



Hanede heidutusjahi uuring

Kevadise hanede heidutusjahi võimalikkus, otstarbekus ja jätkusuutlikkus

TÖÖ TEOSTAMINE

Kuupäev	08.12.2020
Tellija	Keskkonnaamet
Tellija kontaktisikud	Aimar Rakko, Leelo Kukk
Koostaja	OÜ Rewild
Uuringujuht	Jaanus Remm (<i>PhD</i>)
Töörühm	Laura Tammiste(<i>BSc</i>), Piret Remm (<i>PhD</i>), Kunter Tätte (<i>PhD</i>), Jaan Grosberg, Kertu Jaik (<i>MSc</i>), Emil Kalm, Marko Mägi (<i>PhD</i>)
Kontakt	info@rewild.ee www.rewild.ee

Uuringu koostajad tänavad Tarvo Valkerit, Veljo Volket, Lauri Saksa ja Olav Kreeni hea koostöö, viljaka mõttevahetuse, nõuannete ning harulduste ja ohustatud liikidega seotud väga olulise teabe eest. Samuti suured tänud kõigile uuringus osalenud ning andmeid kogunud põllu- ja jahimeestele. Ilma Teieta teaksime praegu hanedest ja nende heidutamisest märksa vähem.

Kaanefoto. Suur-laukhaned (*Anser albifrons*) ja valgepösk-lagled (*Branta leucopsis*) Kostivere teraviljapõllul. Foto: Jaanus Remm, 17.04.2020.

ÜLEVAADE

Hanede heidutusjahi uuringu eesmärk oli selgitada, kas letaalne heidutus (kütmine, heidutusjaht) kevadrände perioodil põllumajanduskahjude ära hoidmiseks on võimalik, otsustarbekas ja jätkusuutlik. Uuring toimus 2020. aasta 15. märtsist kuni 15. maini kogu Eestis 157 põllumajandusettevõtte põldudel ning nende ümbruses. Uuringusse oli kaasatud 2 300 põllumassiivi kogupindalaga 40 650 ha ja 74 heidutuseta võrdlusala kogupindalaga 1 580 ha. Heidutusjahti lubati registreeritud põldudel sõltuvalt asukohast. Hanede kütmist ei lubatud kaitsealadel ja eriti ohustatud väike-laukhane rändepeatuspaikade ümbruses (vastavalt 205 ja 51 uuringupõldu). Hallhane ja valgepõsk-lagle kütmine oli keelatud Lääne-Eesti rannikualadel, kus nimetatud liigid pesitsevad (169 uuringupõldu). Ülejäänud aladel (1 926 uuringupõldu) oli lubatud hanede heidutusjaht kogu uuringuperioodi jooksul. Jahikordi registreeriti 873 ja kütiti 664 hane. Põllumehed esitasid kokku 2 992 päeva-ankeeti, mis põldude kaupa arvestades teeb 31 894 vaatlust hanede esinemise ja puudumise ning heidutamise kohta. Kontrollvaatluste käigus läbiti kokku 11 237 km, mille käigus vaadeldi hanesid 434 korral ja loendati hanetroppe (väljaheiteid) 2 096-s juhuslikult valitud punktis uuringualadel. Kontrollvaatlusi ei olnud COVID-19 kroonviiruse puhanguga seotud riikliku eriolukorra tõttu võimalik teha Hiiu- ja Saaremaal. Hanesid vaadeldi kõige sagedamini Harjumaal, Lääne- ja Ida-Virumaa põhjaosas, Lääne-Eesti (mandriosa) ranniku lähedastel aladel ning Tartu ja Võrtsjärve ümbruses. Enamasti viibisid haned rohumaadel või küntud-äestatud põldudel, tärganud viljakultuuriga põldudel kohati sõltuvalt piirkonnast vaid u 4–17% hanedest. Heidutusjahil olulist mõju hanede arvule ja kartlikkusele ei tuvastatud. Põllul, kus oli toimunud jaht, kohati hanesid järgmisel päeval sama tõenäosusega kui põldudel, kus oli toimunud tavaheidutus ning vastupidiselt eeldatule, oluliselt sagedamini, kui heidutuseta põldudel. Ümbritsevas maastikus hanede arvukus pärast kütmist oluliselt ei muutunud. Kuigi põllu- ja jahimeeste hinnangul muutusid haned kütamise mõjul kartlikumaks, siis kontrollvaatlused seda ei kinnitanud. Haned olid kartlikumad põldudel ja julgemad rohumaadel ning uuringuperioodi teises pooles muutusid nad julgemaks ka põldudel. Tulemustest järeldub, et kontrollitud mahus heidutusjaht võib olla põhjendatud vaid kõrge hane arvukusega piirkondades täiendava heidutusmeetmena. Heidutusjahi alad ja kütitud haned tuleb registreerida. Kütida võiks eelkõige suur-laukhane ja valgepõsk-lagle. Vähearvukate haneliikide kaitset on võimalik tagada kütamise piirangutega neile oluliste rändepeatuskohtade ümbruses ning samaaegse seireprogrammiga.

SUMMARY

This study aims to find out if goose hunt (lethal scaring) to prevent crop damages in spring is possible, reasonable and sustainable. The study was conducted in 2020 from 15.03–15.05 in Estonia, in the fields of 157 agricultural holdings. The study covered 2,300 fields with a total area of 40,650 ha and 74 reference areas without any scaring with a total area 1,580 ha. Lethal scaring was allowed in registered fields depending on their location. Hunting was prohibited in protected areas and in the surroundings of endangered lesser white-fronted goose stopover sites (205 and 51 study fields respectively). Hunting of greylag goose and barnacle goose was restricted in West-Estonia, where these species nest (169 study fields). In all other study fields (1,926) lethal scaring was allowed during the whole study period. Altogether 873 hunting events were registered, and 664 geese were shot. Farmers sent 2,992 data forms with 31,894 observations of geese presence or absence and scaring events. 11,237 km were covered during control observations. Geese sightings were recorded 434 times and goose droppings were counted from 2,096 randomly selected points on the study areas. Due to COVID-19 mobility restrictions, it was not possible to conduct control observations in Hiiumaa and Saaremaa. Geese were most abundant in Harjumaa, in norther parts of Lääne-Virumaa and Ida-Virumaa, in coastal areas of West-Estonian mainland, and in surroundings of Tartu and lake Võrtsjärv. Geese were spotted mostly in grasslands or ploughed fields. In different regions, only ca 4–17% of geese were in fields with sprouted crops. Lethal scaring had no measurable effect compared to ordinary non-lethal scaring. The probability of meeting geese on the same field, where there had been a hunt a day before, was similar to the fields with non-lethal scaring, and unpredictably even higher than in fields with no scaring. In the surrounding landscape the number of geese did not change after the hunt. Although farmers and hunters reported that escape distance increased after lethal scaring, this was not confirmed by control observations. In the beginning of the study, geese were more afraid of scaring in crop fields than in grasslands, but in time they let humans closer than in the beginning of the study. The results suggest that well controlled lethal scaring can be justified only in areas with high goose abundance as a supplementary measure to alleviate crop damage. The fields where farmers want to apply hunting have to be registered as well as all hunted geese. Hunting should be targeted to the most abundant species, white-fronted goose and barnacle goose. The protection of rare goose species can be achieved with regional hunting prohibition around important stopover sites and immediate monitoring program.

SISUKORD

1	Sissejuhatus	8
2	Teema ülevaade	9
2.1	Haned Eestis	9
2.2	Loomade hirmukäitumine	10
2.2.1	Loomade hirmukäitumise mehhanismid ja mõõdikud	10
2.2.2	Lindude hirmukäitumise üldisloomustus	11
2.2.3	Hanede hirmukäitumine	12
2.3	Hanede ja teiste lindude heidutamine	13
2.3.1	Sissejuhatus hanede heidutamise põhjustesse ja võimalustesse	13
2.3.2	Mitteletaalsed heidutusmeetmed	14
2.3.3	Ökoloogilised heidutusmeetmed	16
2.3.4	Letaalne heidutus	17
2.3.5	Heidutusmeetmete efektiivsuse võrdlus	18
2.3.6	Küttimise mõju hanedele ja lagledel	20
2.3.7	Küttimisega kaasnevad probleemid	23
2.4	Hanede küttimine Eestis	24
3	Metoodika	26
3.1	Uuringu osapooled ja nende roll	26
3.2	Heidutusjahi piirkonnad ja tsoneering	27
3.2.1	Heidutusjahi tsoonid	27
3.2.2	Tsoneeringu asjaolud	28
3.3	Uuringualad	29
3.3.1	Uuringupõllud	29
3.3.2	Võrdlusalad	31
3.4	Uuringus osalemine	31
3.5	Andmete kogumine	31
3.5.1	Põlluinfo	31
3.5.2	Jahiinfo	31
3.5.3	Põllu- ja jahimeeste küsitlus	32
3.6	Heidutuse teostamine	32

3.6.1	Mitteletaalne ehk tavaheidutus	32
3.6.2	Heidutusjaht	32
3.7	Kontrollvaatlused	33
3.7.1	Hanede arvukus maastikes	34
3.7.2	Hanede käitumine ja kartlikkus	34
3.7.3	Hanede põllukasutuse intensiivsus	34
3.8	Andmeanalüüs	36
4	Tulemused	38
4.1	Andmete laekumine	38
4.2	Hanede kohalolu ja arvukus	39
4.2.1	Hanede esinemine uuringuperioodi jooksul	39
4.2.2	Hanede jaotus piirkonniti	42
4.2.3	Hanede arvu seos maastiku koosseisuga	47
4.2.4	Hanetroppide hulk erinevatel kõlvikutel	49
4.2.5	Hanetroppide hulga seos maastikuga	57
4.3	Hanede kartlikkus	59
4.4	Heidutuse teostamine	61
4.4.1	Mitteletaalne heidutus	61
4.4.2	Letaalne heidutus	61
4.4.3	Taiga-rabahani kütitud lindude hulgas	62
4.4.4	Väike-laukhane juhtumid	63
4.5	Heidutusjahi mõju hanedele	63
4.5.1	Heidutuse mõju hanede esinemisele samal põllul	63
4.5.2	Heidutusjahi mõju hanede arvukusele piirkonnas	65
4.5.3	Heidutusjahi mõju hanede kartlikkusele naabruses	67
4.6	Põllumeeste ja jahimeeste tagasiside	69
4.6.1	Hanekahjud	69
4.6.2	Hanekahjude suurus ja nende hüvitamine	71
4.6.3	Hanede heidutamine	71
4.6.4	Koostöö jahimeestega	72
5	Järeldused ja soovitused	73

5.1	Järeldused	73
5.2	Soovitused	75
5.2.1	Jahikorraldus	75
5.2.2	Hüvitised.....	76
5.2.3	Teadusarendus	77
	Allikad.....	78
	Osalejad.....	86
	Lisad	88

1 SISSEJUHATUS

Eesti on oluline hanede¹ rändeteede sõlmpunkt. Üks rändeteedest toob meile suure osa Venemaa tundrates ning Arktikas pesitsevatest hanedest, teine Soomes ja Skandinaavia põhjaosas pesitsevad linnud. Rändlindude kaitseks on loodud kaitsealasid olulistes peatuspaikadesse ja on sõlmitud erinevaid rahvusvahelisi kokkuleppeid. Üks neist kokkulepetest on, et kevadrände ajal hanejahti ei peeta. Erinevad kaitsemeetmed on osutunud nii tõhusaks, et osade hanepopulatsioonide arvukus on väga kiiresti kasvanud võrreldes 1960-ndatega. Hanede suur arv toob kaasa probleeme põllumajanduses. Kuna nii suurele hulgale hanedele ei jätku toitu looduslikel märgaladel ja poollooduslikel rohumaadel, siis on nad hakanud toituma viljapõldudel ja kultuurrohumaadel, kahjustades nii põllukultuure ja tekitades põllumeestest pahameelt. Hanekahjustuste eest on küll võimalik taotleda hüvitist, kuid vaid määral, mis paljudel juhtudel ei pruugi katta hanede põhjustatud reaalsest kahju.

Hetkeseisuga on hanesid lubatud põldudel minema hirmutada erinevate mittesurmavate meetoditega, küttimine on lubatud ainult sügisrände perioodil. Eesti Looduskaitseseadus² näeb ette võimaluse, et Keskkonnaameti loa alusel võib küttida II ja III kaitsekategooria liike ja jahiulukite hulka arvatud linde aastaringsest juhul, kui see on vajalik oluliste põllumajanduskultuuride kahjustamise vältimiseks. Loa andmise eelduseks on, et puuduvad linnustikku vähem kahjustavad võimalused.

2019. aastal teostati pilootuuring talinisu põldudel Tartu-, Jõgeva- ja Ida-Virumaal (Remm jt 2019). Selle käigus leiti, et letaalne heidutus paistab olevat mõnevõrra tõhusam mitteletaalistest heidutusviisidest, kuid statistiliselt olulist erinevust siiski ei leitud. Ka mitteletaalse heidutuse abil on võimalik hanekahjustusi ära hoida, kui heidutus toimub piisava sagedusega. Käesolevas, 2020. aasta haneliste heidutusjahi jätku-uuringus hõlmati kogu Eesti ja kaasati oluliselt rohkem ettevõtjaid ja põllumassiive.

Käesolev uuring selgitab kevadrände perioodil põldudel toituvate haneliste heidutusjahi võimalikkust, otstarbekust ja jätkusuutlikkust ning annab soovitused võimaliku jahi korralduse ja mahtude osas. Kaugem eesmärk on luua lahendus suunamaks hanesid aladele, kus nende poolt tekitatavad kahjud oleksid aktsepteeritavad, samal ajal tagades kaitsealuste ning langeva arvukusega haneliste populatsioonide ohutuse.

¹ **Märkus.** Käesolevas aruandes hõlmab termin „haned“ haneliste seltsi partlaste sugukonda kuuluvaid perekondi *Anser* ja *Branta* ehk hanesid ja laglesid, inglise keeles *geese*, ainsuses *goose*.

² <https://www.riigiteataja.ee/akt/13001661>

2 TEEMA ÜLEVAADE

2.1 Haned Eestis

Haned kuuluvad haneliste seltsi (*Anseriformes*) ja partlaste sugukonda (*Anatidae*). Haned (käesoleva töö mõistes) jagunevad kaheks perekonnaks: *Anser* ehk haned ja *Branta* ehk lagled. Kõik Eesti haned on siseriiklike regulatsioonide alusel ja/või rahvusvaheliste kokkulepetega kaitse all. Kõige rangema kaitsestaatusega on väike-laukhani (I kaitsekategooria). Järgnevad punakael-lagle (III kk) ja valgepõsk-lagle (III kk), viimase arvukus on viimasel ajal oluliselt tõusnud.

Eestis esinevad järgmised hanede liigid.

- Hallhani (*Anser anser*) – läbirändel 3 000–16 000, Lääne-Eestis pesitseb 600–700 paari
- Rabahani (*Anser fabalis*) – läbirändel 14 000–28 000
 - taiga-rabahani (*A. fabalis fabalis*)
 - tundra-rabahani (*A. fabalis rossicus*)
- Lühinokk-hani (*Anser brachyrhynchus*) – läbirändel üksikud
- Suur-laukhani (*Anser albifrons*) – läbirändel 51 000–125 000
- Väike-laukhani (*Anser erythropus*) – läbirändel kuni 100, peamiselt Lääne-Eestis
- Valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*) – läbirändel 70 000–300 000, Lääne-Eestis pesitseb 70–100 paari
- Mustlagle (*Branta bernicla*) – läbirändel 30 000–100 000
- Punakael-lagle (*Branta ruficollis*) – läbirändel üksikud
- Kanada lagle (*Branta canadensis*) – läbirändel mõnisada, Lääne-Eestis pesitsevad üksikud paarid

Hanede massränne toimub tsükliliselt märtsi lõpust kuni juuni alguseni, sügisränne algab augusti keskel ja kestab kuni talve alguseni. Haned koonduvad talvel põhiliselt Lääne-Euroopasse Saksamaa, Hollandi, Rootsi ja Taani põldudele, niitudele, märgaladele ning rannikule (Kinks 2018; Kose & Kinks 2016). Täpsemalt on hanede liikide, kaitse ja rände kohta võimalik lugeda 2019. aasta aruandest (Remm jt 2019).

2.2 Loomade hirmukäitumine

2.2.1 Loomade hirmukäitumise mehhanismid ja mõõdikud

Elusorganismidel on evolutsiooni käigus välja kujunenud mitmesuguseid morfoloogilisi ja füsioloogilisi kohastumusi, mis aitavad kiskjate ja teiste ohtudega silmitsi sattudes ellu jääda (Caro 2005). Loomadel on ka kaasasündinud ja elu jooksul omandatavad käitumuslikud hirmu-reaktsioonid, mis avalduvad teatud stressorite kogemisel (Caro 2005; Lancaster 2015). Sellisteks stressoriteks võivad näiteks olla ohtliku looma või kiiresti läheneva objekti nägemine, aga ka kiskja hääletsuse, liigikaaslase hoiatushüüu või mõne valju hääle kuulmine (Andrew 2018; Caro 2005; Cooper & Blumstein, 2015). Potentsiaalset ohtu tajudes edastab aju endokriinsüsteemile juhised asjakohaste hormoonide tootmiseks, mis aitavad ohuga paremini toime tulla (Litvin, Blanchard & Blanchard 2015). Levinuim viis ohu vältimiseks on põgenemine, aga on ka liike, kes tänu kaitsevõrku hoopis paigale tarduvad. Hirmu-reaktsioone esile kutsuvate stressorite tundmine võimaldab inimestel linde ja teisi loomi ebasobivatest kohtadest efektiivsemalt eemale tõrjuda (Davis 1974).

Teaduskirjanduses kasutatakse loomade hirmutunde iseloomustamiseks terminit kisklusrisk. Kisklusrisk on abstraktne mõõde, mis iseloomustab looma hüpoteetilist riski sattuda kiskluse ohvriks juhul, kui ta üldse ei panusta kisklusvastasesse käitumisse (Lank & Ydenberg 2003). Kusjuures, saaklooma kisklusrisk ei sõltu ainult otsesest kokkupuutest kiskjatega, vaid ka kaudsematest teguritest, nagu näiteks kiskjate tegutsemisjälgede, sh loomakorjuste, märkamisest (Gaynor jt 2019). Peale selle mõjutavad kisklusriski keskkonnategurid, millest võib sõltuda saagiks langemise tõenäosus. Nendeks teguriteks võivad näiteks olla taimkate, valgusolud ja peidupaiga kaugus (Gaynor jt 2019; Stankowich & Blumstein 2005). Kisklusriski suurenedes panustavad loomad enam aega valvsusele ja ohtu silmates põgenevad varem (Beauchamp 2015; Frid & Dill 2002; Stankowich & Blumstein 2005). Kuna eelmainitud kisklusohtu vähendavad tegevused on ajaliste piirangute tõttu lõivsuhtes kohasust suurendavate tegevustega (toitumine, paarilise otsimine, puhkamine, territooriumi kaitsmine), ei ole loomadel mõistlik kisklusvastasesse käitumisse panustada rohkem kui hädavajalik (Ydenberg ja Dill 1986). Üldiselt on loomadel kombeks kõrge kisklusriskiga alasid võimaluse korral vältida või külastada neid ohutumatel ajaperioodidel (Gaynor jt 2019; Laundré, Hernández & Ripple, 2010). Siiski, halvas konditsioonis isend võib kõrge toiteväärtusega ala puhul leida, et risk on õigustatud (Ydenberg & Dill 1986; Lank & Ydenberg 2003).

Teaduslikes uurimustöodes kasutatakse kisklusriski mõõdikutena üldjuhul looma põgenemiskaugust (ingl *flight initiation distance*, *escape distance*, *flush distance*) või valvsust (ingl *vigilance*). Valvsusele kulutatud aega hinnatakse enamasti looma püstise peahoiaku alusel, kuid vahel ka pealiigutuste sageduse põhjal (Beauchamp 2015). Põgenemiskaugust mõõdetakse saaklooma ja läheneva ohu vahelise kaugusena hetkel, mil saakloom alustab

põgenemist. Enamasti mõõdetakse põgenemiskaugust loomale läheneva inimese suhtes, sest üldjuhul suhtuvad loomad inimestesse kui kiskjatesse (Frid & Dill 2002).

2.2.2 Lindude hirmukäitumise üldiseloostus

Linnud on hirmukäitumise osas väga hästi uuritud. Tõenäoliselt on see osaliselt tingitud nende uurimise lihtsusest võrreldes paljude teiste loomarühmadega. Nimelt, lennuvõime annab lindudele märkimisväärse eelise paljude röövlomade ees, mistõttu varjulise eluviisi ei ole lindude jaoks sageli esmatähtis (Caro 2005; Videler 2006).

Põgenemiskaugus

Teaduskirjanduses avaldatud põgenemiskauguste põhjal koostatud meta-analüüsist selgub, et lisaks kisklustasemele avaldab lindude põgenemiskäitumisele olulist mõju ka linnastumine, liigiomane kehakaal ja levila suurus (Møller 2015). Linnades on linnud oluliselt julgemad inimeste suhtes kui maapiirkondades (Díaz jt 2013; Samia jt 2015), kuid vaid väike hulk linnuliike on senini suutnud kohaneda linnade kõrge inimhäiringu tasemega (Sol jt 2014). Liigi kehakaalu ja põgenemiskauguse vahel on positiivne seos ehk suuremad linnuliigid põgenevad ohu lähenedes kaugemalt kui väikesed (Blumstein 2006; Laursen, Kahlert & Frikke 2005; Møller 2015; Weston jt 2012). Arvatakse, et osaliselt on antud seos tingitud suurte lindude aeglasemast õhkutõusmisvõimest ja halvemast manööverdamisvõimekusest, aga teisalt ka suhteliselt väiksemast energiavajadusest ja paremast nägemisvõimest (Blumstein 2006; Clauss jt 2013; Møller 2015; Samia jt 2015; Weston jt 2012). Viimane asjaolu haakub nii lindudele kui ka teistele loomadele omase seaduspäraga, et mida kaugemalt kiskja lähenema hakkab, seda pikem on põgenemiskaugus ehk ohtu silmates põgenevad loomad pigem varem kui hiljem (Blumstein 2010). Lisaks võib eeldada, et suuremad linnud põgenevad kergekälisemalt ka seetõttu, et lendamine on neile energaetiliselt suhteliselt vähem kulukas (Videler 2006). Suurema pesitsusareaaliga linnuliikidel on põgenemiskaugused keskmiselt väiksemad, kuid isenditevaheline varieeruvus põgenemiskauguses on suurem ehk paindlikuma põgenemiskäitumisega liigid suudavad rohkem erinevaid elupaiku asustada (Møller & Garamszegi 2012).

Parvedesse koondumine

Salkadesse koondumisel on loomade jaoks mitmeid eeliseid nii kisklusvastase käitumise kui ka toitumise puhul. Lindude puhul võib välja tuua neli olulist parve suurusega seotud kisklusvastast mehhanismi. Esiteks, indiviidi saagiks langemise risk väheneb parve suurusega (Hamilton 1971). Teiseks, suure parve puhul on kiskjatel keerulisem ühele saakobjektile keskenduda, mistõttu rünnak võib suurema tõenäosusega luhtuda (Davies, Krebs & West 2012). Kolmandaks, grupeerumine lihtsustab röövlomade eemale peletamist (Caro 2005; Curio 1978). Neljandaks, parve suurenedes kasvab kiskja märkamise tõenäosus, sest rohkem silmapaare on sagedamini valvsad (Pulliam 1973). Viimane asjaolu tähendab ühtlasi, et

indiividi tasemel on parvedes võimalik valvsust oluliselt vähendada, jättes rohkem aega toitumisele ja puhkamisele (Beauchamp 2015). Suur-laukhanede (*Anser albifrons*) puhul on täheldatud, et parve suuruse valvsust alandav mõju ulatub umbes 200–300 isendiliste parvedeni (Lazarus 1978). Suured linnuparved, vaatamata indiviidide hajutatud kisklusriskile, põgenevad ohu korral varem (Laursen, Kahlert & Frikke 2005; Morelli jt 2018; Stankowich & Blumstein 2005). On pakutud, et mida rohkem linde parves on, seda suurem on tõenäosus, et parves leidub mõni arem isend, kes esimeste ohumärkide korral õhku tõustes vallandab ahelreaktsiooni, mis paneb kogu parve õhku tõusma (Clausen jt 2019; Morelli jt 2018; Owens 1977). Isendi varasem põgenemine võib samas viidata ka isendi paremale konditsioonile (Beale & Monaghan 2004; Lank & Ydenberg 2003). On arvatud, et suuremate linnuparvede varasem põgenemine ei pruugi tihtipeale kõigi parve liikmete jaoks optimaalne olla (Kahlert 2006). Teisalt, kuna suurte parvede esinemine on lindude seas väga tavaline nähtus, on tõenäoline, et seltsingulisest eluviisist saadavad kasud on kahjustest suuremad.

2.2.3 Hanede hirmukäitumine

Hanel on lindude seas inimese suhtes ühed pikimad põgenemiskaugused, viidates nende arglikule loomule ja/või kõrgele tajutavale kisklusriskile. Näiteks, Teravmägedel on lühinokk-hane (*Anser brachyrhynchus*) keskmiseks põgenemiskauguseks mõõdetud 388 ± 32 m ja valgepõsk-lagledel (*Branta leucopsis*) 275 ± 34 m (Madsen, Tombre & Eide 2009). Taani Waddenzee rannikualadel on mustlagled (*B. bernicla*) keskmiseks põgenemiskauguseks mõõdetud 319 m (vahemik 130–1 000 m) (Laursen, Kahlert & Frikke 2005). Kusjuures, mustlagled olid uuritud 19 veelinnuliigist pikima põgenemiskaugusega. Hollandis Reini, Maasi ja Schelde jõgede suudmealal on mustlagled keskmiseks põgenemiskauguseks mõõdetud 105 m (vahemik 58–152 m; Smit & Visser 1993). Rootsis mõõdeti hallhanede (*A. anser*) keskmiseks põgenemiskauguseks 139 m, kuid linnud muutusid valvsaks juba 189 m kaugusel (Mansson 2017).

Pikad põgenemiskaugused on suuresti seletatavad eelmises alapeatükis mainitud kehamassi ja parve suurust puudutavate seostega. Nimelt, Eestis kohatavad haned on lindude mõistes kogukad, kaaludes keskmiselt ligikaudu 2–3 kg. Peale selle moodustavad haned ja lagled rändel väga suuri parvi – antud uuringu 2019. aasta andmetel oli rohumaadel keskmiseks parve suuruseks 1 500 lindu ja talinisupõldudel 350 lindu. Kehamass ja parve suurus on lindudel üldjuhul positiivses seoses põgenemiskaugusega (Blumstein 2010; Laursen, Kahlert & Frikke 2005; Morelli jt 2018). Avaratel põldudel on ühtlasi hea vaade, mis võimaldab kaugemate ohtude osas reageerida. Osaliselt tulenevad pikad põgenemiskaugused ka hanede pikaaegsest kütimisest (Madsen & Fox 1995).

On ka hulgaliselt andmeid, mis näitavad, et haned ja lagled on võimelised inimestega edukalt kohanema. Teravmägede inimasustusega piirkondades võib lühinokk-hanede põgenemiskaugus olla 35 m, mis on enam kui sada korda vähem, kui sealsetel häirimata aladel (Madsen,

Tombre & Eide 2009). Madsen (1997) leidis, et kui lühinokk-haned põgenevad Taanis auto eest keskmiselt 133 m kauguselt, siis Põhja-Norras vaid 17 m kauguselt. Uurimuse autor oletas, et Põhja-Norras, kus rohumaad on pindalalt väiksemad ja kus lindudel oli suurem surve rändeks rasvavarusid koguda, tuli lühinokk-hanedel suuremaid riske võtta. Kusjuures, hanedel ei kulunud Põhja-Norra oludega kohanemiseks aega, mis tõstatas hüpoteesi, et pikaealiste lindudena on neil varasematest aastatest kohalikud olud meeles (Madsen, 1997). Sarnaselt on leitud, et kahel Belgia looduskaitsealal oli kanada lagle (*B. canadensis*) keskmisteks põgenemiskaugusteks 69 ja 110 m, kuid lähedal asuvas Brüsseli linnapargis vaid 11 m (Deboelpaep jt 2018). Kõrgele kohanemisevõimele viitab ka Møller & Erritzøe (2010) töö, kus mustlaglede keskmiseks põgenemiskauguseks Lääne-Euroopas saadi 24 m. Mõnel juhul võivad valgepõsk-lagled ja hallhaned ka otse inimeste peost toitu vastu võtta (Møller & Xia 2020). Lisaks lühemale põgenemiskaugusevähenemisele on märgatud, et haned eelistavad teede ja hoonete läheduses toituda pigem kellaaegadel, mil inimeste aktiivsus on madal (Madsen 1997).

Rändavate hanede ja laglede peamiseks looduslikeks kiskjateks meie piirkonnas peetakse rebast (*Vulpes vulpes*) ja merikotkast (*Haliaeetus albicilla*), kelle mõlema arvukus on Eestis aastate jooksul märgatavalt tõusnud (Eichhorn jt 2009; Leito 2017). Lendava merikotka nägemine kutsub hanedel esile põgenemisreaktsiooni, kuid sageli põgenetakse ka ohutuid linnuliike nähes, kes suuruse tõttu võivad näida merikotkastena – näiteks võivad põgenemist esile kutsuda hallhaigur (*Ardea cinerea*) ja suuremad kajakaliigid (Madsen 1997). Haned võivad põgeneda ka juhuslike ümbritsevate häälte peale nagu näiteks kajakate hädakisa, lennuki, helikopteri, või muu sõiduvahendi hääle peale (Kahlert 2006; Nolet jt 2016; Owens 1977). On täheldatud, et õhusõidukite müraga kohanemine on aeglane, kuid regulaarsete häiringute puhul siiski võimalik (Owens 1977). Seoses inimpopulatsiooni kasvu ja üha laialdasema loodusturismiga, tuleks arvestada, et loomad peavad üha sagedamini kokku puutuma ka mittetahtlike häiringutega (Balmford jt 2009). Mitteletaalsed häiringud võivad sarnaselt jahitegevusele mõjutada loomade tajutavat kisklusriski, muutes nende hirmukäitumist (Frid & Dill 2002).

2.3 Hanede ja teiste lindude heidutamine

2.3.1 Sissejuhatuse hanede heidutamise põhjustesse ja võimalustesse

Hanede arvukuse järjepidev kasv Euroopas ja Ameerikas, koos suurenenud survega teravilja-põldudele, on tõstatanud küsimuse, kuidas lahendada üha sagedavaid inimeste ja lindude vahelisi konflikte põllumajandusaladel (Fox & Madsen 2017). Hanedega seotud probleemid on aktuaalsed ka linnaparkides, golfiväljakutel, lennujaamades ja supelrandades (Conover & Kania 1991; Eriksson jt 2020; York jt 2000). Üheks välja pakutud ja praktiseeritud lahenduseks

on hanede heidutamine ehk hirmutamine, et linnud suunata lähedastele vähem tundlikele põllumaadele või looduslikele aladele. Heidutamise üritatakse tundlikumatel põldudel toitumine muuta energiakulukamaks ja suurendatakse nende aladega seonduvat kisklusriski (Fox jt 2017).

Heidutamise juures tuleb arvestada, et mida sagedamini linnud lendama peavad, seda rohkem peavad nad kaduma läinud energia taastamiseks toituma. On leitud, et kui suur-laukhanesid tahtlikult viis korda päevas õhku hirmutada, suureneb nende päevane energiavajadus 12–16% võrra (Nolet jt 2016). Seega on väga oluline, et heidutamise lähiümbruses leiduks alternatiivseid tootumisasasid, sest vastasel korral võib heidutuse tagajärjel põllumajanduskahjude hulk piirkonnas suurenedas. Sobiva rohetaristu tagamiseks tuleb mitmel pool suurendada märgalade ja rohumaade hulka. Belgias on käimas poollooduslike rohumaade taastamise programm, et oleks võimalik hanesid põldudelt suunata neile ajalooliselt loomulikku keskkonda (Madsen jt 2017). Rootsis on kasutatud söödapõldude rajamist linnukaitsealade lähistele, et suunata haned ja sookured neile spetsiaalselt mõeldud aladele (Hake, Månsson & Wiberg 2010). Kanadas on kevadjaht lubatud vaid põllumajanduslikel maadel ja on keelatud looduslikel aladel, et haned pöördus tagasi märgaladele (Lefebvre jt 2017).

2.3.2 Mitteletaalsed heidutusmeetmed

Mitmed uurimustööd on näidanud, et hanesid on edukalt võimalik mitteletaalsete heidutusmeetmete abil põllumaadelt eemal hoida. Lindude heidutamiseks on kasutusel mitmesuguseid tehnilisi lahendusi ja inimtööjõudu nõudvaid meetodeid, kuid erinevate heidutusmeetmete efektiivsust ja kulutõhusust eri olukordade lõikes ei ole põhjalikult analüüsitud (Avery & Werner 2017; Fox jt 2017). **Inimese osalust eeldavad meetodid** on lähenev inimene, paugutamine inimese kohaloluga, koerad, liikuv sõiduk, droon (või ka helikopter). Inimtööjõuga peletamine on suhteliselt kulukas ja aeganõudev (Percival, Halpin & Houston 1997). Statsionaarsed lahendused on odavamad, aga võivad lindude kohanemise tõttu pikas perspektiivis väheefektiivseteks osutuda (Smith, Craven & Curtis 1999, York jt 2000). **Visuaalsetest peletusvahenditest** on levinud hernehirmutised, laserid, vilkuvad tuled, peeglid, „silmadega“ pallid, tuulega lehvivad linnud ja lipud, ridva külge kinnitatud röövlinnukujulised tuulelohed ja autod (Avery & Werner 2017; Baxter & Robinson 2007; Bishop jt 2003; Fox jt 2017). **Audiovahenditena** on levinud paukpadrunid, gaasipaugutid, pürotehnika, sireenid ja lindude hädakisa lindistused (Avery & Werner 2017; Baxter & Robinson 2007; Fox jt 2017).

Kuna hanede ja laglede põgenemiskaugus on inimese suhtes enamasti väga pikk, on neid liike võrdlemisi lihtne ilma abivahenditeta põldudelt lendu ajada. Efektiivseks mitteletaalseks inimese kohaloluga heidutamiseks on tarvis sagedast ja hästi ajastatud põldude külastamist. Norras tehtud uuringud lühinokk-hanedega on näidanud, et 1–2 heidutust ööpäevas ei mõjuta oluliselt hanede põllul viibimise aega ega kahjustuste ulatust (Simonsen jt 2016). Kui põllul

käis inimene 5–10 korda päevas, siis vähenes hanetroppide hulk 74–78%. Kusjuures, aja möödudes hanede põgenemiskaugus pikenes ehk haned muutusid kartlikumaks, mis tähendab, et nad ei kohanenud inimeste kohaloluga (Simonsen jt 2016). Percival, Halpin & Houston (1997) leidsid, et regulaarse inimtööjõul põhineva heidutamise abil vähenes Suurbritannias Islay saarel valgepõsk-lagled arvukus poole võrra, kuid tööjõukulud olid arvutuslikult suuremad kui päästetud põllumajanduslik tulu. Siiski, hoolikalt valitud heidutusrežiimiga võib inimese kohaloluga heidutamine olla teatud piirkondades kulutõhusam kui alternatiivsed heidutusviisid (Percival, Halpin & Houston 1997; Vickery & Summers 1992).

Kanada lagled heidutamiseks USA põldudel on väga efektiivseteks osutunud nii hernehirmutised, sädelevad linnud kui ka akustilised linnupeletid (Heinrich & Craven 1990; Radtke & Dieter 2011). Hädakisa lindistuste esitamine kombineerituna paukpadrunitega vähendas kanada lagled põllukasutust paaril põllul üle 99% (Whitford 2008). Taanis Mandø saarel uuriti laserpeletite efektiivsust valgepõsk-lagled ja mustlagled heidutamisel ning leiti, et kuigi heidutusaladel oli seitse korda vähem troppe ja hein oli 3,3 cm kõrgem kui kontrollaladel, siis suurem tulu ei katnud laseri kasutamisega seonduvaid tööjõukulusid (Clausen jt 2019). Lisaks täheldasid uurijad, et laseri efektiivsus on hämaral ajal märgatavalt parem kui keset päikselist päeva. Samas oldi arvamisel, et mõne väärtuslikuma põllukultuuri kaitsmisel või väikese-skaalalisel heidutamisel võib laseri kasutamine õigustatud olla. Üheski eelmainitud eksperimendis ei ilmnunud lindude harjumist peletitega. Sama tüüpi linnupeleti laialdasem kasutuselevõtt ühes piirkonnas võib aga lõpuks viia kohanemiseni. Näiteks Suurbritannias on leitud, et põllule 20 m vahedega üles riputatud punased fluorestseerivad linnud viisid mustlagled troppide arvu nulli, kuid kui ka kõrval asetsev põld lintidega kaeti, hakkasid haned lintidega põlde uuesti külastama (Summers & Hillman 1990). Siiski, troppide hulk oli ligikaudu kuus korda madalam kui lintideta aastatel. Whitford (2008) leidis, et ainult hädakisa lindistustega harjusid kanada lagled 10–12 päeva jooksul, kuid koos paukpadrunitega ei täheldatud kolme kuu jooksul heidutusmeetmetega harjumist. Clausen jt (2019) peavad suurte haneparvede laseriga kohanemist ebatõenäoliseks, sest enamasti näeb laserit korraga vaid mõni üksik isend. Viimasest üldjuhul piisab, et terve parv korraga õhku tõuseks (Clausen jt; Morelli jt 2018; Owens 1977).

Eestis on mitmeid firmasid (näiteks Salu OÜ, Bauhaus Eesti OÜ, Agri Partner OÜ, Maamasin OÜ), kes pakuvad mitmesuguseid linnupeleteid, sh põllumajandusotstarbeks mõeldud gaasipauguteid ja automaatseid laserpeleteid. Kahjustuste vältimiseks rakendatud abinõudele tehtud kulutuste katteks on Eestis võimalik Keskkonnaametilt taotleda hüvitist tehtud kulutustele 50% ulatuses (maksimaalselt 3 200 € aastas ühele isikule).³

³ Keskkonnaministri määrus „Looma tekitatud kahju hindamise meetodika, kahju hüvitamise täpsustatud ulatus ja hüvitamise kord ning kahjustuste vältimise abinõudele tehtud kulutuste hüvitamise täpsustatud ulatus ja kord.“ <https://www.riigiteataja.ee/akt/116122010005>

2.3.3 Ökoloogilised heidutusmeetmed

Ökoloogilistest heidutusmeetmetest räägitakse peamiselt lennujaamade või linnade kontekstis. Nende meetmete omapäraks on, et lindude aktiivse tõrjumise asemel muudetakse ala lindudele ebaatraktiivseks, kas siis maastikku modifitseerides või toitumisvõimalusi vähendades. Ka alternatiivsete toitmiskohtade pakkumisest räägitakse sageli ökoloogiliste heidutusmeetmete kontekstis, kuid enamasti nõuab see siiski lisanduvaid heidutusmeetmeid, et linde nendele aladele suunata (Bishop jt 2003). Ökoloogiliste heidutusmeetmete efektiivsust on teaduslikult vähe uuritud, kuid on alust arvata, et teatud olukordades võivad ökoloogilised lahendused olla väga efektiivsed ja kulutõhusad (Bishop jt 2003). Hanede paiknemine põllumaastikel annab samuti vihjeid, millist tüüpi maastikke nad eelistavad ja milliseid maastikuelemente pigem väldivad.

Kui **vähendada lindude toitumisvõimalusi**, siis ei ole neil antud piirkonnas ka põhjust viibida. Lennujaamades on väikeste värvuliste vähendamiseks lastud murul kõrgeks kasvada ja vähendatud õrrel istumiseks sobivaid puid (Burger 1983). Mõnel USA lennujaamal ja golfiväljakul ning ka parkides on laglede peletamiseks külvatud nende poolt vähem eelistatud kõrrelisi (Spurr & Coleman 2005). Põllumajanduse ja hanede konflikti lahendamiseks selline lähenemine kahjuks hästi ei sobi.

Haned hoiduvad autoteedest kaugemale. Šotimaal on leitud, et talvituvad hallhaned ja lühinokk-haned asetsevad põldudel autoteedest kaugemal, kui võiks juhusliku jaotuse järgi eeldada (Keller 1991). Taanis on näidatud, et lühinokk-hanede troppide ehk väljaheidete hulk põldudel on negatiivses seoses autotee lähedusega (Madsen 1985). Troppide hulk ühtlustus umbes 500–600 m kaugusel autoteest, kuid troppide hulka vähendav mõju sõltus tee kasutatavusest – tihedama liiklusega teede ääres oli troppide hulk väiksem. Seevastu Jensen jt (2017) loodud mudel näitab, et lühinokk-haned eelistavad põlde, mis on väikestest autoteedest kaugemal. Suurte teede läheduses esines hanesid sagedamini. Suurematel teedel on autovoog konstantsem, mistõttu lindudel on autodega lihtsam harjuda.

Madsen (1985) leidis, et hanede **vaadet piiravate maastikuelementide**, näiteks põllukaitsehekkide, läheduses on troppide hulk väiksem ning et mitmelt küljelt piiratud vaatega põldudel on väiksem hanede külastussagedus. Puud raskendavad suurtel lindudel maandumist ja õhkutõusmist ning põõsaste olemasolu võib suurendada kisklusriski (Conover & Kania 1991; Smith, Craven & Curtis 1999). Eestis on leitud, et kotkad eelistavad liikuda maastikes servaelementide läheduses (Väli jt 2020). Seega on hanedel suurem tõenäosus kiskjaga kohtuda just liigendatud maastikus, mis omakorda võib olla üheks põhjuseks hanede koondumiseks suurtele põllu-aladele.

Haned kasutavad **veekogusid** puhkamiseks ja toidu seedimiseks vajaliku vee joomiseks. On näidatud, et haned eelistavad suuremaid veekogude lähedal asuvaid põlde (Jensen jt 2017). Kanada laglede puhul on leitud, et linnades eelistavad nad veekogudega avatumaid rohealasid (Conover & Kania 1991). Seega tuleks vältida veekogusid aladel, kuhu hanesid ei soovita.

Veekogude kuivendamine või nendele ligipääsu takistamine võib vähendada ala atraktiivsust hanede jaoks (Conover & Kania 1991; Jensen jt 2017), kuid põllumajanduslikul maastikul võib selle meetme rakendamine olla keeruline ja kulukas. Samas suudavad haned läbida lennates pikki vahemaid ja veekogu puudumine ei pruugi olla piisav hanekahjustuste vältimiseks.

Põllumajanduse intensiivistumisega – mislābi põllumassiivid üldiselt suurenevad ja puisturibasid jääb vähemaks – on hanedele sobivate teraviljapõldude hulk tõusnud. Teisalt, väikeste veekogude arv on 20. sajandil üle Euroopa langenud (Curado, Hartel & Arntzen 2011). Põllumajandusmaastike veekogud on olulised paljudele kaitsealustele kahepaiksetele (Curado, Hartel & Arntzen 2011; Ferreira & Beja 2013). Muu maastikulise mitmekesisuse (mosaiiksuse) säilitamine võiks igatahes mõjuda hästi nii elustiku mitmekesisusele kui ka hanekahjustuste piiramisele (Väli jt 2020).

Hanede maastikuliste eelistuste põhjal on võimalik jagada soovitusi hanekahjuste vältimiseks. Näiteks Suurbritannias on riiklik soovitus teravilju külvata merest võimalikult kaugele, hekkide lähedale ja inimeste poolt häiritud aladele (Spurr & Coleman 2005).

2.3.4 Letaalne heidutus

Lindude, sealhulgas hanede ja laglede, letaalist heidutamist ehk heidutusjahti põllumaadelt, kalakasvatustest ja lennujaamadest on laialdaselt praktiseeritud, kuid tegevust toetavaid teadusuuringuid napib (Burger 1983; Fox jt 2017; Mansson 2017; Parrot jt 2003).

Senised vähesed letaalse heidutuse uuringud on mõnel korral näidanud meetme kõrget efektiivsust põllumaadel. Suurbritannias, kus oli palgatud täiskohaga tööline järjepidevaks mustlaglede heidutamiseks koos vähesse küttimisega, vähenes troppide hulk 93–100% võrreldes aastatega, mil ühtegi heidutusvahendit ei kasutatud (Vickery & Summers 1992). Antud töö juures tuleb aga välja tuua, et enne heidutaja palkamist kütiti mõnel aastal heidutamise eesmärgil samas piirkonnas 2–4 korda enam laglesid, kuid heidutamise efektiivsus oli siis madalam. Järelikult **heidutamise sagedus võib olla tähtsam kui hukkunud hanede hulk**. Rootsisis kevadel ja suvel läbi viidud katse näitas, et letaalse heidutuse järgselt oli hallhanede arvukus põllul 63% väiksem, mis ühtlasi oli oluliselt suurem langus kui häiringuvabadel kontrollpõldudel (Mansson 2017). Heidutuse järgselt oli ka järgneval kolmel päeval hanede arvukus põllul oluliselt väiksem kui varem, kuid iga heidutusjärgse päevaga arvukus vähesel määral siiski taastus. Mansson (2017) töö tulemused näitasid, et heidutamine ei pannud linde inimese lähenedes kiiremini valvsaks muutuma ega suurendanud nende põgenemiskaugust. Uuringu autor tõi võimalikuks seletuseks, et heidutamise järgselt uuritud isendid ei pruukinud olla samad isendid, keda algselt mõõdeti ja heidutati. On ka tõenäoline, et ühekordne kogemus – eriti, kui seos püssipaugu ja läheneva inimese vahel on kaudne – ei ole antud käitumismustrite muutmiseks piisav. Näiteks, Simonsen jt (2016) mitteletaalse heidutuse uuringust ilmses, et hanede põgenemiskauguse muutumine heidutusperioodi vältel on aeganõudev protsess.

On uuringuid, mis tõstatavad kahtlusi letaalse heidutuse efektiivsuse osas. Üks paremini dokumenteeritud suure ulatusega letaalse komponendiga hanede heidutusstrateegiaid on teostatud Hollandis aastatel 2005–2014. Loapõhine letaalne heidutus ja põllumajanduslike hanekahjustuste korvamine oli Hollandis juba varasemalt pikalt kasutuses, kuid kompenseeritavad kulud aastatega muudkui tõusid. Seetõttu otsustati hakata maksma osadele põlluharijatele riiklikku kompensatsiooni hanedele reserveeritud heidutusvabade põllumaade hektari pealt, propageerides ülejäänud piirkondades letaalset heidutust ja arvukuse reguleerimist (Ministerie van LNV 2004). Antud meetmete mõju oli aga väike – ühegi uuritud haneliigi arvukus neile eraldatud ohututel toitumusaladel ei suurenenud kaheksa aasta jooksul (Koffijberg jt 2017). Ka märgistatud isendite põhjal tehtud vaatlused ei näidanud muutusi hanede toitumisalade valikul. Kuigi juba esimese kuue aasta vältel tapeti ligi pool miljonit hane, puudusid eeskirjad heidutamise järjepidevuse osas, mis võis meetme efektiivsust pärssida (Koffijberg jt 2017). Seega **juhuslik ja koordineerimata hanede heidutusjaht ei pruugi tulemust anda** isegi kui küttimismaht on suur.

Väidetavalt on lindude letaalne heidutus väikesel skaalal efektiivsem kui suurel, aga ka väikesel skaalal läbi viidud uurimustööd ei ole sageli veenvad olnud. Kormoranide (*Phalacrocorax carbo*) tulistamine kalakasvatustes vähendas nende arvukust uuritud aladel üle 40% võrra, kuid letaalse ja mitteletaalse tulistamise mõju vahel ei olnud olulist erinevust (Parrott jt 2003). Paljudes lennujaamades on püütud linde massilise tapmise või kinnipüüdmisega kõrvaldada, kuid need katsed pole edukaks osutunud, sest kõrvalistelt aladelt tulid peagi uued, heidutuse kogemusest, linnud asemele (Burger 1983).

Letaalse heidutuse uuringud on sageli puudulikult planeeritud või pole heidutuse kulutõhusust arvesse võetud, mis teeb antud heidutusmeetme kasulikkuse hindamise keeruliseks (Bishop jt 2003). On pakutud, et letaalne heidutus võib efektiivne näida hoopis seoses sellega, et pihtalaskmiseks minnakse lindudele sageli lähemale, kui paukpadrunitega tulistades – tulemuseks on valjem pauk ja vahetum kontakt inimesega – ning maha lastud linna otsimisega suureneb häiring veelgi (Bishop jt 2003; Parrott jt 2003; Townshend ja O’connor 1993). Kui aga oletada, et just surnud liigikaaslase nägemine tõstab hirmutaset, tekib küsimus, kas antud vaatepilt ei saaks kunstlikult asendada? Näiteks, Uus-Meremaal on kajaka laipade eksponeerimise abil edukalt kajakaid lennujaamast eemale peletatud (Saul 1967). On näidatud, et lagled väldivad alasid, kuhu on asetatud surnud lagle plastikust makett (Seamans & Bernhardt 2004). Kuid viie päevaga linnud harjusid makettidega ja seega ei ole selline meetod praktikas kuigi tõhus.

2.3.5 Heidutusmeetmete efektiivsuse võrdlus

On korduvalt täheldatud, et letaalse komponendiga heidutusmeetmed on efektiivsemad ja et on väiksem tõenäosus, et linnud nendega kohanevad (Baxter & Robinson 2007; York jt 2000). Ühtlasi on mitmeid teadusartikleid, mis on leidnud, et jahihooajaga paljude veelindude

põgenemiskaugused pikenevad, mis viitab, et jahitavad linnud on õppinud inimest suuremaks ohuks pidama (Laursen, Kahlert & Frikke 2005; Madsen & Fox 1995).

Üks kõige laiahaardelisemaid lindude heidutusmeetmeid võrdlevaid uuringuid on läbi viidud Suurbritannia prügimägedel, kus sooviti varestest ja kajakatest lahti saada (Baxter & Robinson 2007). Uuringus tuvastati, et kõige enam – kajakate puhul 83,6–96,7% – vähendasid lindude arvukust pürotehnika, dresseeritud pistrikud ja püssilasud (letaalsed vaid juhul kui lihtsalt paukudest jäi väheks). Kusjuures, nimetatud meetoditga linnud ka kohanesid kõige vähem. Mitteletaalsete püssilaskude tegemine oli kajakate – aga mitte vareste – puhul märgatavalt vähem efektiivne arvukuse vähendamisel, kui vaheldumisi surmavate laskudega heidutamine. Dresseeritud kullid, lindude hädakisa lindistused ja pidev häiriv heli olid samuti väiksema efektiivsusega, vähendades arvukust keskmiselt mitte enam kui poole võrra. Kõige vähem kasu oli lindude peletamiseks mõeldud heeliumiga täidetud tuulelohedest.

Bishop jt (2003) analüüsisid põhjalikult lindude heidutust puudutavaid korduvvaatlustega andmestikuga teadustöid (N = 73) ja leidsid, et mitteletaalsete heidutusmeetmete efektiivsus on keskmiselt madalam kui letaalsel heidutusel. Mitteletaalsetest heidutusmeetmetest olid audiovahendid mõnevõrra efektiivsemad kui visuaalsed, kuid linnud suudavad mõlematega sageli kiirelt kohaneda, mistõttu autorite hinnangul need ei sobi ainukeseks heidutusmeetmeks. Hädakisa lindistused, pürotehnika ja püssipaugud olid helide osas kõige efektiivsemad. Ühtlasi oli heidutus efektiivsem, kui helisid esitati korrapäratute ajavahedega eri suundadest. Visuaalsete heidutusmeetmete puhul oli suurema tajutava kisklusohuga meetmetel (näiteks inimese kohalolek, koer, kiskja mudel) suurem kasutegur kui linnu jaoks vähem selgetel ohtudel (näiteks hernehirmutised) ning selge kasu oli ka maandumist raskendavatel traatidel või lintidel. Keemilised heidutusmeetmed (näiteks taimedele halva maitse või lõhna lisamine) olid laboritingimustes efektiivsed, kuid välitingimustes sageli mitte. Lindudele ligipääsu täielik takistamine – näiteks ala katmine võrguga – on väga efektiivne, aga meetme kalliduse tõttu sobilik vaid väga hinnaliste põllukultuuride lokaalseks kaitsmiseks.

Mitmed uurijad on rõhutanud, et kuna ka kõige efektiivsemad heidutusmeetmed ei vähenda lindude arvukust uuritud aladel täielikult ja igaveseks, siis **tõenäoliselt oleks kõige kasulikum erinevaid heidutusmeetmeid kombineerida** ja vaheldumisi kasutada (Baxter & Robinson 2007; Bishop jt 2003; Burger 1983). Heidutusmeetmete kombineerimise efektiivsust on teaduslikult aga suhteliselt vähe uuritud (Bishop jt 2003). Siiski, näiteks Berge jt (2007) näitasid, et kui traditsioonilisematele heidutusmeetmetele (sädelevad linnud, gaasipaugutid, pürotehnika) lisada lindude hädakisa lindistuste ettemängimine, vähenes viinamarjaistandustes põllukahjustuste hulk 13% pealt 5,7% peale. Lisaks on selge, et mitte kõik heidutusmeetmed ei sobi igas olukorras kasutamiseks.

2.3.6 Küttimise mõju hanedele ja lagledele

Inimesed on veelinde liha ja sulgede saamiseks juba aastatuhandeid küttinud, kuid seoses tulirelvade kasutuselevõtu ja täiustamisega 17.–19. sajandil muutus veelindude küttimine mitmel pool suuremahuliseks kommertsiaalseks tegevuseks ja sportlikuks ajaviiteks. Tõenäoliselt just küttimise ja elupaikade kadumisega seoses oli 20. sajandi alguseks mitme veelinnuliigi arvukus tugevalt langenud nii Euroopas kui Põhja-Ameerikas (Fox & Madsen 2017). Küttimispiirangute rakendamise ja kaitsealade loomisega on hanede arvukus suudetud taastada, mille tagajärjel on suurenenud ka hanekahjude hulk ja oht lennuliiklusele (Fox & Madsen 2017; Fox jt 2017). Viimaste asjaoludega seoses on üha enam hakatud rääkima küttimismahtude suurendamise vajadusest ning letaalsest heidutamisest. Hanede arvukuse piiramine ei ole aga lihtne ülesanne. Hollandis, kus aastatel 2007–2014 surmati igal aastal 15–25% paikseid valgepõsklaglesid, samal ajal laglede arvukus hoopis tõusis ligi kaks korda (van der Jeugd & Kwak 2017). Jahitegevuse ja heidutamise tagajärjel võivad linnud mitmel moel oma käitumist muuta, sealhulgas rändekäitumist, mis võib sigimiseefektiivsusele negatiivselt mõjuda.

Küttimise mõju hanede ruumikasutusele

Põhjaliku ülevaade küttimise mõjust veelindude käitumisele on koostanud Madsen ja Fox (1995). Ülevaate põhjal võib julgelt väita, et küttimise tagajärjel lindude arvukus jahi alal väheneb ja jahivabadel aladel suureneb ning seda vaid vähesel määral otsese surmamise tõttu. Üldjuhul küttimisega piirkondadest laiemalt veelinnud ära ei kao ning pärast küttimise lõppu taastub arvukus endisele tasemele 2–3 nädalaga (Fox & Madsen 1997). Lisaks võib küttimise mõju olla väiksem, kui lindudel on juba varasemalt välja kujunenud kindlad toitumisalad (Schultz, Cooper & Zicus 1988). On ohtralt näiteid, sealhulgas katselisi, kus pärast vaadeldud ala kaitse alla võtmist on lindude arvukus järsult tõusnud. Seega, küttimine üldjuhul piirab ala populatsiooni suuruse potentsiaali täitumist (Madsen & Fox 1995). Kaudsed tõendid näitavad, et küttimise tagajärjel ei hakka haned vältima mitte ainult konkreetset põldu, vaid ka laiemat lähiümbrust (Conover & Kania 1991) ning nende põgenemiskäitumine muutub ettevaatlikumaks ka väljaspool jahipiirkondi.

Šotimaal ei naasnud hallhaned küttispäeval samale põllule ning enamasti vältisid haned küttimisega põldu vähemalt kaks päeva (Bainbridge 2017). Sarnast mustrit täheldati ka Norras lühinokk-hanede puhul, kus küttimisele samal ja järgneval päeval haned tagasi ei tulnud (Jensen, Madsen & Tombre 2016). Kaks päeva pärast küttimist hakkasid haned naasma samale põllule. Norras on leitud, et lühinokk-hanesid küttides lähevad linnud küttimise piirkonnast üldjuhul vähemalt 2 km kaugusele (Jensen, Madsen & Tombre 2016). Kui haned peletatakse põllult küttides, lihtsalt häirides või kiskjate poolt, siis lendavad nad sageli veekogule, kus nad tunnevad end kaitstuna. Haned naasevad kiiremini neile põldudele, mis on veekogude lähedal, sest see nõuab vähem energiat ja vajadusel saab uuesti veekogule lennata (Jensen jt 2017). Šotimaal leiti, et kuni 4 km kauguseni ööbimisveekogust erinevate heidutusviiside vahel olulist erinevust ei olnud, kuid kaugemale kui 4 km veekogust hallhaned vahetult pärast küttimist ei

läinud (Bainbridge 2017). Seega satuvad laialdase heidutuse korral veekogude läheduses paiknevad põllud veelgi suurema surve alla. Lindude tundlikkus küttimise osas võib liigiti erineda ning sõltuda küttimise järjepidevusest ja jahimeeste arvust piirkonnas (Bishop jt 2003; Jensen, Madsen & Tombre 2016; Madsen 1993).

Küttimise mõju hanede kartlikkusele

Madsen ja Fox (1995) leidsid, et hanede põgenemiskaugus suureneb jahihooajal keskmiselt ligikaudu kaks korda ehk 150–211 meetrilt 367–500 meetrini. Üldiselt on suurte linnuliikide põgenemiskaugused seotud ka põgenemishetkele järgneva põgenemisteedekonna pikkusega (Tätte, Møller & Mänd 2018) ehk tajutava kisklusriski suurenedes muutuvad linnud mitmel moel ettevaatlikumaks. Ettevaatlikum hirmukäitumine tuleb aga muude tegevuste, peamiselt toitumise, arvelt (Ydenberg & Dill, 1986) ja võib kitsendada ohutuna näivate alade hulka, mis omakorda vähendab lindude toitumiseefektiivsust, sest konkurents tiheneb (Madsen & Fox 1995; Smit & Visser 1993).

Küttimise mõju hanede toitumisele

Erinevatel hinnangutel võib häiringute tagajärjel hanede päevane energiavajadus suureneda 11–31% (Madsen & Fox 1995; Nolet jt 2016). Suurenenud toitumisvajadusega kaasnevad probleemid ei ole veelindudel hästi dokumenteeritud, kuid arvatakse, et sellega võib esiteks kaasneda suurem kisklusrisk, sest linnud peavad toitumiseks valvsust vähendama ja/või öösiti toituma, mil on suurem oht kiskja saagiks langeda (Madsen & Fox 1995). Teiseks, kui talvitades ja rändel olles ei ole võimalik piisavalt energiavarusid koguda, võib ka pesitsusedukus langeda, sest näiteks Arktika piirkonnas pesitsevatel veelinnuliikidel tuleb pesitsusaladele jõudes olla sageli silmitsi suure toidunappusega (Madsen & Fox 1995). Madsen (1995) leidis, et kevadel Norra häiringuvabadel aladel peatuvatel lühinokk-hanedel rasvavarud aja jooksul suurenesid, aga heidutusega aladel mitte. Kanadas on leitud, et küttimise tagajärjel kevadrändel olevate lumehanede (*Anser caerulescens*) rasvavarud vähenesid 29–48% (Féret jt 2003).

Jahi pidamine on hanedele väga oluliseks häiringuks rändeaegsetel toitumisaladel. Haned võivad teatud põldudel toitumisest korduva küttimise tagajärjel üldse loobuda ja liikuda teistele aladele samas piirkonnas, kus nad ei ole kogenud häirimist (Jensen jt 2017). Tugeva häiringu korral kulutavad haned rohkem energiat toitumiskohtade vahel liikumiseks ning suhteliselt vähem aega toitumiseks. Seetõttu kulub hanedel tugeva häiringu korral piisava rasvavaru kogumiseks rohkem aega ning nõnda viibivad haned vastavas rändepeatuspaias kauem kui ilma häiringuta.

Küttimise mõju hanede sigimisedukusele

Haned on monogaamsed linnud, kes moodustavad paare kogu eluks. Kütmine aga sageli lõhub hanedele tähtsaid sotsiaalseid sidemeid (Bartelt 1987). Paarilise kaotus võib hanedele tähendada enam kui kahekordset sigimisedukuse langust (Owen, Black & Liber 1988). Orvustunud hanepojad satuvad sageli parvekaaslaste kiusamise ohvriks, mistõttu neid

võidakse parematest toitumiskohtadest välja tõrjuda (Black jt 1992). Märgistatud isendite põhjal on selgunud, et heidutusega alasid külastanud hanede pesitsusedukus oli oluliselt madalam kui häiringuvabadelt aladelt saabunud hanedel (vastavalt 17% ja 46%; Madsen 1995). Põhja-Ameerika lumehaned kevadjahi tulemusena olid haned sunnitud rohkem ringi liikuma, mistõttu haned ei suutnud enne Arktikasse sigimisaladele lendamist piisavalt rasva koguda ning nende sigimisedukus vähenes (Bechet jt 2003).

Küttimise mõju hanede rändele

Hanede rändeperiood sõltub lume sulamisest ja vegetatsiooniperioodi algusest. Pikaks rändeks (tuhandeid kilomeetreid) peab hanedel olema piisav energiavaru.

Suure küttimissurve korral hakkavad haned piirkonda vältima ja otsivad alternatiivseid toitumisalasid. Mõned Teravmägede lühinokk-haned on muutnud oma rändeteed ja peatuvad nüüd sügisrändel Norra asemel hoopis Rootsis ja Soomes, sest Norras on neid aastaid intensiivselt kütitud (Madsen jt 2017). Alternatiivne võimalus sobimatuid piirkondi vältida on viivitada rändele asumisega ja koguda suuremad varud talvitamisel, mis võimaldab teha vähem rändepeatusi. Sellist käitumist on täheldatud Hollandis valgepõsk-lagledel, kes on hakanud vältima Lääne-Eestit ilmselt suurenenud kiskluse (eelkõige röövlindudega seotud) ja ebapiisava toidubaasi tõttu (Jonker jt 2010).

Kuna küttimine mõjutab hanede rändekäitumist, siis on oluline küttimist laiemalt koordineerida (nii siseriiklikult kui rahvusvaheliselt). Võib olla vajalik lubada küttimist erinevatel aegadel eri piirkondades, et haned ei pöörduks rännates tagasi juba ületatud aladele või liiga kauaks lõunapoole talvitamisel aladele ei jääks (Bechet jt 2003). Bauer jt (2018) tegid Hollandis talvitavate suur-laukhanede mudelanalüüsi, mis põhines telemeetriliselt jälgitud hanede rändekäitumisel. Leiti, et tüüpiliselt lahkuvad suur-laukhaned Hollandist märtsi lõpul ja suunduvad pesitsusaladele laia frondina, mis ulatub Eestist Tveri oblastini. Selles alas teevad haned pikema rändepeatuse, et varusid koguda. Seejärel liiguvad edasi Neenetsimaale umbes nädalaks toituma ja sealt edasi pesitsema Kolgujevi piirkonda Barentsi mere rannikul. Mudelanalüüs näitas, et kui Eestis lubada kevadine küttimine, siis viibiks suur-laukhanede lahkumine Hollandist ning rändepeatus toimuks Leningradi oblastis ja Karjalas või Arhangelski oblastis. Mudeli kohaselt väldiksid kevadrändel suur-laukhaned Eestit ka siis, kui küttimissurve kasvaks Hollandis või Neenetsimaal (Bauer jt 2018).

2.3.7 Küttemisega kaasnevad probleemid

Hanede küttemise (sh letaalse heidutuse) puhul tuleb arvesse võtta ka mitmeid võimalikke negatiivseid kaasmõjusid. Peale liha ja sulgede kaasnevad veelindudega veel mitmesugused **ökosüsteemi hüved**: kahjuritõrjet, aineringes osalemisne, maismaa- ja veetaimede mitmekesisuse suurenemine, seemnete ja selgrootute levimine (Green & Elmberg 2014). Seega on võimalik, et kui küttemiskoormuse järsu suurenemise tõttu linnud mingit piirkonda suuresti vältima hakkavad, vaesustub sealne ökosüsteem pikas perspektiivis muude näitajate poolest.

Küttemisega kaasneb sageli **kõrvaliste lindude haavamine**. Haavlipüssiga 35 meetri kauguselt otse hane suunas tulistamine võib 37% juhtudest lõppeda mõne kõrvalise hane haavamisega (Mooij 1991). Selleks, et vähendada haavatud lindude hulka on oluline jahimehi koolitada. Hanesid tuleb lasta võimalikult lähedalt, kasutades sobivat laskemoona (Madsen jt 2017).

Haned rändavad sageli segaparvedena ning **kaitsealuste liikide eristamine** massliikidest on keeruline, mistõttu jahi käigus võidakse juhuslikult ka neid kütta. Ohustatud väike-laukhani ja arvukas suur-laukhani on eemalt vaadates väga sarnased, kõige kindlamaks eristamise tunnuseks on kollane rõngas ümber väike-laukhane silma. Ohustatud liikide hulka on arvatud ka taiga-rabahani (rabahane alamliik), kelle eristamiseks tunduvalt arvukamast tundra-rabahanest tuleb hinnata oranži värvuse osakaalu nokal ja teisi tunnuseid. Ka noored suur-laukhaned on rabahanedele suhteliselt sarnased. Haruldaste liikide surmamine on nende väikese arvukuse tõttu vähetõenäoline, kuid seda suurem on kahju, kui mõni isend hukkab.

Pliihaavlitest tulenev **pliiimürgitus** on ohuks paljudele lindudele (Mooij 1991). Euroopa Liidus on alates 2013. aastast pliihaavlitega veelinnujaht keelatud, kuid sellest hoolimata on pliiimürgitus jätkuvalt üks olulisematest merikotkaste surma põhjustest.

Jahitegevus võib mõjutada ka **kõrvaliste liikide pesitsemist**, liikumist ja paiknemist maastikus (Grignolio jt 2011). Probleem on eriti suur juhul, kui piirkonnas pesitseb haruldasi kaitsealuseid liike, kes on häirimise suhtes tundlikud.

Kütmine ei ole igal pool võimalik. Takistuseks võivad osutada looduskaitseelised piirangud ja ohutusest tulenevad nõuded. Näiteks asulate läheduses ei ole vali paugutamine teretulnud ning kütmine on seadusega keelatud (Bishop jt 2003).

Suur osa rahvastikust, eriti põllumajandusprobleemidega mitte kokku puutuvad inimesed, ei pruugi hanede heidutusjahti väärtuslikel põhjustel heaks kiita (Sijtsma, Vaske & Jacobs 2012). Letaalsed meetmed võivad aga muutuda aktsepteerituks, kui avalikkusele on antud selge ülevaade probleemist koos tõendusega, et letaalsed meetmed on antud juhul kõige otstarbekamad (Coluccy jt 2001).

Letaalse heidutuse tõhusaks toimimiseks on oluline süstemaatiline heidutamine. **Igal pool ei ole piisavalt jahimehi**, kes oleks hanede küttemisest huvitatud, eriti kevadel (ja/või tasuta). Ka käesoleva uuringu käigus ei suutnud mitmed põllumehed leida jahimehi, kes oleks valmis

piisava sagedusega põlde kontrollima ja hanesid heidutama. Kuna paljud jahimehed käivad igapäevaselt tööl, on neil küttimiseks aega üldjuhul vaid nädalavahetustel. Pliimoonas keelustamise tõttu ei sobi kasutamiseks vanemat tüüpi jahipüssid ja paljud jahimehed (eelkõige vanem põlvkond, kellel oleks rohkem aega) on seetõttu jahipidamisest loobunud.

Analüüsides hanede letaalsest heidutamisest saadavat kasu tuleb kõiki eelmainitud küttimisega seonduvaid probleeme arvesse võtta, sest ühiskondliku heakskiidu saamiseks peab letaalsete meetmete otstarbekust veenvalt tõestama (Coluccy jt 2001; Sijsma, Vaske & Jacobs 2012).

2.4 Hanede küttimine Eestis

Eestis on kevadine linnujaht keelatud. Hallhanele, rabahanele, suur-laukhanele, kanada laglele ja valgepõsk-laglele võib pidada jahti 20. septembrist kuni 30. novembrini. Valgepõsk-lagle kui kaitsealuse liigi küttimine on lubatud ainult põldudel kahjustuste vältimise eesmärgil (Jahieeskiri⁴). Hanejaht on vastavalt Jahiseadusele väikeulukijaht, mida korraldab maaomanik⁵.

Eestis kütitud hanede koguarv on aastate lõikes mitmekordistunud. 2003. a kütiti ainult 1 658 isendit, 2018. aastal juba 8 115 isendit. 2019 aastal maht langes ja kokku kütiti 4 908 hane. Aastatel 2003–2019 on kokku enim kütitud valgepõsk-laglet (27 695), rabahane (21 155) ja hallhane (15 064). Suur-laukhane on kütitud 7 888 isendit ja kanada laglet 345 isendit (joonis 1).

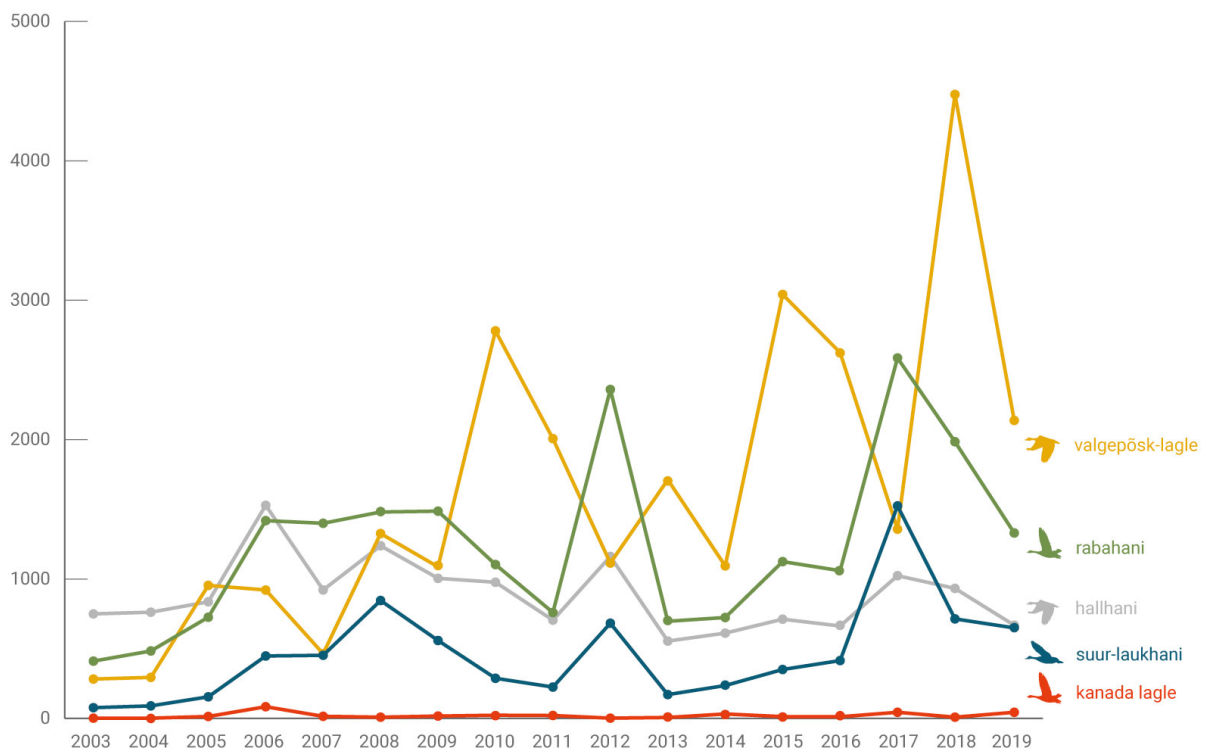
Kütitud hanede hulka mõjutavad liikide arvukuse muutustest veelgi enam sügisrände ajal valitsevad ilmastikuolud, sest need määravad hanede rändepeatuse pikkuse Eestis. Näiteks 2018. aasta sügisel peatusid haned Eestis pikemalt, seega oli võimalik neid kauem küttida, mis väljendub lastud lindude hulgas – läbi aastate suurim kütitud valgepõsk-laglete arv (4 474) ja ka hanede koguarv (8 115). Suured kõikumised graafikul (joonis 1) ongi tingitud eelkõige ilmastikuoludest ja ei peegelda seetõttu adekvaatselt populatsioonide suuruste kõikumist. Võrdluseks, Euroopas kütitakse aastas kokku umbes 50 000 valgepõsk-lagle, 100 000 suur-laukhane, 3 000 taiga-rabahane, 40 000 tundra-rabahane ja 200 000 hallhane (Keskkonnaamet).

Sügisese hanejahi käigus kütitakse rohkem noorlinde. Noored suur-laukhaned on välimuselt sarnased rabahanele ja seega võidakse neid ekslikult pidada rabahanedeks. See seletaks, miks on kütitud hanede hulgas registreeritud rohkem raba- kui suur-laukhanesid, kuigi Eestit läbiva rabahanede populatsiooni arvukus on palju väiksem kui suur-laukhanel. Teine põhjus on arvatavasti selles, et sügisrändel peatub Eestis vähem suur-laukhanesid kui kevadel.

⁴ <https://www.riigiteataja.ee/akt/125012019010>

⁵ <https://www.riigiteataja.ee/akt/123122014022>

Maakonniti kütitakse hanesid kõige rohkem Läänemaal. Varasematel aastatel oli teisel kohal reeglina Saaremaa, kuid alates aastast 2015 on hüppeliselt tõusnud kütitavate hanede arv pigem Ida- ja Lääne-Virumaal. Ka 2019. aastal kütiti hanesid kõige rohkem Lääne-Eestis ja Virumaal, valgepõsk-lagle kütitakse merega seotud maakondades. Sisemaal kütitakse enim rabahane, järgnevad suur-laukhani ja hallhani ⁶.



Joonis 1. Kütitud hanede ja laglede arv Eestis aastatel 2003–2019 (Veeroja & Männil 2019, Keskkonnaagentuur).

⁶ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/kuttimine>

3 METOODIKA

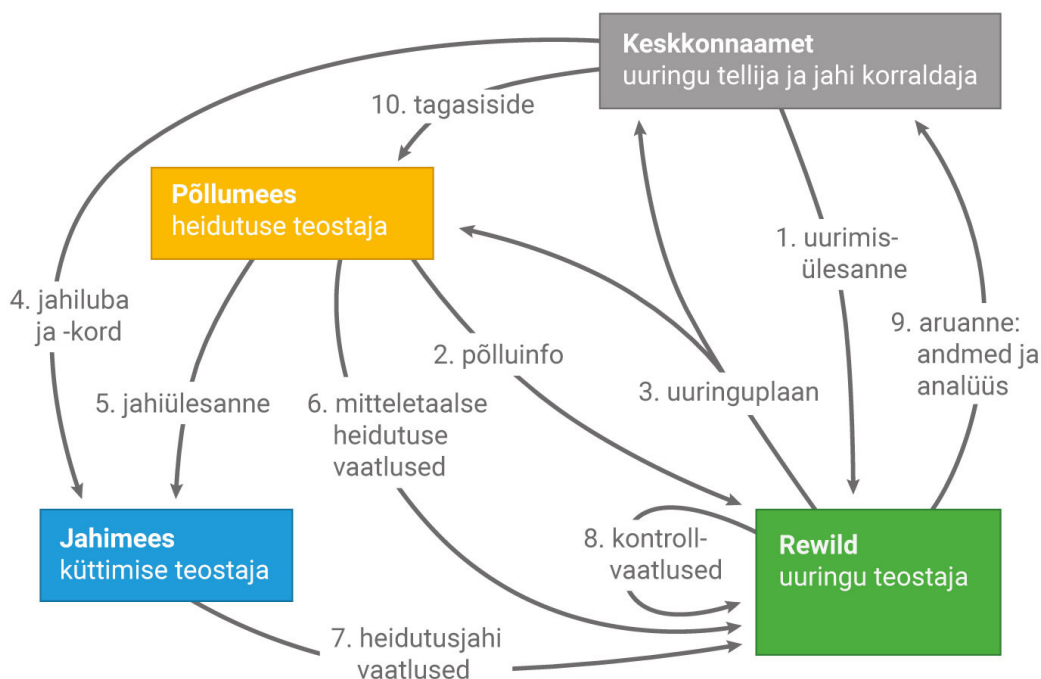
3.1 Uuringu osapooled ja nende roll

Käesolev hanede heidutusjahi uuring kätkes mitme erineva osapoole koostööd (joonis 2). Uuringu tellijaks ja lähteülesande koostajaks oli **Keskkonnaamet**, kes informeeris põllumehi enne uuringu algust ning koordineeris küttemisega seonduvat (jahiload jms). Uuringuperiood oli 15.03.–15.05.2020, mille jooksul oli lubatud heidutusjaht ning toimus andmete kogumine.

OÜ Rewild (uuringu läbiviija) töörühm koostas vastavalt lähteülesandele uuringuplaani ja valis esitatud põllumassiividest välja sobivad uuringualad. Korraldati andmete kogumine veebilehitsejas avaneva ankeetide abil. Uuringuperioodil teostasid kontrollvaatlejad katsealadel vaatlusi. Vaatlusperioodi lõppedes korrastati kogutud andmed ja teostati analüüs. Lisaks koostati kirjanduse ja teiste allikate põhjal ülevaade lindude hirmukäitumisest ning heidutuse ja küttemise mõjust hanedele (ptk 2).

Põllumehed esitasid põllumassiivid, millega sooviti uuringus osaleda. Uuringusse kaasatud aladel korraldasid nad mitteletaalset ja letaalset heidutust (vastavalt tsoneeringule, vt ptk 3.2) ning edastasid andmed uuringu läbivijale.

Jahimehed viisid läbi hanede küttemist vastavalt koostatud jahigraafikutele ja edastasid tehtud vaatluste ja kütitud hanede andmed uuringu läbivijale elektrooniliselt ja/või jahipäevikutena.



Joonis 2. Osapoolte seosed ja sündmuste jada hanede heidutusjahi uuringus.

3.2 Heidutusjahi piirkonnad ja tsoneering

3.2.1 Heidutusjahi tsoonid

Haneliste heidutusjahti kohtade valikul välistati heidutusjahi teostamine aladel, mis vastavad järgmistele tingimustele.

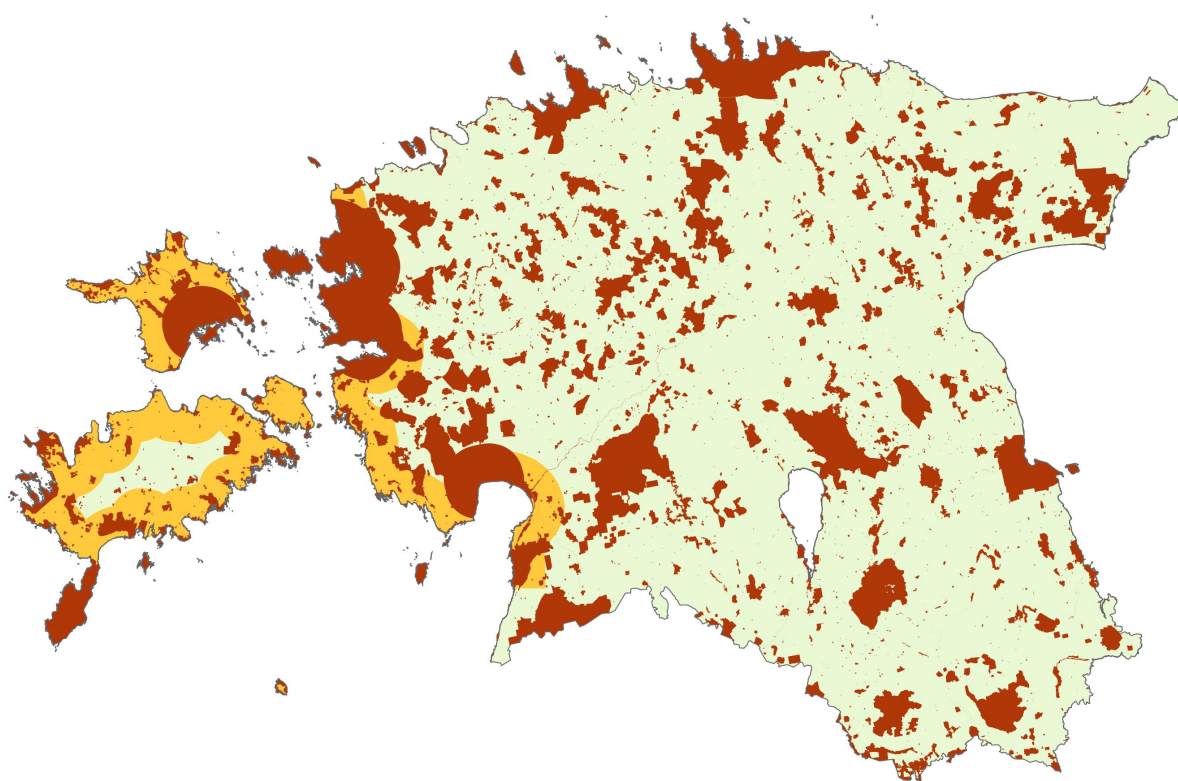
- Kaitsealad, nende hulgas: Natura 2000 kaitsealade võrgustiku linnualad ja loodusala, rahvusvahelise tähtsusega linnualad (Important Bird and Biodiversity Areas ehk IBA), looduskaitsealad, maastikukaitsealad, hoiualad ja rahvuspargid.
- Kõikide linnuliikide püsielupaigad.
- Teadaolevad väike-laukhane rände peatuspaigad.
- Jahimaadest välja jäävad alad (nt asulad).

Eeltoodud aladest väljaspool piiritletavatel uuringualadel lubati heidutusjahi teostamine vastavalt kehtivale seadusandlusele.

Et vältida ohustatud hanelise, eelkõige väike-laukhane, küttimist ning valgepõsk-lagle ja hallhane häirimist Eestis pesitsemise ajal, jagati uuringupiirkonnad kolmeks erinevaks tsooniks vastavalt väljastatavatele jahilubadele (joonis 3):

- **tsoon 1** – küttimise keelualad, kus oli lubatud vaid mitte-letaalne tavaheidutus ehk lindude peletamine mittesurmavate meetoditega;
- **tsoon 2** – osalise küttimispiiranguga alad, kus:
 - Eestis pesitseva hallhane küttimine oli keelatud,
 - Eestis pesitsusega hiljem alustava valgepõsk-lagle küttimine oli lubatud kuni 15. aprillini,
 - suur-laukhane ning tundra- ja taiga-rabahane küttimine oli lubatud kogu uuringuperioodi jooksul;
- **tsoon 3** – alad, kus oli lubatud suur-laukhane, hallhane, rabahanede, valgepõsk-lagle ja kanada lagle küttimine kogu uuringuperioodi jooksul vastavalt kehtestatud heidutusjahi üldkorrale.

Lubatud ei olnud teiste vähem arvukate haneliikide küttimine.



Joonis 3. Heidutusjahi tsoneering:

- punane – tsoon 1, küttimise keeluala;
- kollane – tsoon 2, osaline küttimispiirang;
- roheline – tsoon 3, heidutusjaht vastavalt üldkorrale.

3.2.2 Tsoneeringu asjaolud

Väike-laukhane leiualadel ei olnud küttimine lubatud (kuuluvad tsooni 1). Teadaolevalt on nendeks aladeks Noarootsi poolsaar ja Silma looduskaitseala Läänemaal, Käina ümbrus Hiiumaal, Vormsi saar, Haeska ümbrus Läänemaal ning Audru polder ja selle ümbrus Pärnumaal (allikad: EELIS, LVA, E-elurikkus, EOÜ ja linnueksperdid). Nende kohtade naabruses laiendati küttimiskeeldu u 10 km ulatuses. Heidutusjahi projekti teostamise käigus oldi valmis seadma operatiivselt täiendavaid jahikeelu alasid johtuvalt uuringuperioodi ajal teatavaks saavatele ja laekuvatele väike-laukhane vaatlustele.

Heidutusjahti piirati teadaolevates valgepõsk-lagle ja hallhane pesitsuspiirkondades alates nende pesitsusaja algusest (tsoon 2), hallhane puhul kogu uuringuperioodi jooksul ning valgepõsk-lagle puhul alates 15. aprillist. Nendeks piirkondadeks on teadaolevalt Lääne-Eesti rannik Häädemeestest kuni Dirhamini, sh Lääne-Eesti saarte rannik (allikas: Linnuatlas, Väinamere Natura2000 linnustiku inventuur 2017, linnueksperdid). Selles piirkonnas laiendati osalist küttimiskeeldu u 10 km ulatuses rannikust. Vaatluste käigus kirjeldati seal piirkonnas tihti paaridena toituvaid hallhanesid ning kord kohati ka tibudega pesakonda. Seega oli hallhane küttimise keelamine Lääne-Eestis igati põhjendatud.

3.3 Uuringualad

Põllumajandusettevõtete uuringusse pakutud põldudel piiritleti andmete kogumiseks uurimisalad. Üldjuhul kattusid uurimisalad Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Ameti (PRIA) põllumassiivide piiridega. Piiritletud uuringualade määratlemine oli vajalik kogutavate andmete positsioneerimiseks, sh: sama koha korduvvaatluste tuvastamiseks ning andmete seostamiseks põllu omaduste (nt põllukultuur) ja ümbritseva maastiku tunnustega jms.

Lisaks põldudele piiritleti uuringualad kohtades, kus haned saavad rändepeatuse teha loomulikul viisil ilma häiringuta (heidutusega) – nn võrdlusalad.

Seega on uuringualadeks:

1. heidutusjahi ja tavaheidutusega uuringupõllud;
2. heidutusega võrdlusalad, enamuses rohumaad (poldrid, luhad, karjamaad, jm looduslikud rohumaad, aga ka mõned heinakultuuriga alad), mis asuvad uurimispiirkonnas paiknevatest uuringupõldudest, eelistatult u 10 km raadiuses.

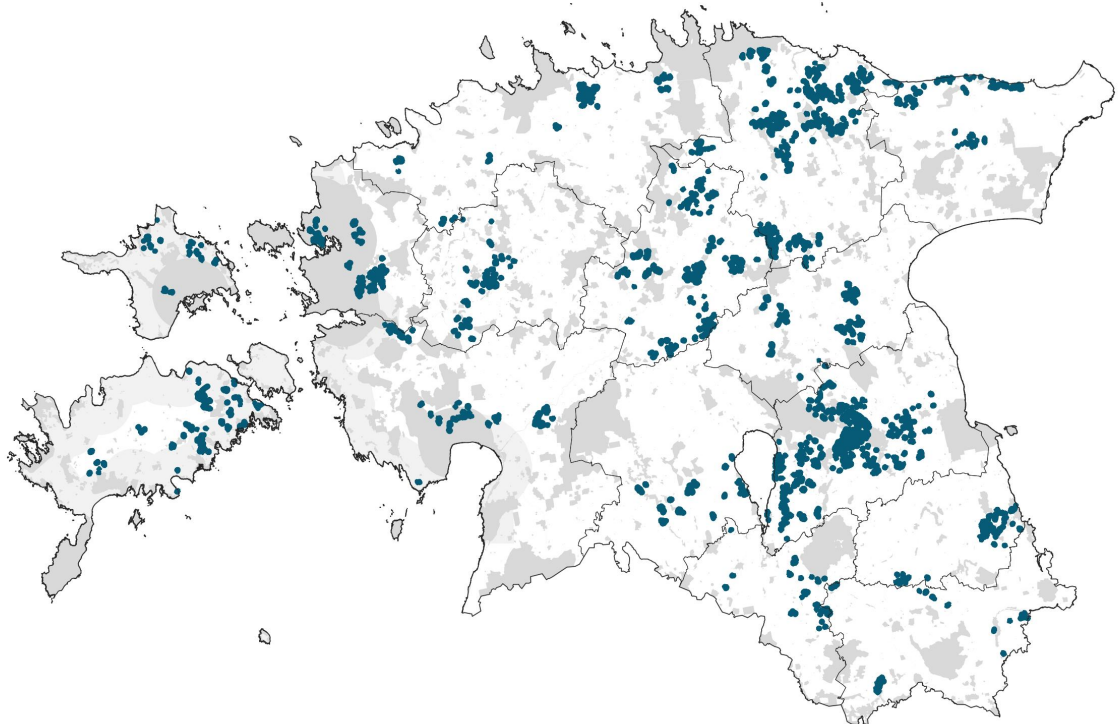
3.3.1 Uuringupõllud

Uuringusse sobivad põllud valiti välja uuringus osalemisest huvitunud põllumajandusettevõtete pakutud põllumaadest (joonis 4). Uuringus osalemiseks sobisid kõik põllukultuurid, millel võivad esineda hanekahjustused. Uuringualadeks sobisid põllud, kus olid täidetud eelmises peatükis toodud reeglid ning mis vastasid lisaks järgmistele tingimustele:

- kasvava põllukultuuri olemasolu;
- varasem hanekahju olemasolu või selged eeldused hanekahjude tekkimiseks.

Uuringusse registreerus 157 põllumajandustootjat. Kokku registreeriti uuringusse 2 300 põllumassiivi kogupindalaga 40 650 ha, neist 1. tsoonis (täielik jahikeeld) 205 põllumassiivi, 2. tsoonis (osaline küttemispiirang) 169 põllumassiivi ja 3. tsoonis 1 926 põllumassiivi.

Harju maakond	108 põllumassiivi	1 681 ha
Hiiu maakond	64 põllumassiivi	441 ha
Ida-Viru maakond	140 põllumassiivi	1 468 ha
Jõgeva maakond	78 põllumassiivi	2 290 ha
Järva maakond	201 põllumassiivi	5 063 ha
Lääne maakond	116 põllumassiivi	1 788 ha
Lääne-Viru maakond	457 põllumassiivi	9 022 ha
Põlva maakond	111 põllumassiivi	1 216 ha
Pärnu maakond	102 põllumassiivi	1 791 ha
Rapla maakond	89 põllumassiivi	1 112 ha
Saare maakond	151 põllumassiivi	1 814 ha
Tartu maakond	523 põllumassiivi	10 519 ha
Valga maakond	66 põllumassiivi	613 ha
Viljandi maakond	39 põllumassiivi	1 376 ha
Võru maakond	55 põllumassiivi	456 ha



Joonis 4. Uuringusse pakutud põldude (märgitud sinisega) paiknemine, hallitsoonidega on märgitud heidutusjahi tsooneering (vt joonis 3).

3.3.2 Võrdlusalad

Uuringusse sobivateks võrdlusaladeks valiti looduslikud rohumaad või muud lagedad alad, mis võivad hanedele olla rändepeatuseks sobivad (allikad: EELISe niitude kiht, PRIA püsirohumaad, ETAK rohumaad ja muu lage ala, PKÜ andmed poollooduslike koosluste kohta, põllumeeste soovitatud alad) ning kus ei teostatud hanede heidutust rändeperioodil. Võrdlusalade kaugus lähimast uuringupõllust oli alati vähem kui 3,5 km. Eelistatult kaasati uuringusse karjatatavad või muul moel iga-aastaselt hooldatavad looduslikud rohumaad. Uuringurohumaadena määratletud alade pindala oli kuni 100 ha (ka juhul, kui tegelik rohumaad või põllumassiivi suurus on suurem). Uuringus oli 74 võrdlusala kogupindalaga 1 580 ha.

3.4 Uuringus osalemine

Uuringu andmete kogumine kestis 15. märtsist kuni 15. maini 2020. aastal. Põllumajandus- tootjatel, kelle uuringusse pakutud põllud vastasid uuringupõldudele seatud tingimustele, oli lubatud uuringupõldudel kasutada vabalt valitud legaalseid heidutusmeetodeid, mis vastasid uuringualade tsoneeringu tingimustele. Kogu uuringu vältel oli vastavasse tsoneeringusse kuuluvatel uuringupõldudel (tsoon 2 ja 3) lubatud letaalne heidutus, kuid uuringus sai osaleda ka siis, kui polnud soovi või võimalust letaalset heidutust kasutada. Uuringu käigus võis heidutusmeetodeid igapäevaselt varieerida vastavalt oma soovile, kuid kasutatud meetodid tuli ankeedis ära märkida. Uuringus võis osaleda ja hanevaatlusi edastada ka siis, kui polnud huvi või võimalust teostada mitteletaalset heidutust või heidutusjahti.

3.5 Andmete kogumine

3.5.1 Põlluinfo

Vaatlejad (põllumehed) täitsid igapäevaselt veebis andmete kogumise ankeedi, kuhu pandi kirja, kas sel päeval kontrolliti hanede olemasolu põldudel või mitte (vt Põllumehe päeva heidutusaruanne, lisad 1 ja 2). Kui uuringus osalevaid põlde käidi kontrollimas, siis registreeriti, millistel põldudel hanesid kohati ning kas teostati ka heidutust. Samuti märgiti milliseid heidutusmeetodeid kasutati.

3.5.2 Jahiinfo

Heidutusjahi puhul (jahimehed) täideti veebis eraldi ankeet iga jahikorra kohta, sh vastati küsimustele küttimeetodi, kasutatud relva, kütitud hane või lagle liigi kohta (Jahimehe ankeet, lisad 1 ja 2). Heidutusjahi ankeetide juurde kuuluvana tehti fotod kütitud lindudest ning edastati fotod samal päeval uuringu läbiviijale e-kirjaga.

Jahimeestel oli võimalus osaleda laiemalt kasutatava teadusliku informatsiooni kogumisel, kuid see ei olnud kohustuslik. Sellisel juhul kaaluti ja mõõdeti kütitud linnud vastavalt juhisele ning edastati informatsioon uuringu teostajale. Uuringu teostaja kasutab kogutud infot või edastab info teaduslikel eesmärkidel kasutamiseks eriala teadlastele.

3.5.3 Põllu- ja jahimeeste küsitlus

Uuringuperioodi lõpus said uuringus osalenud põllu- ja jahimehed vastata küsitlusele (lisa 2), mis sisaldas küsimusi heidutamise, hanekahjude, heidutusjahi ja uuringu korralduse kohta.

3.6 Heidutuse teostamine

3.6.1 Mitteletaalne ehk tavaheidutus

Tavaheidutus ehk mitteleaalne heidutus, st lindude peletamine mittesurmaval moel toimus inimese kohaloluga või kohaloluta põllupidaja valitud legaalsel meetodil. Üks kord päevas täideti ankeet põldude kontrollimise, hanede kohalolu ja teostatud heidutuse kohta ning edastati see uuringu teostajale.

3.6.2 Heidutusjaht

Heidutusjahti ehk letaalset heidutust võis teostada päikesetõusust päikeseloojanguni perioodil 15.03.–15.05.2020 vastavalt hanede esinemisele neil uuringualadel, kus oli lubatud heidutusjaht (vt tsoneering, ptk 3.2). Jahipidamiseks andis väikeuluki jahiloo jahipiirkonna kasutaja (jahiselts). Jahipidamise aluseks väljaspool hanelistele ette nähtud jahiaega andis korralduse Keskkonnaamet. Heidutusjahi pidamise korraldas maaomanik, rendimaa korral rentnik (maaomaniku loal). Heidutusjahti teostav jahimees ei pidanud kuuluma kohalikku jahiseltsi. Sellisel juhul väljastas jahiselts jahimehele eraldi jahiloo.

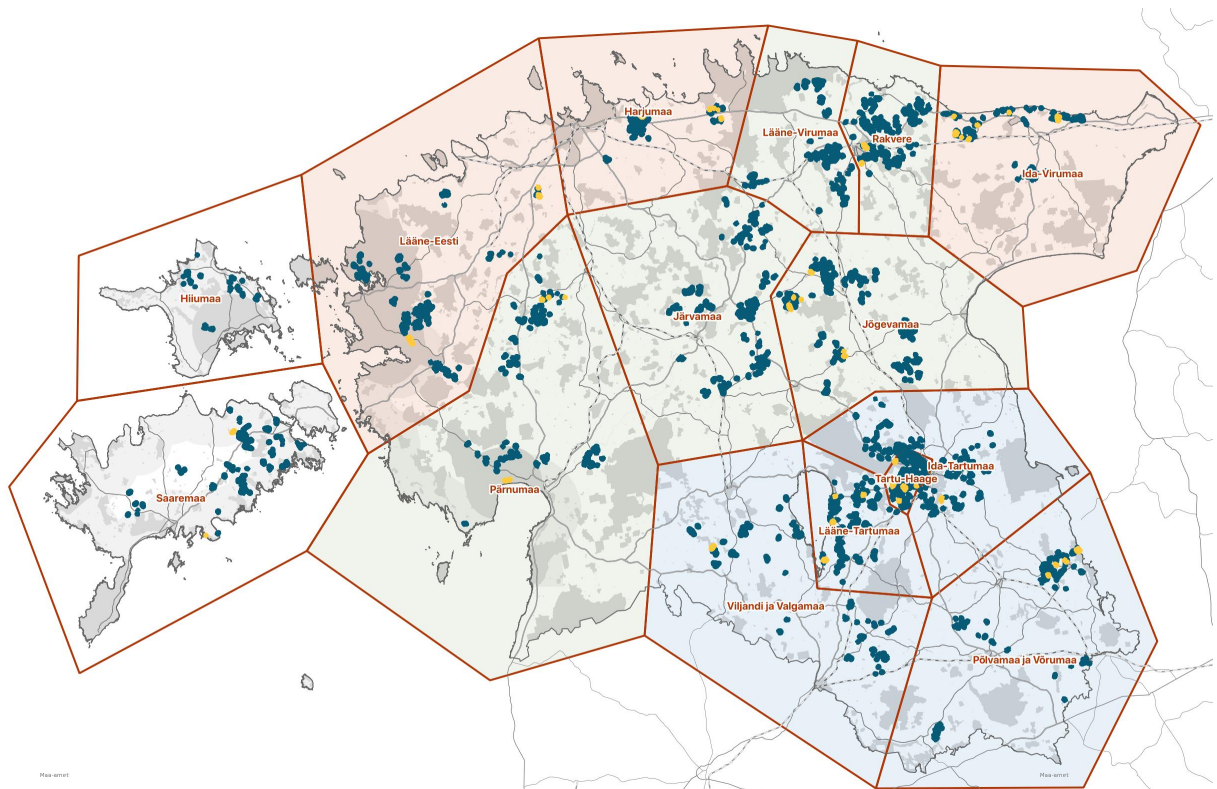
Heidutusjahina oli lubatud varitsus- ja hiilimisjaht. Jahirelvana oli lubatud kasutada ilma summutita sileraudset jahipüssi või vintraudset jahipüssi (hanede peletuseks on oluline vali pauk). Kütitud hanesid põllule jätta ei tohtinud. Heidutamiseks võis küttida ühe linna parve kohta (erandjuhtudel kuni 2 lindu), ühel uuringupõllul (PRIA põllumassiivilt) maksimaalselt 10 lindu ööpäevas, kuid mitte rohkem kui 50 lindu uuringupõllu (PRIA põllumassiivi) kohta kogu uuringuperioodi jooksul (15.03.–15.05.2020). Ühel põllul võis korraga heidutusjahti pidada üks jahimees.

Jahimehed pidasid jahipäevikut, kuhu märgiti enne heidutusjahi algust kuupäev, kellaaeg ja põllu number (PRIA põllumassiivi kood). Iga heidutuskorra ja põllu kohta tehti päevikusse

eraldi märgi eraldi real. Heidutuse lõpus märgiti päevikusse kütitud isendite liik ja arv ning kasutatud relva tüüp. See oli vajalik, et kõik jahid oleks registreeritud ja lihtsamini kontrollitavad. Iga heidutusjahi korra järel täideti veebis eraldi andmete kogumise ankeet (Jahimehe ankeet), kuhu kanti ka jahipäevikusse jäädvustatud info. Kütitud lindudest tehti fotod ning edastati küttimispäeval liigi määrangu kontrollimiseks uuringu teostajale e-kirjaga.

3.7 Kontrollvaatlused

Kontrollvaatlused korraldas ja viis läbi uuringu teostaja (OÜ Rewild). Kontrollvaatluste teostamiseks jagati uuringualad 15 välitöö piirkonna vahel (joonis 5). Vaatlusi teostati juhuslikult valitud uuringupõldudel ja kõigil võrdlusaladel ning uuringualasid ümbritsevais maastikes. Johtuvalt uuringuga samaaegselt olnud riiklikust eriolukorrast seoses COVID-19 kroonviiruse pandeemiaga oli keelatud Saaremaale ja Hiiumaale reisimine. Seetõttu neis piirkondades kontrollvaatlusi ei teostatud. Kontrollvaatluste käigus vaadeldi hanede arvukust ja käitumist ning teostati tropiloendus. Eesmärk oli kirjeldada hanede arvukust erinevates maastikes, hanede sagedust erinevatel põldudel, reaktsiooni heidutusele ning lindude kartlikkust.



Joonis 5. Välitöö piirkonnad, mille alusel tagati kontrollvaatluste ühtlane jaotumine üle Mandri-Eesti ning uuringu perioodi jooksul. Igat Mandri-Eesti välitöö piirkonda külastati 4 korda. Saaremaal ja Hiiumaal ei tehtud vaatlusi seoses COVID-19 kroonviiruse puhanguga seotud riikliku eriolukorraga.

3.7.1 Hanede arvukus maastikes

Hanede piirkondliku arvukuse ja maastikukasutuse kirjeldamiseks läbiti üle Eesti haneloenduse transektid. Transektid paiknesid sõiduteedel, sh väikesed põlluvaheteed, ning need läbiti sõidukiga rahulikus tempos liikudes. Registreeriti läbitud marsruut ning umbes 0,5 km raadiuses kohatud maas olevate või möödumise ajal maanduvate haneparvede asupaigad, hanede liigid ja parvede suurused. Võimalusel määrati tegelik põllukultuuri või kõlviku tüüp, millel haned viibisid, sh: tali-teravili; suvi-teravili; taliraps; mais; kaunvili (hernes, uba jms); äestatud, randaalitud, rullitud vms taimkatteta põld (nn must maa), kuhu võib olla külvatud, kuid ei pruugi olla; küntud põld, kuhu ei ole veel külvatud; kõrrepõld, millel on möödunud aasta lõikusest jäänud kõrre rootsud; heinakultuur; ristik, lutsern vms; loodusliku murukamaraga rohumaad; karjamaa; muu kõlvik või maakate. Samas kohas võidi registreerida mitu põllukultuuri või kõlviku tüüpi vastavalt reaalsele maakattele, haneparve viibimise kohas.

3.7.2 Hanede käitumine ja kartlikkus

Haneloenduse transektide läbimisel kohatud haneparvedele tehti hanede kartlikkuse katse. Selleks peatati vaatlussõiduk ning uurija liikus jalgsi sirgjooneliselt hanede poole. Vaadeldi hanede käitumismustrit (ärevus, toitumine, puhkamine jm) ja registreeriti lendumineku kaugus (põgenemiskaugus) lähenevast inimesest, või sõidukist juhul, kui haned tõusid lendu enne uurija väljumist sõidukist.

3.7.3 Hanede põllukasutuse intensiivsus

Haneküllastuste intensiivsuse määramiseks uuringupõldudel ja võrdlusaladel teostati hanetroppide (väljaheidete) loendamine. Tropiloendus on standardne meetod pikema aja jooksul vaatluskohas viibinud hanede arvukuse indeksi määramiseks. Kõigil võrdlusaladel ning osadel eelnevalt juhuvalitud uuringupõldudel loendati hanetroppide arv kuni viies hajutatult paiknevas 4 m² ringis (joonis 6). Tropiloenduskohad paigutati põldudele juhuslikult nii, et nende vahemaa oleks vähemalt 100 m. Igat tropiloenduse kohta külastati vaid üks kord. Võrdlusalasid külastati tropiloenduse käigus korduvalt, kuid igal korral olid konkreetsed loenduskohad uurimisala piires erinevates kohtades. Igas tropiloenduse kohas määrati tegelik põllukultuuri või kõlviku tüüp samuti, kui hanevaatluste kohtades (vt ptk 3.7.1)

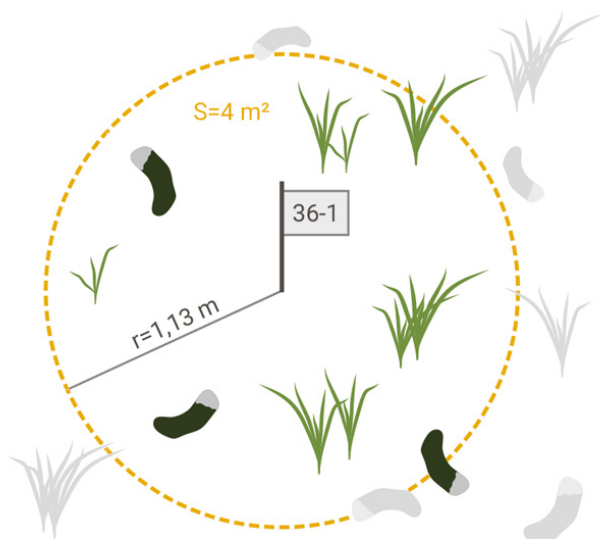
Tropiloenduskohtade arv põllu kohta leiti vastavalt reeglile:

- 5 kohta, kui põllumassiivi pindala > 50 ha,
- 4 kohta, kui põllumassiivi pindala 10–50 ha,
- 3 kohta, kui põllumassiivi pindala < 10 ha,
- 1–2 kohta, kui põllumassiiv on nii väike, et 100 m vahega ei mahu rohkem kohti ära.

Tropiloenduskohad leiti käsi-GPS seadmega, kohas suruti vaatluse ajaks maasse vai ning mõõdeti ringikujuliselt pindala 1,13 m pikkuse vaia külge kinnitatud paelaga. Tangentsiaalselt liikudes loendati kõik hanetropid, mis on vaatlusringi keskkohale (vaiale) lähemal, kui 1,13 m. Tropiloenduse kohtasid püsivalt maha ei märgitud, kuid salvestati kõigi kohtade täpne asupaik (koordinaadid).

Igast välitööpiirkonnast valiti iga välitöö korra kohta juhuslikult 8 põldu ja kuni 4 rohumaad. Kontrollvaatlusi teostati uuringuperioodi vältel igas piirkonnas neli korda.

1. välitöö ring: 30. märts – 10. aprill;
2. välitöö ring: 11. aprill – 22. aprill;
3. välitöö ring: 23. aprill – 4. mai;
4. välitöö ring: 5. mai – 16. mai.



Joonis 6. Tropiloenduse vaatlusringi mõõtmise ja tropiloenduse põhimõtte skeem ja loenduse teostamise näide. Tumehalliga tähistatud tropid on loetud 4 m² ringi sisse, helehalliga märgitud sellest välja.

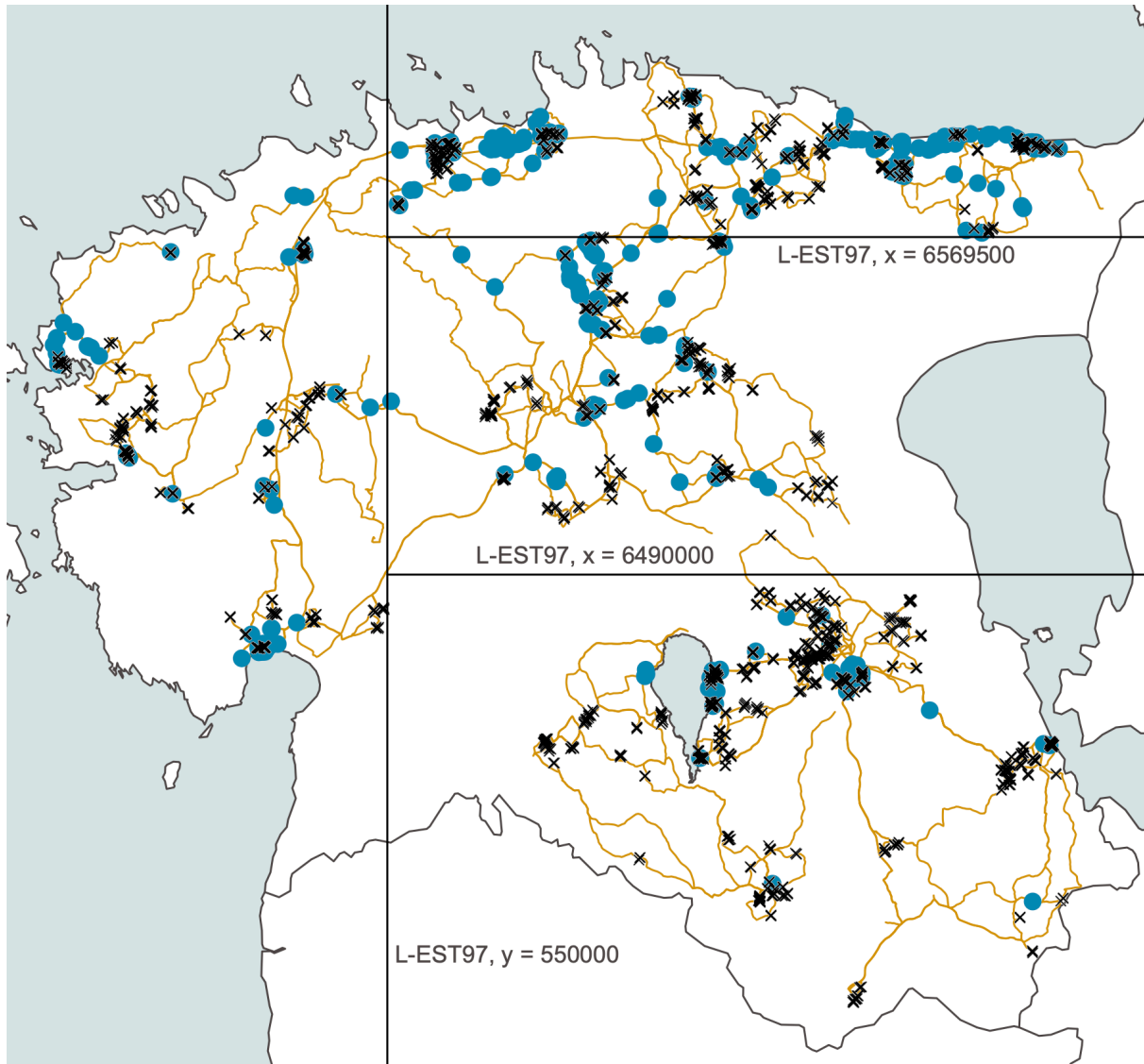
3.8 Andmeanalüüs

Andmete analüüsimiseks ning uuritud tunnuste vaheliste seoste kirjeldamiseks ja testimiseks kasutati üldistatud aditiivseid mudeleid (GAM – *Generalized Additive Models*). Seose funktsioonidena kasutati kvaasi-poissoni jaotuseid loendatud väärtuste korral (nt hanede arv, tropiloendus, kaugus meetrites). Statistiliste mudelite ülesobitamise vältimiseks mitte-lineaarsete seoste korral lubati pidevat tüüpi tunnustele mudelis maksimaalselt kolm käänukohta. Lihtsamate seoste uurimiseks kasutati parameetrilist T-testi ning Pearsoni korrelatsiooni. Seoste analüüsimisel kasutati 5% usaldusnivood. Juhul, kui andmed olid tugevalt ebasümmeetrilise jaotusega (loendusandmed) või kahe piirväärtusega (osakaal, 0–1) ning analüüsi meetod eeldas sümmeetrilist (normaal-) jaotust, kasutati eelduse täitmiseks vastavalt logaritm-teisendust või logistilist teisendust.

Ruumilise autokorrelatsiooni modelleerimiseks ning hanede arvu ja troppide arvu interpoleerimiseks vaatluskohtade vahelistele aladele kasutati Krigingu meetodil liikuva aknaga väärtuste keskmistamist. Ruumilise autokorrelatsiooni modelleerimiseks ning sellele vastavate libiseva akna omaduste (nt ulatus) määramiseks teostati variogrammi analüüs. Tunnuste interpoleerimisel tulemuseks saadud kahe omavahel seotud tunnuse (hanede ja troppide arv) ruumilise jaotuse mudelitest ühe komposiitmudeli loomiseks kasutati peakomponent analüüsi. Saadud esimese peakomponendi kuvamisel saadi hanerohkuse indekskaart.

Andmeanalüüsiks kasutati lisaks standardpakettidele programmi R eripakette "mgcv" (Wood 2017) ja "gstat" (Gräler jt 2016).

Eri piirkondi võrdlevates analüüsides jagati uurimisala (Mandri-Eesti) neljaks osaks: Lääne-Eesti, Põhja-Eesti, Kesk-Eesti ja Lõuna-Eesti. Piirkonnad piiritleti vastavalt L-EST97 süsteemi koordinaatidele y (lääne-ida telg) = 550 555 m ning x (lõuna-põhja telg) = 6 490 000 m ja 6 569 500 m (joonis 7). Läbitud teekonnad hanede kontrollvaatluste transektidel jagati 500 m pikkusteks lõikudeks. Kui lõigu ulatuses ühtegi hanevaatlust ei tehtud, arvestati selles kohas (lõigu keskpunktis) vaadeldud hanede arvuks 0.



Joonis 7. Analüüsis kasutatud Mandri-Eesti piirkondade jaotus: 1) Lääne-Eesti vastab välitöö piirkondadele "Lääne-Eesti ja Pärnumaa"; 2) Põhja-Eesti vastab välitöö piirkondadele "Harjumaa", "Lääne-Virumaa", "Rakvere" ja "Ida-Virumaa"; 3) Kesk-Eesti vastab välitöö piirkondadele "Järvamaa" ja "Jõgevamaa"; 4) Lõuna-Eesti vastab välitöö piirkondadele "Viljandi ja Valgamaa", "Lääne-Tartumaa", "Tartu-Haage", "Ida-Tartumaa" ning "Põlva ja Võrumaa" (vt joonis 5). Siniste täppidega on tähistatud kontrollvaatlustel kohatud haneparved, kollased jooned tähistavad läbitud hanevaatlustransekte, mustade ristidega on märgitud tropiloenduse kohad.

4 TULEMUSED

4.1 Andmete laekumine

Põlluvaatlusi ja jahiandmeid koguti veebilehitsejas avaneva ankeedi abil. Põllu- ja jahiandmete kogumises osales 175 isikut (põllumajandustootjad ja jahimehed). Registreeritud 157-st põllumajandusettevõttest osales andmete kogumises, st edastas vähemalt ühe põlluvaatluse ankeedi 103 (66%). Põllumajandusettevõtetest 45 (29%) esitas andmeid vähemalt 30 päeva kohta (st pooled uuringupäevad) ning 5 (3%) esitas andmeid kogu uuringuperioodi kõigi päevade kohta. Paistis silma, et paljud eelmise aasta (2019) hanedes heidutusjahi piloot-uuringus (Remm jt 2019) osalenud ettevõtted esitasid andmeid väga korralikult. Lisaks veebilehitsejas täidetavale jahiandmete ankeetidele laekus osa jahiandmetest paberil täidetud jahipäevikutena.

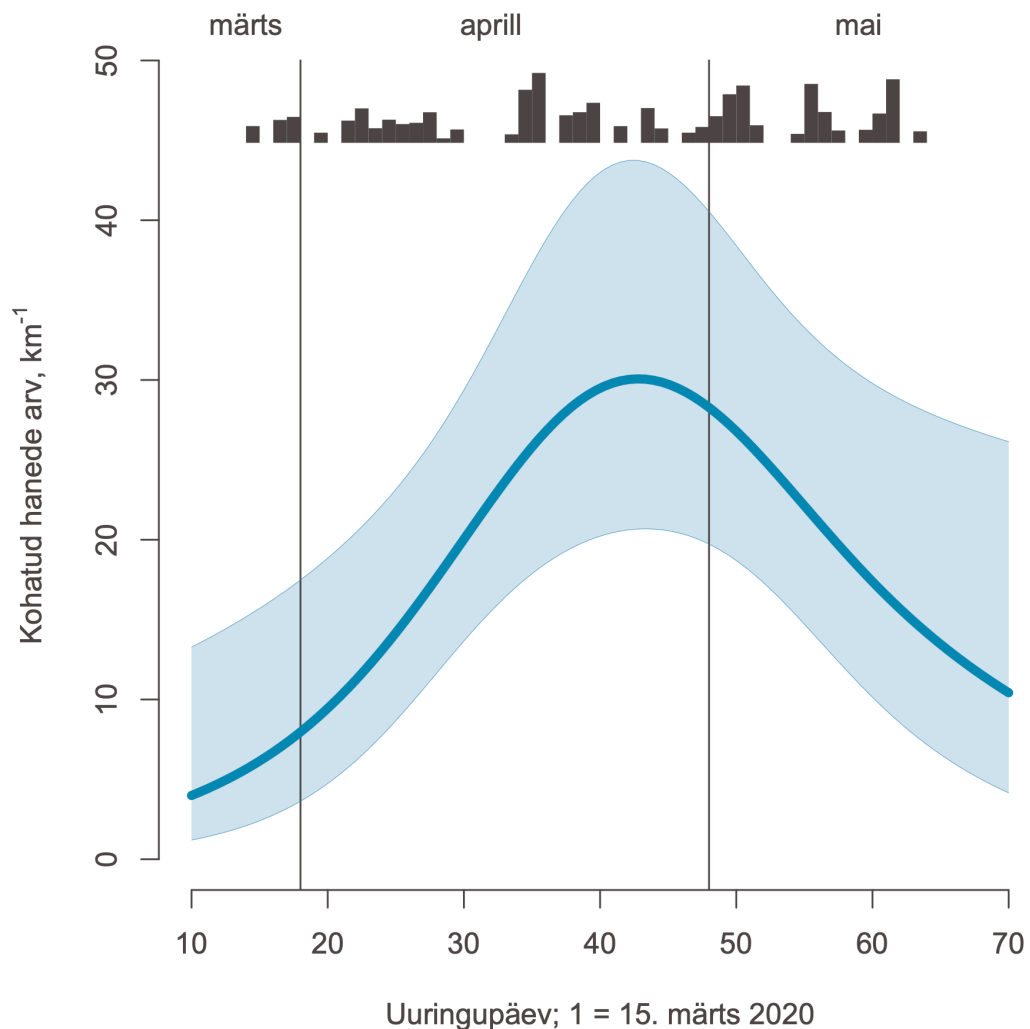
Kontrollvaatlajaid oli kokku 5, kes kogusid hanevaatlus- ning tropiloendusandmeid 36 päeval ajavahemikul 28.03.–16.05.2020.

→ Põllumeeste päeva ankeedid	2 992 tk
Üksikud põlluvaatluse ankeedid	31 894 tk
→ Jahikorra ankeedid ja/või jahipäevikud	873 tk
→ Kontrollvaatlustel läbitud teekond	11 237 km
Hanevaatluste arv	434 parve, omaette olnud lindu või paari
Tropiloenduse kohad	2 096 loendusringi (à 4 m ²)

4.2 Hanede kohalolu ja arvukus

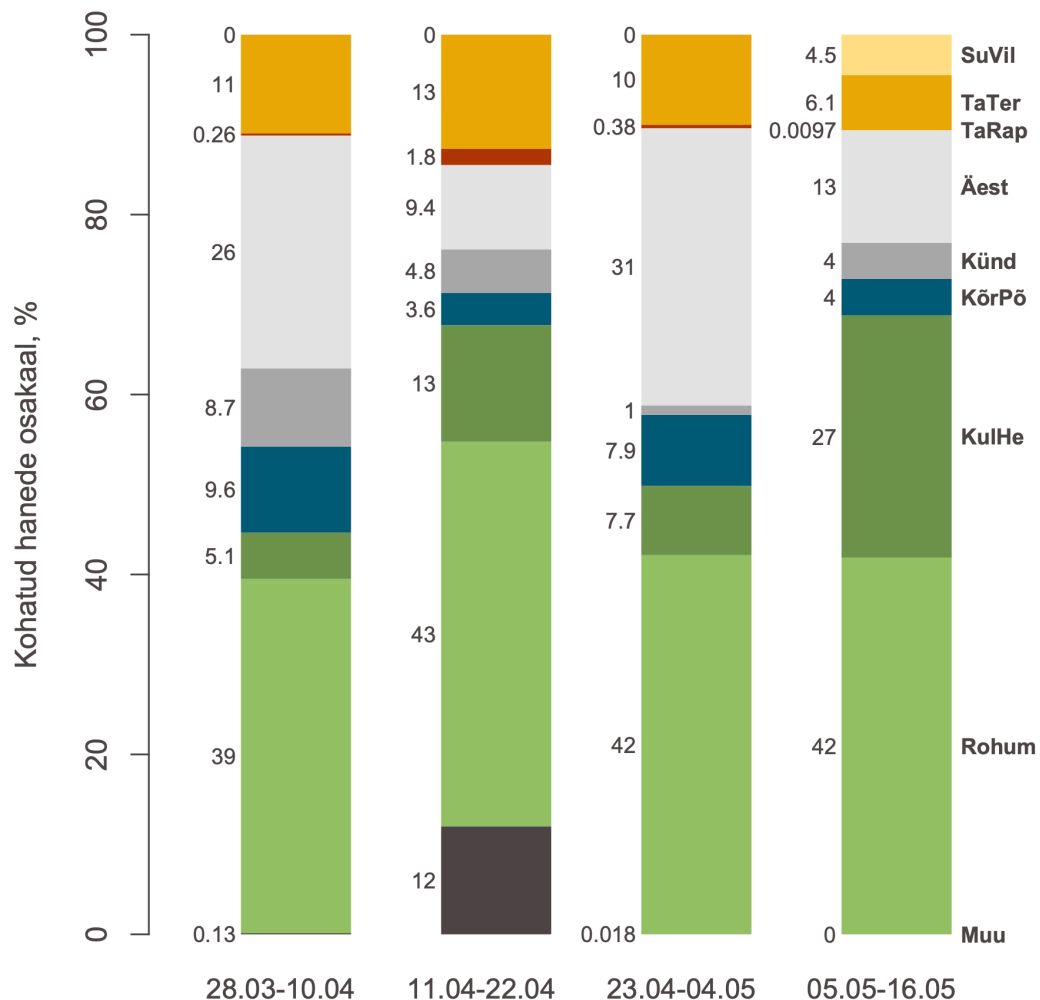
4.2.1 Hanede esinemine uuringuperioodi jooksul

Uuringule eelnenud talv oli erakordselt soe ja arvatavasti seetõttu olid esimesed haned Eestis kohal juba märtsi algul. Põhimass saabus siiski tavapäraselt aprillis ja kõrghetk oli aprilli viimasel dekaadil (joonis 8). Suurem osa hanesid lahkus 15. maiks. Seega kattis uuringuperiood enamiku ajast, kui haned Eestis pikemaid rändepeatusi tegid. Kokku vaadeldi kontrollvaatluste käigus hanesid 434 korda ja loendati 246 091 isendit (sh korduvvaatlused).



Joonis 8. Kontrollvaatluste käigus kohatud hanede arvukuse jaotus uuringuperioodi vältel. Hanede esinemises ja arvukuses on selge dünaamika (GAM: edf = 1,97, F = 4,5, p = 0,012). Tumedad tulbad joonise ülaservas näitavad valimi (läbitud hanevaatlustransektide pikkus) jaotust uuringuperioodi jooksul. Uuringuperioodi esimene päev on 15. märts 2020, hanede kontrollvaatlusi teostati ajavahes 28. märts kuni 16. mai (vastavalt uuringupäevad 14–63).

Eri põllukultuuride ja kõlvikutüüpidel kohatud hanede osakaal uuringuperioodi jooksul palju ei muutunud. Tärnanud viljaga põldudel, sh tali-teravili, taliraps ja erinevad suviviljad (teravili, hernes, uba jms) kohati kõigil neljal välitööringil u 10–15% hanedest (joonised 9 ja 10). Tuleb arvestada, et mõnedel kõrrepõldudel võis olla tehtud otsekülv, kuid selliste põldude osakaal on vaatlajate hinnangus pigem madal ning vestlustest põllumeestega selgus, et paljudel juhtudel ei peeta probleemiks, kui haned viibivad kõrrepõldudel. Erinevatel kultuur- ja looduslikel rohumaadel ja karjamaadel kohati keskmiselt > 50% hanedest.



Joonis 9. Vaadeldud hanede arvu protsentuaalne jaotus eri põllukultuuridel ja kõlvikutel neljal välitööperioodil; registreeriti vaid maas olevad linnud. Igal perioodil kaeti vaatlustega võrdselt kogu uurimisala (Mandri-Eesti). Põllukultuurid ja kõlvikutüübid vastavalt: "SuVil" (helekollane) – erinevad suviviljad, sh suvi-teravili, hernes, uba jms; "TaTer" (tumekollane) – tali-teravili; "TaRap" (punane) – taliraps; "Äest" (helehall) – äestatud, randaalitud, rullitud vms taimkatteta põld (nn must maa), kuhu võib olla külvatud, kuid ei pruugi olla; "Künd" (tumehall) – küntud, taimkatteta põld (nn must maa), kuhu ei ole veel külvatud; KõrPõ (sinine) – kõrrepõld; "KulHe" (tumeroheline) – heinakultuur, ristik, lutsern vms; "Rohum" (heleroheline) – erinevad loodusliku murukamaraga rohumaad ja karjamaad; "Muu" (must) – eelnevatesse tüüpidesse liigitamata ala, valdavalt veekogud, aga ka muud mitte põllualad. Väärtused tulpade kõrval vasakul näitavad loendatud hanede arvu protsentuaalset osakaalu vastaval põllukultuuril või kõlviku tüübil. Samas kohas võidi registreerida mitu põllukultuuri või kõlviku tüüpi vastavalt tegelikule olukorrale. Sellisel juhul jagati hanede arv registreeritud tüüpide vahel võrdselt.



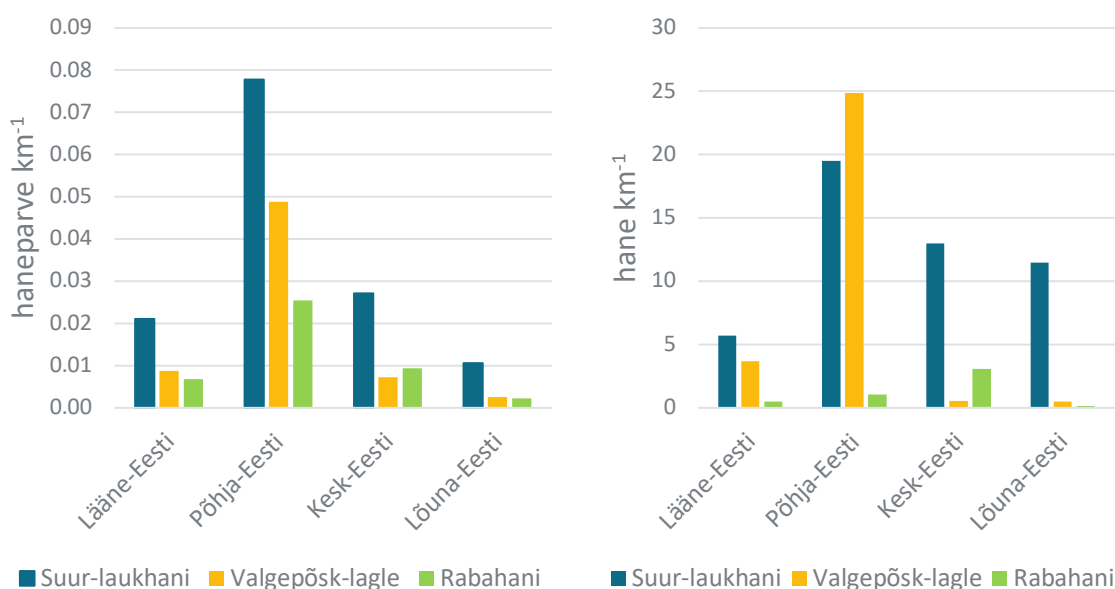
Joonis 10. Hanede kahjustatud tali-teravilja oras (ülal) ja taliraps (all). Fotod: Jaanus Remm, 17.04.2020.

4.2.2 Hanede jaotus piirkonniti

Uuringuperioodi jooksul kohati kõige rohkem suur-laukhanesid, arvukuselt järgnesid valgepõsk-lagled ja rabahaned (tabel 1, joonis 11). Suur-laukhanesid esines kõikjal ja kogu uuringuperioodi vältel. Lääne-Eestis oli suur-laukhanede arvukus suhteliselt madal võrreldes teiste piirkondadega. Valgepõsk-lagleda vaatlused olid pigem seotud rannikualadega, eriti arvukalt oli neid põhjarannikul alates aprilli teisest poolest. Rabahanesid kohati kõige arvukamalt Kesk-Eestis. Registreeriti ka mõned hallhaned ja kanada lagled. Hallhaned esinesid ainult Läänemaal ja tegu oli ilmselgelt kohalike pesitsejatega. Enamasti kohati neid paarikaupa ja ühel korral nähti ka viie tibuiga hallhane pere (joonis 13).

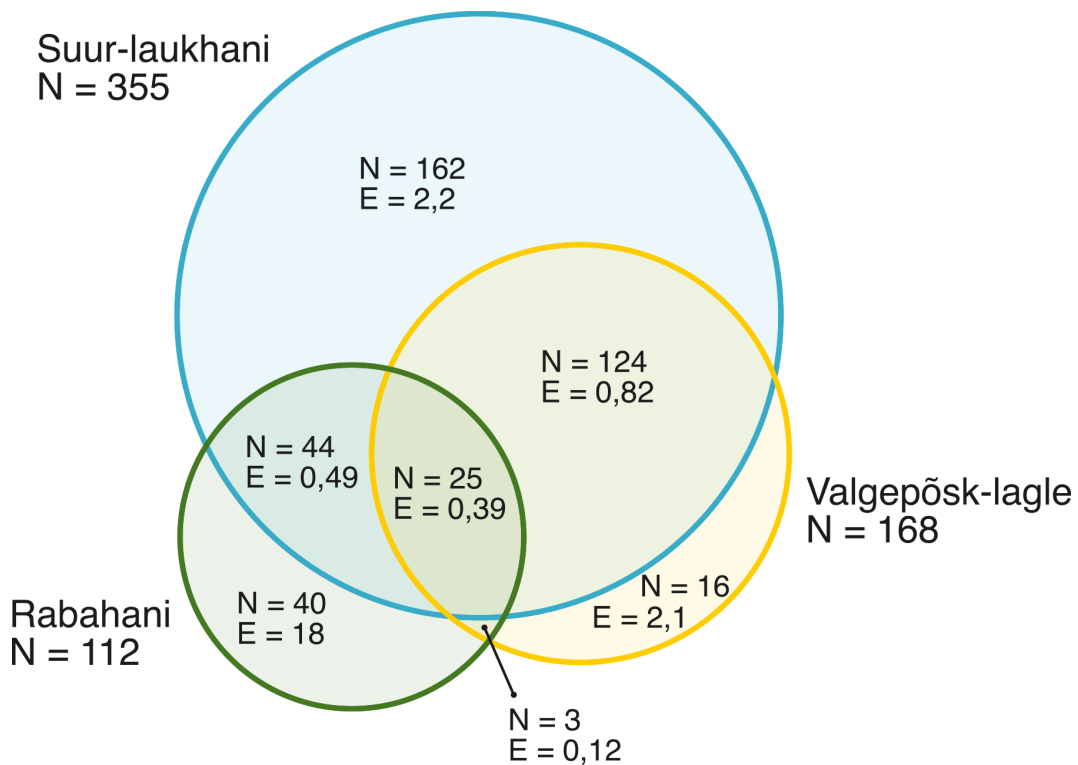
Tabel 1. Hane- ja lagleliikide esinemine kontrollvaatluste hulgas. Vastavalt vaatluste (parvede) arv vasakul ja vaadeldud isendite koguarv paremal.

	Lääne-Eesti		Põhja-Eesti		Kesk-Eesti		Lõuna-Eesti		Kokku	
Suur-laukhani	46	12 506	186	46 741	86	41 286	37	39 956	355	140 489
Valgepõsk-lagle	19	8 052	117	59 555	23	1 796	9	1 666	168	71 069
Rabahani	15	1 059	61	2 554	30	9 806	8	448	114	13 867
Hallhani	7	24	0	0	0	0	0	0	7	24
Kanada lagle	2	8	1	2	0	0	1	2	4	12



Joonis 11. Hanevaatluste ja hanede arvukuse jaotus piirkonniti läbitud vaatlusteevõrgu pikkuse suhtes.

Rabahaned olid pigem omaette parvedena või koos suur-laukhanedega. Ainult koos valgepõsk-lagledega kohati rabahanesid kolmel korral, mis on 9 korda harvem, kui võiks eeldada juhuslikust jaotusest (joonis 12); seega kujutab valgepõsk-laglele heidutusjaht suhteliselt väikest ohtu ohustatud taiga-rabahanele. Juhul kui valgepõsk-lagled on koos suur-laukhanedega, siis esineb neis parvedes rabahanesid (st kõik kolm liiki korraga) 2,6 korda harvem, kui võiks eeldada juhuslikust jaotusest. Vaid koos suur-laukhanedega kohati rabahanesid sagedamini, kuid siiski 2 korda harvem, kui võiks eeldada juhujaotusest. Päris omapead, ilma teiste liikideta kohati rabahanesid 40 korral, mis on 18 korda sagedasem, kui võiks eeldada juhujaotuse korral. Kuigi eraldi, olid vaadeldud rabahanede parved sageli siiski suur-laukhane ja valgepõsk-lagle parvede läheduses.



Joonis 12. Kolme enimkohatud liigi üksik- ja segaparvede sagedus. Kõik kolm liiki eelistavad olla koos liigikaaslastega, segaparvedes olemine on reeglina välditav (vt E väärtuseid). "N" tähistab vastava liikide kombinatsiooni vaatluste arvu, "E" on eelistuskordaja, mis näitab, mitu korda vastav kombinatsioon oli sagedasem võrreldes liikide koguvaatluste arvust eeldatava juhujaotusega (väärtus > 1 tähistab liigikombinatsiooni eelistatust, väärtus < 1 näitab liigikombinatsiooni välditust).



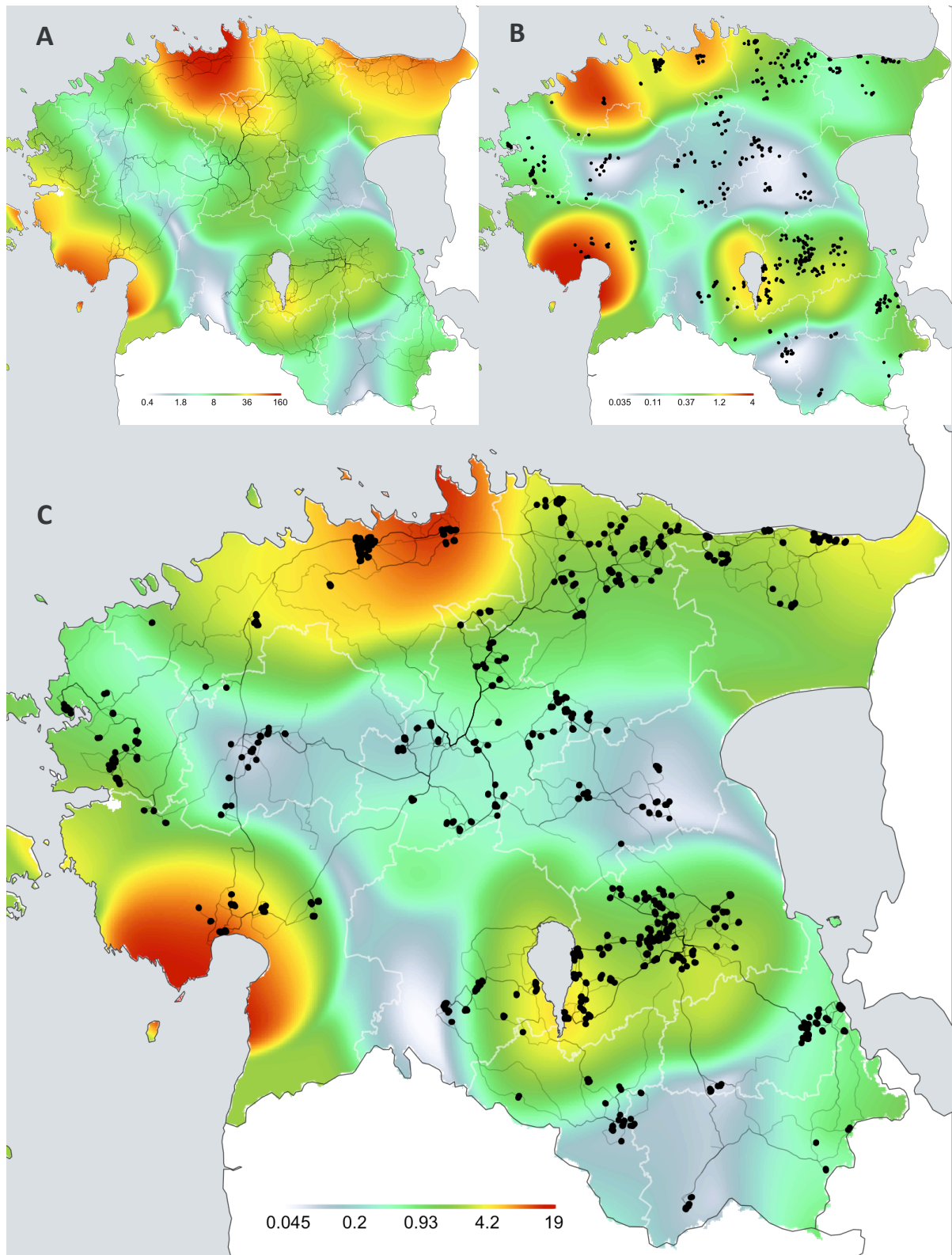
Joonis 13. Kontrollvaatlusel kohatud hallhane pere, 2 vanalindu ja 5 tibu. Foto: Jaanus Remm, 01.05.2020, Noarootsi.

Hanede arvukuse jaotuse alusel eristub 4 peamist hanerohket piirkonda (joonis 14 A):

- 1) Ida-Harjumaa, kus kohati hanesid kõige arvukamalt;
- 2) Ida- ja Lääne-Virumaa põhjaosa Rakverest ida pool;
- 3) Tartu ja Võrtsjärve ümbrus;
- 4) Lääne-Eesti rannikualad, eriti Audru poldri laiema ümbrus.

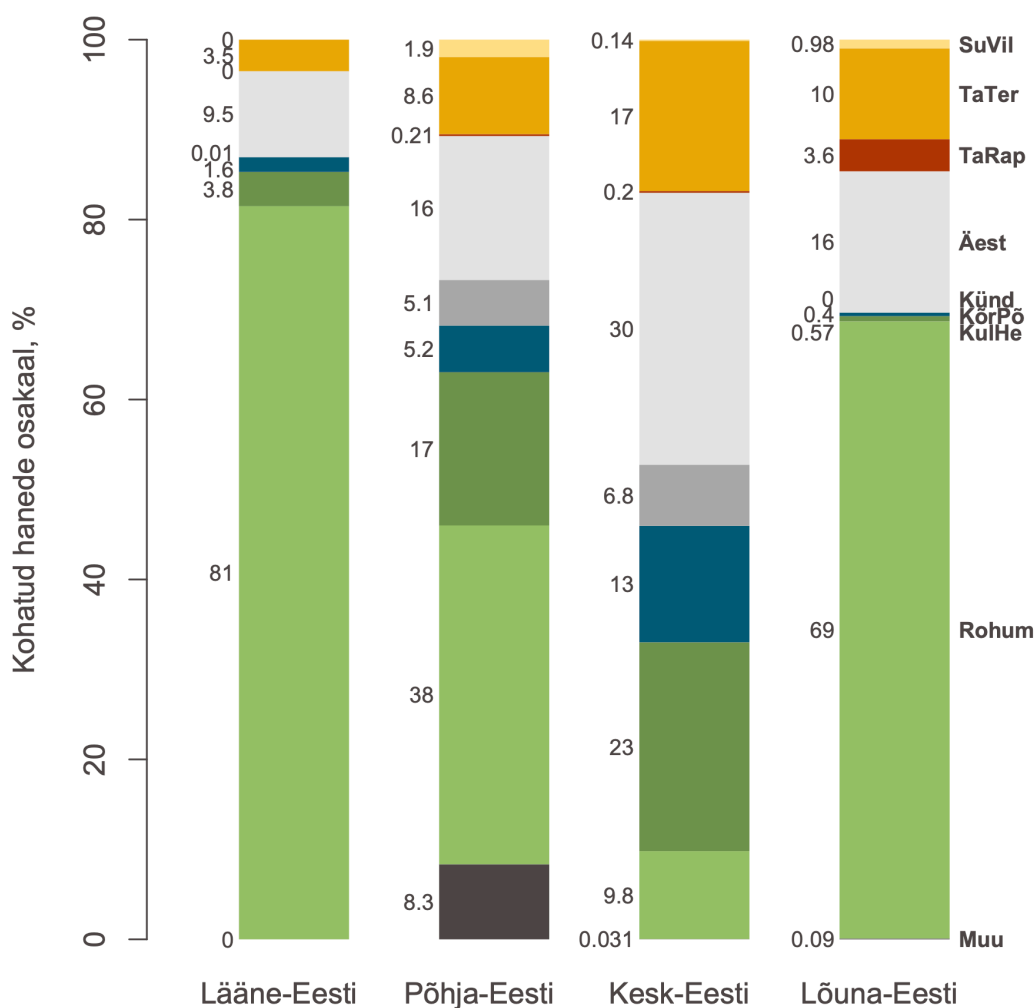
Kui 2019. aasta uuringu ajal olid haned Võrtsjärve ääres koondunud põhjaossa Sangla poldri ümbrusesse, sh paljuski põldudele, siis 2020 aastal kohati neid sagedamini just Valguta poldri rohumaal, mis on vahetult Võrtsjärve ääres ja on rändlindudele olulise peatuspaigana arvatud Natura linnuala koosseisu. Ootamatult vähe kohati hanesid Lääne-Eesti põhjapoolses osas Noarootsi poolsaare ümbruses ning Matsalu ja Haapsalu lahtede vahelistel põldudel. Saare- ja Hiiumaa kohta andmed puuduvad sest COVID-19 eriolukorra tõttu ei olnud võimalik seal kontrollvaatlusi teha.

Tropiloenduse tulemused kattuvad üldjoontes vaadeldud hanede arvukusega (joonis 14B ja C). Võrreldes vaadeldud hanede arvu jaotusega oli troppe suhteliselt palju Lääne-Harjumaal. Suhteliselt vähe troppe, võrreldes vaadeldud hanede arvukuse jaotusega oli Kesk-Eestis ja Ida-Virumaal. Tuginedes mõlemale andmestikule võib väita, et hanerohked piirkonnad on Põhja-Eesti, mille Vahe-Eesti metsaala jagab kaheks, Pärnumaa rannik ning Võrtsjärve ja Tartu ümbrus. Hanesid esineb suhteliselt vähem Kesk- ja Kagu-Eestis.



Joonis 14. Piirkondlik keskmine vaadeldud hanede arv läbitud vaatlustransekti kilomeetri kohta (A) ja keskmine troppide arv ruutmeetril (B) ning neid kahte tunnustunnust kokkuvõtva peakomponendi (hanerohkuse ühikuta kompleksindeks; C; $R^2 = 0,32$) jaotus Mandri-Eestis. Piirkondlik keskväärus (A ja B) on leitud Krigingu (libiseva akna) meetodil, vastavalt ruumilise autokorrelatsiooni ulatusele nii hanede kui ka troppide arvu puhul 40 km. Tumede joontega on tähistatud hanevaatluste transektid, punktidega tropiloenduse kohad; värvid on logaritmskaalal.

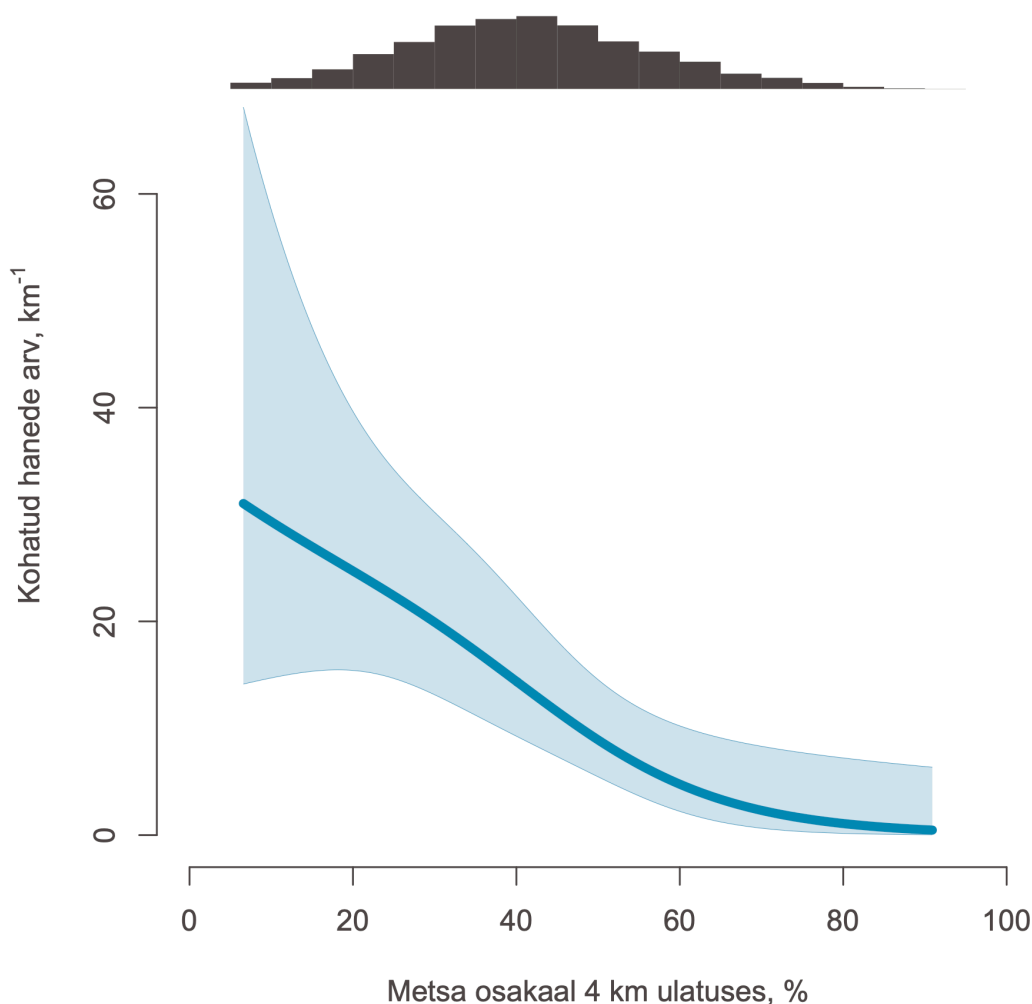
Eri põllukultuuride ja kõlvikutüüpidel kohatud hanede osakaal varieerus mõnevõrra piirkonniti (joonis 15). Paistab silma, et Lääne-Eestis kohati valdavalt enamust hanedest (> 80%) erinevatel rohu- ja karjamaadel. Lääne-Eestis on nn traditsioonilised hanede rändepeatuskohad, sh uurimisalade hulgas olnud Audru polder ja Matsalu rannaniit. Suurim osakaal intensiivpõllumajanduse aladel kohatud hanesid, u 54% (koos kõrrepõldudega 67%) oli Kesk-Eestis. Põhja-Eestis, kus hanede arv oli suurim, kohati intensiivpõllumajanduse aladel u 32–37% hanedest. Lõuna-Eesti paistab silma sarnaselt Lääne-Eestiga kõrge hanede osakaaluga looduslikel rohumaadel. Suuri haneparvesid kohati Aardla ja Valguta poldritel.



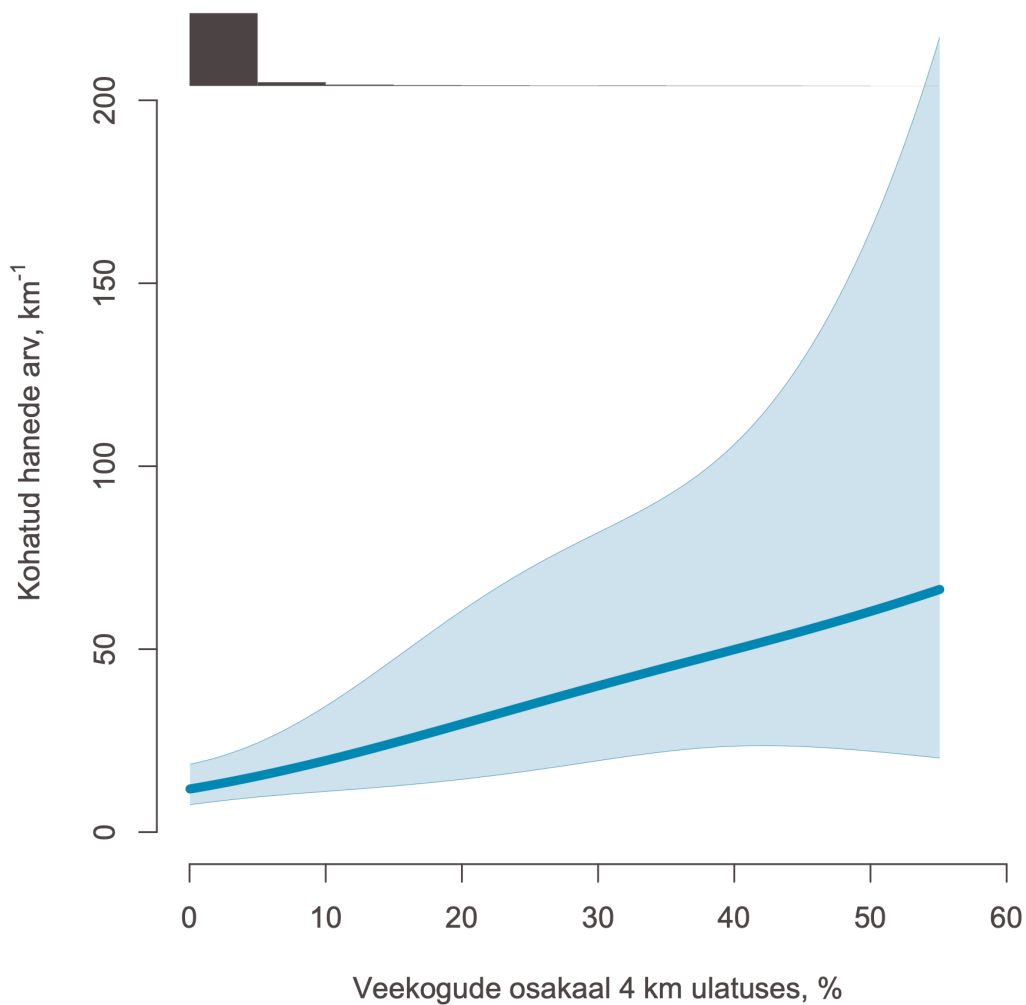
Joonis 15. Vaadeldud hanede arvu protsentuaalne jaotus eri põllukultuuridel ja kõlvikutel neljas uuringupiirkonnas; registreeriti vaid maas olevad ja vaatluse ajal maanduvad linnud; vt piirkondade piire joonisel 7. Põllukultuurid ja kõlvikutüübid vastavalt: "SuVil" (helekollane) – erinevad suviviljad, sh suvi-teravili, hernes, uba jms; "TaTer" (tume kollane) – tali-teravili; "TaRap" (punane) – taliraps; "Äest" (helehall) – äestatud, randaalitud, rullitud vms taimkatteta põld (nn must maa), kuhu võib olla külvatud, kuid ei pruugi; "Künd" (tume hall) – küntud, taimkatteta põld (nn must maa), kuhu ei ole veel külvatud; KõrPõ (sinine) – kõrrepõld; KulHe (tumeroheline) – heinakultuur, ristik, lutsern vms; Rohum (heleroheline) – erinevad loodusliku murukamaraga rohumaad ja karjamaad; Muu (must) – eelnevatesse tüüpidesse liigitamata ala, valdavalt veekogud, aga ka muud mitte põllualad. Väärtused tulpade kõrval vasakul näitavad loendatud hanede arvu protsentuaalset osakaalu vastaval põllukultuuril või kõlviku tüübil. Samas kohas võidi registreerida mitu põllukultuuri või kõlviku tüüpi vastavalt tegelikule olukorrale. Sellisel juhul jagati hanede arv registreeritud tüüpide vahel võrdseks.

4.2.3 Hanede arvu seos maastiku koosseisuga

Hanede kohalolu ja ümbritseva maastiku koosseisu seose kirjeldamiseks analüüsiti kohatud hanede arvu sõltuvalt metsa ja veekogude osakaalust vaatluskoha ümber 4 km raadiuses. Selgus, et hanede kohtamise sagedus on oluliselt ja tugevalt kõrgem avatud maastikes ning suurte veekogude, sh mere naabruses (joonised 16 ja 17). Seose testimiseks oli üldistatud aditiivsesse mudelisse (GAM) kovariaatidena kaasatud täiendava mõju arvestamiseks piirkondlik hanede arvukus vastavalt ruumilise autokorrelatsiooni ulatusele (40 km; vt joonis 14A), uuringupäev (vt joonis 8) ja vaatluse kellaaeg. Seega testiti maastikutunnuste seoseid, mis lisanduvad piirkondlikule ja ajalisele hanede arvukuse mustrile.



Joonis 16. Kontrollvaatluste käigus kohatud hanede arvukuse seos ümbritsevas maastikus 4 km raadiuses metsa osakaaluga. Haned eelistavad avatud maastike (GAM: edf = 1,98, $F = 8,23$, $p < 0,001$). Tumedad tulbad joonise ülaseravas näitavad valimi (läbitud hanevaatlustransektide pikkus) jaotust.



Joonis 17. Kontrollvaatluste käigus kohatud hanede arvukuse seos ümbritsevas maastikus 4 km raadiuses veekogude osakaaluga. Haned eelistavad suurte veekogude naabrust (GAM: edf = 1,94, F = 9,55, p < 0,001). Tumedad tulbad joonise ülaservas näitavad valimi (läbitud hanevaatlustransektide pikkus) jaotust.

4.2.4 Hanetroppide hulk erinevatel kõlvikutel

Rändlindude tekitatud kahjude metoodika järgi loendatakse kahjustatud viljapõldudel hanede väljaheiteid ehk troppe vähemalt viiel 4 m^2 alal. Seda põhimõtet järgiti ka käesolevas uuringus. Erinevalt tavapärasest kahjustuste hindamisest oli käesolevas uuringus tropiloenduse ringide paiknemine valitud juhuslikult, mitte lähtuvalt kahjustuste paiknemisest. Kahjustust loetakse nõrgaks, kui ruutmeetri kohta on troppe 1–10, keskmiseks kui troppe on 11–20, tugevaks kui troppe on 21–30 ja väga tugevaks kui troppide arv ületab 30 ruutmeetri kohta. Tugeva hanekahjustuse korral võib saagikadu olla üle 50% ⁷. Tuleb siiski arvestada, et troppide arv seostub otsesemalt pigem hanede kohal viibimise kestusega, kui vahetult söödud taimede kogusega. Seega võib kohtades, kus haned puhkavad olla troppide hulk üsna kõrge ka juhul kui nad selles kohas palju ei söö. Samuti on otsese majandusliku kahju oht erinevatel kõlvikutel erinev (vrd nt hiljuti tärganud teravilja oras vs hästi välja kujunenud loodusliku murukamaraga rohumaa).

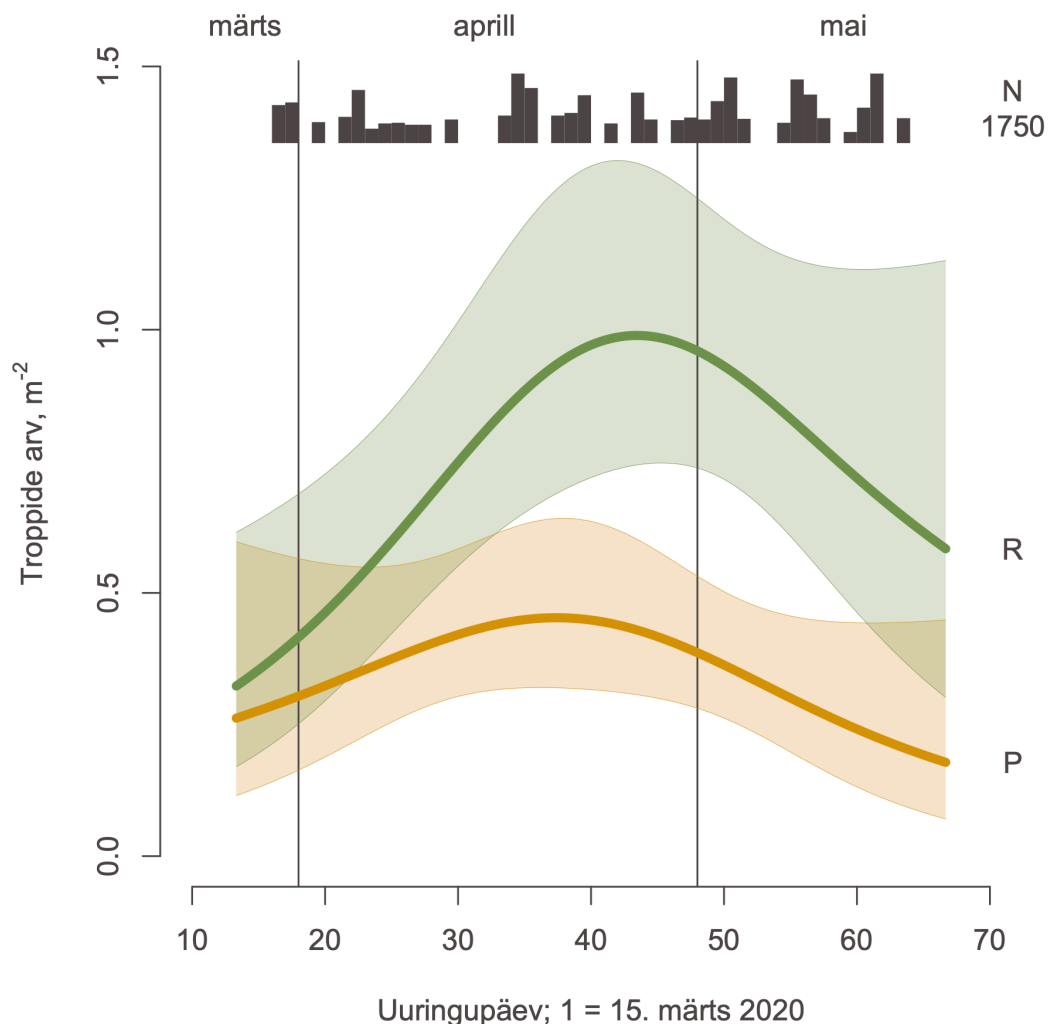
Hanetroppe loendati uuringuperioodi jooksul juhuslikes kohtades kõigis välitöö piirkondades neli korda uuringu jooksul. Valdavas enamuses tropiloenduse ringidest ei leitud ühtegi troppi (1 761 tropiloenduse ringi; 84%).

Uuritud 2 096 tropiloenduse 4 m^2 ringist oli troppide olemasolul:

- ≤ 10 troppi ruutmeetril 297 korral, 14%;
- 10–20 troppi ruutmeetril 36 korral, 1,7%;
- 20–30 troppi ruutmeetril 1 korral, 0,048% ($20,75 \text{ m}^{-2}$, Aardla poldril);
- > 30 troppi ruutmeetril 1 korral, 0,048% (38 m^{-2} , Aardla poldril).

⁷ Keskkonnaministri määrus nr 40 lisa 1, 2010

Loendatud troppide arvu tippaeg langes kokku loendatud hanede arvukuse tippajaga aprilli teises pooles (joonis 18). Uuringupõldudel, kus võis hanesid heidutada, oli loendatud troppide arv keskmiselt umbes 3,7 korda madalam, kui võrdlusaladel, kus linnud said segamatult olla. Keskväärtused vastavalt 0,37 ja 1,39 troppi ruutmeetril (GAM: $N = 1750$, $t = 4,43$, $p < 0,001$). Seejuures troppide arv uuringupõldudel ajas oluliselt ei muutunud ($\text{edf} = 1,88$, $F = 1,52$, $p = 0,246$), kuid võrdlusaladel oli ajaline muutus statistiliselt oluline ($\text{edf} = 1,94$, $F = 4,38$, $p = 0,011$) tõustes uuringuperioodi alguses ning langes alates aprilli lõpust. Üldistatud aditiivsesse mudelisse oli lisaks uuringuala tüübile ja uuringupäevale kovariaadina kaasatud ka troppide hulga piirkondlik keskväärus ($p < 0,001$; vt joonis 14B). Mudelist jäeti välja värskelt küntud, äestatud vms kohad, mille puhul võib troppide kogunemise aeg olla väga erinev teistest põllutüüpidest ja rohumaadest johtuvalt sagedastest maa harimise tegevustest nagu künd, äestamine jms.

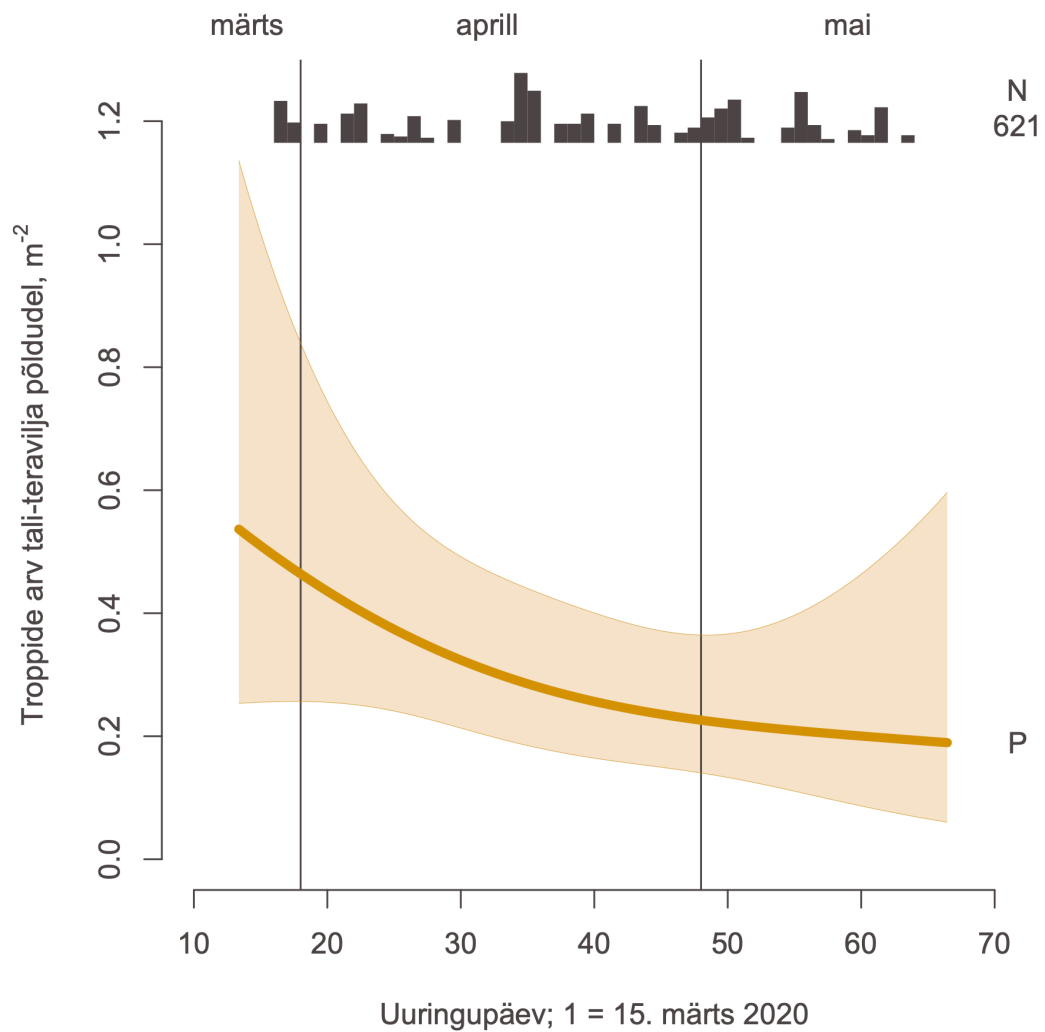


Joonis 18. Loendatud hanetroppide keskmine sagedus ruutmeetri kohta uuringuperioodi jooksul uuringupõldudel (P) ning võrdlusaladel (R). Kollane ja roheline jäme joon tähistab üldistatud aditiivset mudelit (GAM), varjutatud ala on mudeli 95% usaldusvahemik. Tumedad tulbad joonise ülaseservas näitavad valimi (tropiloenduskohtade) jaotust uuringuperioodi jooksul. Uuringuperioodi esimene päev on arvestuslikult 15. märts 2020, tropiloendused teostati ajavahes 30. märts kuni 16. mai (vastavalt uuringupäevad 16–63).

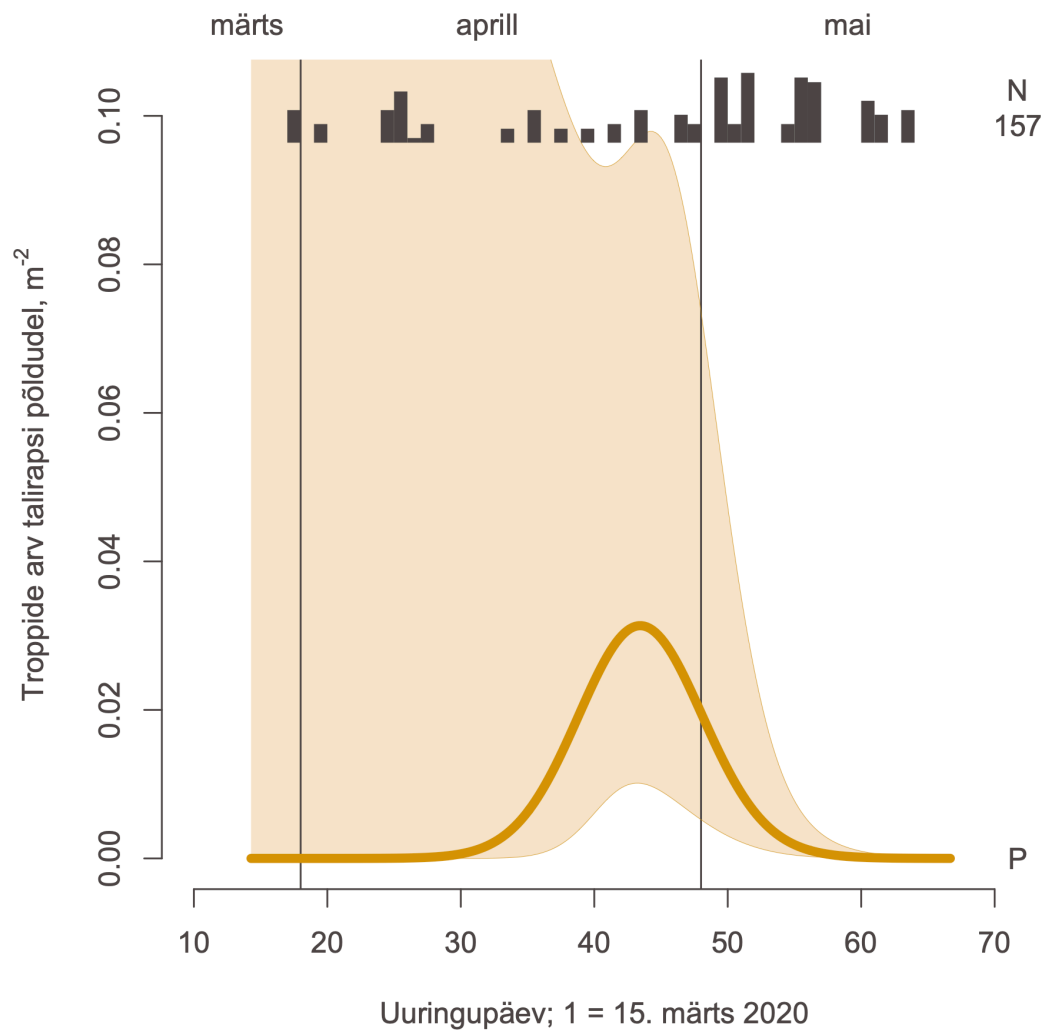
Kuigi üldiselt troppide hulk uuringupõldudel ajas oluliselt ei muutunud, toimus oluline muutus mõnel kõlvikutüübil eraldi vaadatuna. Taliteravilja põldudel toimus troppide arvu mõningane vähenemine uuringuperioodi esimesel poolel (joonis 19), kuid trend ei olnud kokkuvõttes statistiliselt oluline (tabel 2). Talirapsi põldudel toimus troppide arvu oluline langus uuringuperioodi lõpus (tabel 2, joonis 20). Kõrrepõldudel toimus troppide arvu tõus uuringuperioodi keskel (tabel 2, joonis 21), misjärel troppide arv stabiliseerus. Suviteravilja, herne, oa jm suvilja põlde jäi valimisse suhteliselt lühikese aja jooksul aprilli lõpus ja mais. Troppide arvu muutus ei olnud statistiliselt oluline, kuid väärtus pigem tõusis ajas (tabel 2, joonis 22). Erinevatel rohumaadel, sh ristik, heinakultuurid, looduslikud rohumaad ja karjamaad, toimus troppide arvu oluline ja tugev tõus kuni aprilli viimase dekaadini, misjärel toimus troppide arvu oluline ja tugev langus kuni uuringuperioodi lõpuni (tabel 2, joonis 23).

Tabel 2. Troppide hulga muutus uuringuperioodi jooksul erinevatel põllukultuuridel (ainult uuringupõldudel). Näidatud on uuringupäeva mõju troppide arvule üldistatud aditiivses mudelis (GAM). Kõigil juhtudel on mudelisse kovariaadina kaasatud troppide sageduse piirkondlik väärtus. Veerus "Trend" on tähistatud, kas uuringuperioodi vältel (vastavalt perioodi esimeses ja teises pooles) troppide hulk põldudel keskmiselt tõusis (↑), langes (↓) või püsis olulise muutuseta (–); vt ka joonised 19–23.

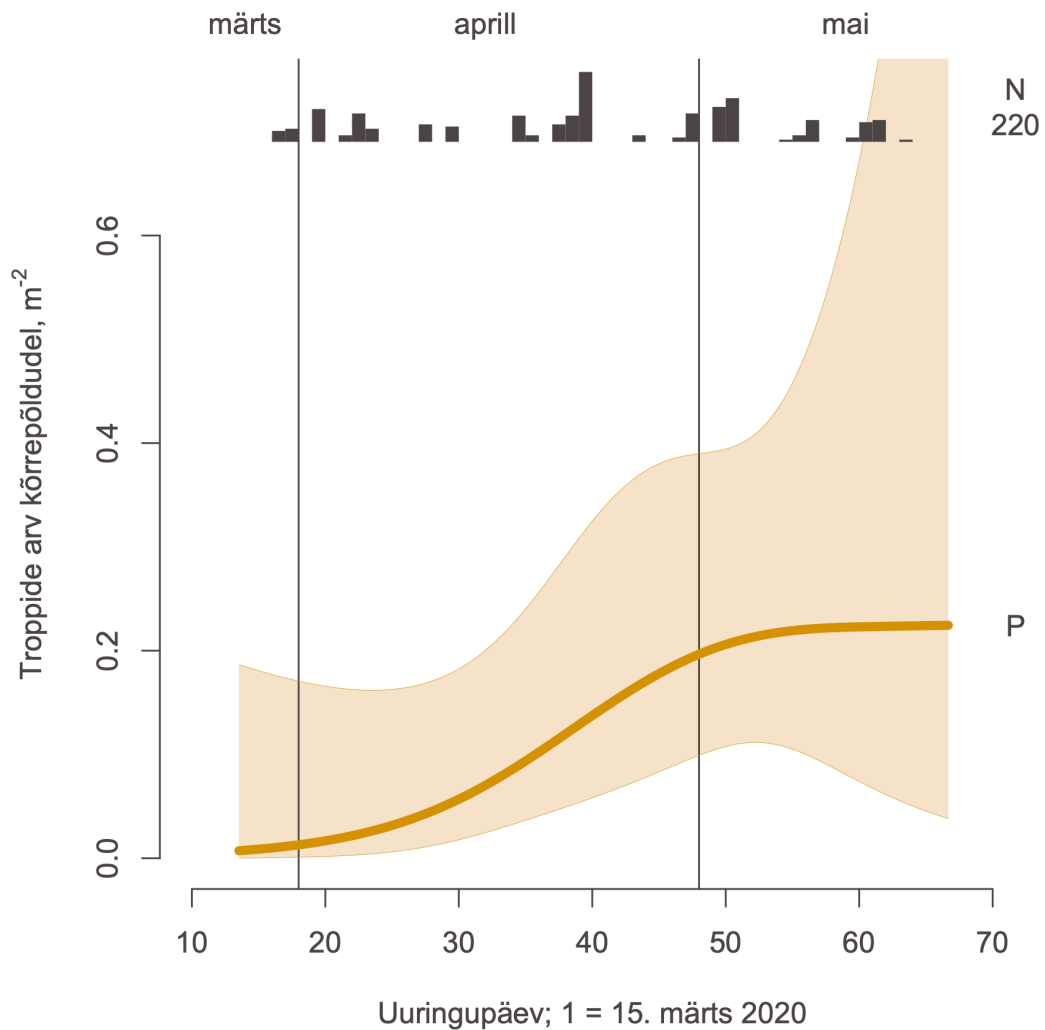
Põllukultuur või kõlviku tüüp	N	Keskmine arv / m ²	Trend	GAM (uuringupäev)		
				edf	F	p
Tali-teravili	621	0,337	(↓) –	1,47	2,16	0,175
Taliraps	157	0,304	– ↓	1,95	20,53	< 0,001
Kõrrepõld	220	0,160	(↑) –	1,78	2,24	0,103
Suvivili: teravili, hernes, uba vms	82	0,125	(...) ↑	1,90	3,27	0,040
Ristik, heinakultuur, rohumaad, karjamaad	191	0,715	↑ ↓	1,95	5,09	0,008



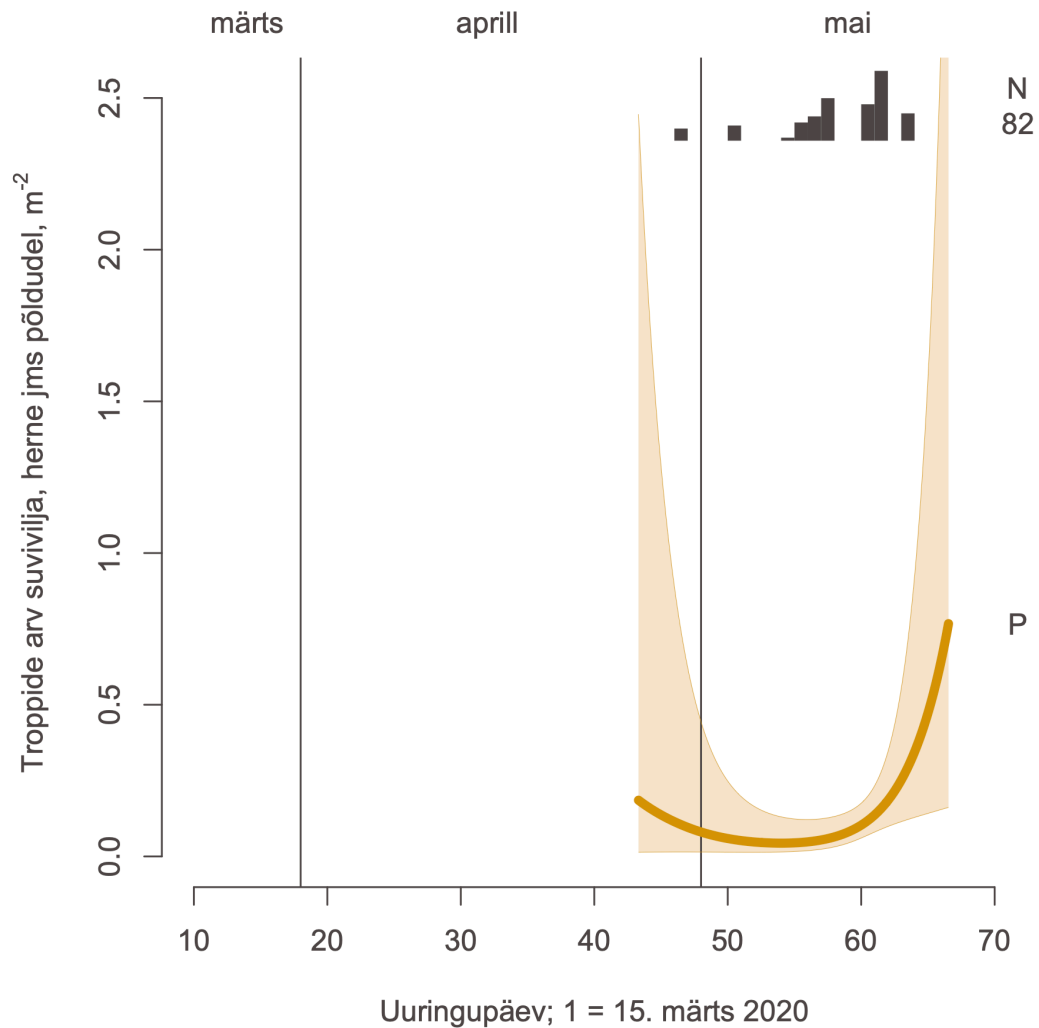
Joonis 19. Troppide hulga muutus uuringuperioodi jooksul tali-teravilja põldudel. Kollane jäme joon tähistab üldistatud aditiivset mudelit (GAM), kollasega varjutatud ala on mudeli 95% usaldusvahemik. Tumedad tulbad joonise ülaseravas näitavad valimi (tropiloenduskohtade) jaotust uuringuperioodi jooksul. Vt mudeli statistikuid tabelist 2. Uuringuperioodi esimene päev on arvestuslikult 15. märts 2020.



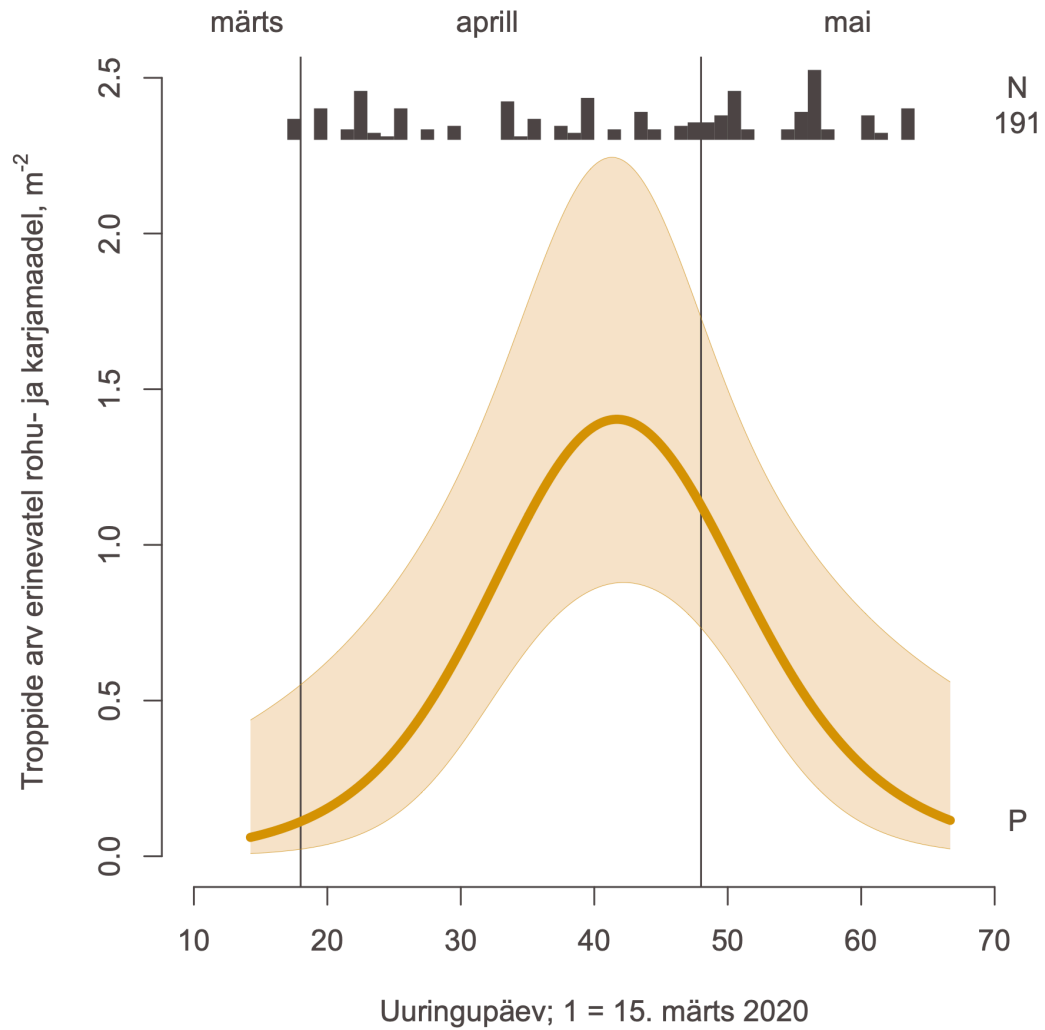
Joonis 20. Troppide hulga muutus uuringuperioodi jooksul talirapsi põldudel. Kollane jäme joon tähistab üldistatud aditiivset mudelit (GAM), kollasega varjutatud ala on mudeli 95% usaldusvahemik. Tumedad tulbad joonise ülaseravas näitavad valimi (tropiloenduskohtade) jaotust uuringuperioodi jooksul. Vt mudeli statistikuid tabelist 2. Uuringuperioodi esimene päev on arvestuslikult 15. märts 2020.



Joonis 21. Troppide hulga muutus uuringuperioodi jooksul kõrrepõldudel, st põldudel, millel on eelmise aasta lõikuse järel püsti jäänud teravilja kõrte rootsud ja kus otsene majandusliku huvi konflikt põllumajandusega tüüpiliselt puudub. Kollane jäme joon tähistab üldistatud aditiivset mudelit (GAM), kollasega varjutatud ala on mudeli 95% usaldusvahemik. Tumedad tulbad joonise ülaseravas näitavad valimi (tropiloenduskohtade) jaotust uuringuperioodi jooksul. Vt mudeli statistiku tabelist 2. Uuringuperioodi esimene päev on arvestuslikult 15. märts 2020.



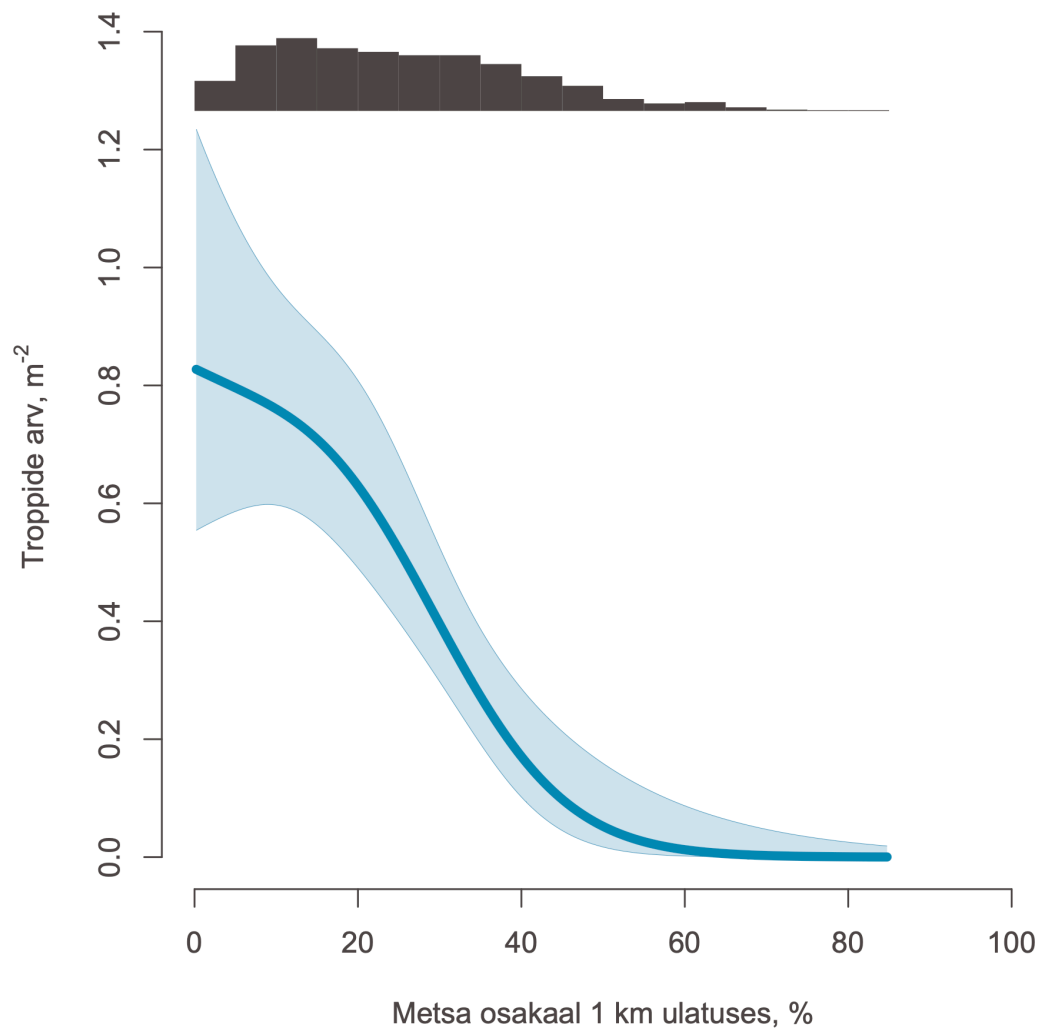
Joonis 22. Troppide hulga muutus uuringuperioodi jooksul erinevate suviviljade (suvi-teravili, hernes, uba jms) põldudel. Kollane jäme joon tähistab üldistatud aditiivset mudelit (GAM), kollasega varjutatud ala on mudeli 95% usaldusvahemik. Tumedad tulbad joonise ülaseravas näitavad valimi (tropiloenduskohtade) jaotust uuringuperioodi jooksul. Vt mudeli statistikuid tabelist 2. Uuringuperioodi esimene päev on arvestuslikult 15. märts 2020.



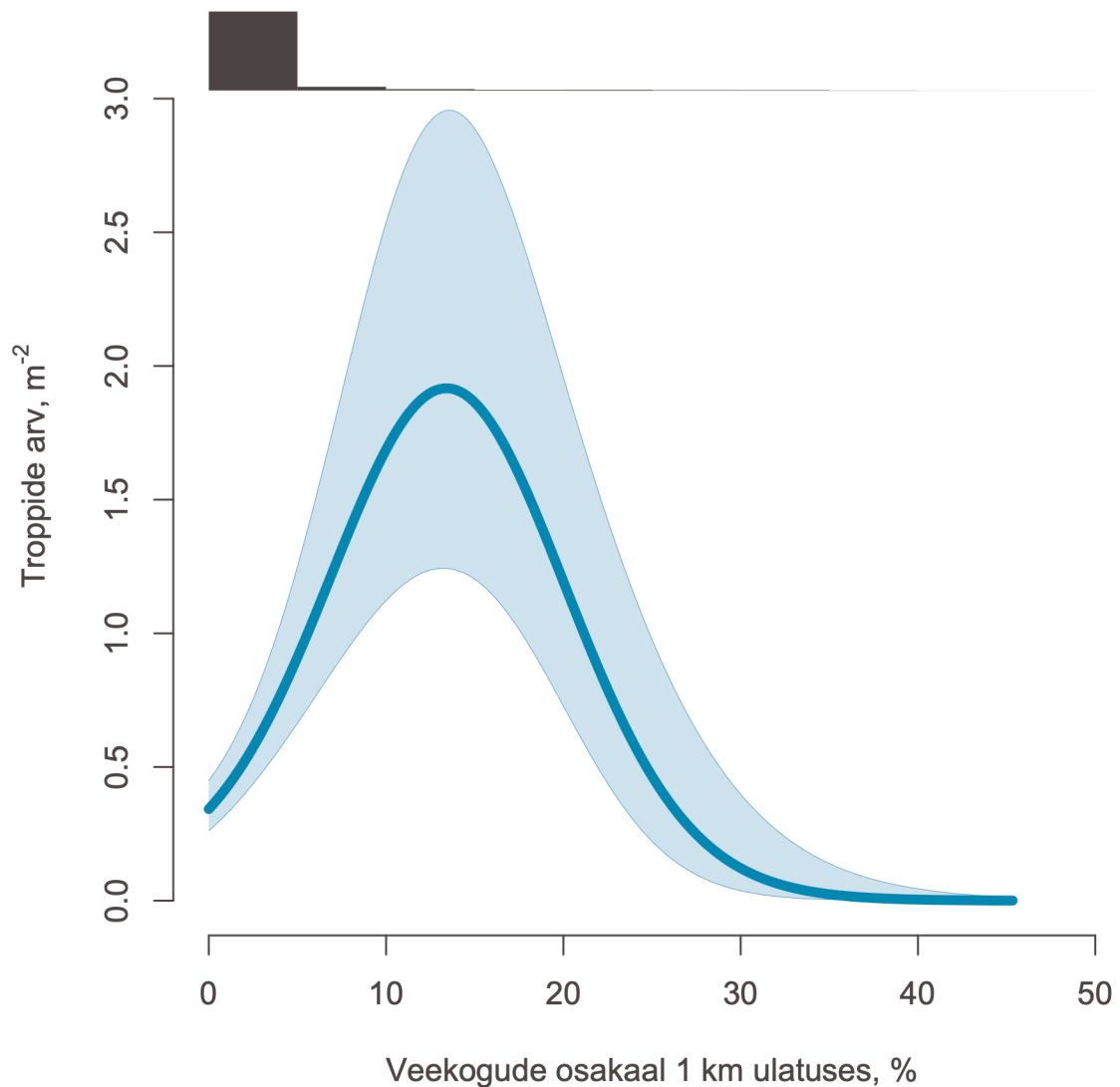
Joonis 23. Troppide hulga muutus uuringuperioodi jooksul erinevatel uuringupõldude hulgas olnud rohumaaadel (ristik, heinakultuur, looduslik rohumaa, karjamaa), kus võis hanesid heidutada (st mitte võrdlusalad). Kollane jäme joon tähistab üldistatud aditiivset mudelit (GAM), kollasega varjutatud ala on mudeli 95% usaldusvahemik. Tumedad tulbad joonise ülaseras näitavad valimi (tropiloenduskohtade) jaotust uuringuperioodi jooksul. Vt mudeli statistikuid tabelist 2. Uuringuperioodi esimene päev on arvestuslikult 15. märts 2020.

4.2.5 Hanetroppide hulga seos maastikuga

Hanede põllukülastuse (sh võrdlusalad) sageduse ja põllul veedetud aja ning ümbritseva maastiku seose kirjeldamiseks analüüsiti tropiloendusel registreeritud troppide arvu sõltuvalt metsa ja veekogude osakaalust vaatluskoha ümber 1 km raadiuses. Selgus, et haned veedavad põldudel oluliselt rohkem aega neis maastikes ja põlluosadel, mille ümbrus on lagedam. Metsade lähedal ja vahel olevad kohad on välditud juba juhtudel, kui 1 km naabruses on rohkem kui 10–15% metsa. Naabruses olevate veekogude hulga mõju on mudeli alusel optimumiga 10–15% vahel maastiku koosseisust. Valdav enamus tropiloenduse kohtadest jäi optimumist selgelt väiksematele väärtustel. Seega on suurel enamusel juhtudest veekogu lähedusel tugev positiivne mõju hanede põllul viibimisele (joonised 24 ja 25). Üldistatud aditiivsesse mudelisse (GAM) kaasati kovariaatidena nende täiendava mõju arvestamiseks piirkondlik troppide sagedus vastavalt ruumilise autokorrelatsiooni ulatusele (40 km; vt joonis 14B) ja uuringupäev (vt joonis 18). Seega testiti maastikutunnuste seoseid, mis lisanduvad piirkondlikule ja ajalisele troppide arvu mustrile.



Joonis 24. Loendatud hanetroppide arvu seos ümbruses 1 km raadiuses metsa osakaaluga. Haned eelistavad tugevalt lagedate aladega ümbritsetud põlluosaid (GAM: N = 2 096, edf = 1,95, F = 14,8, p < 0,001). Tumedad tulbad joonise ülaseravas näitavad valimi (tropiloenduskohtade) jaotust.

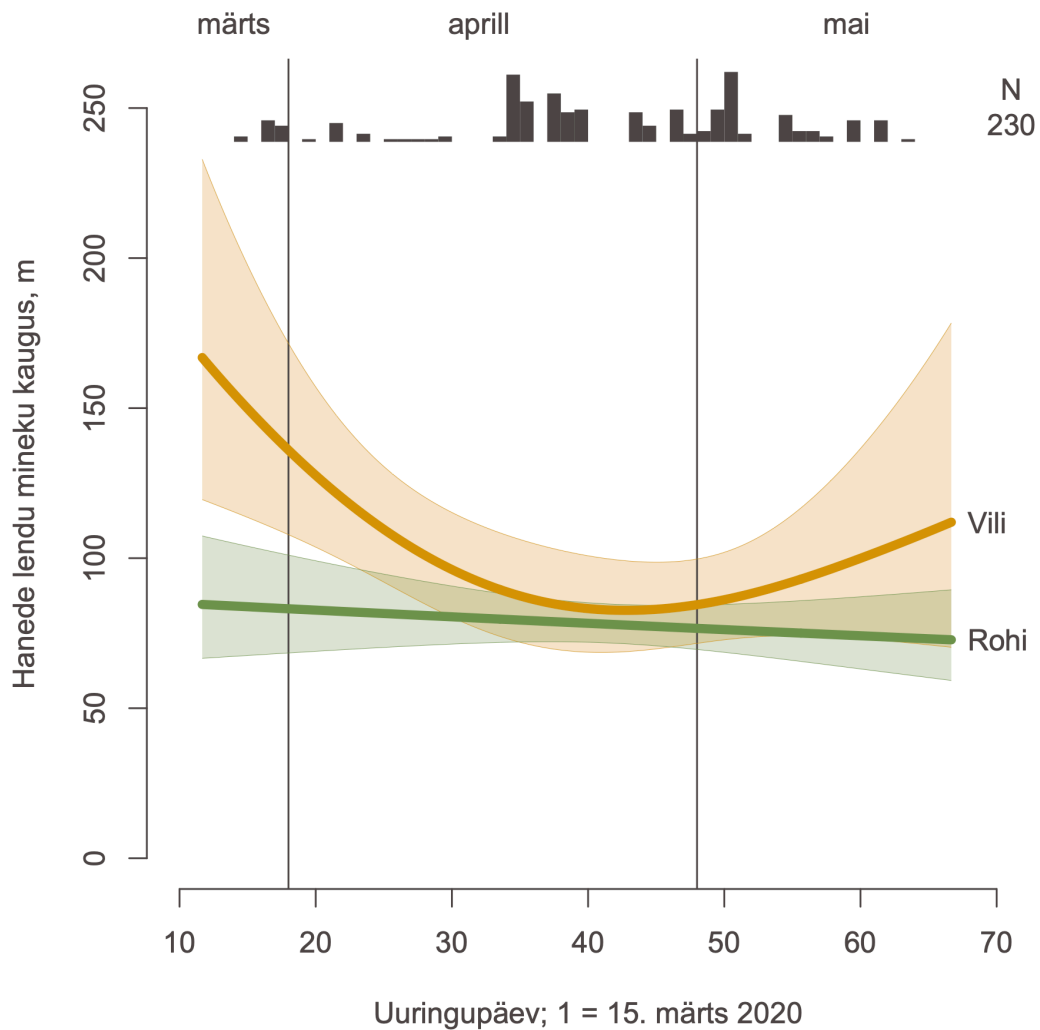


Joonis 25. Loendatud hanetroppide arvu seos ümbruses 1 km raadiuses veekogude osakaaluga. Enamusel juhtudest tõstab veekogu lähedus hanede põllul viibimise sagedust (GAM: $N = 2\,096$, $\text{edf} = 1,99$, $F = 35,3$, $p < 0,001$). Tumedad tulbad joonise ülaservas näitavad valimi (tropiloenduskohtade) jaotust.

4.3 Hanede kartlikkus

Enamusel kordadest (330 korral), kui registreeriti hanesid, teostati lindude kartlikkuse katse. Selleks läheneti parvele ning registreeriti lindude lendumineku vahemaa uurijast (põgenemiskaugus). Erinevatel rohumaadel, sh ristikul ja heinakultuuridel, looduslikel rohumaadel ja karjamaadel, kus eeldatav konflikt põllumajandusega on väike, hanede kartlikkus uuringu jooksul oluliselt ei muutunud. Küll aga olid haned uuringuperioodi alguses oluliselt kartlikumad viljapõldudel, sh taliteraviljal, talirapsil ja suviviljadel, kus võib olla tugev konflikt põllumajandusega (GAM: $N\,230$, $t = 2,05$, $p = 0,042$; joonis 26). Seejärel lindude kartlikkus

viljapõldudel vähenes ning alates aprilli keskpaigast olulist kartlikkuse erinevust rohumaadel kohatud lindudega ei olnud ($\text{edf} = 1,84$, $F = 5,89$, $p = 0,005$). Hanede lendumineku kaugus ei sõltunud parve suuruselt ($R^2 = 0,018$).



Joonis 26. Hanede kartlikkuse muutus uuringuperioodi jooksul viljapõldudel ("Vili", sh tali-teravili, taliraps, suvi-teravili, hernes, uba jms) ja erinevatel rohumaadel ("Rohi", sh ristik, heinakultuur, looduslik rohumaa, karjamaa jms). Kollane ja roheline jäme joon tähistavad üldistatud aditiivset mudelit (GAM), varjutatud ala on mudeli 95% usaldusvahemik. Tumedad tulbad joonise ülaservas näitavad valimi (hanede kartlikkuse katsete) jaotust uuringuperioodi jooksul.

4.4 Heidutuse teostamine

4.4.1 Mitteletaalne heidutus

Mitteletaalset heidutust teostati kogu uuringuperioodi vältel nii uuringusse kaasatud kui ka kaasamata aladel. Võrdlusalade valikul oli eeltingimus, et neil heidutust ei teostata. Kokku registreeriti uuringupõldudel 7 707 mitteletaalset heidutuskorda. Heidutamiseks kasutati erinevaid statsionaarseid ja mobiilseid vahendeid.

4.4.2 Letaalne heidutus

Kokku registreeriti heidutusjaht 873-l korral, millest 586-l korral kütiti vähemalt üks hani. Jahikorras määratud limiitideni realselt üheski kohas ei jõutud. Kokku kütiti 664 hane (tabel 3, joonis 27). Ühe jahi teatega nimetati kõige rohkem 5 kütitud hane, mis tõenäoliselt olid kütitud eri parvedest. Ühe põllumassiivi kohta oli lubatud küttida kogu perioodi vältel maksimaalselt 50 lindu, realselt kütiti ühelt põllult kõige rohkem 34 lindu, keskmiselt 2,3 (sh põllud, kus peeti jahti, kuid ühtegi lindu ei kütitud). Põhja-Eestis kütiti umbes kümme korda rohkem hanesid kui igas ülejäänud kolmes piirkonnas.

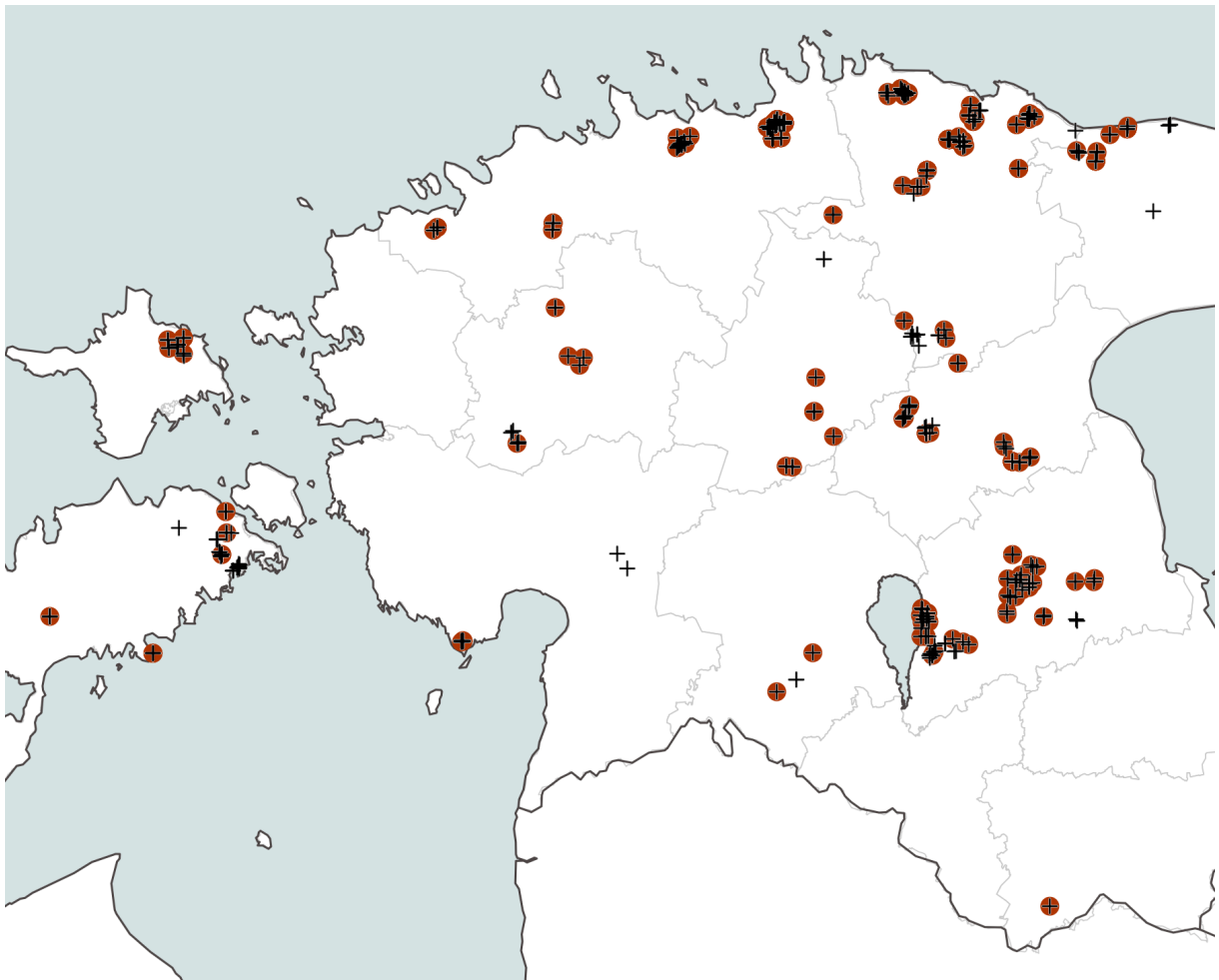
Kütitud hanede hulk oli märkimisväärselt väiksem, kui kirjanduses avaldatud varasemates hanede küttimise mõju uuringutes, kus surmati jahi käigus kuni 10% põllul viibinud hanedest (Månsson 2017; Jensen, Madsen & Tombre 2016). Põhjuseks võib olla see, et küttimine oli ette nähtud eelkõige hirmutamiseks ja eeskiri nägi ette, et ühe parve kohta kütitakse üks, erandkorras kaks hane. Jaht oli lubatud ainult registreeritud aladel ja registreerimata põldudele lennanud hanede pihta enam lasta ei võinud.

Tabel 3. Jahipidamine ja hanede küttimine piirkonniti. Vt piirkondade piirnemist joonisel 7.

	Lääne-Eesti	Põhja-Eesti	Kesk-Eesti	Lõuna-Eesti	Kokku
Jahi kohtade arv	53	86	47	65	251
Jahikordade arv	285	353	117	109	873
Kütitud hanede arv	44	501	53	59	657 + 7 teadmata kohtas

Kütitud lindude hulgas oli:

o suur-laukhani	443 lindu	66,7%
o rabahani	87 lindu	13,1%
o hallhani	4 lindu	0,6%
o valgepõsk-lagle	130 lindu	19,6%
o kanada lagle	0 lindu	0,0%



Joonis 27. Registreeritud jahikorrad (mustad ristid) ja kütitud hanede paiknemine (punased täpid).

4.4.3 Taiga-rabahani kütitud lindude hulgas

Eestist läbirändavatest haneliikidest peetakse kaitset vajavaks rabahane taiga-alamliiki. Pelgalt eemalt vaadeldes on taiga-rabahane tunduvalt arvukamast tundra-rabahanest keeruline eristada. Ka fotode alusel ei ole määrang alati 100% kindel. Kütitud rabahanedest tehtud fotodelt määrati taiga-rabahaneks 13 (29%) lindu ja tundra-rabahaneks 32 (71%) lindu.

Mõlemat alamliiki kütiti märtsi lõpust kuni 10. maini, seega rändeperiood rabahane alamliikidel kattub. Küll aga esines teatav piirkondlik erinevus. Taiga-rabahaned olid pigem lääne pool ja tundra-rabahaned valdavalt Ida-Eestis. Näiteks Virumaal registreeriti 18 tundra-rabahane ja vaid üks taiga-rabahani. Saartelt ei registreeritud ühtki kütitud tundra-rabahane. Rabahanede regionaalset jaotust tuleks veel põhjalikumalt uurida. Arvatavasti on taiga-rabahane kaitset võimalik tagada piirkondlike jahikeelualadega sarnaselt väike-laukhanega.

Uuringu käigus kogutud vaatluste põhjal võib järeldada, et rabahaned viibivad põldudel reeglina teistest liikidest eraldi või koos suur-laukhanedega, vaid harva kohati neid ainult koos valgepõsk-lagledega (vt joonis 12, ptk 4.2.2). Kuna suur-laukhane noorlinnud on rabahanedele sarnased, siis on väga keeruline segaparvedes vältida rabahanede küttimist, kui suur-laukhanede küttimine on lubatud. Seega liigipõhine jahikeeld taiga-rabahane ilmselt ei kaitseks.

4.4.4 Väike-laukhane juhtumid

Uuringu algul määrati, et I kaitsekategooriasse kuuluva väike-laukhane kaitseks on oluline küttimine keelata liigi rändepeatuspaikade ümbruses. Tuginedes liigispetsialistide kogemusele, keelati hanede küttimine 10 km raadiuses olulisematest väike-laukhane peatuspaikadest Lääne-Eestis. Põhiliselt peatusid väike-laukhaned 2020 aastal Hiiumaal Käina lahe ümbruses. Linnud saabusid sinna aprilli keskel ja lahkusid mai algul. Kõige rohkem loendati seal 102 väike-laukhane isendit, mis on peaaegu kogu teadaolev Fennoskandia põlisisurkond!

Uuringuperioodi jooksul laekus kaks väike-laukhane vaatlust Tartumaalt, mille tõttu küttimise keeluala suurendati ajutiselt kuni 10. maini vaatluskohtade ümbruses. 19. aprillist kuni 5. maini vaadeldi väike-laukhanesid Aardla poldril. Täiendav küttimiskeeld puudutas uuringusse kaasatud kaheksa ettevõtte 44 põllumassiivi. Enamus ettevõtjaid suhtusid lisandunud piirangusse mõistvalt, kuid ühel korral ei tahetud olukorraga leppida. Enne piirangu seadmist ei olnud täiendava jahikeeluala põldudel kütitud ühtki hane. Pärast ajutise piiranguaja lõppu kütiti Aardla poldrit ümbritseval täiendaval piirangualal ühelt põllult kaks suur-laukhane.

4. mail 2020 registreeriti ka Valguta poldril kahe väike-laukhane vaatlus. Seejärel moodustati ka sinna jahikeelu puhverala. Küttimise keeld laienes ühe ettevõtja seitsmele põllumassiivile, kus samuti ei olnud varem hanesid kütitud. Seega väike-laukhane tõttu seatud lisapiirangud küttimist oluliselt ei mõjutanud. Info vajadusest küttimine keelata jõudis ettevõtjateni vähem kui ühe ööpäeva jooksul pärast väike-laukhanede vaatlust. Seega õnnestus korraldada operatiivne info edastamine ja looduskaitsele ohule adekvaatselt reageerida.

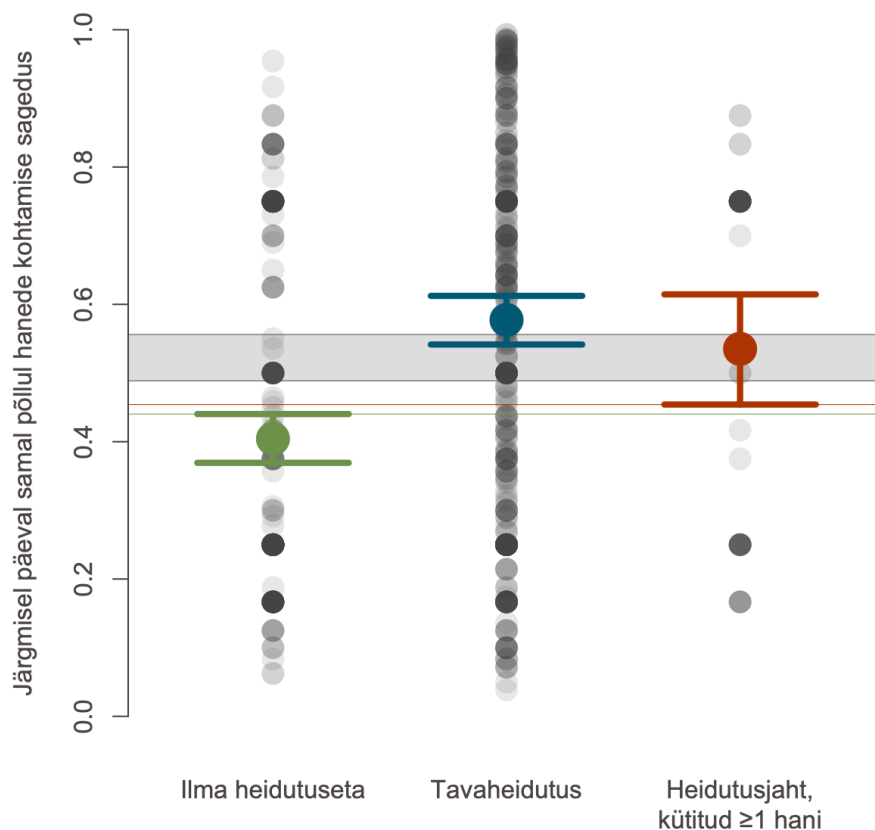
4.5 Heidutusjahi mõju hanedele

4.5.1 Heidutuse mõju hanede esinemisele samal põllul

Võttes aluseks varasemaid teadusuuringuid võis eeldada, et heidutusjahile vahetult järgnevatel päevadel hoiavad haned neist kohtadest eemale (Jensen, Madsen & Tombre 2016). Sellist fenomeni käesolevas uuringus ei täheldatud. Tihti olid haned juba järgmisel päeval samal põllul tagasi, kus oli toimunud heidutusjaht. Selline tulemus võib olla tingitud asjaolust, et põllule said pärast jahi toimumist saabuda uued haned, kes ei olnud varem

heidutusjahti kogenud. Uurijate kogemusel püsis hanede arvukus mitmes piirkonnas kõrgena kuni uuringuperioodi lõpuni. Nii ka kõige intensiivsema heidutusjahiga piirkonnas Ida-Harjumaal. Ilmset hanede kartlikkuse tõusu teostunud jahisurve juures (vt ptk 4.4.2) kontrollvaatlustel ei leitud.

Kui analüüsiti erinevat tüüpi heidutuste mõju kvantitatiivselt, siis olulist erinevust letaalsel heidutusel ja mitteletaalsel heidutusel ei tuvastatud (joonis 28, tabel 4) – haned naasid järgmisel päeval sama sageli. Küll aga, vastupidiselt oodatule, naasid haned heidutusega kohtadesse oluliselt harvem. Heidutusega põldude madal väärtus võib olla tingitud asjaolust, et hanesid ei heidutata põldudel, mis neile väga ei meeldi ja mida nad muudel põhjustel külastasid harvem. Küll aga on tavaheidutuse ja heidutusjahi põllud eeldatavasti hästi võrreldavad. Põldudele, mis on hanede lemmikud, tulevad nad tagasi isegi siis, kui seal on peetud jahti. Suure hane arvukusega piirkondades võib olla tegu uute parvedega, kes heidutust ei kogenud. Mitteletaalse heidutuse kohta on leitud, et seda tuleb teostada vähemalt 3 korda päevas (soovitavalt rohkem kui 5 korda), et see vähendaks kahjustusi (Simonsen, Tombre & Madsen 2017).



Joonis 28. Järgmisel päeval pärast hanede kohalolu samal põllul hanede kohtamise sagedus erineva heidutuse korral. Värvidega on tähistatud erineva heidutuse keskmine ja 95% usaldusvahemik; hallid täpid tähistavad üksikuid põlde, mille kohta oli piisavalt andmeid, et analüüsi kaasata; horisontaalne hall ala tähistab üldise (heidutust eristamata) keskvaertuse 95% usaldusvahemikku; vt ka tabel 4.

Tabel 4. Järgmisel päeval pärast hanede kohalolu samal põllul hanede kohtamise sagedus (hanede naasmiste osakaal kõigist vaatlustest) erineva heidutuse korral; vt ka joonis 28.

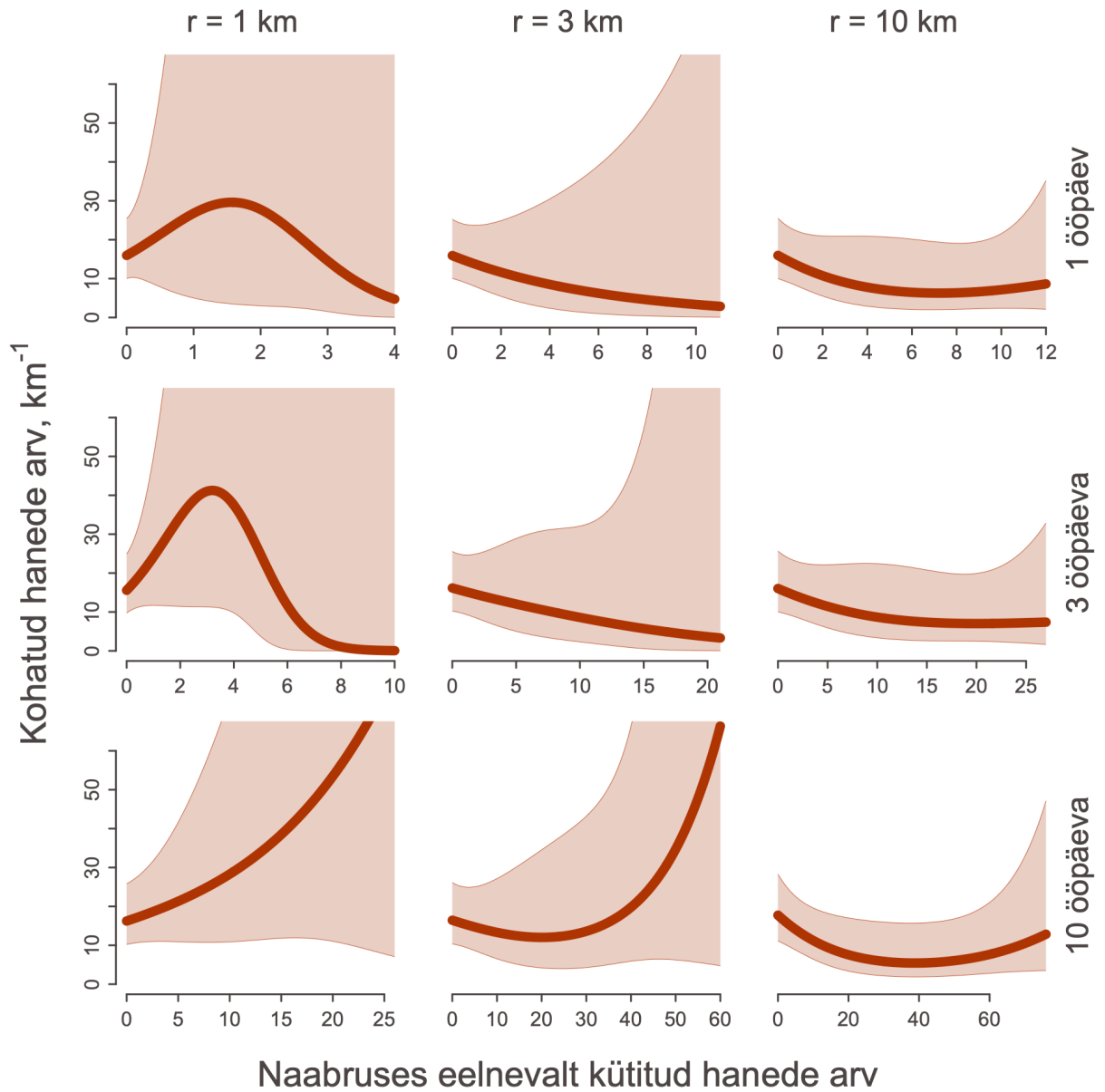
Heidutuse olemasolu ja tüüp	Põldude arv	Keskmine $\pm$ 95% usalduspiirid	T-test	
			Heidutusjaht, kütitud $\geq$ 1 hani	Tavaheidutus
Üldiselt	508	0,522 $\pm$ 0,034		
Ilma heidutusetä	232	0,404 $\pm$ 0,036	p = 0,005 *	p < 0,001 *
Tavaheidutus	443	0,577 $\pm$ 0,035	p = 0,351	
Heidutusjaht, kütitud $\geq$ 1 hani	52	0,535 $\pm$ 0,080		

4.5.2 Heidutusjahi mõju hanede arvukusele piirkonnas

Analüüsi kontrollvaatlustel kohatud hanede arvukust sõltuvalt koha ümbruses eelnevalt kütitud hanede arvust. Juhul, kui heidutusjaht peletab linnud piirkonnast eemale, võib eeldada, et mida rohkem hanesid on eelnevalt kütitud, seda vähem hanesid heidutusjahtidele järgnevalt naabruses kohatakse. Analüüs teostati kolmes raadiuses (1 km, 3 km ja 10 km) ning kolmes kontrollvaatlusele eelnevas ajavahemikus (1 ööpäev, 3 ööpäeva ja 10 ööpäeva) – kokku 9 kombinatsiooni. Olulist seost hanede arvukusel eelnevalt naabruses kütitud hanede arvuga ei leitud ühelgi juhul (tabel 5, joonis 29).

Tabel 5. Vaadeldud hanede arvukuse seos eelnevalt naabruses kütitud hanede arvuga üldistatud aditiivses mudelis (GAM). Piirkonna ja vaatluse aja segava mõju eemaldamiseks on kõigil juhtudel mudelisse kaasatud kovariaatidena piirkondlik hanede arvukus (joonis 14A) ning uuringu päev ja kellaaeg; vt ka joonis 29.

Vaatlusele eelnev heidutusjahtide periood	Naabruse raadius		
	1 km	3 km	10 km
1 ööpäev	edf = 1,97 F = 0,28 p = 0,756	edf = 1,02 F = 1,06 p = 0,305	edf = 1,94 F = 1,69 p = 0,191
3 ööpäeva	edf = 1,93 F = 1,14 p = 0,307	edf = 1,30 F = 0,63 p = 0,446	edf = 1,99 F = 1,54 p = 0,214
10 ööpäeva	edf = 1,29 F = 1,61 p = 0,177	edf = 1,98 F = 0,64 p = 0,529	edf = 1,61 F = 2,61 p = 0,078



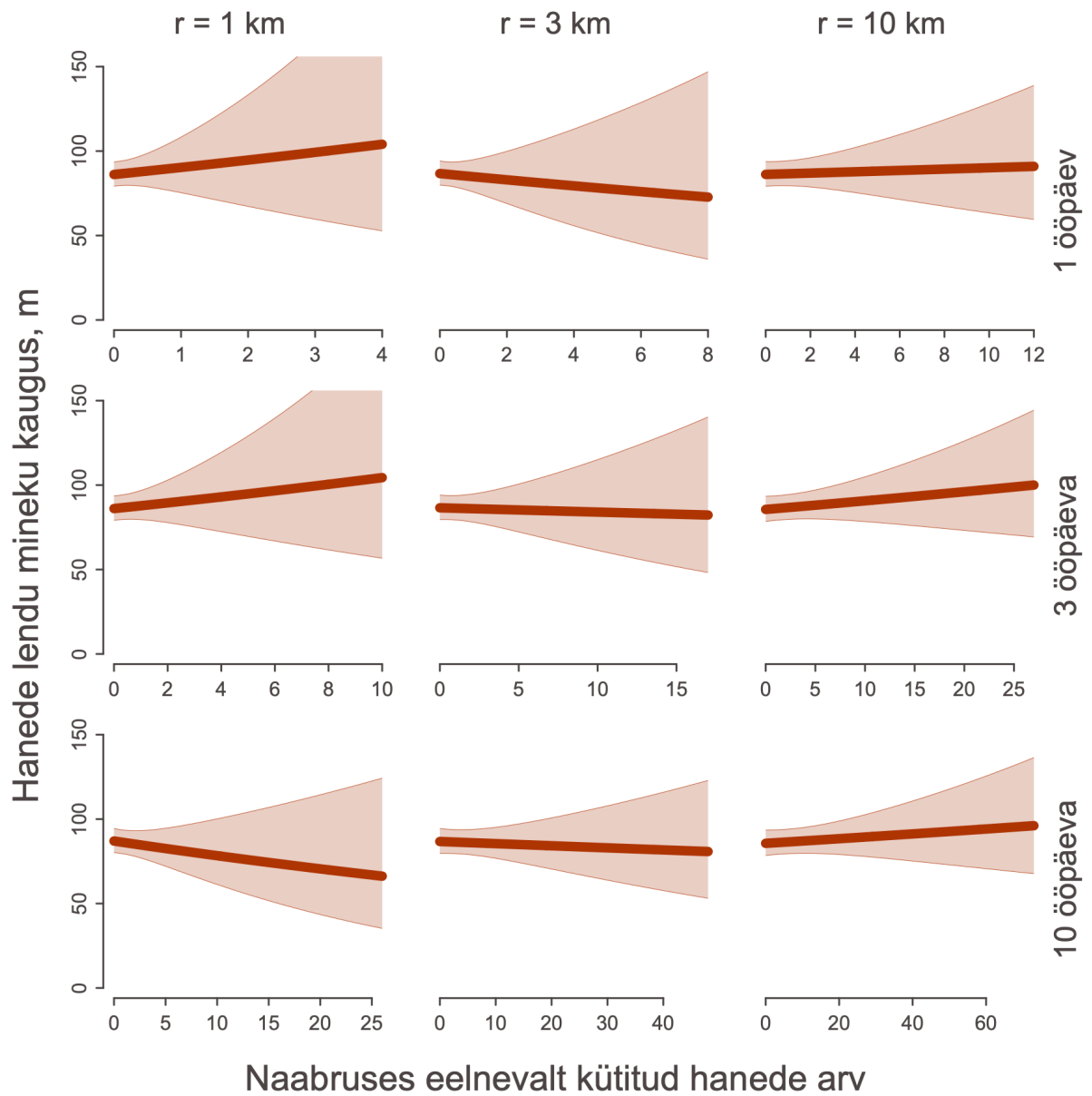
Joonis 29. Kontrollvaatluse hanede arvukuse seos eelnevalt naabruses kütitud hanede arvuga. Piirkonna ja vaatluse aja mõju eemaldamiseks on üldistatud aditiivses mudelis (GAM) kõigil juhtudel kaasatud kovariaatidena piirkondlik hanede arvukus (joonis 14A) ning uuringu päev ja kellaaeg. Mudelite statistikuid vt tabel 5.

4.5.3 Heidutusjahi mõju hanede kartlikkusele naabruses

Analüüsi 330 kontrollvaatlusel kohatud hanede kartlikkust sõltuvalt koha ümbruses eelnevalt kütitud hanede arvust. Juhul kui heidutusjaht muudab linnud kartlikumaks, võib eeldada, et mida rohkem hanesid on naabruses eelnevalt kütitud, seda kaugemalt lähevad linnud läheneva inimese eest lendu (põgenemiskaugus suureneb). Analüüs teostati kolmes ulatuses (1 km, 3 km ja 10 km raadiuses) ning kolmes kontrollvaatlusele eelnevas ajavahemikus (1 ööpäev, 3 ööpäeva ja 10 ööpäeva) – kokku 9 kombinatsiooni. Olulist seost hanede kartlikkusel eelnevalt naabruses kütitud hanede arvuga ei leitud ühelgi juhul (tabel 6, joonis 30).

Tabel 6. Vaadeldud hanede kartlikkuse seos eelnevalt naabruses kütitud hanede arvuga üldistatud aditiivses mudelis (GAM; N = 330). Piirkonna ja vaatluse aja segava mõju eemaldamiseks on kõigil juhtudel mudelisse kaasatud kovariaatidena piirkondlik hanede keskmine kartlikkus ($r = 60$ km vastavalt ruumilise autokorrelatsiooni määratud ulatusele) ning uuringu päev (joonis 22) ja kellaaeg. Vt ka joonis 30.

Vaatlusele eelnev heidutusjahtide periood	Naabruse raadius		
	1 km	3 km	10 km
1 ööpäev	edf = 1,00 F = 0,29 p = 0,589	edf = 1,00 F = 0,24 p = 0,628	edf = 1,00 F = 0,06 p = 0,808
3 ööpäeva	edf = 1,00 F = 0,378 p = 0,539	edf = 1,00 F = 0,03 p = 0,855	edf = 1,00 F = 0,651 p = 0,421
10 ööpäeva	edf = 1,00 F = 0,705 p = 0,402	edf = 1,00 F = 0,10 p = 0,748	edf = 1,00 F = 0,38 p = 0,538



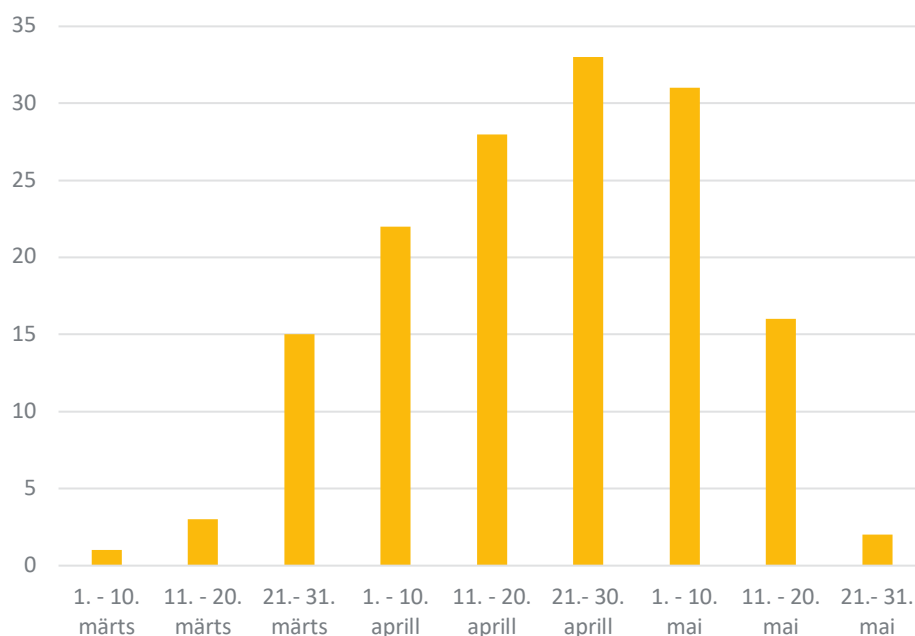
Joonis 30. Hanede kartlikkuse (lendu mineku kauguse ehk põgenemiskauguse) seos kartlikkuse katsele eelnevalt naabruses kütitud hanede arvuga. Piirkonna ja vaatluse aja segava mõju eemaldamiseks on üldistatud aditiivses mudelis (GAM) kõigil juhtudel kaasatud kovariaatidena piirkondlik hanede keskmine kartlikkus ($r = 60$ km vastavalt ruumilise autokorrelatsiooni määratud ulatusele) ning uuringu päev (joonis 24) ja kellaaeg. Mudelite statistikuid vt tabel 6.

4.6 Põllumeeste ja jahimeeste tagasiside

Uuringu lõpus viidi põllu- ja jahimeeste seas läbi küsitlus, et saada tagasisidet hanekahjude, heidutusjahi ja uuringu korralduse kohta. Küsitlusele vastas 46 põllumeest, 44 jahimeest ja 14 põllumeest, kes olid ise ka jahimehed. Küsitlusele vastanud põllumajandusettevõtted olid väga erineva suurusega, alates 42 ha põllumaast ja lõpetades 4 050 ha (keskmiselt 875 ha). Lisaks küsitlustele oli huvipakkuvat informatsiooni ka põlluvaatluse päevaankeetidega saadetud märkustes.

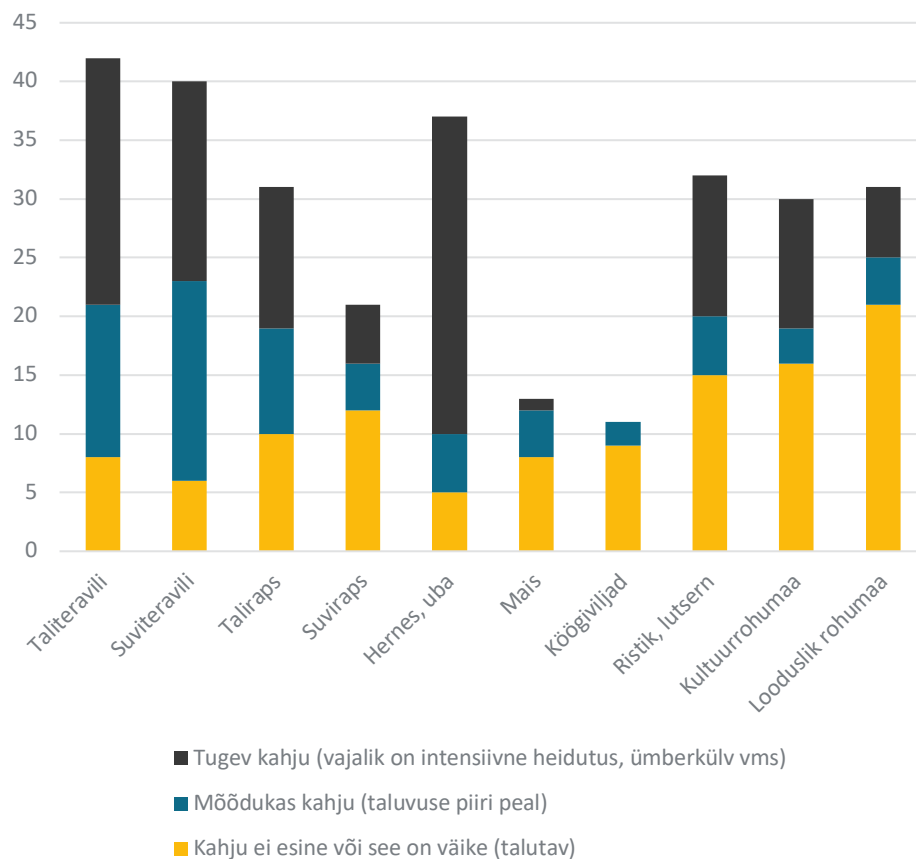
4.6.1 Hanekahjud

Palusime põllumeestel hinnata, millal on hanekahjustused nende põldudel olulised. Tulemus kattub hästi kontrollvaatlustel tehtud hanevaatluste sagedusega ning tropiloenduse jaotusega. Hanesid on Eestis kõige arvukamalt aprilli keskpaigast kuni umbes 10. maini ja siis on ka hanekahjusid põllumeeste sõnul kõige rohkem (joonis 31). Viis ettevõtjat hindasid, et hanekahjusid on kogu perioodi jooksul märtsi algusest mai lõpuni.



Joonis 31. Hanekahjustuste ajaline jaotus põllumeeste hinnangul.

Kõige rohkem kahjustavad haned hernest ja uba ning teravilja (joonis 32). Suhteliselt palju põllumehi hindas, et kahjud rohumaadele on talutavad, kuigi oli ka neid, kelle rohumaadel esineb tugevaid kahjustusi. Põllumajandusliku tegevuse ümberkorraldamine hanekahjude vähendamiseks on võimalik ainult teatud ulatuses, kuna vähemalt 15% põllumaadest tuleb viljavahelduse tõttu kasvatada liblikõielisi - need on aga hanede ühed lemmikud.



Joonis 32. Põllumeeste hinnangul hanekahjude jaotus põllukultuuride kaupa.

On püstitatud hüpotees, et väiksematel põldudel on hanekahjud väiksemad ja soovitatud suuremaid põllumassiive metsaribadega tükeldada. Põllumeeste hinnangul on aga haned väga tihti just väikestel metsaäärsetel või majadevahelistel põldudel ja põldude tükeldamisel loodetud efekti poleks. Lisaks on väiksemate põldude harimine keerulisem ja vähem efektiivne. Samuti tekiks probleeme vilja ebaühtlase valmimise tõttu.

4.6.2 Hanekahjude suurus ja nende hüvitamine

Hanekahjud varieeruvad suures ulatuses. Põllumeeste hinnangul võivad haned hävitada kuni kolmandiku saagist, mõne kultuuri puhul ka rohkem. Ettevõtjad hindasid hanekahjude suurusks 500–70 000 eurot aastas, keskmiselt 14 400 eurot. Kahtlemata sõltub see palju ettevõtte suurusest. Ettevõtte põllumaa hektari kohta hinnati hanekahjude suurusks 1–215 €, keskmiselt 32 €. Riik hüvitab hanekahjusid maksimaalselt 3 200 eurot ühe taotleja kohta. Põllumehed ütlesid, et hanekahjude hindamise metoodika ja hüvitiste arvestamise alused tuleks üle vaadata. Aladel, kus heidutusjahil on piirangud, soovitakse hüvitistele eritingimusi. Samuti arvati, et hüvitiste suurus peaks sõltuma piirkonnast läbi rändavate hanede hulgast.

Kui on valida kahjude hüvitamise või hanede küttimise vahel, valiksid üle poolte vastanutest heidutusjahi. Üheks põhjuseks toodi, et praegune hüvitiste taotlemise süsteem on liiga keeruline ja hüvitised katavad kahjud vaid osaliselt. Samas leidsid paljud vastanud, et riik peaks hüvitama ka heidutusjahile tehtud kulutused sarnaselt tavaheidutuse kuludega.

4.6.3 Hanede heidutamine

Mitteletaalsest heidutusviisidest olid levinumad mootorsõiduki või inimese kohaloluga peletamine, samuti erinevad paugutamise võimalused. Hernehirmutisi ja autoromusid, või neile sarnaseid, statsionaarseid peleteid kasutati põllul vastavalt 16 ja 20 juhul. Laseriga peletati hanesid 15 juhul ja 5 juhul kasutati täispuhutavat hirmutist „Kasti Kalle“. Lisaks kasutati muu hulgas lindude hädakisaga peletit, röövlindude kujulisi lohesid ja kivide erk-oranžiks värvimist. Suhteliselt tõhusaks hanede hirmutajaks peavad põllumehed merikotkast, kuid neid ei ole alati igal pool "võtta". Põllumeeste sõnul on kõige efektiivsemad mitteletaalsed heidutusviisid järgnevad:

- püssipauk inimese kohaloluga (jahipüssiga põllule minemine eeldab jahiluba),
- liikuv sõiduk,
- laser (töötab hästi hämaras ja pilves ilmaga, plussiks suhteliselt väike kulu),
- seisev auto põllul (eriti hästi töötavad need autod, mida on kasutatud heidutusjahiks),
- gaasipauguti (miinusteks küsitlusele vastanud põllumeeste sõnul piiratud mõjuulatus ja haned harjuvad aja jooksul),
- inimese kohalolu,
- pürotehnika.

Siiski hindasid põllumehed kõige tõhusamaks hanede heidutamise viisiks **heidutusjahi**. Heidutusjahti kasutas 35 küsitlusele vastanud põllumeest. Heidutusjahist oli enamuse põllumeeste hinnangul kasu, sest haned muutusid kartlikumaks ja see andis ühe täiendava võimaluse hanede hirmutamiseks. Põllumehed on huvitatud kevadise heidutusjahi jätkumisest, kuid paljud tõid välja, et bürokraatiat ja aruandlust võiks vähem olla. Mitmed isegi

loobusid heidutusjahist, sest ei olnud võimekust ja/või soovi ankeete täita. Mitmed jahimehed tõid välja, et jaht tuli registreerida jahipäevikus, uuringuankeedis ja veel väikeuluki jahiloas. Kindlasti oli sel aastal seoses uuringuga infokogumine oluliselt mahukam, kui see oleks vajalik tavapäraselt heidutusjahi rakendamise korral.

Põllumeestega suhtlemisest on jäänud kõlama veendumus, et heidutus peab tõhusaks toimimiseks olema regulaarne ja inimese kohaloluta hakkama ei saa. Statsionaarsete peletitega (nt gaasipauguti ja autodega) harjuvad haned nädala või paari jooksul ära. Hanede hirmutamiseks on vaja kombineerida erinevaid viise. Igapäevane hommikust õhtuni hanede heidutamine on põllumeestele kurnav ja kulukas.

4.6.4 Koostöö jahimeestega

Küsitlusele vastanud jahimeestest osales heidutusjahis kümneid kordi 18 jahimeest ja mõned korrad 27 jahimeest. Lisaks oli veel kolm jahimeest, kes olid heidutusjahiks valmis, kuid kelle jahialadele haned ei saabunud või ei osalenud muul põhjusel. Lisaks heidutusjahile osalesid osad jahimehed ka mitteletaalses heidutamises.

Kõige lihtsam oli heidutusjahti korraldada neil põllumeestel, kes on ka ise jahimehed. Enamasti käisid jahimehed hanesid küttimas vabatahtlikult ja kandsid ise heidutusjahiga seotud kulud. Mõnel juhul maksti jahimeestele ka palka, sagedamini hüvitati otsesed jahipidamisega seotud kulud. Vabatahtlikult käimise puuduseks on see, et jahimeestel pole motivatsiooni käia regulaarselt iga päev ja vahepealsel ajal peab põllumees ise hanedega hakkama saama. Siiski on ka sellest abi, kui hobijahimehed käivad kasvõi kord nädalas. Põllumehed saavad heidutamisest puhata ja mitteletaalne heidutamine muutub lihtsamaks. Paljud küsitlusele vastanutest märkisid, et hanedele piisas vaid läheneva auto nägemisest, et lendu tõusta. Oli ka selliseid põllumajandusettevõtteid, kellel ei õnnestunud jahimeestega kokkuleppele saada.

5 JÄRELDUSED JA SOOVITUSED

5.1 Järeldused

Uuringus kogutud andmetest ja teostatud analüüsist järeldub järgnev.

A. Kevadrändel olevad haned viibivad Mandri-Eestis põhiliselt neljas piirkonnas:

- Ida- ja Kesk-Harjumaa,
- Lääne-Virumaa ja Ida-Virumaa põhjaosa,
- Lääne-Eesti rannikupiirkonnad,
- Tartu ja Võrtsjärve ümbrus.

Lääne-Eesti saartel kontrollvaatlusi ei teostatud, seetõttu seal järeldus puudub.

B. Vaid umbes 4–17% (sõltuvalt piirkonnast) hanedest viibib kahjustustele eriti tundlikel, tärgranud viljaga põldudel (valdavalt tali- ja suvi-teravili ning taliraps). Enamus hanesid viibib rohumaadel, mis eeldatavasti ei ole üldse või on oluliselt vähem tundlikud kahjustuste suhtes. Eriti olulised paistavad hanedele olevat kaitsealused jm suured niisked rohumaad, kus kohati tihti väga suuri haneparvi (nt Valguta polder, Audru polder, Matsalu rannaniit, Aardla poldri äärne karjamaa).

C. Kevadise heidutusjahi korraldamine ja teostamine on korralduslikult teostatav. Uuringu raames peetud jahi käigus olulisi probleeme ei tuvastatud. Ette kavandamata asjaolud õnnestus lahendada operatiivselt – nt väike laukhane vaatlused ja neist johtunud jahikorra muutmine.

D. Heidutusjaht võib olla põhjendatud vaid kõrge hanede arvukusega piirkondades põllukultuuridel, kus hanekahjud on suured ning kus ohustatud haneliigid regulaarselt ei peatu. **Oluliselt kestvat ega ulatuslikumat mõju sama hooaja jooksul heidutusjahil ei leitud.** Seega oleks heidutusjaht tavaheidutust täiendav heidutusmeede.

- Võrreldes tavaheidutusega ei sõltu heidutusjahist hanede naasmise sagedus samale põllule – heidutusjahi mõju on sarnane tavaheidutuse mõjuga.
- Heidutusjahil puudub kestev ja ulatuslik mõju hanede arvukusele ja kartlikkusele ümbritseval alal, sõltumata kütitud hanede hulgast.

E. Kuna suur-laukhane ja valgepõsk-lagle arvukus on märkimisväärselt kõrge, siis nende kahe liigi piiratud mahus küttimine ei ole looduskaitse (ökoloogiliselt) vastunäidustatud. Juhul, kui eesmärgiks seatakse ka nende liikide populatsioonide arvukuse piiramine, siis heidutusjaht on üks meede, mis võib sellele kaasa aidata. Sellisel juhul tuleb kindlasti kaaluda ka teisi populatsiooni suurust reguleerivaid meetmeid ja arvestada ühiskondlike normidega. Kindlasti on oluline tagada, et vähemarvukad ja ohustatud liigid ei satuks kütitud lindude hulka.

- F. Hallhane küttimine kevadel ei ole põhjendatud. Vaatlustel registreeriti hallhanesid vaid Lääne-Eestis. Tegu oli kohalike pesitsevate lindudega, kelle küttimine ei ole lubatav. Ka läbirändavate hallhanede arvukus on marginaalne võrreldes massliikidega ja seega võib eeldada, et olulisi kahjusid põllumajandusele hallhaned Eestis ei tekita.
- G. Kaitsealuste ja vähearvukate haneliikide kaitset on võimalik tagada jahikorralduse tsoneeringuga (sh alaline ja ajutine) ning operatiivse hane- ja jahiseire ning vahetu infovahetusega. Leidis kinnitust, et väike-laukhanega arvestamine on võimalik tsoneeringuga ja operatiivse jahikorraldusega. Kriitilise tähtsusega on seire ja kiire infovahetus jahihooaja jooksul.
- H. On oluline, et jahimehed suudaksid enne küttimist eri haneliike eristada ning vältida küttimisel liike, kellele ei ole jahiluba väljastatud.
- Valgepõsk-lagle küttimine on ohustatud liikidele (väike-laukhani ja taiga-rabahani) suhteliselt ohutu, sest valgepõsk-lagle on neist kergesti eristatav ja rabahaned on valgepõsk-lagledega samas parves harva. Küll aga tuleb arvestada, et ohustatud punakael-lagle võib viibida üksikute isenditena valgepõsk-lagle parvedes.
 - Suur-laukhane küttimine on ohustatud liikidele (väike-laukhani ja taiga-rabahani) suhteliselt ohtlikum, sest need liigid on sarnased ning rabahaned ja väike-laukhaned on sagedamini suur-laukhaned samas parves koos.
 - Taiga-rabahane leiti rohkem Lääne-Eestis, kuid rabahanede alamliikide jaotus vajab täiendavaid selgitamist. On tõenäoline, et väike-laukhane kaitseks loodud piirangualad tagavad suures osas kaitse ka taiga-rabahanele. Rabahane küttimise otsus peab olema selgelt ja põhjalikumalt põhjendatud, oluliselt arvukamate suur-laukhane ja valgepõsk-lagle küttimine. Kuna rabahani on palju vähem arvukas, kui nimetatud kaks arvukaimat liiki, siis rabahane küttimine praeguse seisuga pigem ei ole põhjendatud.

5.2 Soovitused

5.2.1 Jahikorraldus

1. Kui kevadist heidutusjahti lubada, siis vaid piirkondades, kus on palju hanesid. Kevadine hanede küttimine on sotsiaaleetiliselt väga vastuoluline teema. Seetõttu on väiksema hanede arvukusega piirkondades soovitatav hanekahjustuste ära hoidmiseks kasutada vaid mitteletaalseid meetmeid.
2. Kaitsealuste ja ohustatud hanede kaitseks kasutada jahikorra tsoneeringut. Käesolevas uuringus rakendatud tsoneeringu (nii alaline kui ajutine) otstarbekus leidis kinnitust. Enamus väike-laukhanesid peatusid rändel eelnevalt määratud jahikeelu tsoonis. Jahikeelu tsoonist väljas tehtud väike-laukhane vaatlustele reageeriti operatiivselt ja laiendati jahikeelu ala. Edaspidi tuleb rohkem panustada väike-laukhane seiresse, et välistada selle väga haruldase liigi küttimine. Kindlasti on oluline seirata ka teiste haruldaste liikide (sh punakael-lagle ja taiga-rabahane) esinemist ning minimeerida ohtu nende sattumiseks kütitud lindude hulka.
3. Kaitsealadel piirata heidutusjahti kohapõhiselt lähtuvalt kaitseala kaitsekorrast ja kaitse-eesmärkidest. Jaht keelata eelkõige lindude kaitseks moodustatud kaitsealadel. Seevastu kaitsealadel, mille eesmärkide hulgas linde ei ole (nt pinnavormide, maastike jms kaitse) võib heidutusjahti lubada, kui ei ole muid välistavaid asjaolusid.
4. Natura 2000 linnualadel soovitage keelata nii heidutusjaht kui ka mitteletaalne heidutus. Nii on võimalik hoida maastikes kohti, kus haned, aga ka teised liigid saavad segamatult viibida. Suurimat tähelepanu pöörata suurtele niisketele rohumaadele.
5. Paljusi võib jahikorraldus olla sarnane sügisese hanejahiga, kuid eelregistreerimisega ja rangema ruumilise piiranguga (tsoneering) ning vaid hanekahjudele vastuvõtlikel põllukultuuridel. Kuna heidutusjahi eesmärk on kaitsta põllukultuure, siis hanede peibutamine ei ole lubatav. Samuti on soovitatav, et kütt oleks hanedele nähtav. Käesolevas heidutusjahi projektis kasutatud jahikord ja küttimislimiidid (vt ptk 3.6.2) paistavad olevat üsna realistlikud ja optimaalsed ning need tasub edaspidise jahikorralduse kujundamisel aluseks võtta.
6. Heidutusjahi registreerimiseks on soovitatav luua lihtne ja kiire infovahetuse süsteem. On välja pakutud võimalus kasutada JAHIS süsteemi, mis on jahimeestele tuttav. Tõenäoliselt tuleks seda süsteemi vastavalt heidutusjahi omapäradele kohandada.
7. Kindlasti tuleb piiritleda ja registreerida alad, kus soovitakse heidutusjahti pidada. Kui alal esineb piiranguid, siis tuleb sellest informeerida nii põllumajandusettevõtet kui ka jahiseltsi. Jahimeestel peab olema selge, kus tohib hanesid küttida ja kus ei tohi.

8. Kõik kütitud haned tuleb registreerida sarnaselt praegu toimuvale sügisjahile, kas JAHIS-es või väikeuluki loal. Paberkandjal alternatiiv on oluline neile jahimeestele, kes kaasaegseid infotehnoloogilisi vahendeid ei kasuta. Topelt andmeedastus ei ole mõistlik.
9. Heidutusjahti oleks mõistlik korraldada jahipiirkondade kaupa ja kõiki piirkonna põllumehi tuleb sellisest võimalusest teavitada. Sel aastal oli mitmel pool olukord, kus haned viibisid registreeritud põllu kõrval registreerimata põllul, kus jaht ei olnud lubatud. Samas peab maaomanikule jääma õigus mitte lubada jahti oma maal.
10. Analüüsida erinevate jahiviiside eeliseid ja puuduseid. Näiteks vintpüssi kasutamine võimaldab enne lasku täpsemalt määrata kütitava hane liiki ja haavamise tõenäosus on väiksem, kui haavlipüssil. Samas on vintpüss ohtlikum läheduses viibivatele inimestel ja mitte jahitavatele liikidele, kuna laskeulatus on palju suurem.
11. Jahimehi tuleb koolitada, et nad oskaksid liike hästi eristada ning oleksid teadlikud kaitstavatest liikidest ja meetmetest, kuidas nende kütmist vältida. Samuti on koolitus oluline, et vähendada lindude haavamist.

5.2.2 Hüvitised

12. Soovitame hanekahjude ja -heidutuse hüvitiste korra üle vaadata. Näiteks võib edaspidi olla vajalik jahipiirangutega aladel suurendada makstavaid hüvitisi. Samas heidutusjahiga aladel võiks riigi kulud hüvitistele väheneda juhul, kui seal oleks hüvitised väiksemad ning põllumajandustootjad valiksid hüvitiste asemel heidutusjahi pidamise. Vastavalt tsoneeringule võib kujundada näiteks kolm hüvitisemäära:
 - kõrgeim – jahi ja/või muu heidutuse keeluga aladel (väike-laukhane kaitsetsoon, Natura 2000 linnualad jms);
 - keskmine – osaliste piirangutega heidutusjahi aladel;
 - madal – piirkondades, kus heidutusjaht on lubatud.
13. Kuna üheks tõhusamaks mitteletaalseks heidutusviisiks on inimese kohalolu, siis soovitame otsida ja kaaluda võimalusi heidutamise kulude hüvitamisel arvestada ka heidutamisele kulutatud aega (töötasu) ja kulu transpordile.

5.2.3 Teadusarendus

14. Juurutada seireprogramm, mille käigus kogutakse järgnevat infot:
 - Haruldaste haneliikide esinemine ja rändeteed, et oleks võimalik tagada operatiivne jahikorraldus aladel, kus ohustatud liigid peatuvad. Tegevus on oluline üle-eestilisena. Samuti võib eesmärgile kaasa aidata rahvusvaheline koostöö ja infovahetus.
 - Hanede arvukuse ja rändekäitumise analüüs, et oleks võimalik hinnata heidutusjahi mõju, tõhusust ja otstarbekust. Hanede arvukust rändeperioodil on kindlasti vaja täpsustada Lääne-Eesti saartel ja rannikualal, samuti Põhja-Eesti rannikulähedastes piirkondades.
 - Jahiinfo vahetu kogumine ja kütitud hanede seire (jooksvalt), et vältida lokaalset üleküttimist ning ohtu haruldastele liikidele. Samuti võib kütitud hanede seire anda olulist infot eri liikide rändeteedest ja käitumisest (vt nt käesoleva uuringu rabahane alamliikide eristamine).
15. Soovitame andmete kogumist (uuringut/seiret) jätkata andmete aegrea moodustamiseks. Oluline on koguda andmeid heidutusjahi teostuse ja tulemuse kohta. Hanede esinemist kontrollida sõltumatute vaatlustega, mis näitavad nii hanede esinemist ja puudumist kui ka arvukust ning käitumis- ja liikumismustreid maastikus. Käoleva ja eelneva aasta heidutusjahi uuringu tulemustel ei saa välistada, et heidutusjahi mõju avaldub alles mitme aasta pärast, kui haned on samas kohas korduvalt küttimisega kokku puutunud. Sarnaseid tulemusi on teada ka teaduskirjandusest.
16. Hanekahjude hindamise metoodikat võiks kaasajastada. Näiteks on võimalik, et kaugseire vahendite kasutamine tõstab kahjude hindamise täpsust ja tõhusust. Ilmselt on rakendusteni jõudmiseks vajalik täiendav teadusarendus töö.
17. Eesti on väike ala hanede rändeteel, seetap **on vajalik mitmekülgne rahvusvaheline koostöö nii uurimistegevuses kui regulatsioonide ja jahikorra kujundamiseks.**

ALLIKAD

- Andrew, R. J. (2018). Avoidance behaviour. In: *Encyclopædia Britannica*. Chicago, Encyclopædia Britannica, inc. <https://www.britannica.com/science/avoidance-behaviour>
- Avery, M. L., & Werner, S. J. (2017). Frightening devices. In: Linz, G. M., Avery, M. L., & Dolbeer, R. A. (Eds.) *Ecology and Management of Blackbirds (Icteridae) in North America*. RC Press, Boca Raton, lk 159-174.
- Bainbridge, I., 2017. Goose Management in Scotland: An Overview. *Ambio*, 46 (S2), 224–30.
- Balmford, A., Beresford, J., Green, J., Naidoo, R., Walpole, M., & Manica, A. (2009). A global perspective on trends in nature-based tourism. *PLoS Biol*, 7(6), e1000144.
- Bartelt, G. A. (1987). Effects of disturbance and hunting on the behavior of Canada goose family groups in eastcentral Wisconsin. *The Journal of Wildlife Management*, 51(3), 517–522.
- Bauer, S., Lisovski, S., Eikelenboom-Kil, R. J., Shariati, M., & Nolet, B. A. (2018). Shooting may aggravate rather than alleviate conflicts between migratory geese and agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 55 (6), 2653–2662.
- Baxter, A. T., & Robinson, A. P. (2007). A comparison of scavenging bird deterrence techniques at UK landfill sites. *International Journal of Pest Management*, 53 (4), 347–356.
- Beauchamp, G. (2015). *Animal vigilance: Monitoring predators and competitors*. San Diego, CA: Academic Press. 272 lk.
- Bechet, A., Giroux, J.-F., Gauthier, G., Nichols, J.- D., Hines, J. E., 2003. Spring Hunting Changes the Regional Movements of Migrating Greater Snow Geese. *Journal of Applied Ecology*, 40 (3): 553–64.
- Berge, A., Delwiche, M., Gorenzel, W. P., & Salmon, T. (2007). Bird control in vineyards using alarm and distress calls. *American Journal of Enology and Viticulture*, 58 (1), 135–143.
- Bishop, J., McKay, H., Parrott, D., & Allan, J. (2003). *Review of international research literature regarding the effectiveness of auditory bird scaring techniques and potential alternatives*. Food and Rural Affairs, London. 52 lk.
- Black, J. M., Carbone, C., Wells, R. L., & Owen, M. (1992). Foraging dynamics in goose flocks: the cost of living on the edge. *Animal Behaviour*, 44 (1), 41–50.
- Blumstein, D. T. (2006). Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. *Animal Behaviour*, 71 (2), 389–399.
- Blumstein, D. T. (2010). Flush early and avoid the rush: a general rule of antipredator behavior? *Behavioral Ecology*, 21 (3), 440–442.
- Burger, J. (1983). Bird control at airports. *Environmental Conservation*, 10 (2), 115–124.

- Caro, T. (2005). *Antipredator defenses in birds and mammals*. Chicago: University of Chicago Press. 592 lk.
- Clausen, K. K., Marcussen, L. K., Knudsen, N., Balsby, T. J., & Madsen, J. (2019). Effectiveness of lasers to reduce goose grazing on agricultural grassland. *Wildlife Biology*, 2019 (1), 1–8.
- Clauss, M., Steuer, P., Müller, D. W., Codron, D., & Hummel, J. (2013). Herbivory and body size: allometries of diet quality and gastrointestinal physiology, and implications for herbivore ecology and dinosaur gigantism. *PLoS One*, 8 (10), e68714.
- Coluccy, J. M., Drobney, R. D., Graber, D. A., Sheriff, S. L., & Witter, D. J. (2001). Attitudes of central Missouri residents toward local giant Canada geese and management alternatives. *Wildlife Society Bulletin*, 29 (1), 116–123.
- Conover, M. R., & Kania, G. S. (1991). Characteristics of feeding sites used by urban-suburban flocks of Canada geese in Connecticut. *Wildlife Society Bulletin* (1973-2006), 19 (1), 36–38.
- Cooper Jr, W. E., & Blumstein, D. T. (Eds.). (2015). *Escaping From Predators: an Integrative View of Escape Decisions*. Cambridge: Cambridge University Press. 460 lk.
- Curado, N., Hartel, T., & Arntzen, J. W. (2011). Amphibian pond loss as a function of landscape change—a case study over three decades in an agricultural area of northern France. *Biological Conservation*, 144 (5), 1610–1618.
- Curio, E. (1978). The adaptive significance of avian mobbing: I. Teleonomic hypotheses and predictions. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 48 (2), 175–183.
- Davis, P. J. (1974). Fundamentals of bird scaring — a laboratory approach. *Annals of Applied Biology*, 76 (3), 353–358.
- Davies, N. B., Krebs, J. R., & West, S. A. (2012). *An Introduction to Behavioural Ecology*. Oxford: Wiley-Blackwell. 506 lk.
- Deboelpaep, E., Keleman, P. J., Vanschoenwinkel, B., & Koedam, N. (2018). Gallant geese, fearful flocks? Flock size and heterospecifics alter the escape behaviour of an invasive goose. *Belgian Journal of Zoology*, 148 (2), 135–147.
- Díaz, M., Møller, A. P., Flensted-Jensen, E., Grim, T., Ibáñez-Álamo, J. D., Jokimäki, J., Markó, G., & Tryjanowski, P. (2013). The geography of fear: a latitudinal gradient in anti-predator escape distances of birds across Europe. *PLoS ONE*, 8 (5), e64634.
- Eichhorn, G., Drent, R. H., Stahl, J., Leito, A., & Alerstam, T. (2009). Skipping the Baltic: the emergence of a dichotomy of alternative spring migration strategies in Russian barnacle geese. *Journal of Animal Ecology*, 78 (1), 63–72.
- Eriksson, L., Johansson, M., Månsson, J., Redpath, S., Sandström, C., & Elmberg, J. (2020). The public and geese: a conflict on the rise? *Human Dimensions of Wildlife*, 1–17.
- Féret, M., Gauthier, G., Béchet, A., Giroux, J. F., & Hobson, K. A. (2003). Effect of a spring hunt on nutrient storage by greater snow geese in southern Quebec. *The Journal of Wildlife Management*, 67 (4), 796–807.

- Ferreira, M., & Beja, P. (2013). Mediterranean amphibians and the loss of temporary ponds: Are there alternative breeding habitats? *Biological Conservation*, 165, 179–186.
- Frid, A., & Dill, L. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6 (1).
- Gaynor, K. M., Brown, J. S., Middleton, A. D., Power, M. E., & Brashares, J. S. (2019). Landscapes of fear: spatial patterns of risk perception and response. *Trends in Ecology & Evolution*, 34 (4), 355–368.
- Green, A. J., & Elmberg, J. (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews*, 89 (1), 105–122.
- Grignolio, S., Merli, E., Bongi, P., Ciuti, S., & Apollonio, M. (2011). Effects of hunting with hounds on a non-target species living on the edge of a protected area. *Biological Conservation*, 144 (1), 641–649.
- Gräler, B. Pebesma, E. and Heuvelink, G., 2016. Spatio-Temporal Interpolation using gstat. *The R Journal* 8 (1), 204–218
- Hake, M., Månsson, J., Wiberg, A. (2010). A Working Model for Preventing Crop Damage Caused by Increasing Goose Populations in Sweden. *Ornis Svecica*, 20, 225–233.
- Hamilton, W. D. (1971). Geometry for the selfish herd. *Journal of Theoretical Biology*, 31 (2), 295–311.
- Heinrich, J. W., & Craven, S. R. (1990). Evaluation of three damage abatement techniques for Canada geese. *Wildlife Society Bulletin* (1973–2006), 18 (4), 405–410.
- Jensen, G. H., Madsen, J., Tombre, I. M., 2016. Hunting Migratory Geese: Is There an Optimal Practice? *Wildlife Biology*, 22 (5), 194–203.
- Jensen, G. H., Pellissier, L., Tombre, I. M., Madsen, J., 2017. Landscape Selection by Migratory Geese: Implications for Hunting Organisation. *Wildlife Biology*, 2017 (17), wlb.00192.
- Jonker, R. M., Eichhorn, G., van Langevelde, F., Bauer, S., 2010. Predation Danger Can Explain Changes in Timing of Migration: The Case of the Barnacle Goose. Edited by Rands, S. *PLoS ONE* 5 (6), e11369.
- Kahlert, J. (2006). Factors affecting escape behaviour in moulting Greylag Geese *Anser anser*. *Journal of Ornithology*, 147 (4), 569–577.
- Kinks, R., 2018. Lindude ränne. Eesti Ornitoloogiaühing.
- Koffijberg, K., Schekkerman, H., van der Jeugd, H., Hornman, M., & van Winden, E. (2017). Responses of wintering geese to the designation of goose foraging areas in The Netherlands. *Ambio*, 46 (2), 241–250.
- Kose, M., Kinks, R., 2016. Mereala planeeringu alusuuring: Eesti merealal paiknevate lindude rändekoridoride olemasolevate andmete koondamine ja kaardikihtide koostamine ning analüüsi koostamine tuuleparkide mõjust lindude toitumisaladele. Eesti Ornitoloogiaühing.

- Lancaster, L. T. (2015). Maternal and genetic effects on escape: a prospective review. In: Cooper, Jr, W. E., & Blumstein, D. T. (Eds.). *Escaping From Predators: An Integrative View of Escape Decisions*. Cambridge: Cambridge University Press, lk 360–384.
- Lank, D. B., & Ydenberg, R. C. (2003). Death and danger at migratory stopovers: problems with "predation risk". *Journal of Avian Biology*, 34 (3), 225–228.
- Laundré, J. W., Hernández, L., & Ripple, W. J. (2010). The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *Open Ecology Journal*, 3, 1–7.
- Laursen, K., Kahlert, J., & Frikke, J. (2005). Factors affecting escape distances of staging waterbirds. *Wildlife Biology*, 11 (1), 13–19.
- Lazarus, J. (1978). Vigilance, flock size and domain of danger size in the white-fronted goose. *Wildfowl*, 29 (29), 135–145.
- Lefebvre, J., Gauthier, G., Giroux, J. F., Reed, A., Reed, E. T., Bélanger, L. (2017). The Greater Snow Goose *Anser caerulescens atlanticus*: Managing an Overabundant Population. *Ambio*, 46 (S2), 262–74.
- Leito, A. (2018). Hallhani (roohani). Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus, 92–93. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing.
- Leito, A. (2018). Valgepeõsk-lagle. Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus, 90–91. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing.
- Litvin, Y., Blanchard, D. C., & Blanchard, R. J. (2015). The physiology of escape. In: Cooper, Jr, W. E., & Blumstein, D. T. (Eds.). *Escaping From Predators: An Integrative View of Escape Decisions*. Cambridge: Cambridge University Press, lk 343–359.
- Madsen, J. (1985). Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation*, 33 (1), 53–63.
- Madsen, J. (1993). Experimental wildlife reserves in Denmark: a summary of results. *Wader Study Group Bulletin*, 68, 23–28.
- Madsen, J. (1995). Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis*, 137, S67–S74.
- Madsen, J. (1998). Changing trade-offs between predation risk and food intake: Gaining access to feeding patches during spring-fattening in pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*. In: *Research on Arctic geese proceedings of the Svalbard goose symposium*. Oslo, Norsk Polarinstitut Skrifte (pp. 303–311).
- Madsen, J., & Fox, A. D. (1995). Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildlife Biology*, 1 (1), 193–207.
- Madsen, J., Tombre, I., & Eide, N. E. (2009). Effects of disturbance on geese in Svalbard: implications for regulating increasing tourism. *Polar Research*, 28 (3), 376–389.
- Madsen, J., Williams, J. H., Johnson, F. A., Tombre, I. M., Dereliev, S., Kuijken, E. (2017). Implementation of the First Adaptive Management Plan for a European Migratory Waterbird Population: The Case of the Svalbard Pink-Footed Goose *Anser brachyrhynchus*. *Ambio*, 46 (S2), 275–89.

- Ministerie van LNV (2004). Uitvoering van het Beleidskader Faunabeheer in verband met overwinterende ganzen en smienten vanaf 1 oktober 2004. Ministerie van LNV, Den Haag (hollandi keeles).
- Mooij, J. H. (1991). Hunting - a questionable method of regulating goose damage. *Ardea*, 79, 219–225.
- Morelli, F., Benedetti, Y., Díaz, M., Grim, T., Ibáñez-Álamo, J., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.L., Tätté, K., Marko, G., Jiang, Y., Tryjanowski, P., Møller, A.P. (2018). Contagious fear: Escape behavior increases with flock size in European gregarious birds. *Ecology and Evolution*, 9 (10), 6096–6104.
- Møller, A. P. (2008). Flight distance and population trends in European breeding birds. *Behavioral Ecology*, 19 (6), 1095–1102.
- Møller, A. P. (2015). Birds. In: Cooper, Jr, W. E., & Blumstein, D. T. (Eds.). *Escaping from Predators: An Integrative View of Escape Decisions*. Cambridge: Cambridge University Press, lk 88–112.
- Møller, A. P., & Erritzøe, J. (2010). Flight distance and eye size in birds. *Ethology*, 116 (5), 458–465.
- Møller, A. P., & Garamszegi, L. Z. (2012). Between individual variation in risk-taking behavior and its life history consequences. *Behavioral Ecology*, 23 (4), 843–853.
- Møller, A. P., & Xia, C. (2020). The ecological significance of birds feeding from the hand of humans. *Scientific Reports*, 10 (1), 1–5.
- Nolet, B. A., Kölzsch, A., Elderenbosch, M., & van Noordwijk, A. J. (2016). Scaring waterfowl as a management tool: how much more do geese forage after disturbance? *Journal of Applied Ecology*, 53 (5), 1413–1421.
- Owen, M., Black, J. M., & Liber, H. (1988). Pair bond duration and timing of its formation in Barnacle Geese (*Branta leucopsis*). In: Weller, M. W. (Ed.). *Waterfowl in Winter*. USA, University of Minnesota Press, lk 23–38.
- Owens, N. W. (1977). Responses of wintering brent geese to human disturbance. *Wildfowl*, 28, 5–14.
- Parrott, D., McKay, H. V., Watola, G. V., Bishop, J. D., & Langton, S. (2003). Effects of a short-term shooting program on nonbreeding cormorants at inland fisheries. *Wildlife Society Bulletin*, 31 (4), 1092–1098.
- Percival, S. M., Halpin, Y., & Houston, D. C. (1997). Managing the distribution of barnacle geese on Islay, Scotland, through deliberate human disturbance. *Biological Conservation*, 82 (3), 273–277.
- Pulliam, H. R. (1973). On the advantages of flocking. *Journal of Theoretical Biology*, 38, 419–422.
- Remm, J., Remm, P., Jaik, K., Kont, R., Grosberg, J., Tammiste, L., Remm, K. & Remm, R. (2019). Hanede heidutusjahi uuring. Kevadrändel olevate hanede letaalse heidutuse tõhusus võrreldes mitteletaalsete heidutusviisidega. OÜ Rewild. 04.12.2019

- Samia, D. S., Nakagawa, S., Nomura, F., Rangel, T. F., & Blumstein, D. T. (2015). Increased tolerance to humans among disturbed wildlife. *Nature Communications*, 6, 8877.
- Saul, E. K. (1967). Birds and Aircraft: A Problem at Auckland's New International Airport. *Journal of the Royal Aeronautical Society*, 71 (677), 366–376.
- Seamans, T. W., & Bernhardt, G. E. (2004). Response of Canada geese to a dead goose effigy. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, 21, 104–106.
- Schultz, D. F., Cooper, J. A., & Zicus, M. C. (1988). Fall flock behavior and harvest of Canada geese. *The Journal of Wildlife Management*, 52 (4), 679–688.
- Sijtsma, M. T., Vaske, J. J., & Jacobs, M. H. (2012). Acceptability of lethal control of wildlife that damage agriculture in the Netherlands. *Society & Natural Resources*, 25 (12), 1308–1323.
- Simonsen, C. E., Madsen, J., Tombre, I. M., & Nabe-Nielsen, J. (2016). Is it worthwhile scaring geese to alleviate damage to crops? – An experimental study. *Journal of Applied Ecology*, 53 (3), 916–924.
- Simonsen, C. E., Tombre, I. M., Madsen, J. (2017). Scaring as a Tool to Alleviate Crop Damage by Geese: Revealing Differences between Farmers' Perceptions and the Scale of the Problem. *Ambio*, 46 (S2), 319–27.
- Smit, C. J., & Visser, G. J. M. (1993). Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. *Wader Study Group Bulletin*, 68 (Supplement), 6–19.
- Smith, A. E., S. R. Craven, & P. D. Curtis (1999). *Managing Canada geese in urban environments*. Jack Berryman Institute Publication 16. Ithaca, New York: Cornell University Cooperative Extension. 43 lk.
- Sol, D., González-Lagos, C., Moreira, D., Maspons, J., & Lapiedra, O. (2014). Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology Letters*, 17 (8), 942–950.
- Spurr, E. B., & Coleman, J. D. (2005). *Review of Canada goose population trends, damage, and control in New Zealand*. Lincoln, Canterbury: Manaaki Whenua Press. 31 lk.
- Stankowich, T., & Blumstein, D. T. (2005). Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 272 (1581), 2627–2634.
- Summers, R. W., & Hillman, G. (1990). Scaring brent geese *Branta bernicla* from fields of winter wheat with tape. *Crop Protection*, 9 (6), 459–462.
- Townshend, D. J., & O'connor, D. A. (1993). Some effects of disturbance to waterfowl from bait-digging and wildfowling at Lindisfarne National Nature Reserve, north-east England. *Wader Study Group Bulletin*, 68 (47), 52.
- Tätte, K., Møller, A. P., & Mänd, R. (2018). Towards an integrated view of escape decisions in birds: relation between flight initiation distance and distance fled. *Animal Behaviour*, 136, 75–86.

- van der Jeugd, H. P., Kwak, A. (2017). Management of a Dutch Resident Barnacle Goose *Branta leucopsis* Population: How Can Results from Counts, Ringing and Hunting Bag Statistics Be Reconciled? *Ambio*, 46 (S2), 251–61.
- Veeroja, R., Männil, P. (2019). Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2019. Tartu.
- Videler, J. J. (2006). *Avian Flight*. Oxford: Oxford University Press. 258 lk.
- Väli, Ü., Mirski, P., Sein, G. Abel, U., Tõnisalu, G., Sellis, U. (2020). Movement patterns of an avian generalist predator indicate functional heterogeneity in agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 35, 1667–1681.
- Weston, M. A., McLeod, E. M., Blumstein, D. T., & Guay, P. J. (2012). A review of flight-initiation distances and their application to managing disturbance to Australian birds. *Emu - Austral Ornithology*, 112 (4), 269–286.
- Whitford, P. C. (2008). Successful use of alarm and alert calls to reduce emerging crop damage by resident Canada geese near Horicon Marsh, Wisconsin. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, 23, 74–79.
- Wood, S.N. (2017) Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.
- Ydenberg, R. C., & Dill, L. M. (1986). The economics of fleeing from predators. *Advances in the Study of Behavior*, 16 (C), 229–249.
- York, D. L., Cummings, J. L., Engeman, R. M., & Wedemeyer, K. L. (2000). Hazing and movements of Canada geese near Elmendorf Air Force Base in Anchorage, Alaska. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 45 (3–4), 103–110.

Veebiallikad

EELIS andmebaas seisuga 01.01.2020

eElurikkus andmebaas <https://elurikkus.ee/> 28.10.2020

Hanede riiklik seire Eestis, 1999–2017

https://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=4048:haned-luiged-ja-sookurg-2017-a&catid=1346:elustiku-mitmekesisuse-seire-2017&Itemid=5854
18.10.2020

Hanede riiklik seire Eestis: väike-laukhani, 2015–2017

https://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=3867&Itemid=5852
10.03.2020

Keskkonnaagentuuri ulukite arvukuse ja küttimise andmed

<https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/kuttimine>
29.10.2020

LVA – Loodusvaatluste andmebaas <https://lva.keskkonnainfo.ee> 28.10.2020

PRIA kaardiandmed. Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Amet, põllumassiivide andmed. <https://www.pria.ee/registrid/pria-kaardiandmed> 25.08.2020

Seadused ja määrused

Jahieeskiri, <https://www.riigiteataja.ee/akt/125012019010>, 01.10.2020.

Jahiseadus, <https://www.riigiteataja.ee/akt/123122014022>, 01.10.2020.

Keskkonnaministri määrus nr 40 (10. september 2008). Looma tekitatud kahju hindamise metoodika, kahju hüvitamise täpsustatud ulatus ja hüvitamise kord ning kahjustuste vältimise abinõudele tehtud kulutuste hüvitamise täpsustatud ulatus ja kord. Lisa 1. [RT I, 16.12.2010, 1 – jõust. 1.01.2011]

Looduskaitseseadus, <https://www.riigiteataja.ee/akt/13001661>, 25.09.2020.

OSALEJAD

Uuringusse registreerunud põllumajandustootjad

Abaja Farm OÜ, Abenora OÜ, Adrijan OÜ, Ago Leht FIE, Ago Põllud OÜ, Aiker OÜ, aktsiaselts Perevara, aktsiaselts Väätsa Agro, Andres Sellak FIE, Andrus Õunapuu Käära talu FIE, Ankru Põllud OÜ, Anne Leht FIE, Ants Pak'i Kadarbiku Talu FIE, Ardo Kaljuste Nõmme Liha Piim FIE, Arikase OÜ, ARU Põllumajanduse Osaühing, AS Peetri Põld ja Piim, As Tartu Agro, ATSI-ADO OÜ, Eesti Taimekasvatuse Instituut, Eestimaa Lihaveis OÜ, Einar Tootsi FIE, Endel Tiksi Udu talu FIE, Erki Plamus FIE, Ermo Sepa talu FIE, Frumentum OÜ, HAAGE AGRO OSAÜHING, Hansujüri Põllumajandusühistu, Heiki Ein Tiigi talu FIE, Imede Põld OÜ, Jaagumäe OÜ, JK OTSA TALU OSAÜHING, Jõe Agro OÜ, Jändja Lihaveis OÜ, JÄNESMÄE AGRO OÜ, K.A.T. Farm OÜ, Kaido Kirst Nuudi talu FIE, KALEV PRINKEN FIE, Kartvil OÜ, "KITSE-ADO TALU" FIE, Kodukoila OÜ, KRISTI AED OÜ, Kõivu Agro OÜ, Kõljala Põllumajanduslik osaühing, Kämara-Antsu talu FIE, Kärla Põllumajandusühistu, KÄRSTNA VILI OÜ, Laiuse Põllumajanduse osaühing, Leedikõrve Taimekasvatuseühistu, Lillemäe Agro OÜ, Linnupoeg OÜ, Lüganuse Agro OÜ, Madikse talu osaühing, MahePoiss OÜ, Margus Härmi Lauri talu FIE, Margus Valgma FIE, Mati Gubinski FIE, Mälbergi Jõekääru talu FIE, Mäleto OÜ, Ohtla Põld OÜ, Olli-Välja talu FIE, Osaühing Arterega, Osaühing Arvmer, osaühing Audla, Osaühing AWE & ASER, Osaühing Crocus, Osaühing Grain Farming, Osaühing Hiiumaa Agro, osaühing HK Kodeeste, Osaühing HTM Grupp, osaühing JoKa Maa, osaühing JUPPI, osaühing Karpo, Osaühing Kerro Farmer, OSAÜHING KIRBLA, Osaühing KOHALA SF, Osaühing Kuldaru ST, Osaühing Laheotsa, Osaühing Milligrupp, Osaühing Mäemõisa, Osaühing Männaka, osaühing Nukike, Ohtla Lihaveis, Osaühing Orgita Põld, Osaühing Pihlaspä Talu, Osaühing Piira Talu, Osaühing Põide AG, Osaühing Rabaveere Farm, osaühing Rannu Seeme, osaühing Saare Veisekasvatus, Osaühing Sigwar, Osaühing Vaiatu Agri, Osaühing Väluste PL, OSAÜHING VARSTU AK, Osaühing VETIKU S.T., Osaühing Vinimex, OÜ BLAUTEAM, OÜ Hansi, OÜ Kahu, OÜ KALDIMÕISA, OÜ LAEVA PÕLD, OÜ Levala põllud, OÜ Lustivere Põld, OÜ MEILEDOR, OÜ Mäe Talu PL, OÜ Mägede, OÜ Männiku Teravili, OÜ Nukiagro, OÜ Ole talu, OÜ Ollipere, OÜ PÜHAORU, OÜ RAKATER, OÜ Ranna Farm, OÜ Reissaare, OÜ RISTIKU TERAVALI, OÜ Rämsi Agro, OÜ SADALA AGRO, OÜ Sauga Seemnekeskus, OÜ Sikkani, OÜ TAIMISTU, OÜ Teeääre Agro, OÜ TIIDUMÄE MRK, OÜ Tiiginõlva talu, OÜ VÄLJA TALU, Peekoni põld OÜ, Põhara Agro osaühing, Raivo Võidula Tõnise talu FIE, RANDAGRO OÜ, RANDE AGRO OÜ, Rauni Põllumajanduse Osaühing, Rautsi talu FIE, Räpina Põllumajanduslik Osaühing, Saidafarm OÜ, Saimre Viljakasvatuse OÜ, Sargvere Põllumajandusühistu, Suureaia OÜ, Sõkal OÜ, Sääse OÜ, Tammekalda OÜ, Tammistu Agro OÜ, TANI TALU OÜ, TEET SEER FIE, Tiit Eskori Paevälja talu FIE, Timo Vunder FIE, Tori Agro OÜ, Tuule Agro OÜ, Tähnisaare Agro OÜ, Tähnisaare-Kikkasilla talu FIE, UUELA TALU FIE, Vabamehe OÜ, Valaste Agro OÜ, Valjala Põllumajanduslik Osaühing, Vilpo OÜ, ÖSTERBY OÜ, Üllar Kaaver FIE.

Andmeid edastanud isikud

Kusti Aavik, Kervin Adamson, Kalle Adler, Riho Alep, Margus Algo, Aavo Aljas, Raido Allsaar, Toompalu Arvo, Jüri Avikson, Anti Berens, Asko Einberg, Heimar Einberg, Lauri Ellram, Romet Elmaste, Priit Eskor, Heiki Evestus, Jüri Gabriel, Jürjo Gediminas, Mati Gubinski, Valmar Haava, Jaanus Hein, Martin Hein, Ando Holm, Peeter Hussar, Andres Härm, Margus Härm, Jarko Jaadla, Margo Jäger, Helari Järvepere, Neeme Järvi, Arvi Kaasik, Üllar Kaaver, Matis Kajaste, Kaspar Kald, Mallor Kalda, Ardo Kaljuste, J. Karpovski, Avo Karu, Kristjan Kasearu, Klemens Kasemaa, Liisa Katt, Toomas Kelgo, Enn Kiilaspea, Aare Kiiver, Kalle Kisand, Margus Klais, Kaarel Klamas, Toomas Klein, Rita-Anette Kohava, Kalle Kohver, Sulev Kõiv, Aivo Koolmeister, Kaido Koosapoeg, Ott Koppa, Olav Kreen, Arno Kull, Max Kurg, Kaupo Kutsar, Alar Kuusik, Roland Kuusik, Kert Kuuskla, Heiki Kõomägi, Karel Kõomägi, Aigar Käis, Karl Johannes Kärner, Olgerd Laiduner, Aare Lass, Martin Leedo, Anne Lehr, Anne Leht, Gerd-Knud Lemmats, Joel Leppik, Peeter Leppik, Madis Liiväär, Anti Likk, Andres Lillemäe, Mati Lillemets, Jakob Johan Lindam, Ilmar Lomp, Teet Lood, Kaino Lopp, Priit Lulla, Ardi Luuk, Sulev Matto, Tarmo Meus, Hendrik Mikk, Edgar Mikk, Ahti Mölder, Anna Muttik, Kaido Muttik, Martin-Ando Muttik, Heino Märks, Marten Ojang, Martin Ojang, Marko Olop, Andres Oopkaup, Ainar Õisnurm, Karla Paomees, Arvid Peel, Anti Perkson, Rihard Peterson, Aare Pigul, Andre Pildre, Erki Plamus, Pavel Pogomolov, Meelis Pohlak, Oliver Pohlak, Argo Princken, Madis Pruus, Raivo Puhke, Kristjan Põldmaa, Vambola Põllumaa, Aarne Põri, Mehis Pärnamägi, Rauno Rahnel, Aimar Rakko, Tiit Rammul, Robin Randaru, Kalev Randjõe, Sven Rannaväli, Varmo Rein, Anu Riisalu, Gabriel Rikberg, Märt Ristmäe, Sergei Rozanov, Kristjan Runtal, Peeter Rüngas, Sigmar Saag, Jaanis Saartok, Kaur Salus, Siim Samuel, Margus Sauer, Mikk Seer, Tiit Seer, Anti Sepp, Ermo Sepp, Mait Siimson, Tanel Siru, Alar Smirnov, Toomas Soodla, Tarmo Stamm, Ander Sule, Madis Susi, Ants-Endel Sõrra, Õnne Sööt, Taimo Sööt, Priit Süüden, Ilja Šavrin, Kalle Taal, Tarmo Tallinn, Alar Tammepärg, Riho Teder, Indrek Tekko, Tiit Tihemets, Kaupo Tihvan, Heino Tiido, Sulev Tiks, Arvo Toompalu, Tiit Treiberg, Taavi Treier, Andi Tuulik, Toivo Tõnson, Liina Ulm, Rauno Uusküla, Toomas Uusmaa, Armin Uutar, Teele Vaarak, Reio Vaht, Tanel Vaks, Margus Valgma, Märt Varblane, Rein Varmo, Kaljo Veltbach, Aare Vent, Ülari Vent, Tõnis Viht, Eino Viikoja, Allan Viilol, Veiko Villers, Kristjan Vilu, Kalmer Visnapuu, Timo Vunder, Raivo Võidula.

LISAD

Lisa 1. Andmete kogumise ankedid

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Jahiankeet.pdf

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Põlluankeet.pdf

Lisa 2. Kogutud andmete tabelid:

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Jaht.xlsx

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Kontrollvaatlused.xlsx

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Küsitlus.xlsx

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Põllud_A.xlsx

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Põllud_B.xlsx

Lisa 3. Uuringualade paiknemise kaardikiht (*MapInfo* formaadis, L-EST97 koordinaatsüsteemis). Kaardikihi andmetabelis heidutusjahi tsoonid vastavalt 1, 2 ja 3 (vt ptk 3.2.1) ning võrdlusala – 0.

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Uuringualad.tab

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Uuringualad.map

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Uuringualad.id

reWiLD_2020_Hanede_heidutusjahi_uuring_Uuringualad.dat

Kõik lisamaterjalid on Keskkonnaametile edastatud digitaalselt.