, J. L., Bruna, T., & Grez, A. A. (2024). Species-Specific Responses of Insectivorous Bats to Weather Conditions in Central Chile. *Animals*, *14*(6), 860. <https://doi.org/10.3390/ani14060860>
- Russo, D. (2023). *Chiroptera* (D. Russo, Ed.). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-44029-9>
- Russo, D., & Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mammalian Biology*, *80*(3), 205–212. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.003>
- Russo, D., Cistrone, L., & Jones, G. (2012). Sensory Ecology of Water Detection by Bats: A Field Experiment. *PLoS ONE*, *7*(10), e48144. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0048144>
- Russo, D., & Jones, G. (1999). The social calls of Kuhl’s pipistrelles *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1819): structure and variation (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Zoology*, *249*(4), 476–481. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1999.tb01219.x>
- Rydell, J., Elfström, M., Eklöf, J., & Sánchez-Navarro, S. (2020). Dramatic decline of northern bat *Eptesicus nilssonii* in Sweden over 30 years. *Royal Society Open Science*, *7*(2), 191754. <https://doi.org/10.1098/rsos.191754>
- Rydell, J., & Racey, P. A. (1995). Street lamps and the feeding ecology of insectivorous bats. In *Ecology, Evolution and Behaviour of Bats* (pp. 291–308). Oxford University Press/Oxford. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198549451.003.0019>
- Safi, K., & Kerth, G. (2007). Comparative Analyses Suggest That Information Transfer Promoted Sociality in Male Bats in the Temperate Zone. *The American Naturalist*, *170*(3), 465–472. <https://doi.org/10.1086/520116>

- Scanlon, A. T., & Petit, S. (2008). Effects of site, time, weather and light on urban bat activity and richness: considerations for survey effort. *Wildlife Research*, 35(8), 821. <https://doi.org/10.1071/WR08035>
- Schaub, A., & Schnitzler, H. U. (2007). Echolocation behavior of the bat *Vespertilio murinus* reveals the border between the habitat types “edge” and “open space.” *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 61(4), 513–523. <https://doi.org/10.1007/s00265-006-0279-9>
- Scolozzi, R., & Geneletti, D. (2012). A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review*, 36, 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.03.001>
- Sherwin, H. A., Montgomery, W. I., & Lundy, M. G. (2013). The impact and implications of climate change for bats. *Mammal Review*, 43(3), 171–182. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2012.00214.x>
- Smith, A. D., & McWilliams, S. R. (2016). Bat activity during autumn relates to atmospheric conditions: implications for coastal wind energy development. *Journal of Mammalogy*, 97(6), 1565–1577. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw116>
- Stawski, C., Willis, C. K. R., & Geiser, F. (2014). The importance of temporal heterothermy in bats. *Journal of Zoology*, 292(2), 86–100. <https://doi.org/10.1111/jzo.12105>
- Steger, C., Butt, B., & Hooten, M. B. (2017). Safari Science: assessing the reliability of citizen science data for wildlife surveys. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 2053–2062. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12921>
- Stone, E. L., Jones, G., & Harris, S. (2009a). Street Lighting Disturbs Commuting Bats. *Current Biology*, 19(13), 1123–1127. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.05.058>
- Stone, E. L., Jones, G., & Harris, S. (2009b). Street Lighting Disturbs Commuting Bats. *Current Biology*, 19(13), 1123–1127. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.05.058>
- Stone, E. L., Jones, G., & Harris, S. (2012). Conserving energy at a cost to biodiversity? Impacts of LED lighting on bats. *Global Change Biology*, 18(8), 2458–2465. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02705.x>
- Streicker, D. G., Franka, R., Jackson, F. R., & Rupprecht, C. E. (2013). Anthropogenic Roost Switching and Rabies Virus Dynamics in House-Roosting Big Brown Bats. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 13(7), 498–504. <https://doi.org/10.1089/vbz.2012.1113>
- Suominen, K. M., Vesterinen, E. J., Kivistö, I., Reiman, M., Virtanen, T., Meierhofer, M. B., Vasko, V., Sironen, T., & Lilley, T. M. (2023). Environmental features around roost sites

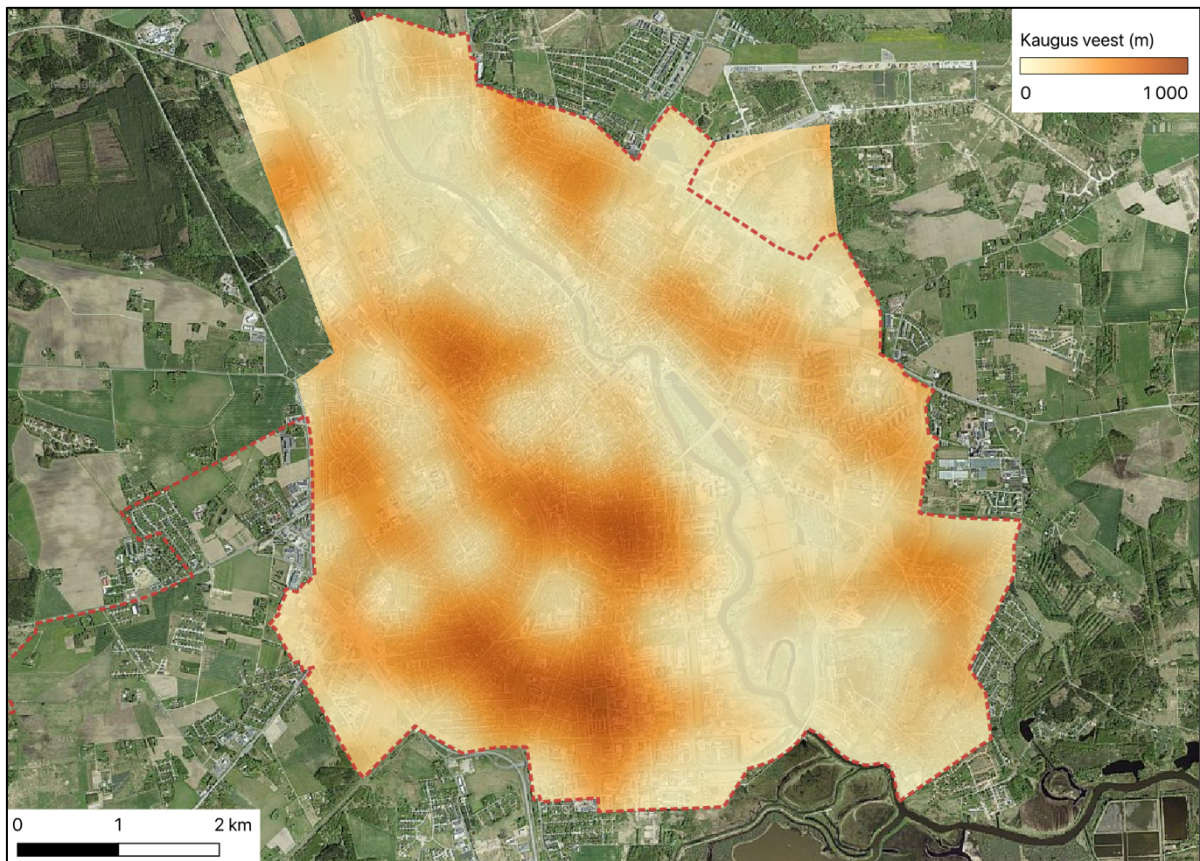
- drive species-specific roost preferences for boreal bats. *Global Ecology and Conservation*, 46, e02589. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02589>
- Tena, E., Fandos, G., de Paz, Ó., de la Peña, R., & Tellería, J. L. (2020). Size does matter: Passive sampling in urban parks of a regional bat assemblage. *Urban Ecosystems*, 23(2), 227–234. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00913-2>
- Thomas, D. W., & Cloutier, D. (1992). Evaporative Water Loss by Hibernating Little Brown Bats, *Myotis lucifugus*. *Physiological Zoology*, 65(2), 443–456. <https://doi.org/10.1086/physzool.65.2.30158262>
- Threlfall, C., Law, B., & Banks, P. B. (2012). Sensitivity of insectivorous bats to urbanization: Implications for suburban conservation planning. *Biological Conservation*, 146(1), 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.026>
- Threlfall, C., Law, B., & Banks, P. B. (2013a). Odour cues influence predation risk at artificial bat roosts in urban bushland. *Biology Letters*, 9(3), 20121144. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.1144>
- Threlfall, C., Law, B., & Banks, Peter. B. (2013b). The urban matrix and artificial light restricts the nightly ranging behaviour of Gould's long-eared bat (*Myotis gouldi*). *Austral Ecology*, 38(8), 921–930. <https://doi.org/10.1111/aec.12034>
- Tillon, L., & Aulagnier, S. (2014). Tree Cavities used as Bat Roosts in a European Temperate Lowland Sub-Atlantic Forest. *Acta Chiropterologica*, 16(2), 359–368. <https://doi.org/10.3161/150811014X687314>
- Tillon, L., Barataud, M., Giosa, S., & Aulagnier, S. (2019). Acoustic detection of radiotracked foraging bats in temperate lowland forests. *Mammalian Biology*, 95, 155–159. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.06.008>
- Tomassini, A., Colangelo, P., Agnelli, P., Jones, G., & Russo, D. (2014). Cranial size has increased over 133 years in a common bat, *Pipistrellus kuhlii*: a response to changing climate or urbanization? *Journal of Biogeography*, 41(5), 944–953. <https://doi.org/10.1111/jbi.12248>
- UrbanLIFECircles. (2024). *Ökosüsteemide tervist ja elupaikade ühendatust soosivate linnalooduse hooldamise praktikate väljatöötamine ja rakendamine*. Eesti Teadusinfosüsteem. <https://www.etis.ee/Portal/Projects/Display/18dec9aa-3352-4683-99cd-83adf5846b3c>

- Van der Meij, T., Van Strien, A. J., Haysom, K. A., Dekker, J., Russ, J., Biala, K., Bihari, Z., Jansen, E., Langton, S., Kurali, A., Limpens, H., Meschede, A., Petersons, G., Presetnik, P., Prüger, J., Reiter, G., Rodrigues, L., Schorcht, W., Uhrin, M., & Vintulis, V. (2015). Return of the bats? A prototype indicator of trends in European bat populations in underground hibernacula. *Mammalian Biology*, *80*(3), 170–177. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.09.004>
- van Langevelde, F., Ettema, J. A., Donners, M., WallisDeVries, M. F., & Groenendijk, D. (2011). Effect of spectral composition of artificial light on the attraction of moths. *Biological Conservation*, *144*(9), 2274–2281. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.004>
- Voigt, C. C., & Lewanzik, D. (2011). Trapped in the darkness of the night: thermal and energetic constraints of daylight flight in bats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *278*(1716), 2311–2317. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.2290>
- Wang, J., Gao, W., Wang, L., Metzner, W., Ma, J., & Feng, J. (2010). Seasonal variation in prey abundance influences habitat use by greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*) in a temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Zoology*, *88*(3), 315–323. <https://doi.org/10.1139/Z10-005>
- Watts, R. D., Compton, R. W., McCammon, J. H., Rich, C. L., Wright, S. M., Owens, T., & Ouren, D. S. (2007). Roadless Space of the Conterminous United States. *Science*, *316*(5825), 736–738. <https://doi.org/10.1126/science.1138141>
- Wildlife Acoustic Inc., U. S. (n.d.). *Echo Meter Touch Bat Detector*. Retrieved May 18, 2024, from https://play.google.com/store/apps/details?id=emtouch.wildlifeacoustics.com.echometer&hl=en_US

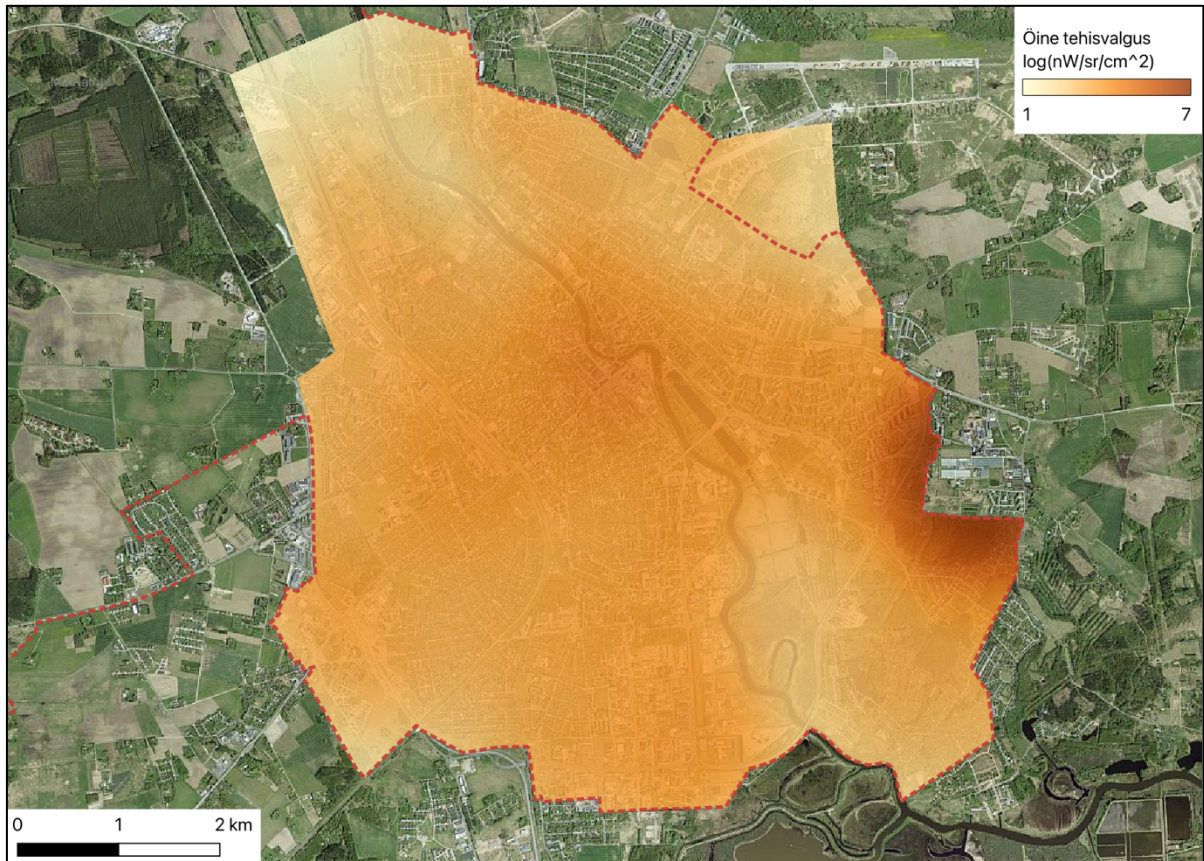
Lisad



Lisa 1. Keskmise taimkate kõrgus meetrites, 250m puhvris



Lisa 2. Keskmine kaugus lähimast siseveekogust meetrites, 250m puhvris



Lisa 3. Logaritmitud keskmine maapinnalt kiirgava öise tehisvalguse hulk ($nW/sr/cm^2$) 250m puhvris

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Christel Rose Bachmann,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Nahkhiirte elupaigakasutus linnakeskkonnas harrastusteaduse andmete põhjal“, mille juhendajad on Jaanis Lobjak ja Oliver Kalda, 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 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Christel Rose Bachmann

27.05.2024