

Hanede ja laglede kaitse ja ohjamise tegevuskava



Sisukord

Sisukord.....	2
1. Sissejuhatus	4
2. Kokkuvõte.....	5
3. Liikide bioloogia, levik, arvukus ja kaitsestaatus	6
3.1. Hallhani (<i>Anser anser</i>).....	6
3.1.1. Levik, rändeteed ja arvukus.....	6
3.1.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine ja sulgimine.....	7
3.1.3. Hallhani Eestis.....	8
3.2. Rabahani (<i>Anser fabalis</i>)	10
3.2.1. Levik, rändeteed ja arvukus.....	10
3.2.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine	13
3.2.3. Rabahani Eestis	14
3.3. Suur-laukhani (<i>Anser albifrons</i>).....	15
3.3.1. Levik, rändeteed ja arvukus.....	15
3.3.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine	17
3.3.3. Suur-laukhani Eestis	18
3.4. Valgepõsk-lagle (<i>Branta leucopsis</i>)	20
3.4.1. Levik, rändeteed ja arvukus.....	20
3.4.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine	22
3.4.3. Valgepõsk-lagle Eestis	23
3.5. Kanada lagle (<i>Branta canadensis</i>)	26
3.5.1. Levik, rändeteed ja arvukus.....	26
3.5.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine	27
3.5.3. Kanada lagle Eestis	28
4. Hanede toitumisökoloogia	30
5. Haned-lagled ja inimene	31
5.1. Ajalooline ülevaade.....	31
5.2. Küttimine	32
5.3. Kahjustused	33
5.4. Loodusturism	37
5.5. Turvalisusprobleemid.....	37
5.5.1. Lennuohutus	37
5.5.2. Linnugriip	39
6. Hanede ja laglede kaitse ja jahi korraldus Eestis	42
7. Rahvusvaheline kogemus hanekahjude ohjamisel	44
8. Hanede ohjamisega seotud ohutegurid	46
9. Esmased meetmed hanekahjude stabiliseerimiseks Eestis	50
10. Kaitse ja ohjamise eesmärk	49
10.1. Lähi- ja pikaajalised kaitse- ja ohjamise eesmärgid.....	49
11. Tegevuskava (vajalikud meetmed, nende eelisjärjestus, ajakava, eelarve)	49
11.1. Koostöö arendamine põllumajandustootjate, teadlaste, ametnike, vabatahtlike ja teiste huvitatud osapoolte vahel.....	49
11.2. Hanejahi populaarsuse suurendamine	50
11.3. Muudatused seadusandluses	61
11.3.1. Keskkonnaministri määruse „Looma tekitatud kahju hindamise metoodika, kahju hüvitamise täpsustatud ulatus ja hüvitamise kord ning kahjustuste vältimise abinõudele tehtud kulutuste hüvitamise täpsustatud ulatus ja kord“ täpsustamine.....	61
11.3.2. Juriidilise tausta loomine hanede arvukuse reguleerimiseks ning hanekahjude	

vähendamiseks	61
11.4. Uuringud	61
11.4.1. Talunike seas hanekahjude taluvuse piiri määratlemine.....	Error! Bookmark not defined.
11.4.2. Hanede reageering regionaalsete peatumisalade ning regionaalsete alternatiivsete tootumisalade määratlemine ning selle efektiivsuse kontroll - pilootprojekt	61
11.4.3. Raadiotelemeetriiliste andmete analüüs.....	62
11.4.4. Hallhane, rabahane ja valgepõsk-lagle uuringud	62
11.4.5. Iga-aastane hanede ja laglede juhuvaatluste analüüs.....	Error! Bookmark not defined.
Info hanekonsortsiumile peatuvate hanede arvukuse ja selle ruumilise paiknemise muutuste kohta.	Error! Bookmark not defined.
11.4.6. Lastud hanedelt tiibade kogumine	Error! Bookmark not defined.
11.4.7. Riikliku haneseire metoodika analüüs	Error! Bookmark not defined.
11.5. Rahvusvaheline koostöö	63
11.6. Tähtajatud tegevused.....	63
12. Kaitse korraldamise eelarve.....	64
13. Kaitse ja ohjamise tulemuslikkuse hindamine	65
14. Kasutatud põhiallikate loend	65

1. Sissejuhatus

Hanede ja laglede (edaspidi haned) arvukus on olnud ajaloos otseselt mõjutatud neile korraldatud jähi intensiivsusest ning maastikus toimunud muutustest – looduslike elupaikade kadu ning põllumajandusmaastiku ulatuslik levik. Nii kirjeldatakse erinevates allikates ülisuurt hanede arvukust ja kujuteldamatuid jahisaake 19. sajandi Inglismaal. Samas, juba 20. sajandi esimesel poolel täheldati hanede arvukuse vähenemist peamiselt ressursi ülekasutamise, looduslike elupaikade vähenemise ning teadmata põhjuste tõttu. Alates 20. sajandi keskpaigast on mitmete Euroopas talvituvate hane- ja lagleliikide populatsioonid tänu aktiivsele kaitsele (kaitsealade rajamine, jahipiirangute rakendamine; Fox & Madsen 2017) kasvanud väga suureks (Fox *et al.* 2010) ning sellega on kaasnud pesitsusaegse ja pesitsusvälise leviku oluline laienemine (Madsen *et al.* 1999). Mõnel juhul on muutunud ka rände ajastus ja linnud peatuvad talvitusaladel Lääne-Euroopas pikemalt (Eichhorn *et al.* 2009). Samaaegselt toimunud looduslike elupaikade kaoga on põllumajanduse intensiivistumine pakkunud hanedele energiarikast ja külluslikku toitu ning seetõttu on haned koondunud toituma põldudele sügisest kevadeni (van Eerden *et al.* 1996). Kui hanede toitumine sügisel ja talvel põldudele jäänud viljajääkidest, rohumaadel või puhkeolekus taliviljadest ei ole problemaatiline, siis konflikt põllumajanduslike huvidega tekib kevadel hanede toitumisel erinevatel idanevatel rohumaadel enne niitmist või karjatamise algust, taliviljadel või värsketel külvidel (van Roomen & Madsen 1992). Tekkinud konflikti leevendamiseks hanede ja põllumajanduse vahel tegeletakse erinevates riikides erinevatel tasanditel, sageli lokaalselt, kasutades selleks peamiselt erinevaid hirmutusvahendeid, mõnikord koos pelgupaikade rajamisega hanedele ning põllumajandustootjatele kompensatsiooni maksimisega kaotatud saagi eest (van Roomen & Madsen 1992, Cope *et al.* 2003; Tombre *et al.* 2013a). Kuna haned suudavad kiiresti kohaneda uute ressursside leidmisel uutel aladel, võib oletada populatsioonide jätkuva suurenemise korral põllumajanduskahjude kiiret suurenemist tulevikus (ref. Jensen *et al.* 2018). Rahvusvaheline kogemus rõhutab hanekahjude probleemi lahendamisel oludega pidevalt kohanevale juhtimisele (*adaptive management*), mis tugineb sotsiaalsele ja ühiskondlikule õppimisele ning inimeste ja ökosüsteemi vahel tekkivate ettenägematute vastasmõjude lahendamiseks kuna need arenevad üheskoos (Berkes & Folke 1998).

Loodusliku päritoluga haneliike (perekond *Anser*) on Eestis registreeritud 5 (rabahani, lühinokk-hani, suur-laukhani, väike-laukhani ja hallhani) ning lagleliike (perekond *Branta*) 4 (kanada lagle, valgepõsk-lagle, mustlagle ja punakael-lagle; <https://www.eoy.ee/ET/16/31/eesti-lindude-nimekiri/>) liiki. Nimetatud liikidest pesitsevad peamiselt Lääne-Eestis hallhani (500–700 paari), valgepõsk-lagle (80–100 paari) ja kanada lagle (5–10 paari; Elts *et al.* 2019). Teised liigid esinevad vaid rändeperioodil.

Hanede ja laglede kaitse ja ohjamise tegevuskavas käsitletakse viit liiki – hallhani, rabahani, suur-laukhani, valgepõsk-lagle ja kanada lagle – kes toituvad eeskätt kevadrände perioodil suurel arvul põllumajandusmaastikul ning põhjustavad sellega põllumajandustootjatele majanduslikku kahju.

Hanede ja laglede kaitse ja ohjamise tegevuskava eelnõu koostasid Ivar Ojaste, PhD ja Leho Luigujõe (Eesti Maaülikool), Veljo Volke ja Riho Marja, PhD, Aarne Tuule (Eesti Ornitolooogiaühing) koostöös Marko Mägi, PhD (Tartu Ülikool) ja Peep Männil (Keskkonnaagentuur). Töö koostamisel on lähtutud AEWA poolt koostatud hanede kavasid ja teisi asjakohaseid dokumente. Kava eelnõu osas tegid korrekture Keskkonnaameti ja Keskkonnaministeeriumi spetsialistid ning

Commented [IO1]: Ühine mõiste laglede ja hanede kohta haned lisada.
Lisada et AEWA kavasid on antud töös arvestatud.

2. Kokkuvõte

Tabel 1. Hanede kaitse- ja tegevuskavas käsitletavate Eestis pesitsete ja läbirändavate hanepopulatsioonid ja nende seisund koos küttemisandmetega (Andmed: Fox & Leafloor 2018, Eesti Omitoloogiaühing, Keskkonnaagentuur)

Lükk	Asurkond	Asurkonna suurus ja trend	Rände periood ja arvukus Eestis	Eestis pesitseva asurkonna suurus ja trend	Küttimine 2014-2019 (lastud isendit)	Jahi surve asurkonnale (lastud isendite % asurkonnast)
Hallhani (<i>Anser anser</i>)	Kesk-Euroopa/ Põhja-Aafrika	~ 100 000 is., stabiilne	Kevad: märts-aprill, vähemärgatav Sügis: august-september, kuni 16 000 is	500-700 paari, stabiilne	612-1024	1
Taiga-rabahani (<i>Anser fabalis fabalis</i>)	Ida 1 (Kesk – võivad peatuda Loode-Venemaa linnud)	~ 15 000 is., kahanev (Kesk – 35 000 is., stabiilne/kahanev)	Kevad: märts-aprill, 1/3 rabahanedest Sügis: sept-okt, arv sõltub ilmast	-	?	?
Tundra-rabahani (<i>Anser fabalis rossicus</i>)	Põhjameri-Läänemeri	~ 600 000 is., kasvav	Kevad: märts-mai, >20 000 is. Sügis: sept-okt, arv sõltub ilmast	-	724-2586	0,43
Suur-laukhani (<i>Anser albifrons</i>)	Põhjameri-Läänemeri	~ 1 milj is., stabiilne	Kevad: märts-mai, >100 000 is. Sügis: sept-okt, arv sõltub ilmast	-	236-1525	0,15
Valgepõsk-lagle (<i>Branta leucopsis</i>)	Venemaa/ Läänemeri/ Põhjameri	~ 1,2 milj is., stabiilne	Kevad: märts-mai, kuni 158 000 is., Sügis: sept-okt, arv sõltub ilmast	~ 100 paari, stabiilne	1092-4474	0,37

Kanada lagle (<i>Branta canadensis</i>)	Skandinaavia	>46 000 is., kasvav	Kevad: märts-mai, arv hindamata Sügis: okt-nov, arv hindamata	0-5 paari paari, kasvav	9-44	0,95
--	--------------	------------------------	--	----------------------------	------	------

3. Liikide bioloogia, levik, arvukus ja kaitsestaatus

3.1. Hallhani (*Anser anser*)

3.1.1. Levik, rändeteed ja arvukus

Euroopas pesitseb kaks hallhane (*Anser anser*) alamliiki. Nominaatvorm *Anser anser anser* on jagatud neljaks bio-geograafiliseks populatsiooniks (Island, Inglismaa/Iirimaa paikne, Loode- ja Edela-Euroopa ja Kesk-Euroopa) ning *Anser anser rubrirostris* kaheks populatsiooniks (Must meri ja Kaspia meri) (Scott & Rose 1996, Madsen *et al.* 1999, Mitchell *et al.* 2012; joonis 1). Hallhani pesitseb Euraasia metsa- ja stepivööndis, osalt ka tundra- ja kõrbevööndis Islandist ja Suurbritanniast kuni Amuuri alamjooksuni. Areaali põhjapiir ulatub Teravmägedel 78. ja Obi suudmes 67. põhjalaiuskraadini ning lõunapiir Kreekas 40. ja Iraagis 30. laiuskraadini (Cramp & Simmons 1980, Hagemeyer & Blair 1997, BirdLife International 2004, Madsen *et al.* 1999). Peamised talvituspaigad asuvad Suurbritannias, Madalmaades, Hispaanias, Vahemere ja Kaspia mere rannikualadel ning parasvöötme Aasia lõunaosas (Madsen *et al.* 1999). Liigi globaalpopulatsiooni suuruseks on hinnatud 1–1,1 miljonit isendit (Wetlands International 2015). Euroopa populatsiooni suuruseks 259 000–427 000 paari ehk 519 000–853 000 vanalindu (BirdLife International 2015). Hallhane globaalse ja ka Euroopa populatsiooni trendi hinnatakse suurenevaks (Wetlands International 2015, BirdLife International 2015) ning IUCN Punases nimestiku kohaselt on liik soodsas seisundis (BirdLife International 2018a).



Joonis 1. Hallhane levik Euroopas ning bio-geograafiliste populatsioonide jaotus (Scott & Rose 1996).

3.1.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine ja sulgimine

Hallhani asustab igasuguseid mageveekogusid ja nende kaldaid, kuid Lõuna-Rootsi–Lõuna-Läti–Ilmjärve tasandilt põhja pool pesitseb üksnes rannikul ja väikesaartel. Pesitseb sageli üksikult, kuid heades pesitsuskohtades on seltsinguline pesitseja (Hagemeijer & Blair 1997, Väisänen *et al.* 1998). Hallhane pesapaiku saab vaadelda kahe eri rühmana: roostikupesapaigad lahtedes, rannikulõugastes ja pillirooga ümbritsetud saartel ning (pool)avamaastiku pesapaigad, mis asuvad põhiliselt väikesaartel. Roostikus eelistab hallhani selle sisemuses asuvaid kõrge rookasvuga ning väikeste vabaveelaikudega alasid. Samas ehitatakse ligi pooled pesadest lamandunud roogu või selle serva hõredasse püstisesse rootukka. Umbes viiendik pesadest asub talvel mahaniidetud rootüügastikus või madalas hõredas roostikus (Paakspuu 1964a), kõrgest ühtlasest ja tihedast roost leiab hallhanede pesi harva.

Hallhani alustab munemist enamasti aprillis, keskmiselt 14 päeva pärast saabumist. Matsalus on aastatel 1959–1964 esimene muna munetud keskmiselt 9. aprillil, pooltes pesades on munemist alustatud 19. aprilliks (Onno 1975). Munemisperiood on üsna pikk ja lõpeb enam-vähem mai I dekaadiga, hiljem lisandub vaid üksikuid järelkurni; 90%-s kurnades alustatakse munemist 30 päeva jooksul. Varajase kevade puhul alustavad linnud pesitsemist varem, kuid siiski mitte enne märtsi viimaseid päevi. Lind muneb enamasti ülepäeviti (Paakspuu 1964a, Onno 1975), täiskurnas on valdavalt 3–6 muna, kuid on ka 8–9-munalisi kurni; keskmine kurna suurus on aastati erinev ning kõigub 3,9 ja 5,6 vahel (Lilleleht 1975). Koos hallhane arvukuse langusega on alates 1990.-te aastate keskpaigast Matsalu lahe saartel vähenenud ka kurna suurus. Palju on seal rüüstatud pesi (70–75%),

lisaks neile veel uppunud ja teadmata koorumisedukusega pesi (Mägi 2003a). Väike kurn võib olla tingitud pesade osalisest rüüstamisest. Inimfaktor pesade rüüste põhjusena on hallhane puhul aga olematu, sest ta on väga varajane pesitseja kelle pojad kooruvad juba maikuu esimesel dekaadil, mil laiude haudelinnustiku loendustega ei ole veel alustatud.

Hauduma hakkab emalind pärast viimase muna munemist ning pojad kooruvad 27–28 päeva pärast. Haub ainult emalind, isalind viibib läheduses, kuid alles poegade koorumise ajal muutub ta taas aktiivseks. Pärast kõikide poegade koorumist ja kuivamist lahkub pesakond vanemate saatel. Esimesi pesakondi on näha tavaliselt mai I dekaadil. Enamikult pesapaikadelt rändavad pesakonnad avamere äärde, käies toitumas sealsetel asustusest eemal olevatel rannaniitudel või saartel, meresaartel pesitsevad hallhaned kogunevad rohurikkamate saarte rannavette. Pojad lennuvõimestuvad 8 nädala pärast (Harrison & Castell 1998).

Varakevadel toituvad haned põhiliselt samblast, tihti külastavad nad ka kõrrepõlde. Suurvee saabumisega muutuvad toidus tähtsamaks pehmet mullast kougitavaid juured ja juba tärkavad värsked taimed, maikuu on põhiliseks toiduks tärkavad tarnavõrsed (Paakspuu 1964a, Kumari 1937), hiljem ka tärkav pilliroog. Saabumise järel toituvad hallhaned väikestes salkades, kus paarid hoiavad kokku. Suvel muutuvad hallhanedele väga tähtsaks toitumiskohaks rohurikkad meresaared. Sügiseti toituvad hallhaned sageli koristatud viljapõldudel, otsides sealt mahapudenenu viljateri.

Hallhanede sulgimine algab mai teises pooles või juunis. Sulgivad haned kogunevad salkadesse ning veedavad selle perioodi enamasti merel suuremate rohurikkade saarte läheduses. Eestis on teada neli suuremat sulgimisala, mis asuvad Vilsandi saarestikus, Saaremaa lõunaranna saarte lähisel, Matsalu Väinamere osas ning Hiiumaa idaservas. Kokku on sulgimas nähtud 2250 mittepesitsevat lindu (Leibak *et al.* 1994). Osa hallhanesid jääb sulgima ka Matsalu roostikku (1999. a ligi 200 lindu). Hiiumaast idas Hari kurgus ja Hellamaa rahu ümbruses sulgivate hallhanede arv on viimase 20 aastaga pidevalt vähenenud: 1990.-te aastate esimese poole 500–1000 linnult 300–700 linnule kümnendi lõpus ning 200–400 linnuni 2000.-te aastate esimeses pooles (Leito & Leito 2007).

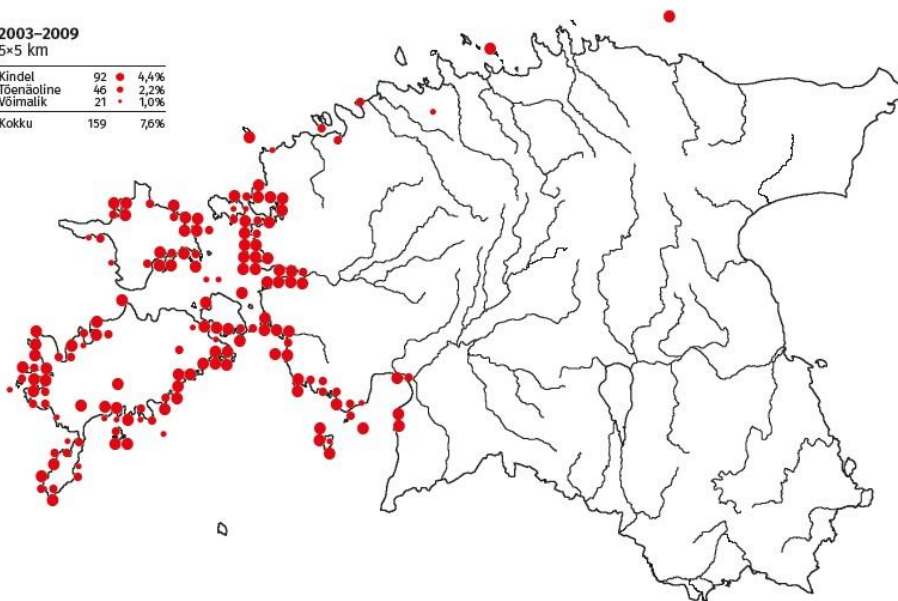
3.1.3. Hallhani Eestis

Hallhaned saavad Eestisse valdavalt 6. märtsi ja 22. märtsi vahele, keskmine saabumisaeg on 14. märtsil (Leibak *et al.* 1994). Algul toituvad nad põldudel ja rannaniitudel, kuid pesitsusaja saabudes kaovad hallhaned roostikku ja näha on aeg-ajalt veel üksikuid paare siin-seal toitumas. Eestis pesitseb hallhani Lääne-Eesti ja Soome lahe väikestel meresaartel ning Lääne-, Hiiu-, Saare-, Pärnu- ja Lääne-Harjumaa rannikul lahesoppide ja rannikulõugaste roostikes (joonis 2; Renno 1993, Leito 2018). Taimestikurikkade merelahtede ja rannikujärvede pesapaigad on kõige ürgsemad (Paakspuu 1973), mistõttu just need on kolleteks, kust hallhani soodsatel aegadel uutele aladele levib, sealhulgas meresaartele. Hallhane pidas E. Kumari (1958) linnuliigiks, kelle arvukus oli tollal ebasoodsa kliima tõttu juba ligi poolteistsada aastat vähenenud. Samas jätab Russowi kirjeldus mulje hallhanede erakordselt arvukast pesitsemisest Matsalu lahel 1870.-tel aastatel (Paakspuu 1973). Matsalu laht on alati olnud Eesti tähtsaim hallhanede pesitsuskoht, suured ja tuntud liigi pesitsusalad olid XX sajandi algul veel Haapsalu lahel ja Noarootsi poolsaare rannikujärvedel ning Saaremaa lõunarannas (Härms 1927). Hallhane arvukuse tõusu täheldati alles 1950.-tel aastatel. Samasse aega jääb ka väikeste meresaarte laialdase asustamise või taasasustamise algus. Oma osa mängis hallhane arvukuse tõus kindlasti Matsalu lahele, Kuressaare lahtedele ja Vilsandi ümbrusse jahikeelupiirkondade moodustamine 1947. aastal ning looduskaitsealade loomine 1957/1958. aastal mitmesse hallhanele soodsasse piirkonda (Matsalu, Nehatu, Vilsandi). 1959. aastast keelati ära hallhanede jaht. Hallhani lisati jahiulukite nimekirja tagasi 1982. aastal, kuid hanejaht algas siis 20. septembrist (EE, 11. kd lk. 210), ehk seega alles pärast hallhanede lahkumist talvitusaladele. Hallhane arvukus oli Eestis

kõrgseisus 1990ndate alguses, mil pesitseva populatsiooni suuruseks hinnati 1500 paari (Leibak *et al.* 1994). Peale seda hakkas arvukus vähenema ning 2008. aastaks oli alles jäänud ainult 500–700 paari, mis on püsinud tänaseni (Elts *et al.* 2009, Elts *et al.* 2019). Hallhane olulisemad rändeaegsed peatuspaigad asetsevad samuti Lääne-Eestis, kus teatud peatuspaikade vahel toimub isendite vahetus lähtuvalt peatumiseks sobivatest tingimustest (Leito *et al.* 2003, Leito 2017).

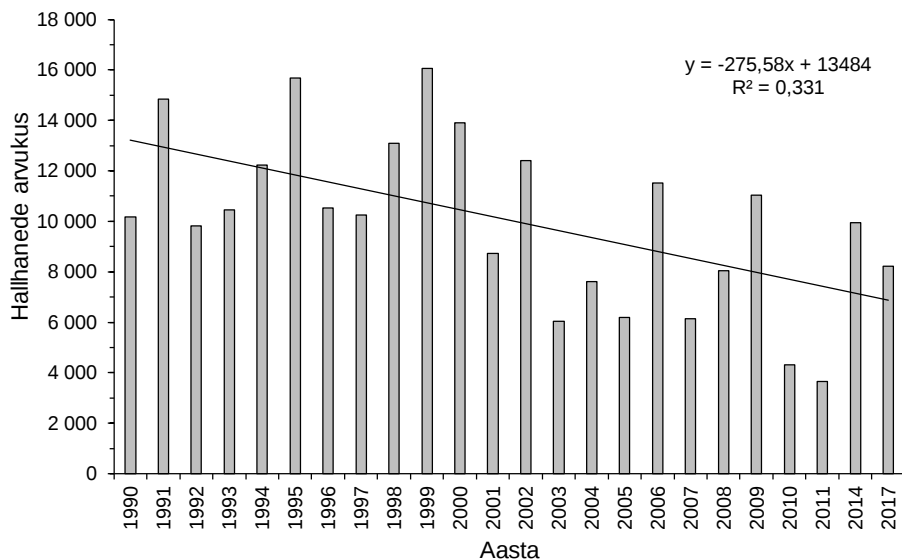
2003–2009
5×5 km

Kindel	92	4,4%
Tõenäoline	46	2,2%
Võimalik	21	1,0%
Kokku	159	7,6%



Joonis 2. Hallhane pesitsusaegne levik Eestis 2003–2009 (Elts *et al.* 2018).

Kevadine hallhanede läbikäik on viimastel aastakümnetel vähemärgatav. Põhiliselt peatuvad siin kohaliku asurkonna linnud. Vaid üksikuid aastail, näiteks 1999. a aprilli algul, on Matsalu rahvusparkis fikseeritud ka suuremate hallhaneparvede peatumist ülejutataval luhal. Augustis hakkavad kohalikud linnud lahkuma. Juba kuu keskpaigas on näha suuremaid hanekogumeid rannaniitudel, varsti näeb neid ka kõrrepõldudele sööma suundumas. Septembriks kogunevad Eestisse läbikäivad hallhane. Seireandmete põhjal on sügisel peatuvate hallhanede arvukus aastati suurtes piirides (3 650–16 000) varieerunud ning märgata on pikaajalist langustrendi (joonis 3). Suuremad langused on toimunud 2000ndate alguses ning aastatel 2010 ja 2011. Samal ajal on toimunud pidevad muutused erinevate peatuspaikade osatähtsuses. Ainsana on Matsalu osatähtsus olnud pidevalt suur, enamasti 50% või rohkem. Linnude ümberpaiknemised on seotud jahipidamise ja häirimise ning sobivate toitumispäikade olemasolu ja kvaliteedi muutustega. Nii on hallhaned Hiiumaal 1990-tel olnud pideva ja intensiivse jahipidamise ja häirimise surve all, kusjuures ka sobivate toitumispäikade pindala ja levila on vähenenud (Leito 2017). Põhiline osa hallhanedest lahkub septembri kolmandaks dekaadiks, oktoobri alguseks on lahkunud peaaegu kõik linnud, kuigi aeg-ajalt näeb mõnda veel hiljemgi. Eestis pesitsevad hallhaned talvitavad rõngastusandmeil Madalmaades ja Lääne-Saksamaal ning Vahemeremaades, peamiselt Itaalias, Tuneesias ja Alžeerias. Eriti pehmetel talvedel on üksikud haned jäänud talveks ka Lääne-Eesti saartele (Leito 2018).



Joonis 3. Hallhane rändeaegne arvukus septembriloenduste põhjal.

3.2. Rabahani (*Anser fabalis*)

3.2.1. Levik, rändeteed ja arvukus

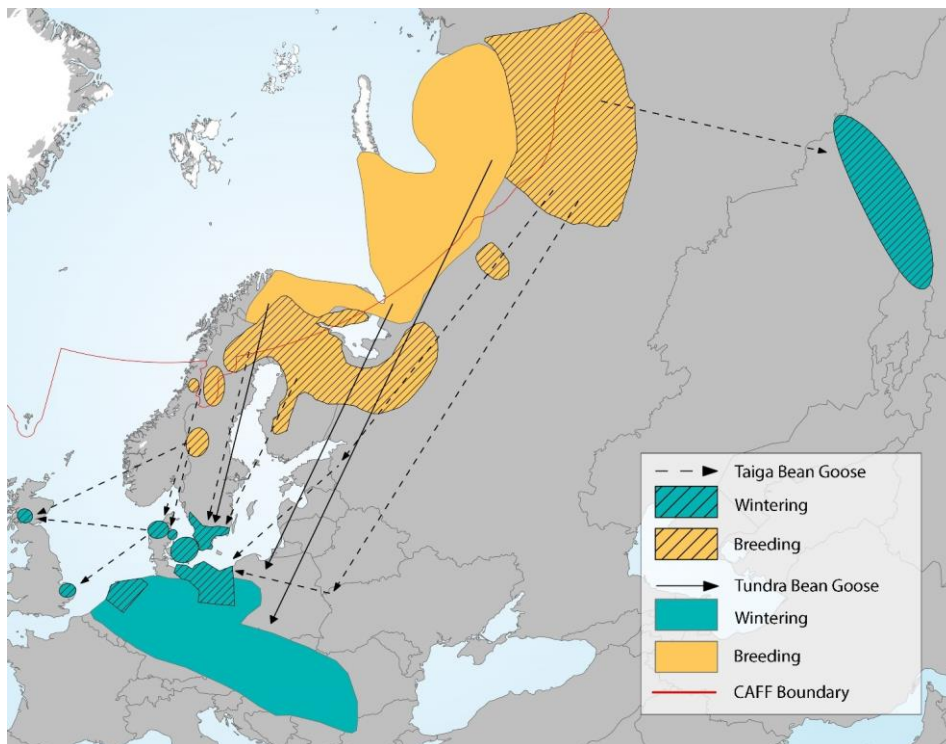
Rabahani jaguneb kaheks alamliigiks: tundra-rabahani (*Anser fabalis rossicus*) ja taiga-rabahani (*Anser fabalis fabalis*). Tundra-rabahani pesitseb tundraladel Põhja-Skandinaaviast kuni Taimõri poolsaareni. Taiga-rabahani pesitseb katkendlikult boreaalses metsavööndis Fennoskandiast kuni Lääne-Siberini (Madsen *et al.* 1999, Marjakangas 2015; joonis 4).

Tundra-rabahane talvituv populatsioon jagatakse tinglikult kaheks suuremaks üksuseks:

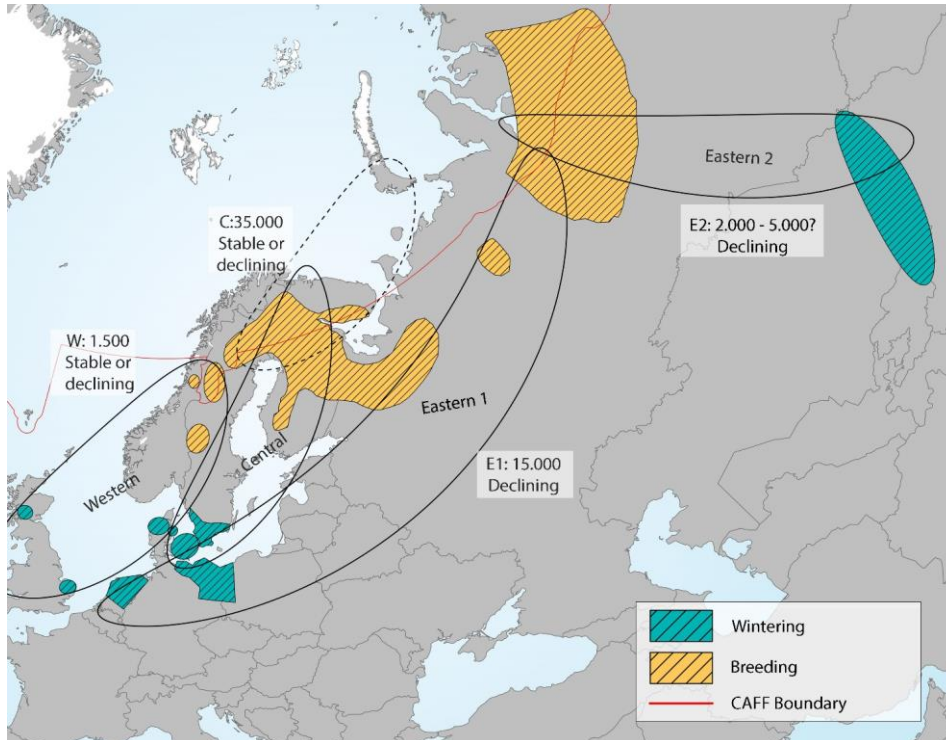
1. Põhjameri-Läänemere üksus (Saksamaa, Holland ja Poola, väiksemad parved Belgias, Prantsusmaal, Ühendkuningriigid, Luksemburg, Šveitsis, Taanis ja Rootsis). Arvukus on suurenenud 200 000 isendilt 1990. aasta talvel kuni 600 000 isendini perioodil 2010–2013;
2. Kesk-Euroopa üksus (peamised talvitusalaad Ungaris ja piirnevatel aladel Austrias, Tšehhis ja Slovakkias, väiksemad parved Horvaatias, Serbias, Bosnia-Hertsegoviinas, Sloveenias ja Itaalias). Arvukus on kahanenud 200 000 linnult 1980. aastate keskpaigas umbes 20 000 linnuni perioodil 2010–2013 (Fox & Leafloor 2018).

Taiga-rabahane populatsioon jaguneb neljaks alampopulatsiooniks (joonis 4 ja 5; Marjakangas *et al.* 2015, Fox *et al.* 2016, Fox & Leafloor 2018):

1. Lääne alampopulatsioon – Rootsi kesk- ja põhjaosas ning Norra lõuna- ja keskosas pesitsev asurkond, kes talvitub Taani põhjaosas ning Suurbritannia idaosas; talvituva asurkonna suurus 1500 isendit (2014);
2. Kesk alampopulatsioon – Norra põhjaosas, Rootsi põhjapoolseimas osas ning Soome kesk- ja põhjaosas ning Venemaa loodeosa külgnevatel aladel pesitsev asurkond, kes talvitub peamiselt Rootsi lõuna- ja Taani kaguosas; asurkonna suurus 35 000 isendit;



Joonis 4. Taiga- ja tundra-rabahane pesitsus- ja talvitusala ning rändeteed (Marjakangas *et al.* 2015, Fox & Leafloor 2018).



Joonis 5. Taiga-rabahane alampopulatsioonide pesitsus- ja talvitusala, arvukus ja trendid (Marjakangas *et al.* 2015, Fox & Leafloor 2018).

3. Ida 1 alampopulatsioon – Petšora ülemjooksu piirkonnas ja Lääne-Siberi madaliku läänepoolses osas pesitsev asurkond, kes talvitub peamiselt Poola loode- ja Saksamaa kirdeosas; asurkonna suurus 15 000 isendit;
4. Ida 2 alampopulatsioon – Lääne-Siberi madaliku idapoolses osas pesitsev asurkond, kes talvitub Kasahstani kagu- ning Kõrgõzstani idaosas ja Hiina loodeosas; talvituva asurkonna suurus teadmata.

Taiga-rabahane Kirde-Euroopa/Loode-Euroopa populatsiooni kogusuuruseks hinnatakse 50 000–70 000 isendit. Samas on Kesk-alampopulatsiooni arvukus suurenenud 43 000 hanelt 2011. aastal 60 000 isendini 2017. aastal. Kuna teiste alampopulatsioonide arvukus suurenenud ei ole, on liik endiselt üks väheseid kahaneva arvukusega haneliike Euroopas (Marjakangas *et al.* 2015, Wetland International 2015, Fox & Leafloor 2018).

Rabahanel on Euroopas kaks peamist, kahe alamliigi vahel osaliselt kattuvat rändeteed. Esimene rändetee kulgeb Baltikumi suhtes edela-kirde suunas ning teine kulgeb enam lääne-ida suunas üle Valgevene. Väiksemad rändeteed on seotud Skandinaaviaga (joonis 4). Talvitusala ning talvituvate lindude arvukuse suhtes täheldatakse nende nihet lääne ja lõuna suunalt enam ida ja põhja suunas. Samas on ebaselge tundra-rabahane Põhjamere-Läänemere ja Kesk-Euroopa üksuste arvukuse omavaheline seos. See võib olla seotud nii talvitusala ulatuslikus nihkega kui ka erinevaid pesitsusalasid kasutatavate lindude arvukuse trendides. Kesk-Euroopas talvituvad haned pesitsevad rõngastusandmetel pesitsusareaali idapoolsematel aladel, kus on täheldatud pesitsevate hanede

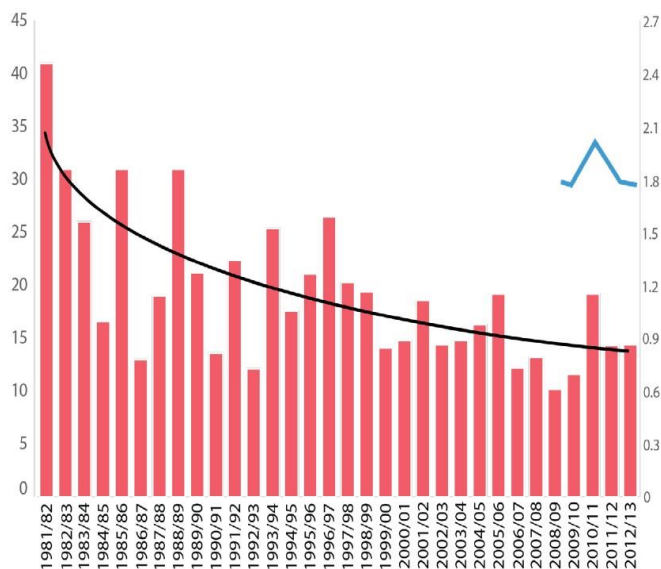
tugevat negatiivset trendi. Põhjamere-Läänemere piirkonnas talvituvad haned pesitsevad aga pesitsusareali läänepoolsemas osas (Fox & Leafloor 2018).

3.2.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine

Taiga-rabahane kohta puuduvad teadmised tema pesitsusaegsest ja pesakondade elupaiganõudlusest ei pesitsusterritooriumi ega ka maastiku ulatuses (Marjakangas *et al.* 2015). Selle liigi pesitsusaladena on kirjeldatud nii mosaiikset soomaastikku, jõgesid, järvi kui ka taigametsa. Soomes ja Rootsis on suurimad pesitsusaegsed asustustihedused leitud *aapa*-soodes, mis pakuvad kaitset kiskjate eest. Venemaal on hinnatud, et pesitsemist alustab umbes 40% kohalolevatest lindudest (ref. Marjakangas *et al.* 2015).

Noorlindude osakaal on taiga-rabahanel ulatunud 19,3–23,4% 1993. ja 1994. aastal, mis on samane (20%) enne arvukuse languse perioodi 1970–1990. Perioodil 2009–2013 hinnati Rootsis noorlindude osakaaluks 17,2–36,9%, mis viitab, et noorlindude osakaal muutub sarnaselt varasematele perioodidele. Taiga-rabahane pesitsevate vanalindude elumuseks on hinnatud umbes 70–80%, mis on sarnane teistele hanedele. Samas, Rootsi põhjaosas märgistatud taiga-rabahane aastane elumus oli 2007–2009 kevadperioodidel 0,67–0,86, kuid Saksamaa kirdeosas märgistatud lindudel 2007. a oktoobris vaid 0,36–0,58. Hanede looduslik aastane suremus on võrdlemisi madal, 0,05 – 0,10, kuid jahipidamine võib seda täiendava suremusena oluliselt suurendada ning jahi mõju peetaksegi sellel alamliigil tähtsaks suremuse suurendajaks.

Sarnaselt teiste Arktikas pesitsevatele hanedele, on ka tundra-rabahane noorlindude osakaalu pikaajaline trend negatiivne (joonis 8).

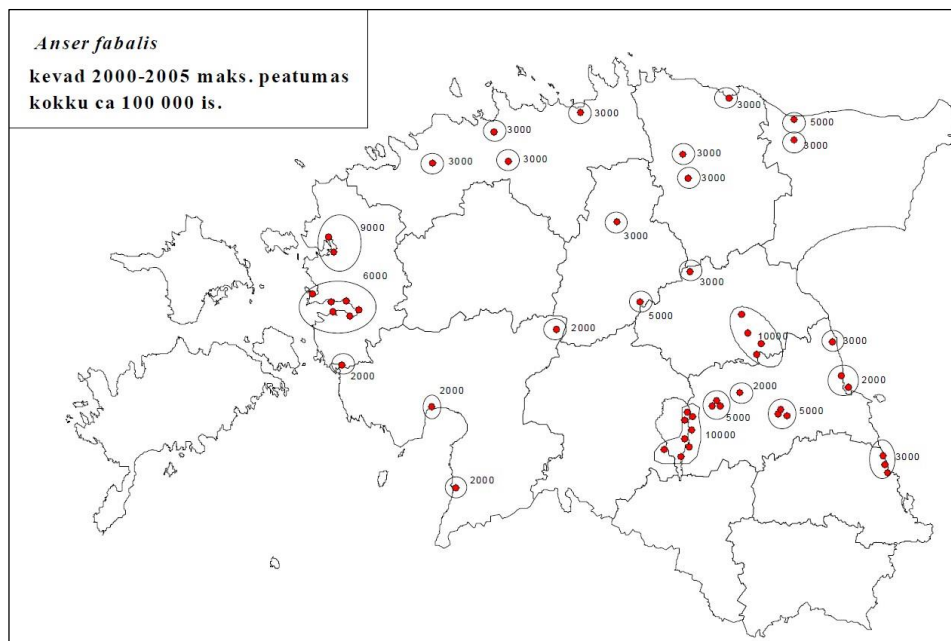


Joonis 8. Tundra-rabahane noorlindude osakaal protsentides (punased tulbad, vasakpoolne telg) ning keskmine pesakonna suurus (sinine joon, parempoolne telg) Hollandis (Fox & Leafloor 2018). Rände- ja talvitumisperioodil toituvad rabahaned peamiselt põllumajandusmaastikul. Põldude valik

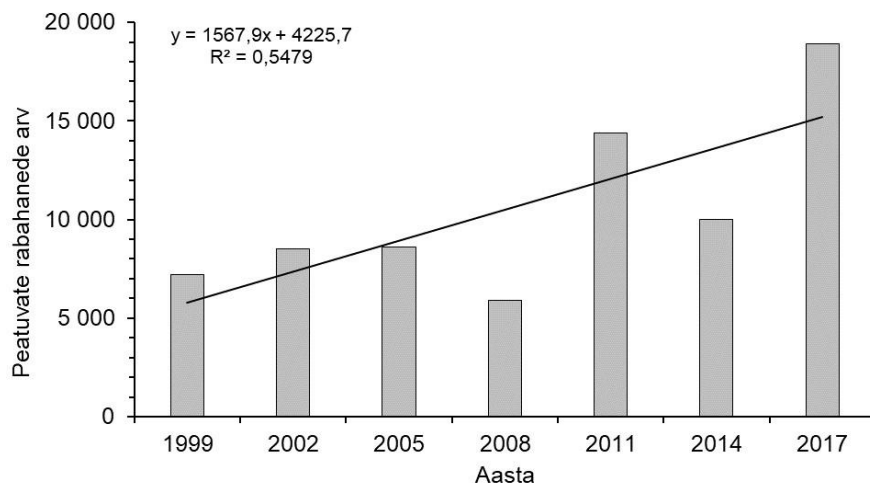
varieerub sessooniti ning peatuskohtade vahel sõltudes saadaolevatest toiduressursidest. Lõuna-Rootsis eelistavad rabahaned hilissügisel, peale saagikoristust, toituda suhkrupeedi ja kartulipõldudel aga ka taliviljadel, rohumaadel ja kõrrepõldudel. Taanis ja Poolas lisanduvad valikusse maisi kõrrepõllud. Kevadel toituvad haned peamiselt karjamaadel tärkavatest rohulibledest ja taliviljapõldudel orasest. Erinevalt taiga-rabahane Skandinaavia alampopulatsiooni lindudest, kes toituvad peamiselt põllumajandusmaastikul, peatuvad Ida 1 ja 2 rühma kuuluvad linnud Loode-Soberis peamiselt looduslikel märgaladel, kus nad toituvad kõrge produktiivsusega graminoididest (ref. Marjakangas *et al.* 2015).

3.2.3. Rabahani Eestis

Rabahane esimesed isendid jõuavad Eestisse peamiselt vahemikus 10. märtsist kuni 1. aprillini, keskmiselt 24. märtsil (Leibak *et al.* 1994). Rände maksimum (suurim arv peatuvaid rabahanesid) on aprilli keskpaigast kuni mai alguseni, viimased lahkuvad enamasti vahemikus 15.–20. maini (Leibak *et al.* 1994, Kuresoo *et al.* 2006, Leito 2017). Eestis oli 2000. aastate alguses teada 26 peatusala, kus peatus vähemalt tuhat isendit (joonis 6; Kuresoo *et al.* 2006). Aastati varieerub kevadise arvukuse dünaamika suhteliselt vähe (Kuresoo *et al.* 2006, Leito 2017). Sügisränne algab septembri keskpaigas, kulmineerub septembri lõpus või oktoobris sõltuvalt ilmastikust tundraaladel. Viimaseid isendeid nähakse tavaliselt novembri alguses (Leibak *et al.* 1994). Sügise jooksul esineb erinevatel aastatel erinevatel aegadel mitu massränne päeva septembri teisest poolest kuni oktoobri lõpuni. Nii kevadel kui ka sügisel kulgeb põhiränne peamiselt üle maismaa. Lääne-Eesti saartel peatub neid vähem ja enamasti ka lühema-ajaliselt.



Joonis 6. Rabahane tähtsamad (>1000 is) kevadised rändepeatuspaidad Eestis. Numbrid tähistavad piirkonnas maksimaalselt loendatud isendite arvu (Kuresoo *et al.* 2006).



Joonis 7. Eestis peatuvate rabahanede arvukus perioodil 1999–2017 riikliku seire andmetel (Leito *et al.* 2018).

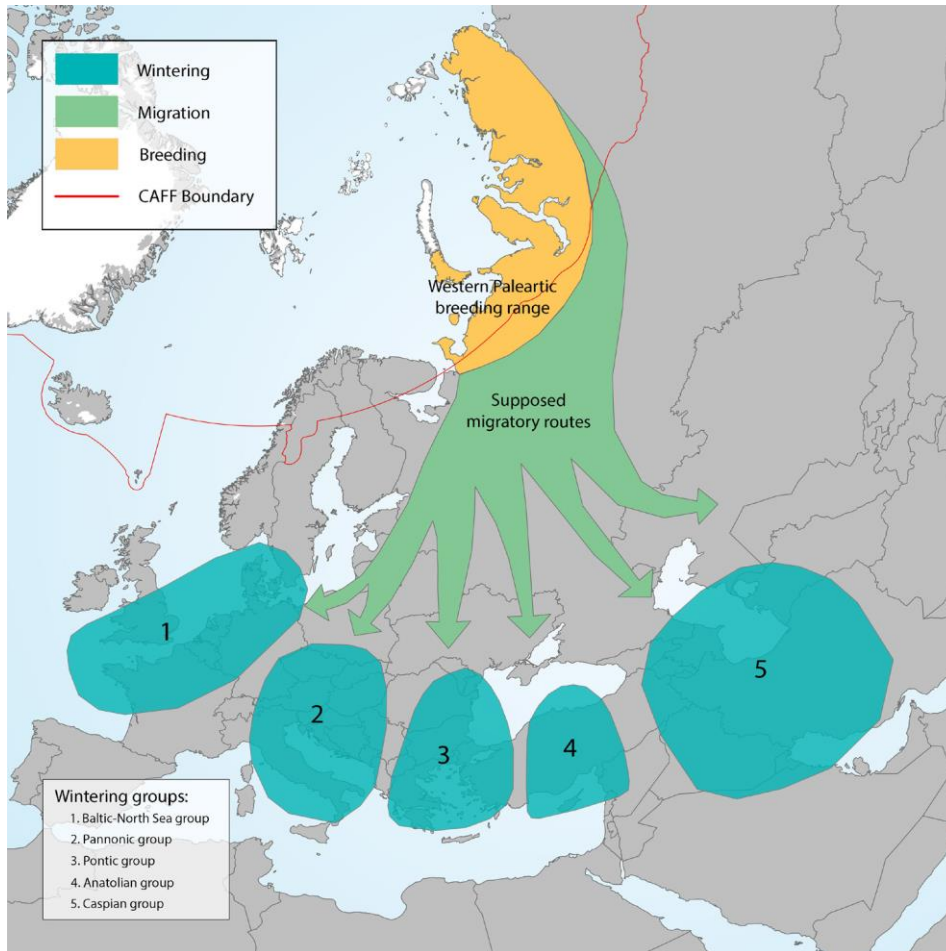
Läbiringandajate koguhulk on kevadel ja sügisel sama, kuid kevadel peatuvad nad suuremal hulgal ja pikemat aega kui sügisel. Seirealadel on kevadrändel peatuvate rabahanede hulk 19 aastaga suurenenud 163%, s.o 7 200 isendilt 1999. aastal kuni 18 910 peatuvat linnuni 2017. aastal (Leito *et al.* 2018). Rändel peatuvad haned märgala-põllud kompleksmaastikus, toitudes päeval põldudel ja looduslikel rohumaadel ning puhates ja ööbides märgalal (järv, merelaht, laugastik või üleujutatud lammi- ja poldrialad). Suur-laukhanega võrreldes toitub enam künnil ja vähem looduslikel rohumaadel.

3.3. Suur-laukhani (*Anser albifrons*)

3.3.1. Levik, rändeteed ja arvukus

Suur-laukhane nominaatvorm *Anser albifrons albifrons* pesitseb Venemaa arktilises tundras Kanini poolsaarest (44°E) kuni Khatanga jõeni (124°E) põhjalaiusest 66°N kuni 77°N (joonis 9; Madsen *et al.* 1999, Fox & Leafloor 2018). Mittepeseitsevad suur-laukhaned ja vanalinnud, kelle pesitsemine ebaõnnestus Uurali mäestikust lääne pool, rändavad juuli alguses liigi peamisele sulgimisalale Taimõri poolsaarele Pjassina jõe deltasel (Fox & Leafloor 2018). Euraasia suur-laukhane asurkond jaguneb kaheks populatsiooniks: Lääne-Palearktika asurkond, mis pesitseb Hatanga jõest lääne pool ja talvitub Euroopas ja Edela-Aasias ning Ida-Palearktika asurkond, mis pesitseb Hatanga ja Kolõma jõe vahelisel alal ja talvitub Kagu ja Ida-Aasias (Madsen *et al.* 1999).

Lääne-Palearktilises talvituvad suur-laukhaned on jagatud nende talvitusala järgi viide gruppi (joonis 9). Kevadel rändavad Läänemere-Põhjamere grupi suur-laukhaned Lääne-Euroopa talvitusala deltal läbi Poola ja Baltimaade (üks suund) või läbi Kesk-Venemaa (teine suund) pesitusala delale Kirde-Venemaal. Pannoonia grupi linnud rändavad pesitusala delale Lääne-Siberi tundras üle Ukraina, Lõuna-Venemaa, Kasahstani ja Lääne-Siberi. Nende kahe talvituspiirkonna hanede peatusalad kattuvad vaid Ukrainas ja Kasahstanis. Suur-laukhane erinevate asurkondade segunemise ja eristumise kohta on veel suhteliselt vähe kindlaid röntgenandmeid. Hiljutine uuring (Kölzsch *et al.*



Joonis 9. Suur-laukhane pesitsus ja talvitusala Lääne-Palearktises (Fox & Leafloor 2018).

2019) näitas, et isendite vahetus Läänemere-Põhjamere ja Pannoonia grupi vahel toimub sulgimiseladel Taimõri poolsaarel. Eestist läbirändavad suur-laukhaned pesitsevad Põhja-Venemaa tundraaladel ja talvituvad valdavalt Saksamaal ja Hollandis.

Suur-laukhane arvukuse hinnangud on saadud kesktalviste (jaanuar) loenduste abil. Läänemere-Põhjamere grupi suurus kasvas 50 000 – 75 000 hanelt 1960ndate alguses kuni 1 200 000 haneni 2008. aastal, kuid 2012. a andmetel hinnati selle talvituva asurkonna suuruseks miljon suur-laukhane. Populatsiooni aastane juurdekasv oli alates 1958. aastast 7,7%, suurim juurdekasv, 13%, oli perioodil 1970-1986 ning arvukuse stabiliseerumine toimus alates 2001. aastast. Lisaks oli 2010. aastaks langenud ka suur-laukhanede aastane elumus tasemele 0,82 (ref. Fox & Leafloor 2018).

Pannoonia grupi keskne talvitusala on Ungaris ja ümbritsevatel riikidel. See talvituv asurkond

suurenes 10 000 – 40 000 isendilt 1990ndatel 110 000 haneni 2008, 139 000 haneni 2010 ning 163 000 linnuni 2013. aastal. Populatsiooni aastane juurdekasv oli siin regioonis 9% perioodil 1986 – 2012 (ref. Fox & Leafloor 2018).

Pontika/Anatoolia suur-laukhanede talvitusosal Kreekas ja Türgis on lindude arv vähenenud 350 000 – 700 000 isendilt 1990ndatel umbes 240 000 – 250 000 linnuni perioodil 2010–2013.

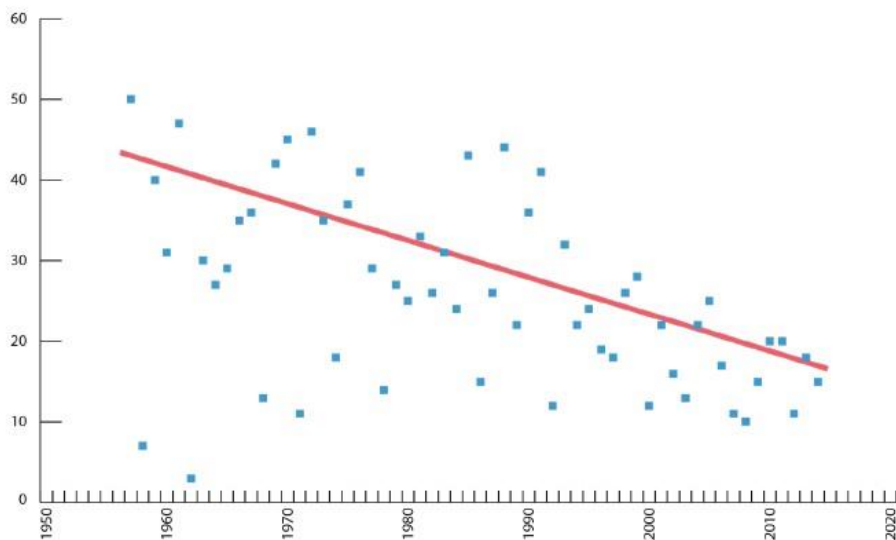
Kaspia mere ja Iraagi talvitusaladele koguneb hinnanguliselt 15 000 suur-laukhane. Üldiselt hinnati 2013. aasta seisuga Euroopas ja Edela-Aasias talvituvate suur-laukhanede asurkonna kogusuuruseks 1,4 miljonit lindu (ref. Fox & Leafloor 2018).

3.3.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine

Suur-laukhane pesitsusalad on seotud polaaraladel levinud tundraga kuid liik ei pesitse enam metsatundra aladel. Eelistab pesitseda märgalade kompleksis kus esineb rikkalik rohustu. Laukhaned saavad pesitsusaladele üldiselt nädal peale keskmise päevatemperatuuri tõusu üle 0°C, s.o pesitsusala läänepoolses osas maikuu teisel poolel, kaugemal idas aga juuniku alguses. Sel ajal toituvad nad kuivanud rohust, kui ülemine mullakiht on sulanud, hakkavad haned toituma risoomidest ja võsunditest ning hiljem lülituvad ümber tärkavatele taimedele. Kevadrändel lülituvad suur-laukhaned ümber toitumiselt põllumajandusmaadel toitumisele looduslikele rohumaadele ning sügisel vastupidi. Rändeperioodil toituvad suur-laukhaned vilja-, rapsi- ja hernepõldudel ning erinevatel rohumaadel (ref. Madsen *et al.* 1999).

Pesitsusaladel on keskmiseks pesitsustiheduseks hinnatud 0,17 pesa/km², kuid see varieerub pesitsusareali Euroopa osas 0,01–12,7 pesa/km² ja 0,2–1,7 pesa/km² Taimõri poolsaarel. Kuigi suur-laukhaned on tavaliselt üksikpaaridena pesitsejad, täheldatakse nende koondumist kajakakolooniatesse saartel või rabapistrike pesade lähedale kaljudel. Pesitsusaegse tiheduse aastane varieeruvus sõltub ilmast ja kiskluse survest. Kui linnud ei suuda asuda pesitsema 14 päeva jooksul peale saabumist pesitsuskohta, lahkuvad nad sulgimisaladele.

Suur-laukhane vähene sigimisedukus on kaheksal juhul 12st järgnenud lemmingu maksimumaastale (Madsen *et al.* 1999). Läänemere-Põhjamere grupis on noorlindude osakaal oluliselt langenud alates 1991. aastast. Sellest ajast alates on vähenenud nii maksimaalse kui ka keskmise sigimisedukuse näitajad (joonis 10; ref. Fox & Leafloor 2018). Suur-laukhane aastaseks suremuseks hinnatakse enamike autorite poolt 25–30%, kusjuures esimese eluaasta lindudel on see võrreldes vanemate lindudega kahekordselt suurem. Sealjuures moodustab jahipidamine aastasest suremusest 80-95% (ref. Madsen *et al.* 1999).



Joonis 10. Suur-laukhane noorlindude osakaal (%) Läänemere-Põhjamere grupi talvitumisaladel (ref. Fox & Leafloor 2018).

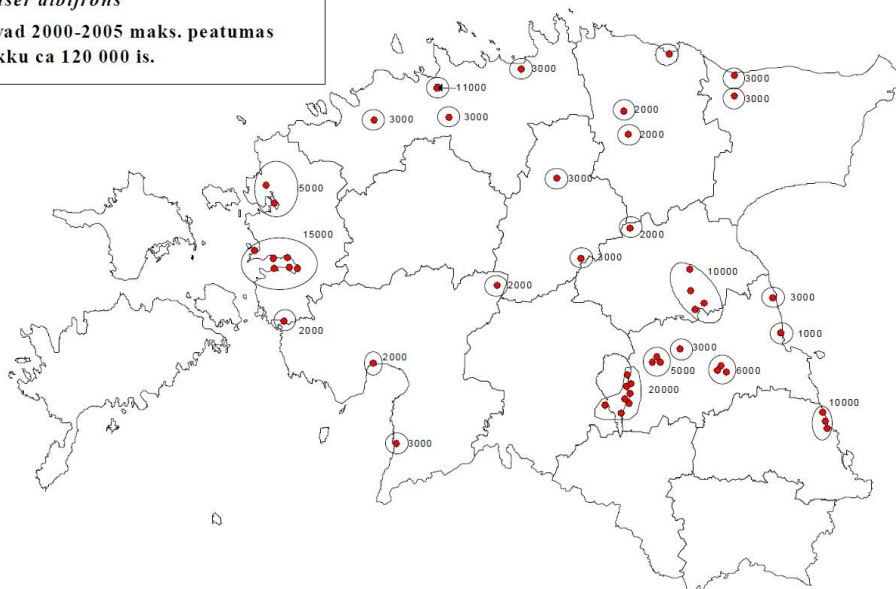
3.3.3. Suur-laukhani Eestis

Leibak *et al.* (1994) saabuvad suur-laukhaned Eestisse vahemikus 22. märtsist kuni 15. aprillini, keskmiselt 03. aprillil (andmed perioodist 1977–1986). Juba järgmisel kümnendil, 1987-1996, oli suur-laukhane keskmine saabumisaeg nihkunud 30. märtsile (Rootsmäe 1998). Uuemad andmed (Tali 2017, 2018, 2019) näitavad aga et suur-laukhaned saabuvad Eestisse valdavalt vahemikus 5.03–7.04, kusjuures 2019. aastal olid üle-Eestilised saabumisajad 16 päevases vahemikus 05.-20.03. Kevadränne kestab maikuu keskpaigani. Rändepeatusel koonduvad suur-laukhaned paljudesse kohtadesse üle kogu mandri-Eesti (joonis 11), saartel peatub neid vähem ja enamasti ka lühemaajaliselt. Läbirändel peatuvad laukhaned kevadel suuremal hulgal ja pikemat aega kui sügisel. Peatujate maksimumaeg on aprilli teisest poolest kuni mai alguseni. Aastati varieerub kevadise arvukuse dünaamika suhteliselt vähe. Sügisrände dünaamika on aastati erinev, ränne vältab septembri keskpaigast kuni novembri alguseni. Seirealadel on kevadrändel peatuvate suur-laukhanede hulk 19 aastaga suurenenud 537%, s.o 13 000 isendilt 1999. aastal kuni 82 760 peatuva linnuni 2017. aastal (joonis 12; Leito *et al.* 2018).

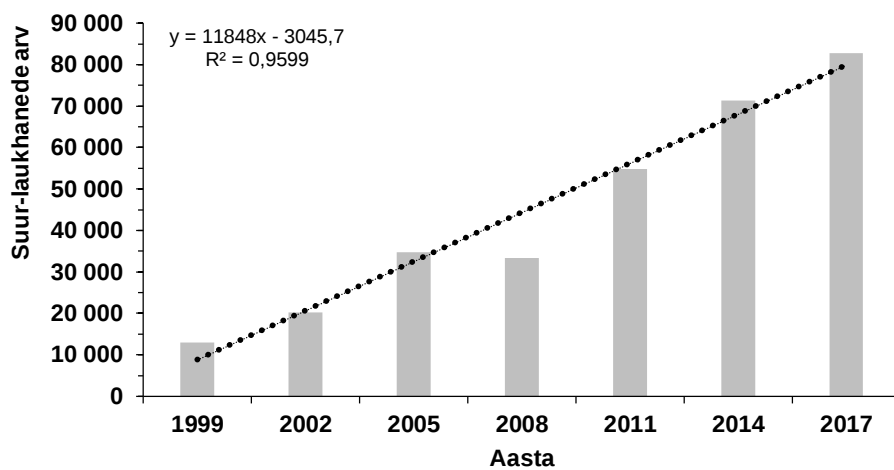
Rändel peatuvad suur-laukhaned märgala-põllud kompleksmaastikus, toitudes päeval põldudel ja looduslikel rohumaadel ning keskpäeval puhates ja ööbides märgalal (järv, merelaht, laugastik või üleujutatud lammi- ja poldrialad). Toituvates suurparvedes (10 000 ja enam isendit) toimub segunemine rabahanedega ja ka valgepõsk-lagledega.

Anser albifrons

kevad 2000-2005 maks. peatumas
kokku ca 120 000 is.



Joonis 11. Suur-laukhane tähtsamad (>1000 is) kevadised rändepeatuspaigad Eestis. Numbrid tähistavad piirkonnas maksimaalselt loendatud isendite arvu (Kuresoo *et al.* 2006).



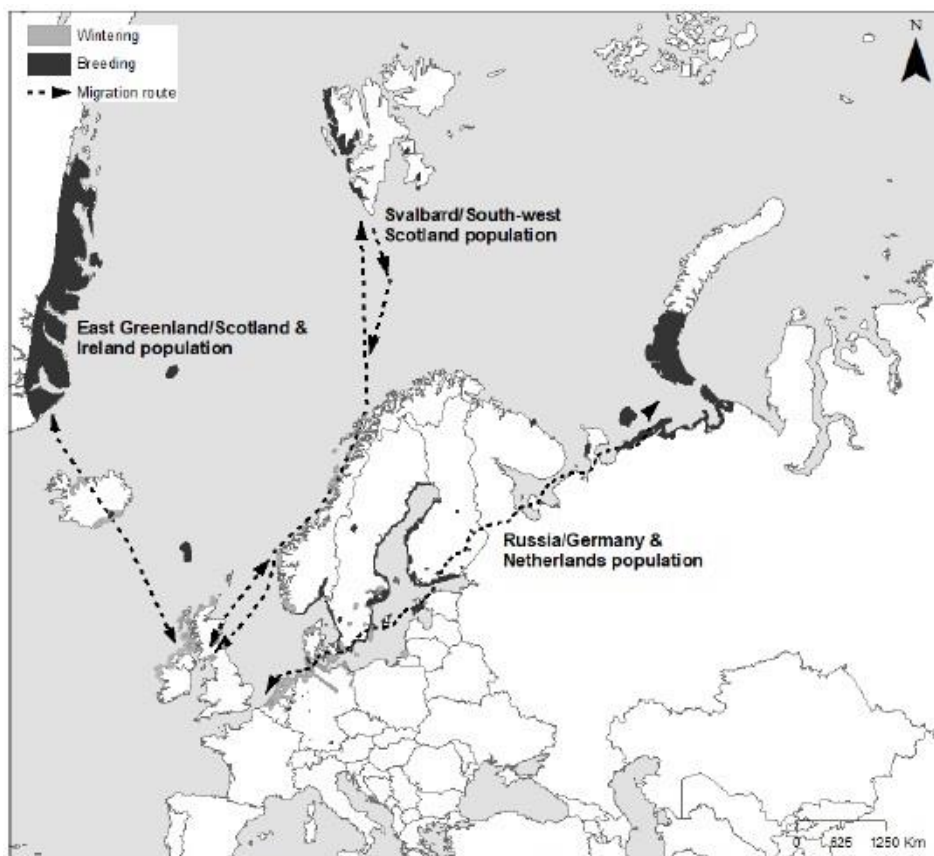
Joonis 12. Eestis peatuvate suur-laukhanede arvukuse muutus 1999–2017 riikliku seire andmetel (Leito *et al.* 2018).

3.4. Valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*)

3.4.1. Levik, rändeteed ja arvukus

Valgepõsk-lagel eristatakse kolme pesitsuspopulatsiooni (joonis 13):

1. Ida-Gröönimaa/Šotimaa ja Islandi populatsioon, mille suurus on kasvanud 8 000 isendilt 1960ndate alguses enam kui 80 000 linnule 2013. aastal, talvitub Iirimaa läänerannikul ning Šotimaa põhja- ja läänerannikul;
2. Teravmägede/Edela-Šotimaa populatsioon, mille suurus on kasvanud tuhatkonnalt isendilt 1958. aastal enam kui 37 000 linnule 2016. aastal, talvitub Šotimaa edela- ja Inglismaa läänerannikul;
3. Venemaa/Läänemere/Põhjamere (AEWA: Venemaa/Saksamaa ja Hollandi) populatsioon, mille suurus on kasvanud 10 000 isendilt 1950ndate alguses 1,2 miljonile linnule 2015. aastal, talvitub Madalmaades, Taanis, Saksamaa läänerannikul ja Rootsi lõunarannikul. Sellest populatsioonist pärit linnud on alates 1971. aastast asunud regulaarselt pesitsema Läänemere regiooni (Rootsi, Soome, Eesti, Taani ja Saksamaa rannik) ning Madalmaadesse ja Norra lõunarannikule (ref. Fox & Leafloor 2018, Jensen *et al.* 2018).



Joonis 13. Valgepõsk-lagle pesitsus- ja talvitusala ning nende vahelised rändeteed (Jensen *et al.* 2018).

Kuni 1980. aastate alguseni piirdus valgepõsk-lagle Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni pesitsusala Novaja Zemlja lõunaosa ja Vaigatši saarega, kus nad ka siiani pesitsevad. Alates 1980. aastast hakkasid tekkima uued pesitsuskolooniad mandrile Jugorski poolsaarele (Vaigatši saare vastas) ning hiljem Kolgujevi saarele, Kanini poolsaarele ja Kola poolsaare idaossa (Filchagov & Leonovich 1992, Ganter *et al.* 1999, van der Jeugd *et al.* 2003). Arvukuse suurenemine oli märkimisväärne Kolgujevi saarel, kus pesitsevate lindude arv kasvas mõnesajalt paarilt 1980ndatel 65 000 paarini 2006. aastal ja üle 100 000 paari 2012. aastaks (Kondratyev *et al.* 2013).

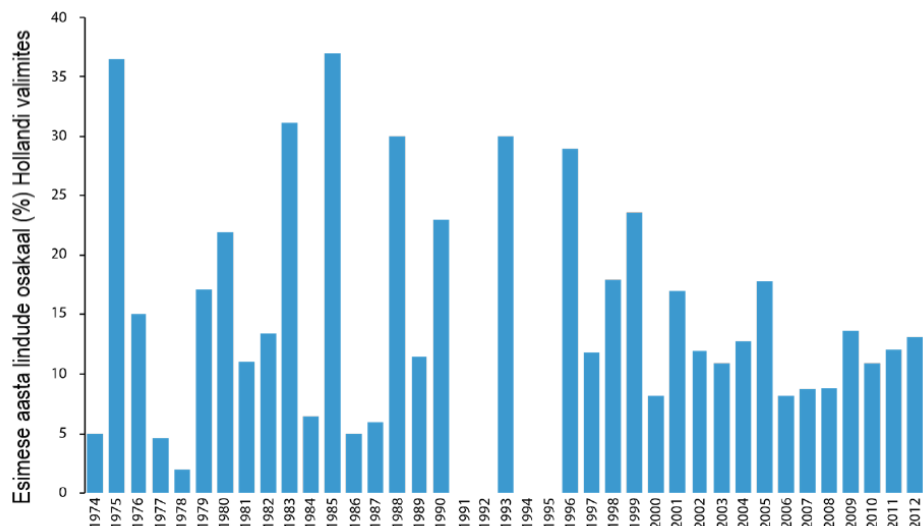
Selle populatsiooni esimesed peatuspaigad peale lahkumist pesitsusaladelt paiknevad Barentsi mere lõunarannikul alates Novaja Zemlja lõunaosa saarestikust kuni Kanini poolsaareni (Khaypudyrskaja, Bolvanskaja, Kolokolkova and Pakhantheskaja lahed, Sengeysky saar). Edasi paiknevad järgnevad peatuskohad Valgel mere ja Läänemere piirkonnas enne jõudmist talvitusaladele (Eichhorn *et al.* 2006, 2009).

Valgepõsk-lagle põhilised talvitusladad paiknevad Põhjamere rannikul Saksamaal ja Hollandis. Seoses arvukuse olulises suurenemisega 1990ndatel aastatel, laienes oluliselt ka talvitusala Belgiasse, Taani ja Lõuna-Rootsi. Saksamaal ja Hollandis suundusid lagled piki olulisemaid jõgesid rannikult sisemaale ning mõnedes piirkondades on nad muutunud suur-laukhanest arvukamaks. Alates 1980ndate lõuperioodist on valgepõsk-lagled talvitusaladel kevadrändele lahkumist maksimaalselt edasi lükanud enam kui kuue nädala võrra, umbes 20. maile (ref. Fox & Leafloor 2018). Aprillis ja mais koondub suur osa valgepõsk-lagle populatsioonist Waddenzee ja Taani läänerranniku piirkonda, kellest enamik lendab kevadrändel peatumata üle Baltikumi (Eichhorn *et al.* 2006). Siiski koondub osa lindudest kevadrändel peatuskohtadesse Rootsis (Öland ja Gotland) ja Eestis (Ganter *et al.* 1999, Leito 1991, 1996) ning ka Leedus (Svazas & Raudonikis 2009). Märgistatud lindude vaatlused kinnitavad, et kolme erineva pesitsuspopulatsiooni vahel toimub ka isendite vahetus (van der Jeugd 2013). Geneetilised uuringud (Jonker *et al.* 2013) kinnitavad, et geenivahetus toimub kõikide pesitsusasurkondade vahel.

Valgepõsk-lagle talvitusaladel Hollandis ja Saksamaal on noorlindude osakaal vähenenud ilmselt pesitsusaegsest tihedusest tuleneva efekti tõttu umbes 25% 1970ndatel aastatel umbes 15% 2009. aastal. Loendused Hollandis näitavad tugevat noorlindude osakaalu aastate-vahelise varieeruvuse vähenemist (joonis 14). See efekt on märksa tugevam konkreetsetes kolooniates kui populatsioonis tervikuna (ref. Fox & Leafloor 2018).

Valgepõsk-lagle populatsiooni pikaajaline juurdekasv alates 1960ndatest aastatest oli 8% aastas (ref. Fox & Leafloor 2018). Liigi keskmine elumus, 0,9, ei erine emas- ega isaslindude vahel (Ebbinge *et al.* 1991), kuid Taanis on täheldatud elumuse langust perioodil 2004–2010 väärtuselt 0,95 kuni 0,75 just liigile alanud jahi tõttu kahjude vältimiseks põllumajandusmaadel (van der Jeugd 2013). Valgepõsk-lagle Gotlandi populatsioonis on vanalindude aastane elumus vähenenud 1980ndatest kuni kümmekond protsenti ning esimese eluaasta lindudel umbes 40%. (ref. Fox & Leafloor 2018). Jahist tulenevat aastast suuremust Venemaa/Läänemere/Põhjamere lagle pesitsuspopulatsioonile on hinnatud 3-7%. Kuna populatsiooni aastane juurdekasv on umbes 8%, siis praegune jahisurve ei piira populatsiooni edasist kasvu kuid selle mõju ei ole ka tähtsusetu (Holm ja Madsen 2013).

Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni Läänemere/Põhjamere asurkond levib kiiresti ning populatsiooni kasvukiirus on aastas 24–26%. Samas Arktikas pesitseva asurkond kasvab vaid 7,8% aastas. Asurkondade kiire kasvu põhjusteks peetakse erinevate faktorite kombinatsiooni: paranenud toitumistingimusi talveperioodil, vähenenud tagakiusamine (munade korjamine, jaht pesitsus- ja sulgimisperioodil jmt) Arktika pesitsus- ja sulgimisaladel ning Läänemere/Põhjamere asurkonna levila laienemine. Samas ei ole võimalik nende faktorite kaalu hinnata (ref. Jensen *et al.* 2018).



Joonis 14. Valgepõsk-lagle Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni sigimisedukus perioodil 1974-2012 (tühikud andmerekas märgivad puuduvaid andmeid vastava aasta kohta; Fox & Leafloor 2018).

3.4.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine

Arktikas pesitseb valgepõsk-lagle väikestel saartel, kus ei ela polaarrebane, ning sageli röövlindude (karvasjalg-viu, rabapistrik) kaitse all rannakaljudel. Piki Barentsi mere rannikut asuvad uued kolooniad on võtnud kasutusele uued elupaigad nagu lited, soolakud, jõgede luhad ja tüüpilised tundra elupaigad, mis viitab esmatähtsate elupaikade piiratud ulatusele. Läänemere ja Põhjamere pesitsev asurkond kasutab pesitsemiseks madala rohustuga saari (ref. Jensen *et al.* 2018).

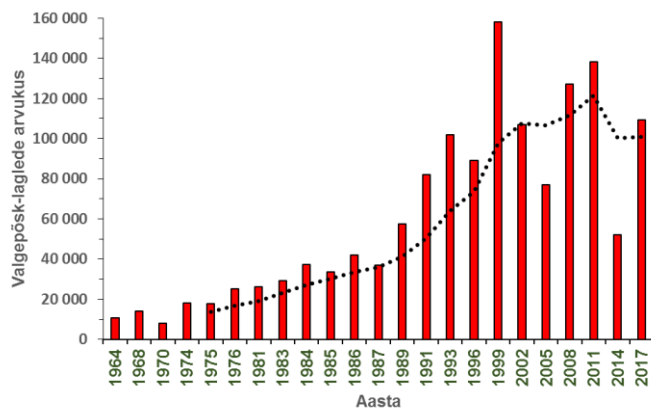
Valgepõsk-lagled võivad alustada pesitsemist juba teisel eluaastal, kuid tüüpiliselt alustavad nad pesitsemist kolmandal või neljandal eluaastal. Sigimise kõrgeraakoon algab alates 10.-11. eluaastast. Kurna keskmine suurus varieerub kolmel populatsioonis 2,65–5,57 munani (Läänemere ja Põhjamere asurkonnas 2,67–5,57 munani ning Venemaa Arktikas 2,77–3,91 munani). Koorumise edukus ulatub 71–95%. Poegade elumust esimesel kuuel elukuul mõjutab eeskätt Arktikas tugev kiskluse surve, karmid ilmaolud ja keskkonnatingimused pesitsusalal, pikk, energiat nõudev ränne talvitusalaadele ning ilmselt ka asustustihedusest tulenev konkurents toidule (ref. Jensen *et al.* 2018).

Arktikas on pesitsusajal on eelistatud toitumiskohaks soolakud ja tundra elupaigad (ref. Jensen *et al.* 2018). Sügisel toituvad lagled tundras ulatuslikel soolakualadel. Lõuna pool kasutavad aga toitumiseks nii poollooduslike rohumaid, soolakuid kui ka kultuurrohumaid. Mõnedes regioonides eelistavad nad toituda majandatavatel rohumaaadel ja taliviljal, kuid osadel aladel toituvad soolakutel või madalaks pügatud merelistel rohumaaadel (ref. Jensen *et al.* 2018).

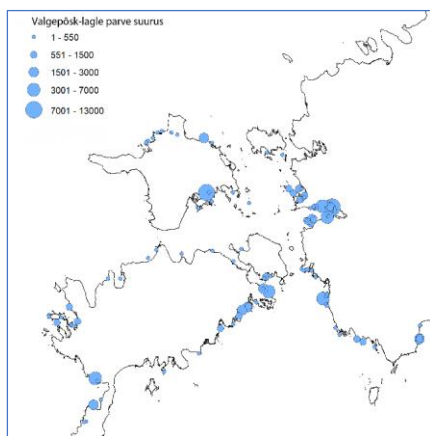
3.4.3. Valgepõsk-lagle Eestis

Valgepõsk-lagle esimesed rändesalgad jõuavad Eestisse märtsi lõpus või aprilli alguses. Tema keskmine saabumisaeg Lääne-Saaremaale Vilsandile oli 1970.-1980. aastatel 31.03, Eesti keskmine saabumisaeg aga 18.04. Rändel peatuvate laglede maksimumarvukus on mai alguses. Äraränne põhja poole algab mai keskel ning see saab läbi maikuu lõpuks. Sügisel ilmuvad esimesed läbirändavad lagled septembri lõpupekaadil või oktoobri alguses. Rände maksimumaeg oktoobris sõltub ilmaoludest Arktikas. Sügisränne lõpeb tavaliselt novembris (Leibak *et al.* 1994, Leito 1996).

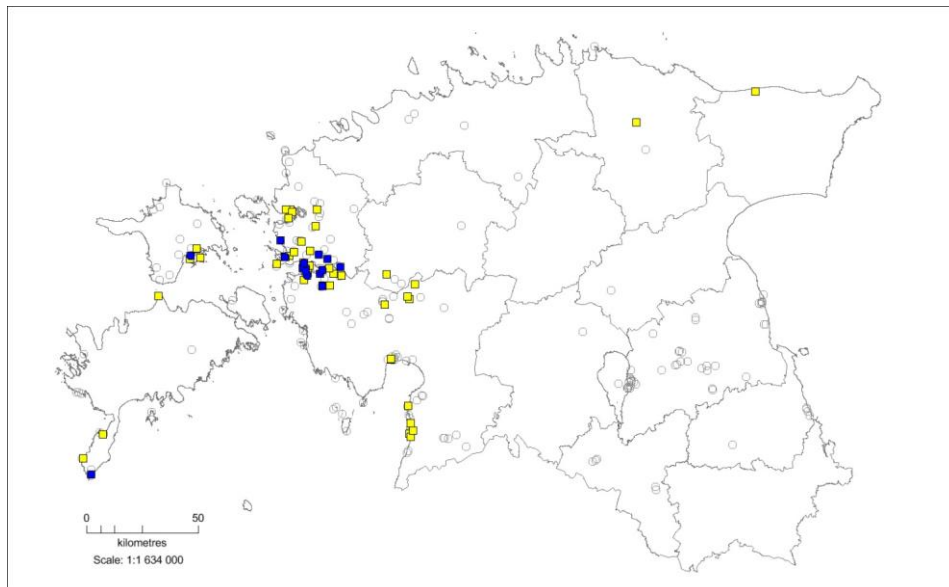
Kevadrändel Eestis peatuvate valgepõsk-laglede arvukus küündis 1960ndate lõpus 10 000–15 000 linnuni, kuid juba 1993. aastal loendati Eestis 102 000 peatuvat laglet. Seni maksimaalne peatuvate laglede hulk, 158 000 lindu, loendati 1999. aastal (joonis 15; Leito *et al.* 2018). Liigi arvukuse suurenemisega on toimunud ka oluline peatuskohtade leviku laienemine. Kui varem oli laglede



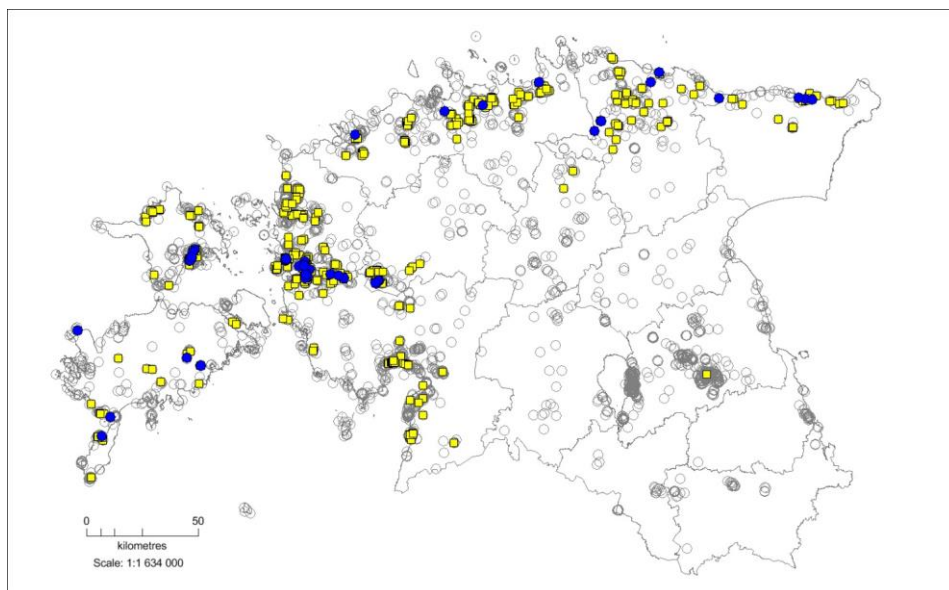
Joonis 15. Eestis kevadrändel peatuvate valgepõsk-laglede arvukus riikliku seire andmetel (Leito *et al.* 2018).



Joonis 16. Valgepõsk-lagle rändeaegne levik ja arvukus Eestis 2017. a kevadel riikliku seire andmetel (Leito 2017).



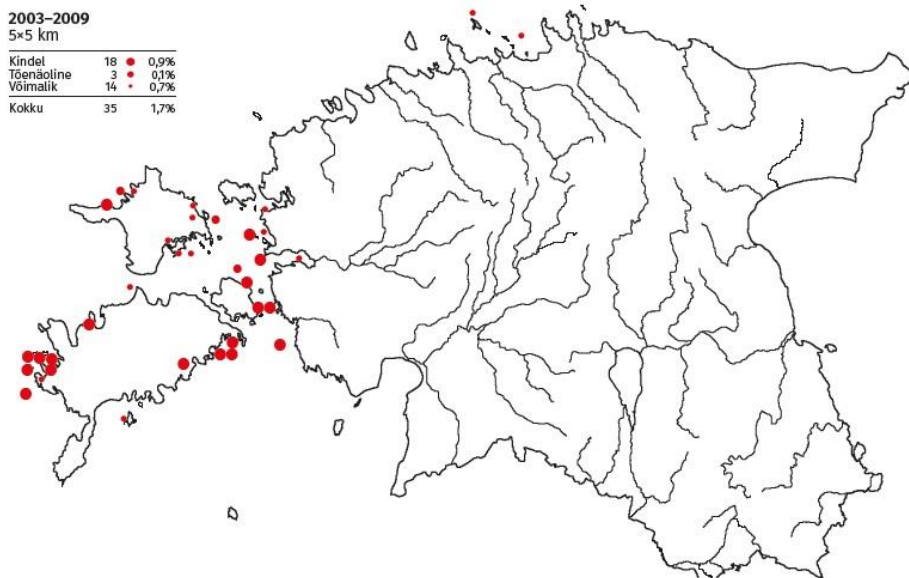
Joonis 17. Peatuvate valgepõsk-lagleda ruumiline jaotus Eestis kuni 2010. aastani (n=1192 vaatlust). Tähistus: hall ring – kuni 1000 is, kollane ruut – üle 1000 is, sinine ruut – 10 000 ja enam is (andmed <https://elurikkus.ee/>).



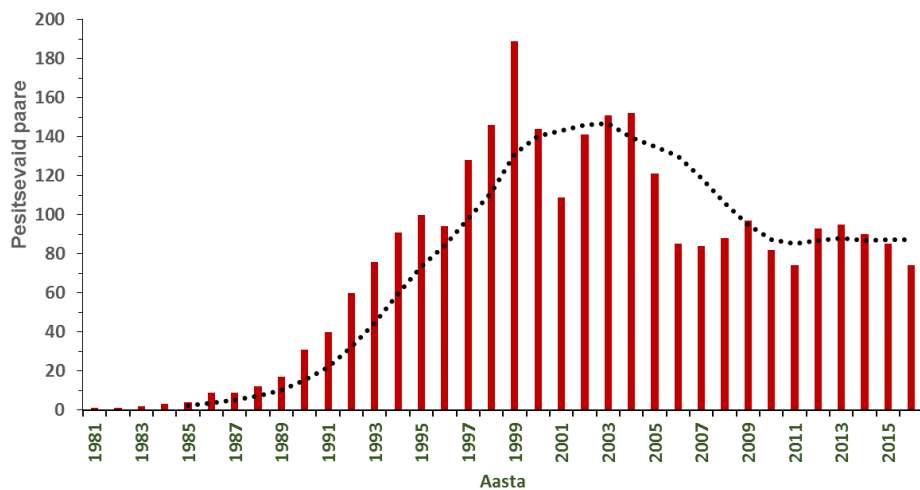
Joonis 18. Peatuvate valgepõsk-lagleda ruumiline jaotus Eestis perioodil 2011–2010 (n=4631 vaatlust). Tähistus: hall ring – kuni 1000 is, kollane ruut – üle 1000 is, sinine ruut – 10 000 ja enam is (andmed <https://elurikkus.ee/>).

peamised peatusalad Lääne-Eestis (joonised 16 ja 17), siis juhuvaatluste andmebaasi põhjal (<https://elurikkus.ee/>) on viimasel kümnendil (alates 2011) olulised laglede toitumisalad kujunenud Põhja-Eesti ranniku piirkonda (joonis 18). Võrreldes sajandivahetuse perioodiga nähakse põldudel peatuvaid laglesid nüüd kõikjal üle Eesti, eriti silmatorkav on aga vaatluste sagenemine Võrtsjärve, Aardla poldri ja Vooremaa piirkonnas, kus on samal ajal kasvanud ka peatuvate suur-laukhanede ja rabahanede arvukus. Kuivõrd riikliku hanede seire raames toimub kevadrändel peatuvate valgepõsk-laglede arvukuse hindamine lennuloenduse alusel üksnes Lääne-Eestis (joonis 16), näitavad senised seire tulemused (joonis 15) pigem piirkonna toitumisalade kandevõime täitumist ning arvukuse stabiliseerumist seal ning samal ajal on toimunud ulatuslik uute toitumisalade teke koos kevadrändel peatuvate valgepõsk-laglede arvukuse suurenemisega eeskätt just Põhja-Eesti rannikul (joonis 18).

Valgepõsk-lagle asus Eestis Matsalu rahvusparkis pesitsema 1981. aastal (Kastepõld 1982). Suure Väina laidudel pesitses 1991. aastal 15 paari laglesid. Saaremaa kagurannikul pesitses 1983. ja 1984. a üks paar ning 1991. aastal 15 paari valgepõsk-laglesid. Vilsandi saarestikus pesitseb liik alates 1985. aastast (Leibak *et al.* 1994). Praeguseks on pesitsuse pearõhk asetunud Saaremaa laidudele, kuid on levinud ka Hiiumaa põhjaosa ning Soome lahe laidudel (joonis 19). Esialgu üksikute paaridena pesitsenud valgepõsk-lagle ületas 10 paari taseme 1988. ja 100 paari taseme 1995. aastal. Maksimumarvukus oli 1999. aastal, mil loendati 189 paari. Alates 2006. aastast ei ole kohaliku pesitseva asurkonna arvukus küündinud enam kui 100 paarini (joonis 20; Leito 2018b, Leito *et al.* 2018). Seega on Eesti liigi levila piires ainus riik, kus valgepõsk-lagle arvukus ei ole viimasel aastakümnel enam tõusnud. (Leito 2018b). Eestis asustab liik valdavalt väikesi (kuni 20 ha) muruseid laide, kus kasvab ka põõsaid ning üksikuid puid. Tihti asub pesa kadakapõõsa varjus või lausa kadastikus. Saartel, kus põõsad puuduvad, rajab ta pesa lagedale rohustusse. Erandlikult on üksikud laglepaarid pesitsenud kaljustel Vaika saartel. Valgepõsk-lagle on eelistatult seltsinguline pesitseja. Pesitsuskogumi suurus sõltub saare suuruselt ning varje- ja toitumistingimustest, jäädes enamasti 5–30 piiresse. Suurimad laglekolooniad on asunud Telve laiul (kuni 83 paari) ja Kõbassaare laidudel (kokku kuni 76 paari). Naaberpesade minimaalseks vahekauguseks on mõõdetud 10–15 meetrit.



Joonis 19. Valgepõsk-lagle pesitsusaegne levik Eestis (Leito 2018b).

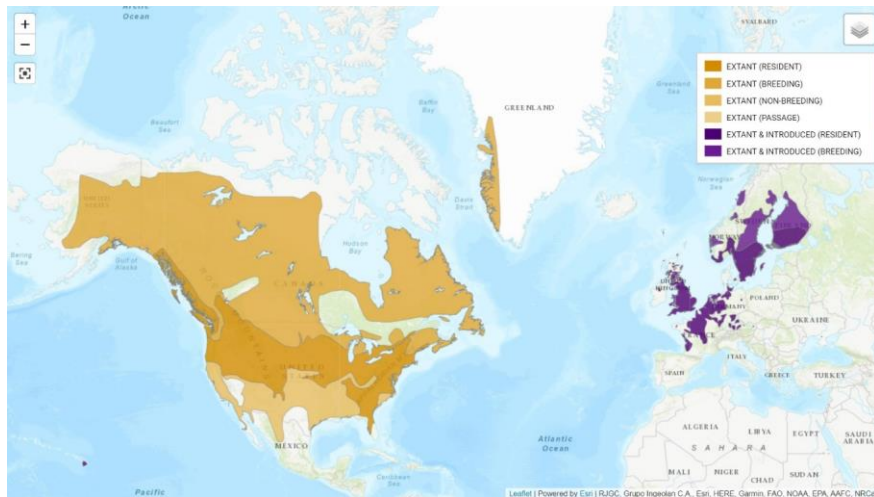


Joonis 20. Valgepõsk-lagle Eestis pesitseva asurkonna dünaamika 1981–2016.

3.5. Kanada lagle (*Branta canadensis*)

3.5.1. Levik, rändeteed ja arvukus

Kanada laglel on väga ulatuslik levila (joonis 21) ning tema maailma populatsiooni suuruseks on hinnatud umbes 5–6,2 miljonit isendit (Wetlands International 2015). Euroopa populatsiooni suuruseks hinnatakse 1000–5000 paari ehk 2000–10000 täiskasvanud isendit (BirdLife International



Joonis 21. Kanada lagle levila maailmas (BirdLife International 2018b).

2015). Liigi looduslik levila on Põhja-Ameerikas, kus ta pesitseb Kanadas ja Alaskal üle kogu tundra ning talvitub Põhja-Ameerika lõunapoolses osas, k.a Mehhikos. Introdutseeritud populatsioonid on paiksed enamikus Ameerika Ühendriikides, s.t lõuna pool looduslikku levila (BirdLife International 2020).

Kanada lagle introdutseeriti esmakordselt Euroopasse, Inglismaale, kuningas Charles II veelindude kollektsiooni Londonis 1665. aastal. Tänapäevaks on ta muutunud arvukaks pesitsejaks üle kogu Inglismaa. Kanada lagle introdutseeriti eraisikute poolt Rootsi 1929. aastal kohaliku fauna rikastamise eesmärgil ning jahi eesmärgil Norrasse 1936. ja Soome 1960ndate alguses. Korduvad ümberasustamised ja looduslik levimine on laiendanud liigi pesitsusaegset levikut ja paljudes piirkondades ületab kanada lagle arvukus kohalike liikide arvukust. Liik pesitseb Skandinaavias laialdastel aladel Rootsis ja Soomes ning mõningatel aladel Norras. Taani, Saksamaa, Hollandi, Belgia ja Prantsusmaa on asustanud kanada lagled rändeliikumise tulemusena, muutunud paikseks ning enamik neist asurkondadest suureneb kiiresti. Norras pesitsevad kanada lagled on kas paiksed või lähirändurid liikudes piki rannikut vabasse vette või siis Taani ja Lõuna-Rootsi. Enamik Rootsis ja Soomes pesitsevatest kanada lagledest aga rändab edelasse talvituma Läänemere lõunaossa. Osa Soome lindudest rändab üle Eesti, Läti ja Leedu talvituma Poola ja Saksamaa idaossa (Madsen *et al.* 1999).

Kanada lagle Rootsi asurkonna suuruseks hinnati 1981. aastal umbes 30000 isendile olles eelnevalt läbinud 12-19% aastase kasvu. Norra kanada lagle asurkond kasvas, peale edukat introdutseerimist 1960ndatel, 1971. a 185-230 isendilt 5000-7000 isendini 1984. aastal, aastane juurdekasv 29-35%. 1990ndatel hinnati populatsiooni suuruseks 15000 isendit (Madsen *et al.* 1999). Kesktalvise veelinnuloenduse tulemuste põhjal Rootsis, Taanis ja Saksamaal, hinnati kanada lagle koguarvukuseks 1988. ja 1989. aastal vastavalt 23000 ja 29000 isendit. Perioodil 1990-1994 suurenes kanada lagled arv juba 36000 isendilt 46000 isendini, mis annab aastase juurdekasvu väärtuseks 6%. Soomes algas kanada lagle populatsiooni kiire kasv 1980ndatel, mil 1987. a hinnati pesitsevat 300-350 paari, 1996. a 3000-3500 paari (Madsen *et al.* 1999). Viimase linnuatlase (2006-2010) põhjal pesitseb

Soomes	7000-8000	paari	kanada	laglesid
--------	-----------	-------	--------	----------

(<http://atlas3.lintuatlas.fi/tulokset/laji/kanadanhanhi>).

3.5.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine

Kanada lagle pesitseb peamiselt järvede ja jõgede saartel piki rannikut või ka soodes. Pesitsemiseks sobilike saarte olemasolu mõjutab oluliselt tema pesitsusaegset levikut. Metsaaladel, kus ta pesitseb üksnes veekogude väikestel saarekestel, esineb liik üksikute paaridena, kuid suurte niitudega rannikualadel olevad laiud meelitavad pesitsema linde kolooniatena, kus on 50 ja enam paari. Kui liik pesitseb veekogul koos hallhanega, siis kanada lagle pesitsen tavaliselt väikestel laidudel ja hallhani roostikus. Laidudel eelistab aga hallhani enam varjatud pesitsuskohta kui kanada lagle (Madsen *et al.* 1999).

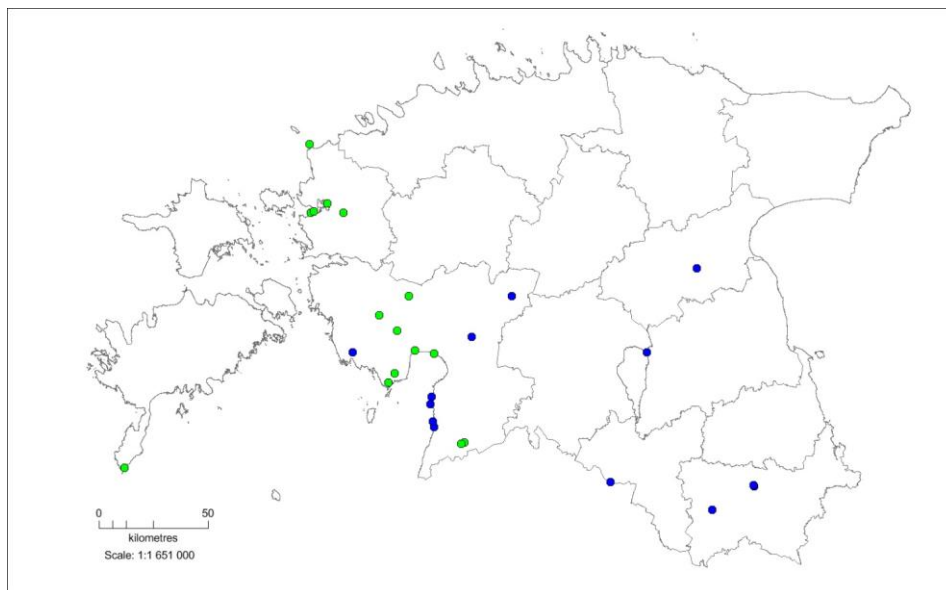
Kanada lagle kurna suurus varieerub 2-10 munani. Keskmise kurna suurus varieerub Rootsi andmetel erinevate regioonide vahel statistiliselt mitteoluliselt 4,84-5,3 munani, kuid sama regiooni sees aastate lõikes statistiliselt oluliselt 4,48-5,63 munani. Koorumise edukus varieerub 51% kuni 72%. Kanada lagle elumuseks on hinnatud esimesel eluaastal 72%, teisel eluaastal 58% ning kolmandal eluaastal juba 67-74% (Madsen *et al.* 1999).

Pesitsusperioodil toituvad kanada lagled peamiselt maismaataimedest, k.a teraviljad. Sulgivad lagled aga on rohkem roostikus ja toituvad arenevatest veetaimedest (Madsen *et al.* 1999).

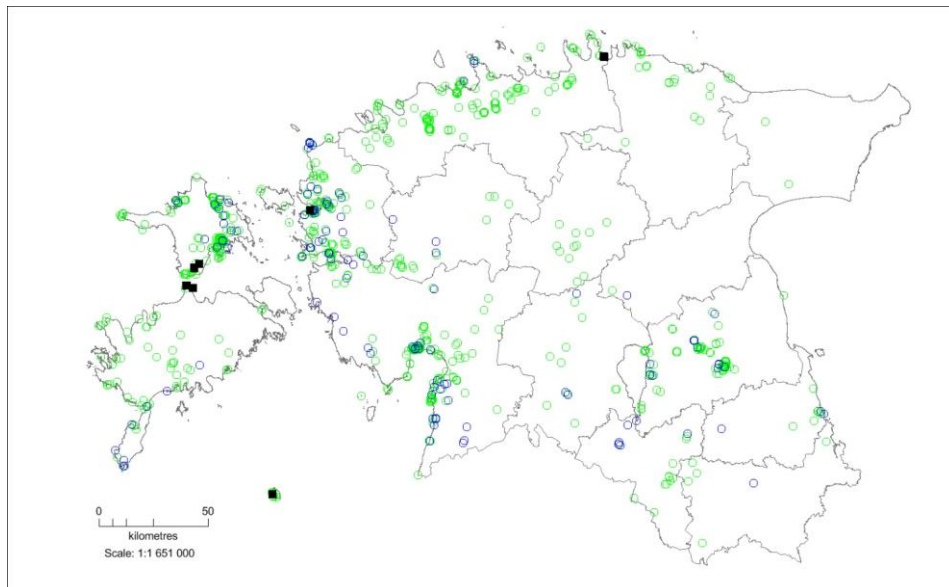
3.5.3. Kanada lagle Eestis

Eestis vaadeldi kanada laglet esimest korda 1968. a maikuus Saaremaal Vilsandil. Sama aasta sügisel nähti veel ühte isendit Hiiumaal Käina lähel. Üksikute lindude või väikeste salkade vaatlused olid Eestis võrdlemisi harvad kuni sajandivahetuseni (joonis 22). Kanada lagle esinemine Eestis on otseselt seotud liigi introductseerimisega Soome, mida tõestavad ka Soomes märgistatud isendite taasleiud Eestist. Esimesi talvituvaid kanada laglesid vaadeldi 1983/1984. a talvel. Esimest territoriaalset paari vaadeldi 1988. a mais Hiiumaal Tihu järvel (Leibak *et al.* 1994).

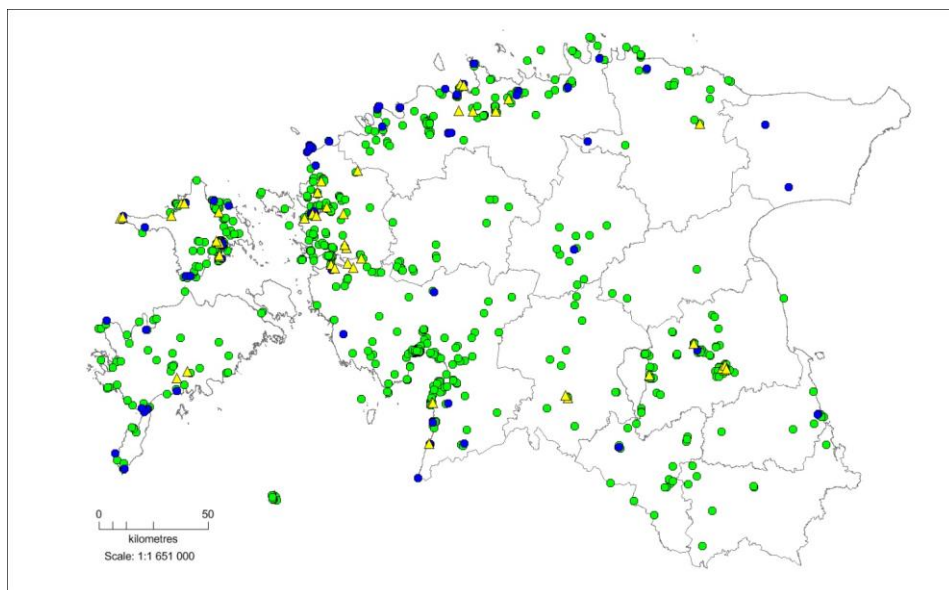
Kanada lagle vaatlused sagenesid Eestis oluliselt 21. sajandi esimesel kümnendil (joonis 23), mil vaatluste arv seitsmekordistus võrrelduna varasema, umbes 30 aasta pikkusel perioodil tehtud vaatlustega (joonis 22). Viimasel aastakümnel on toimunud omakorda liigi vaatluste kolmekordne sahenemine võrrelduna eelneva dekaadiga (joonis 23). Enamik vaatlusi on tehtud põldudel toituvatest lindudest, liigi rändevaatlused on seotud rohkem rannikuga (joonis 24). Kuigi kanada laglesid nähakse pea kõikjal Eestis, on enamik vaatlusi koondunud siiski rannikualadele, sisemaal on märgata vaatluste koondumist enam Võrtsjärve-Aardla poldri ja Vooremaa maastiku kompleksi, mis on kindlasti seotud ka teiste haneliste koondumisega sellele alale. Viimasel aastakümnel on toimunud ka vaadeldud lindude koguarvukuse hüppeline kasv võrrelduna eelneva ajajärguga (joonis 25). Siiski on peatuvad salgad olnud enamasti mõnest kuni mõnekümne linnuni, üle sajalinnulisi peatuvaid parvi (140–247 isendit) on märgatud vaid 2011. aasta kevadrändel Hiiumaal (andmed <https://elurikkus.ee/>).



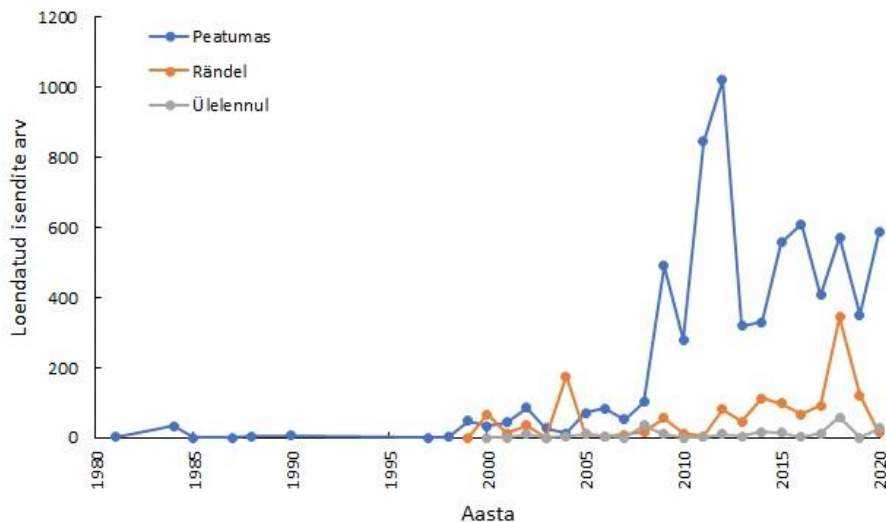
Joonis 22. Kanada lagle vaatlused (n=48) Eestis kuni 2000. aastani, andmed <https://elurikkus.ee/>). Tähistus: sinine ring – vaatlused kuni 1990. aastani (n=15), roheline ring – vaatlused perioodil 1991–2000 (n=33).



Joonis 23. Kanada lagle vaatlused (n=1409) Eestis perioodil 2001–2020. (andmed <https://elurikkus.ee/>). Tähistus: sinine ring – vaatlused perioodil 2001–2010 (n=363), roheline ring – vaatlused perioodil 2011–2020 (n=1046), must ruut – pesitsuskohad alates 2014. a.



Joonis 24. Kanada lagle vaatlused (n=1457) Eestis kuni 2020. aastani (andmed <https://elurikkus.ee/>). Tähistus: sinine ring – rändevaatlused (n=182), roheline ring – peatuvate lindude vaatlised (n=1205), kollane kolmnurk – ülelennul olevate lindude vaatlused (n=50).



Joonis 25. Rändel, peatumas ja ülelennul vaadeldud kanada laglede arvukuse dünaamika Eestis kuni 2020. a (andmed <https://elurikkus.ee/>).

Esimene kanada lagle pesa 5 munaga leiti 23.05.2012 Harjumaal Kasispea Suurlool (Ots & Paal 2013). Teine kanada lagle pesitsusjuht tehti kindlaks 2014. aastal Soela väinas Pihlalaiul (Ots & Paal 2015). Kolmas pesitsus registreeriti 22.05.2015 samuti Pihlalaiul, kus registreeriti 3 haudepaari (Ots & Paal 2017). Leiti üks rüüstatud, üks tühi ja üks 5 kiviga laglepesa (Paakspuu 2015). Neljas pesitsus registreeriti Kõmmuseljal Hiiumaal perioodil 27.04.-17.06.2016, mille tulemuseks oli 5 koorunud poega. Pihlalaiul registreeriti ka kanada lagle viies pesitsusjuht ja seda 19.05.2016, mil leiti 4 pesa (Ots & Paal 2017).

4. Hanede toitumisökoloogia

Mitmete hane- ja lagleliikide populatsioonide kasvuga on kaasnenud ka nende leviku laienemine. Samaaegselt hanede ja laglede arvukuse tõusuga läbi aastakümnete on toimunud muutused ka maastikus ja selle kasutuses. Taimetoidulised linnud, nagu on seda kõneks olevad hane ja lagleliigid, on toimunud muutustega kaasa läinud ja liikunud talvitus- ja rändeaegsetel peatusaladel looduslikelt kooslustelt järjest ulatuslikumaks muutunud põllumajandusmaastikule. Arvestades energiavarude vajadust taimetoidulistel veelindudel, on üldteada, et tihedad monokultuurised põllud (nagu näiteks vahelduvad rohumaad, teraviljad, juurviljad) ning pudenenud viljaterad põldudel pakuvad kõrgema kvaliteediga (s.t suurema energia ja toitainete sisaldusega) toitu kui looduslikud või pool-looduslikud taimekooslused (Fox *et al.* 2010, 2017, Fox & Madsen 2017, Jensen *et al.* 2018). Rohumaade leviku ning eriti talinisu ja talirapsi kasvutuse laienemine on toiminud peamiste soodsate mõjuteguritena hanepopulatsioonide kasvule ja leviku laienemisele ning sellega koos konflikti süvenemisele (Ganter *et al.* 1999, Fox *et al.* 2005, Jensen *et al.* 2018). Hanekahjude levik, ulatus ja mõju saagile varieerub sõltuvalt ilmast, mulla tüübist, karjamaa vanusest ja hanede toitumise jaotusest (Fox *et al.* 2017). Näiteks Saksamaal kaotavad põllumajandustootjad hanekahjude tõttu rohumaade esimesest saagist keskmiselt 30%, samas teine saak on peaaegu mõjutamata (Jensen *et al.* 2018). Lumehane kevadistes peatuspaikades Põhja-Ameerikas on rohumaade saagikaoks hinnatud 15-25% (Bédard & Lapointe

Commented [I02]: Lisada piirkonna määratlus! Lisada kavassee Eesti põllumajanduspindalad!

1987).

Taimetoidulised veelinnud toituvad üldiselt päevasel ajal rohumaadel ning õõbivad avatud veega veekogudel, mis pakuvad varju kiskjate eest, kuid mis võivad pakkuda ka täiendavat toitumisvõimalust. Sellised õõbimispaigad on esmase tähtsusega ning traditsiooniliselt kasutatud mitmete põlvkondade poolt (Jankowiak *et al.* 2015, Fox *et al.* 2017). Uute peatusalade kasutuselevõtt ehk levila laienemine talvitus- ja rändepeatusaladel toimub aga eeskätt noorte lindude poolt (Tombre *et al.* 2019). Kõige tähtsamad tegurid, mis mõjutavad hanede arvukust lokaalsel tasandil on õõbimiseks/puhkamiseks sobiliku veekogu suurus ning tiheasustusalade vähene osakaal 50 km raadiuses ümber sobiliku puhkeveekogu. Hanede arvukusele mõjub positiivselt põllumajandusmaastiku suur osakaal (päevase ning rändeks/pesitsemiseks vajaliku energiavajaduse katmiseks) ning negatiivselt metsa osakaal selles maastikus (Jankowiak *et al.* 2015). Haned eelistavad toituda puhkamiseks kasutatavast veekogust kuni 3 km kaugusel (Nillson & Persson 1998, Si *et al.* 2011, Madsen *et al.* 2014). Toitumiseks veedetud aeg näitab kui kiiresti linnud manustavad päevas vajaliku toidukoguse. Näiteks veetsid lühinokk-haned kevadrändel Norra peatusaladel karjamaadel toitumiseks 80% päevast kuid vaid 54% päevast kulus toitumisele värskelt külvatud odrapõllul (Madsen 1985), talvituslal Inglismaal aga suhkrupeedi põllul 63% talvisest toitumisajast kuigi need põllud moodustasid vaid 9% hanedele toitumiseks sobivast põllumajandusmaastikust (Gill 1996). Et saavutada kõrgeimat toidu tarbimist, valivad taimetoidulised veelinnud põllud, kus olev toit on:

- lokaalselt väga külluslik;
- ühtlaselt jaotunud ehk ei paikne laiguti;
- hästi omandatavate valkudega, lipiidide ja/või süsivesikute sisaldusega;
- madala kiudainete sisaldusega.

Hanede ja laglede eelistatud toitumiskoha üheks nende arvukust positiivselt mõjutavaks tunnuseks on seisva vee olemasolu kas toitumispõllul või vahetus läheduses. Värske vesi soodustab söödud rohumassi liikumist läbi seedekanali ja kõrge lipiidide sisaldusega toidu (teravilja terad) seedimist (Fox *et al.* 2017). Seega valivad haned toidutaimi nende toitainete sisalduse ja keemilise koostise järgi, kuid valik toimub ka toidutaimse suhtes nii aastaaja kui ka koha suhtes lähtudes valkude kõrgemast sisaldusest. Hanede toitumiskäitumist mõjutab oluliselt hästi seeduva valgurikka toidutaimse olemasolu, eriti kui see on seotud madala kiudainete sisaldusega (McKay *et al.* 2001). Eksperimendid piki valgepõsk-lagle kevadist rändeteed näitasid, et linnud eelistasid kõrge lämmastikusisaldusega üheiduleheliste taimede rohkust taimses biomassis (van der Graaf *et al.* 2007). Kuid oluline on siiski ka see, et mitte kõik toitumisuuringud ei ole kinnitanud üheselt eeltoodud seoseid (ref. Fox *et al.* 2017).

5. Haned-lagled ja inimene

5.1. Ajalooline ülevaade

Enamus hanede (perekonnad hani *Anser* ja lagle *Branta*) liikide lahknemisest toimus vahemikus kaks kuni neli miljonit aastat tagasi (Ottenburghs *et al.* 2016). Inimene hakkas hanedega kokku puutuma siis, kui inimese ja haneliikide levilad kattuma hakkasid. Tõenäoliselt kasutas inimene varastel aegadel toiduks nii leitud hanemune kui juhuslikult püütud hanesid. Läänemere äärestest kivijaja asulakohtadest on haneluid leitud üllatavalt vähesel hulgal, välja arvatud Ajvide's (Gotlandi läänerrannik) ja Loona (Saaremaa läänerrannik), kus neid oli arvukalt (Mannermaa 2008). Mannermaa arvates on vähemalt kolm võimalikku põhjust, miks hanesid oli jahisaagis eeldatust vähem, kuigi hani on suur lind, kellelt saab palju liha. Esiteks, haned on kartlikumad kui mitmed teised linnud ja neid oli keerulisem tabada. Teiseks, haned ei olnud sel ajal Läänemere rannikupiirkonnas veel nii levinud ja tulid siia suuremal hulgal alles siis, kui hakkas laienema põllumajandus. Kolmandaks, tavad ja

Tarbimisväärtuselt on kõige tähtsam haneliha, aga oluline kaassaadus, eriti Euroopas, on hanemaksapasteet *foie gras*, mida saadakse sundtoidetud hanede suurenenud ja rasvunud maksast. Hanesuled, eriti udusuled, tagavad suurepärase soojusisolatsiooni ja neid kasutatakse täidisena tekkides, patjades, sulejopedes ja magamiskottides.

Vastavalt kehtivale jahieeskirjale (RT I, 20.12.2019, 30) võib Eestis pidada jahti hallhanele, rabahanele, suur-laukhanele ja valgepõsk-laglele 20. septembrist 30. novembrini. Valgepõsk-laglele võib jahti pidada ainult nende lindude poolt tekitatud põllukahjustuste piirkonnas kahjustuste vältimise eesmärgil. Praegu tõlgendatakse antud sõnastuses piirkonnana konkreetset põllumaad ning klassikalise hanejahi (õhtusest lennust veekogule) käigus valgepõsk-lagle laskmist käsitletakse rikkumisena. Hanedele võib pidada varitsus-, hüilimis- või peibutusjahti ning jahti jahikoeraga, välja arvatud FCI 6. rühma kuuluva jahikoeraga. Kehtiv jahieeskiri on vastu võetud 2013. aastal ning sellest ajast alates on hanejahi aja osas tehtud erinevates redaktsioonides ainult üks muudatus: jahi algus on viidud 10. septembrilt 20. septembrile. Uue jahiseadusega (RT I, 16.05.2013, 2) laiendati väikeulukite, kelle hulka kuuluvad ka haned, jahipidamise õigust ka maaomanikele, varem oli see õigus vaid jahimaa kasutajatel.

Line graph showing the number of last-handled fish (Lastuhandeld arv) from 1991 to 2019. The Y-axis ranges from 0 to 9000. The X-axis shows years from 1991 to 2019. Two data series are plotted: 'Valgepõsk-lagle' (blue line with circles) and 'Kokku' (black line with circles). A dashed orange line represents the linear regression for the 'Kokku' series, with the equation $y = 175.17x - 347877$ and $R^2 = 0.692$.

Aasta	Valgepõsk-lagle	Kokku
1991		1300
1992		1000
1993		1000
1994		900
1995		1400
1996		2100
1997		1900
1998		2000
1999		3100
2000		2900
2001		3200
2002		2500
2003		1600
2004		1600
2005		2600
2006		4700
2007		3200
2008		4900
2009	1000	4100
2010	2700	5100
2011	1900	3700
2012	1100	5300
2013	1600	3000
2014	1100	4700
2015	2900	5100
2016	2500	4700
2017	1300	6300
2018	4500	8100
2019	2100	4900

32 (73)

Jahi käigus pliiist laskemoona kasutamise tulemusena tekkivad toksikoloogilised mitmesuunalised mõjud on laiaulatuslik globaalne probleem (Fisher *et al.* 2006, Badry *et al.* 2020). Jahi tulemusena satuvad plii fragmendid keskkonda (jahis vigastatud linnud, jahi jäätmed) ning sealt toiduahelasse põhjustades äärmiselt ulatuslikke letaalseid mürgistusi eeskätt kiskjate ja röövlindude seas. Lastud jahisaagi tarbimise tulemusena võib plii jõuda ka inimorganismi põhjustades mitmesuunalisi negatiivseid ilminguid (Leivits 2013, 2018, Badry *et al.* 2020).

Pliihaavlite kasutamine veelinnujahil on Eestis Jahiseaduse alusel alates 2013. a keelatud. Pliihaavlitele alternatiiviks on terashaavlid, millega laetud padrunitega on ohutu lasta vaid selleks ettenähtud relvadest. Suur osa jahimeestest kasutab aga vanemaid, Venemaa tehastes valmistatud sileraudseid jahipüsse, mis terashaavlite kasutamiseks ei sobi. EL REACH komitee¹ hääletas 03.09.2020 pliihaavlite märgaladel kasutamise keelustamise poolt, mille kohaselt ei tohi kahe aasta pärast kasutada jahil pliihaavleid ei märgaladel ega ka märgaladest 100 m raadiuses. Liikmesriigid, kus märgalade pindala ületab 20% lävendi territooriumist, võivad valida üleminekuajaks kolm aastat, kuid sel juhul rakendub pliihaavlite kasutamise keeld kogu riigi territooriumil. Eesti pidas vajalikuks viieaastast üleminekut, et minna kogu riigis üle täielikule pliikeelule jahinduses kaasates ka pliid sisaldavaid kuule (<https://www.envir.ee/et/uudised/euroopa-liidus-keelatakse-pliihaavlite-kasutamine-margaladel>).

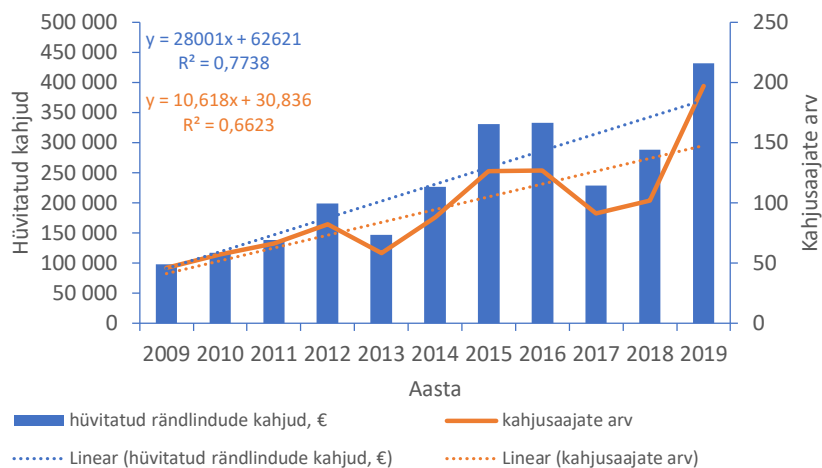
5.3. Kahjustused

Peamisteks põllukultuure kahjustavateks linnuliikideks Eestis on suur-laukhani, rabahani, hallhani, valgepõsk-lagle ja sookurg, kelle poolt tekitatud kahju hindamine ja kahju hüvitamine on ka riiklikult reguleeritud Looduskaitseaduse (<https://www.riigiteataja.ee/akt/12808270>) ja vastava keskkonnaministri määrusega (<https://www.riigiteataja.ee/akt/114102014005?leiaKehitiv>). Hanede ja laglede mõju taimedele ja pinnasele võib jagada (Leito 1996):

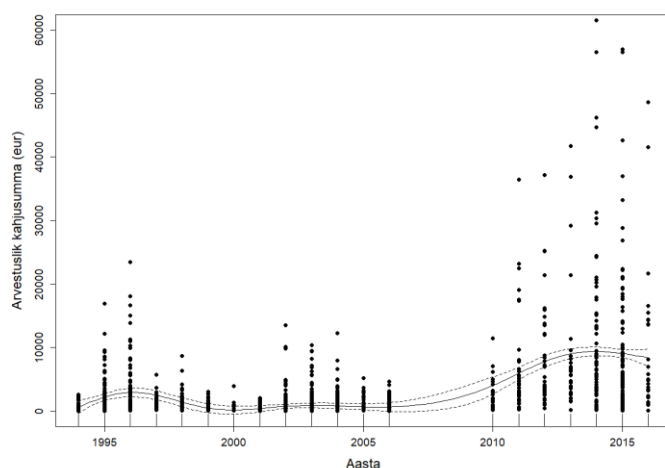
- taimede otsene tarbimine toiduks;
- taimede ja pinnase tallamine;
- toitumise mehhaanilis-füsioloogiline mõju taimekasvule.

Haneliste mõju muutub negatiivseks liiga kõrge toitumisintensiivsuse, väga noorte (väharenenud) taimede ja ebasoodsa ilmastiku (põud, pinnavesi) korral. Hanekahjustuste peamiseks põhjuseks on populatsioonide kasvust tulenev Eestis peatuvate hanede arvukuse kasv, millele on omakorda kaasa aidanud rannaniitude degradeerumine. Linnukahjustudega kaasnevad hüvitised näitavad selget tõusutrendi (joonis 28). Arvestuslikud ehk tegelikud kahjusummad põllumajandustootjatele on oluliselt suurenenud alates 2011. aastast (joonis 29). Rahalises väärtuses väljendatuna on toimunud kasv keskmiselt ligikaudu 5000 eurolt 10000 euron. Suurimad lindude poolt tekitatud kahjustused on küündinud 60000 euron aastast. Samas on maksimaalne aastast välja makstav toetus määruse alusel 3196 eurot tootja kohta.

¹ REACH komitee tegeleb kemikaalide registreerimise, hindamise, autoriseerimise ja piiramisega (www.envir.ee).



Joonis 28. Hüvitatud rändlindude kahjud 2009-2019 (andmed: Keskkonnamet).

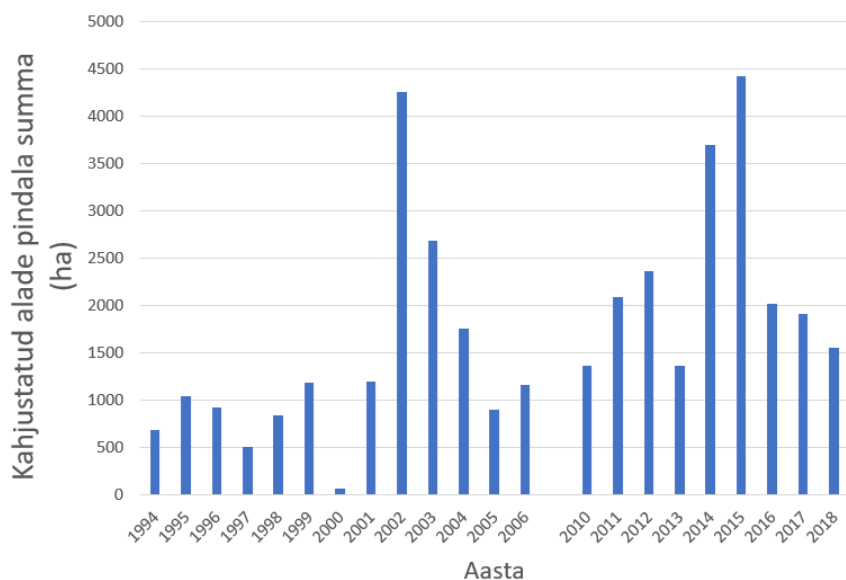


Joonis 29. Arvestusliku kahjusumma muutus uurimisperiodil (pidev joon on aditiivse mudeli seosejoon 95% usaldusintervalliga). Punktid joonisel näitavad üksikjuhtude arvestuslikku kahjusummat (n=1881).

Hanede poolt põhjustatud kahjustuste rahaline väärtus (arvestuslik kahjusumma) on pisut suurem (keskmiselt ligikaudu 2400 eur) kui lagledel (keskmiselt ligikaudu 720 eurot) või sookurel (keskmiselt ligikaudu 1200 eurot). Kui aga kõlvikul on kahjustusi tekitanud nii haned kui ka lagled, on tekitatud rahaline kahju märkimisväärselt suurem, keskmiselt ligikaudu 5755 euron. See võib tuleneda erinevatest toidutaimede ja nende omaduste eelistusest erinevate hane ja lagleliikide vahel.

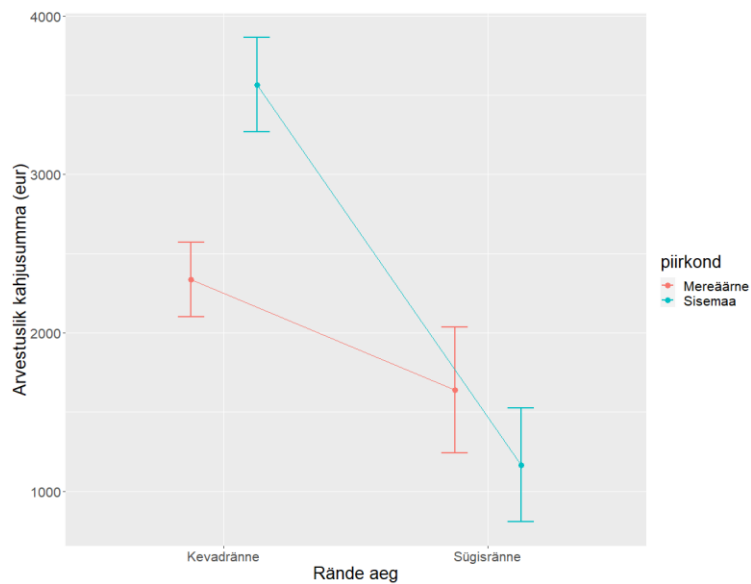
Aastati on Eestis aktidega dokumenteeritud kahjustatud alade pindala 600 hektarist ligikaudu 4500 hektarini (joonis 29). Tegelik kahjustatud alade pindala suurenemine aastate jooksul võib olla isegi suurem, kui see tulemustest jäeldub. Aastate vaheline akteeritud kahjude pindala erinevus sõltub eeskätt põllumajandustootjate aktiivsusest ning peatuvate hanede ja laglede rännet mõjutavate keskkonnategurite varieeruvusest aastate vahel (Eesti Ornitoloogiaühing 2020).

Keskmine arvestuslik kahjusumma ühele põllumajandustootjale on sisemaa maakondades kõrgem kui mereäärsetes maakondades ning analoogselt on suurenenud keskmine arvestuslik kahjusumma sisemaal rohkem kui mereäärsetes piirkondades. Ka on sisemaal kahjustatud pindalad keskmiselt suuremad (14,5 ha) kui mereäärsetes piirkondades (12 ha). Nii kahjustatud alade pindalad kui ka kahjustused on kevadel suuremad kui sügisel kusjuures mereäärsetes piirkondades sügiseti rohkem kahjustusi kui sisemaa maakondades (joonis 30). Kõlviku suurus, millest ülespoole kahjustatud ala pindala oluliselt suureneb, on ligikaudu 30 ha (Eesti Ornitoloogiaühing 2020).



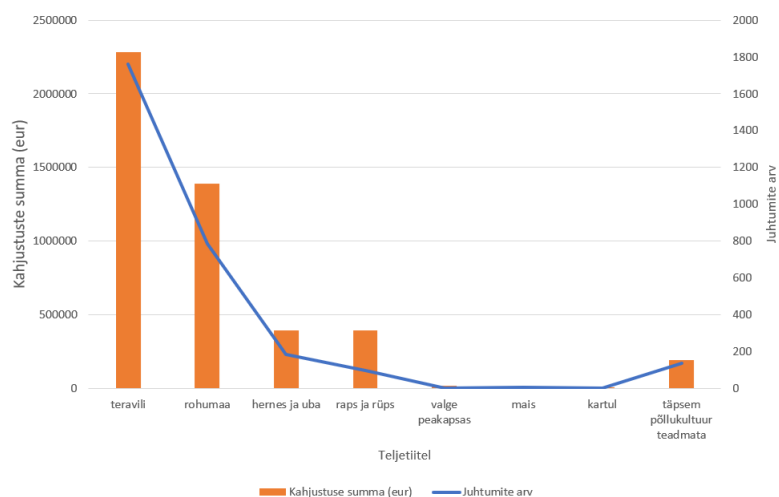
Joonis 29. Kahjustatud alade pindala summa (ha) aastate kaupa (n=2936).

Commented [I03]: Lisada viimased aastad, viide KeA andmetele.



Joonis 30. Arvestusliku kahjusumma (eur) võrdlus kevad- ja sügisrändel piirkondade kaupa. Esitatud on keskmine ja standardviga (n=1403).

Rändlindude poolt põhjustatud kahjud on kõige suuremad teraviljapõldudel, millest ligikaudu 1/3 võrra väiksemad on kahjud rohumaal. Kahjud teistel põllukultuuridel on juba mitmekordselt väiksemad (joonis 31).



Joonis 31. Kõlvikute kahjustused põllukultuuride kaupa (arvestuslik kahjusumma, eur: oranžid tulbad ning juhtumite arv: sinine joon); üldisem jaotus (n=2902).

5.4. Loodusturism

Commented [I04]: See uuesti läbi kirjutada

Loodusturismi oluline haru on linnuvaatlusreisid. Spetsialiseeritud retki välismaa huvilistele korraldab Eestis kümnekond ettevõtet. Enim linnuvaatlejaid saabub Eestisse Soomest ja Ühendkuningriigist, väga paljud linnuvaatlejad tulevad siia ka Hollandist, Saksamaalt ja Prantsusmaalt jm.

Hanede vaatlemine on kevadiste ja sügiseste linnureiside loomulik osa. Arktikas pesitsevate hanede jaoks on Eesti üks tähtsamatest peatuspaikadest rändeteel ja selle fenomeni kogemine on linnuturistidele oluline. Otsese müügiargumendina turismifirmad hanede vaatlemist ei kasuta, kuid sageli rõhutatakse valgepõsk-lagle, suur-laukhane ja rabahane väga arvukat esinemist, eriti Matsalu piirkonnas. Igal linnureisil peavad rühmaliikmed kohatud lindude liiginimestikku. Kordaläinud reisi puhul on üsna oluline, et kohataks palju erinevaid liike. See on üks põhjus, miks pälvivad linnuturistide teravdatud tähelepanu ka peatuva laglede ja hanede rändeparved. Tavaliste liikide hulgast otsitakse haruldasemaid. Loodetakse näha kogu Lääne- Kesk- ja Põhja-Euroopas haruldast ja ka globaalselt ohustatud punakael-lagle (*Branta ruficollis*) või Ida-Euroopas haruldast lühinokk-hane (*Anser brachyrhynchus*). Rabahanede puhul on üha enam tuntud tema alamliikide, tundra-rabahane (*Anser fabalis rossicus*) ja taiga-rabahane (*Anser fabalis fabalis*) eristamise vastu ja huvilised on ka alati saanud praktilise kogemuse selles vallas.

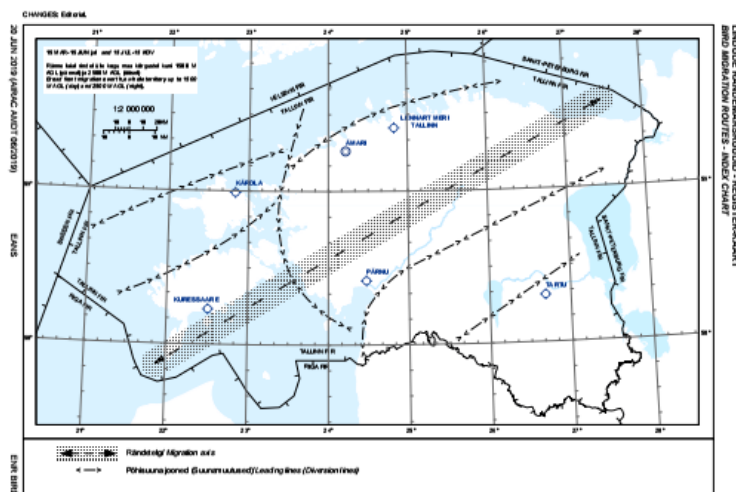
5.5. Turvalisusprobleemid

5.5.1. Lennuohutus

Linnud, sealhulgas haned, on oluline ohuallikas nii tsiviil- kui ka militaarlennunduses. Maailmas registreeritakse igal aastal vähemalt 13 000 õhusõidukite ja lindude kokkupõrget, millest ca kolmandiku puhul on tõendatud kahju õhusõidukile ja neist omakorda 8% kujutasid endast tõsist kahju (ICAO 2017). Samas toob igasugune kokkupõrge linnu ja õhusõiduki vahel kaasa terve rea protseduure (õhusõiduki tehniline kontroll jms), mille tõttu lükkuvad edasi plaanitud lennud ja jätkulennud ning tekib oluline majanduslik kahju, mille suuruseks hinnatakse globaalselt minimaalselt 1,3 billionit USD (El-Sayed 2019).

Üle maailma toimub 91% kokkupõrgetest lennuväljal või selle läheduses õhusõiduki stardil või maandumisel ning kokkupõrgetes osalenud linnuliikidest moodustavad pardid, haned ja luiged kokku ca 2% (ICAO 2017). See info on igati kohaldatav ka Eesti kohta, kus kokkupõrgetes osalevad enamasti lennuvälja maastikuga seotud liigid (pääsukesed, kajakad, kiivitajad, teised värvulised). Suur osa hanede-laglede liikumisest toimub suurematel kõrgustel.

Eesti kuuest lennuväljast on suuremaid hanekogumeid nii Tallinna, Ämari, Tartu kui ka Kuressaare lennuvälja piirkonnas. Lennundusteabe kogumikus (AIP) on üldised andmed lindude rände kohta Eesti õhuruumis (joonis 32), rände toimumise kõrgust ja aega on täpsustatud järgnevalt: kevadränne 15.03-15.06; sügisränne 15.07-15.11 kõrgusel kuni ca 1500 m päeval ja kuni 2400 m öösel.



Joonis 32. Lindude rändemarsruudid – register-kaart (AIP).

Viimase 17 aasta jooksul (pikema aja kohta autoril info puudub) on Eestis dokumenteeritud kaks õhusõiduki kokkupõrget linnuga, kus osalevaks linnuliigiks on määratud haned. Kumbki kokkupõrge ei toimunud lennuväljal või selle lähimbruses, seega on andmed ligikaudsed:

- 07.10.2008 Põrkas Estonian Air reisilennuk Boeing 737-500 ligikaudu 1500 kõrgusel kokku hanedega. Kahjustada sai mootor ja kerestruktuurid, lennuk oli suuteline maanduma Tallinna lennuväljal kuid vajas põhjalikku remonti ja ülevaatust ja oli 2 kuud rivist väljas.
- 29.04.2013 teostasid Lääne-Eestis treeninglendu kaks Leedus Šiauliau õhuväebaasis baseeruvat Taani õhujõudude hävitajat F-16, kõrgusel ca 150 m põrkas üks lennukitest kokku kahe hanega. Üks hani kahjustas ulatuslikult reaktiivmootori labasid, teine lind põrkas vastu lennuki keret. Kuigi F-16 on ühe reaktiivmootoriga lennuk, võimaldasid vigastused lennata ja maanduda Tallinna lennuväljal. Maapealse ülevaatuse käigus osutusid vigastused nii suureks, et õhusõidukil tuli vahetada mootor. Hanede liiki, parve suurust ega muid asjaolusid ei ole teada.

Hanede ja laglede ohtlikkus õhusõidukitele tuleneb eelkõige nende kehamassist ja parves esinemisest. Valgepõsk-lagle kehamass on kuni 2,2 kg, suur-laukhanel kuni 2,5 kg. Võrdluseks, Tallinna lennujaamas toimuvast linnu ja õhusõiduki kokkupõrkest võtab osa keskmiselt 1,1 lindu keskmise kehamassiga 150 g, enamasti kuni 50 g ja mitte kunagi üle 1200 g. Kokkupõrke kahjustuste ulatus ja tõsidus on aga võrdelises seoses linnu massi ja õhusõiduki kiirusega ning seetõttu on hanedest-lagledest tuleneva lennuohutuse riski puhul sündmuse toimumise tõenäosus pigem väike aga tagajärjed väga tõsised.

Tallinna lennujaama lähimbruses (13 km raadiuses lennuraja keskpunktist) ei asu teadaolevatel andmetel hanede või laglede pesitsuskohti. Toitumis- ja ööbimiskohti on aga mitmeid, neist suurim on lennuvälja vahetuses läheduses asuv Ülemiste järv. Ülemiste järve väärtus hanedele seisneb järve suurus, toitumiskohtade läheduses ja järve rahulikkuses – asudes küll Tallinna kesklinna linnaosas, on järv koos ümbritseva metsaga ümbritsetud aiaga ning tegu on sanitaarkaitseliku liikumispiirangu alaga. Andmeid Ülemiste järvel peatuvate veelindude arvukuse kohta on kogutud alates 2003. a

sügisest. Ülemiste järv sulab jääst küllalt hilja, keskmiselt 15. aprillil ning on seetõttu hanede-lagled poolt puhke- ja ööbimiskohana kasutusel keskmiselt 1,5 kuud. Kevadised arvukused on vahemikus 3000 – 10 000 isendit. Sügisel on järv kasutusel pikema aja jooksul ning ka arvukused on suuremad, hanede-lagled keskmise arvukusega on 6000 – 12 000 lindu, absoluutne rekord oktoobrist 2006, mil järvel puhkas 39 000 lindu (peamiselt valgepõsk-lagled; Aarne Tuule avaldamata andmed). Tallinna lennujaamas on lennuliiklus kevadel ja sügisel võimalik tänu Ülemiste järve kujule ja asukohale maastikul – kõik Ülemistel puhkavate hanede-lagled tootumiskohad asuvad järvest lõunas ja kagus; lennuväli asub aga järve suhtes kirdes ja idas. Lennujaama ida-lääne suunaline stardi-ja maandumiskoridor kulgeb üle järve kitsa põhjaserva, hanede põhiline kogunemisala on aga 9,6 ha suuruse järve kesk- ja lõunaosas. Tänu sellele, et järvest idas ei asu lähipiirkonnas ühtegi hanede tootumiskohta ja kirdes ning põhjas asub ulatuslikul alal linnamaastik, puuduvad ka paikse iseloomuga hanede regulaarsed lennud üle lennuvälja. Tallinna laht on valgusreostuse ja tiheda laevaliikluse tõttu ööbimiseks rahutu piirkond ja seetõttu toimub kogu haneliiklus Ülemistest lõuna- ja kagusuunal. Toitumisaladena on kasutusel kõik Järveküla, Assaku, Vaela, Kurna, Lehmja, Kautjala, Aaviku, Vaskjala ja Pajupea külade sobilikud põllumaad. Viimase 17 aasta jooksul on varem vahetult järve kaldal asunud põldudele Järveküla ja Peetri külades rajatud elamurajoonid ja tööstuspargid ning lähimad hanede tootumiskohad on nihkunud ca 5 km lõuna suunas.

Tallinna lennuvälja territoorium on ida-lääne suunaline pikk ja kitsas ning muust maastikust eristuv (lõunas raba, põhjas linn). Sügisrändel idakaartest saabuvad, rändepeatusele jäämist kaaluvad haned korregeerivad lennusuunda ja -kõrgust lennuvälja territooriumi kohal, kasutades lennuvälja mõttelise maandumisrajana Ülemiste järvele. Tallinna lennuvälja ümbritseva 13 km raadiusega ala sisse jääb ka hanede ööbimiskoht Maardu järvel koos kaasnevate tootumiskohtadega Loo, Saha, Maardu, Jõelähtme ja Kostivere põldudel.

Ämari lennubaasi lähiümbruse maastikus on hanedele-lagled vaid üks tihti kasutatav oluline tootumiskoht – Padise-Laane põllumassiiv. Tegu on ca 450 ha tervikliku põllumaaga, kus kasvatatakse pea kõiki põllusaadusi ja erinevaid aastail on erinevalt põldudel hanedele alati midagi sobivat süüa. Hanede ja lagled arvukus on selles piirkonnas enamasti 2000 – 3000 lindu, rekord üle 12 000 isendi (peamiselt lagled). Üle Padise põllumassiivi põhjaserva kulgeb Ämari lennubaasi ida-lääne suunaline stardi-ja maandumiskoridor. Lääne suunast lennubaasi maanduma tulles lendavad õhusõidukid (enamasti hävitajad) üle põllumassiivi, ajades müraga kõik toituvad linnud lendu, kuid kuna heli kaob kiirelt ja visuaalset ohtu ei ole näha, rahunevad ka linnud mõne minutiga. Siiski on tegu piirkonnaga, kus madalalt lendavate õhusõidukite ja hanede koondumiskoht kattub ning osaliselt kattuvad ka lennukõrgused. Oluline on fakt, et Ämari lennubaasi lennutihedus on Tallinna lennujaamaga võrreldes hinnanguliselt 15 korda väiksem.

Teine, Suurküla põllumassiiv, asub vahetult Ämari lennubaasi piirdeaia taga ning on hanede poolt kasutuses episoodiliselt, viimase 10 aasta jooksul pigem harva. Perioodil 2006 – 2010 peatus seal sügisrände ajal 2000 – 4000, isegi kuni 8000 valgepõsk-laglet ja arvestades lähedust lennurajale, on selle põllu asukoht kriitiline.

5.5.2. Linnugriip

Metsikudel lindudel levivatest viirustest on ilmselt tuntuim linnugriip, millel on mitmeid rohkem ja vähem patogeenseid tüvesid ning mis levib eelkõige vee- ja rannikulindude seas (Olsen *et al.* 2006, Swayne 2008). Alates 1955. aastast on teada üle 30 linnugripi puhangu (Swayne 2012), millest suurima põhjustas 1996. aastal Hiinas tüvi H5N1: nakatusid nii kodu- kui ka metslindud ning inimesed 80-st riigist Aasias, Euroopas, Aafrikas ja Põhja-Ameerikas. Seega võib viiruse levides

tekkival epideemial (haiguse ulatusliku puhang) või halvemal juhul maailma haarav pandeemia olla märkimisväärne mõju. Oluline on teadmine, et kiirete mutatsioonide tõttu võivad gripiviirused muutuda patogeeniks paljudele liikidele ning nakatada soodsatel tingimustel ka teisi loomarühmi, sealhulgas inimest. On teada, et inimeste suremus tüvega H5N1 nakatudes on kõrge, keskmiselt 64%, kuid mõnel aastal ka 75%, kuid ohtlik on ka tüvi H5N8, mis samaselt teistele tüvedele on ohtlikud kodulindudele (Sims *et al.* 2016).

Metsikute lindudel on linnugripi nakatunute osakaalu keeruline määrata. Seniste uuringute põhjal on teada, et nakatunuid on reeglina alla 5%, tavaliselt 1–2%. Euroopast on teada, et Taanis on H5-tüvega nakatunud linde 0,14–0,9% (Hulsager *et al.* 2012), Prantsusmaal 0,14–2,15% (Lebarbenchon *et al.* 2010) ning Sloveenias kuni 2,5% (Slavec *et al.* 2012). Üksikudel juhtudel on siiski tuvastatud ka lindude oluliselt kõrgem nakatumine, näiteks 7,07% Euroopa Liidus (Breed *et al.* 2010) ning 7,5–10,8% Portugalis (Henriques *et al.* 2011).

Linnugripi esineb paljudel lindudel, tänaseks on seda tuvastatud enam kui sajal liigil, enamasti hanelistel või kurvitsalistel. Rändeperioodil võivad linnud viirust kiiresti levitada. Näiteks Rootsi rannikul rände ajal peatuvate sinikael-partide (*Anas platyrhynchos*) rõngastus ja GPS-seadmete andmetel tuginev nakatunud lindude liikumise simulatsioon näitab, et linnugripi kergemad tüved jõuaks Rootsi rannikult Lääne-Eestisse loetud tundidega, kuid arvestades sinikael-partide põhilisi rändeteid, ei ole see väga tõenäoline (van Tool *et al.* 2018). Kuna nakatumine on linnu immunsüsteemile koormav, pärsib see ka linnu lennuvõimet, mis omakorda mõjutab rännet ja seda isegi väga madala patogeensusega viiruste puhul. Nii on teada, et madala patogeensusega linnugripi kandva laululuige (*Cygnus columbianus*) ränne on pärsitud: rände algus viibib, rändetapid on lühemad ja rändepeatused pikemad kui tervetel liigikaaslastel, samuti on nakatunud linnu toidu omastamine raskendatud (van Gils *et al.* 2007). Kuna viirustel on kergem nakatada nõrgema immunsüsteemiga isendeid, võivad sagedasti viiskandjateks olla noorlinnud, kelle immuunsüsteem ei ole lõplikult välja kujunenud, täheldatud on seda sinikel-partidel (van Tool *et al.* 2018).

Loodusest ei ole võimalik linnugripi elimineerida ning metsikud linnud võivad rändel nakatada vabapidamisel olevaid kodulinde, kellelt omakorda võib gripp kanduda inimestele. Seega tuleb gripi levikut ja muutumist jälgida. Linnugripile on soodsad piirkonnad, kus veelindude asurkonnad püsivad aastaringelt ning mida läbivad rändeteed. Nii on viirusel võimalus asurkonnas pidevalt ringelda ning rändeperioodil levida. Kuna Eestis ei ole aastaringseid massilisi veelindude asurkondi, siis ei ole linnugripi ulatuslik levik väga tõenäoline. Suurem oht on kevad- ja sügisrändel, mil veelinnud Eestit läbivad, sest viirus võib niiskes ja jahedas orgaanilises materjalis (näiteks väljaheited või vesi) olla elujõuline pikka aega. Näiteks 17°C vees säilib viirus elujõulisena 94–158 päeva (Stallknecht *et al.* 1990).

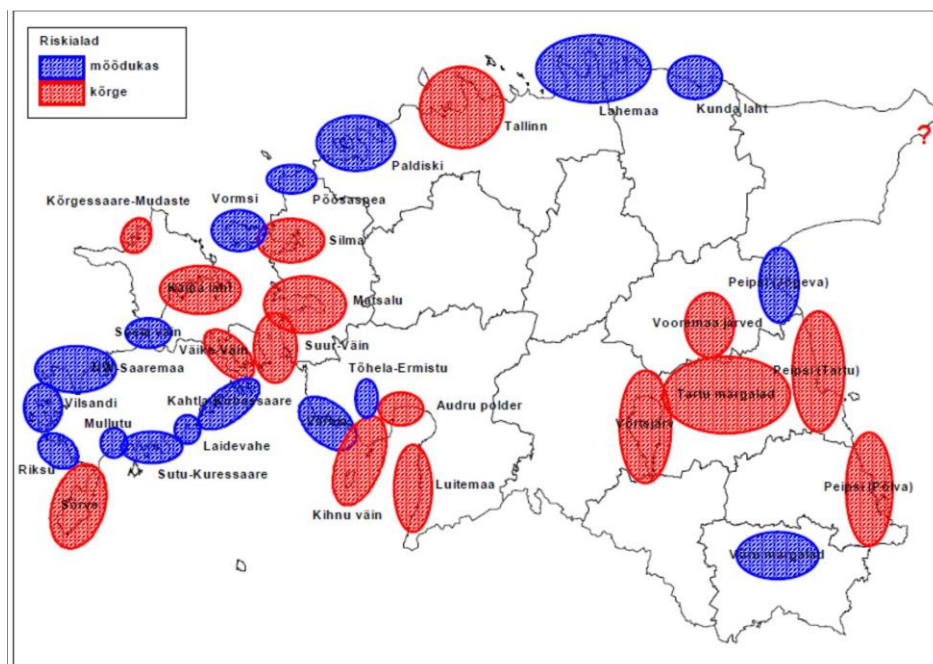
Kuna linnugripile, mis on väga kergesti nakkav, on vastuvõtlikud nii metsikud- kui ka kodulinnud ning see ohustab ka imetajaid, sh inimest (Must *et al.* 2017), on võimalikest nakatunud lindudest teatamine kohustuslik. Nakatunud lindudel võib haigus kulgeda olenevalt viiruse eluvõimest ja linnuliigi vastuvõtlikkusest erinevalt, alates sümptomiteta nakkusest veelindudel ja lõpetades massilise suremusega kodulindudel. Madala patogeensusega linnugripi kulgeb metslindudel enamasti silmatorkavate väliste tunnusteta, kodulindudel põhjustab see mõõduka raskusastmega haigestumist. Kõrge patogeensusega linnugripinakkuse tagajärjel võib hukkuda 90–100% kodulindudest. Linnugripi võib levida epideemiana, mille tulemuseks on lindude ja linnukasvatussaaduste ekspordikeeld ja tõsine majanduslik kahju. Siiski on inimeste nakatumine linnugripi harv, kuid nakatumine kõrge patogeensusega tüvesse on äärmiselt letaalne, kui 75% nakatunuist võib surra. Eelkõige on ohustatud inimesed, kes puutuvad igapäevaselt lindudega kokku.

Hetkel ei ole teada, et linnugripp leviks inimeselt inimesele, kuid et viirused muteeruvad kiiresti, ei saa seda võimalust välistada.

Olulisemateks linnurühmadeks, kus viirus püsib ja võimalusel edasi levib on pardid, haned, luiged, kajakad, tiirud ja haigrud. Kõrge patogeensusega tüvesid on neilt leitud siiski harva, märksa sagedamini on neil tuvastatud kergete haigusnähtudega kulgevaid viirustüvesid. Hanelistel on erinevatest uuringutes tuvastatud LG viirust 10-30% isenditest, muudel liikidel 2% isenditest (Must *et al.* 2017).

Eestis läbiviidud uuringus (Kuresoo *et al.* 2006) hinnati linnugrippi nakatumise riski suurust linnuliikide seas viiepallilises skaalas. Kokku tuvastati 23 võimalikku riskiliiki, neist kümme kõrge (4–5 palli), neli mõõduka (3 palli) ja üheksa madala (1–2 palli) riskitasemega. Hanedest kuuluvad kõrge riskitasemega liikide gruppi suur-laukhani ja hallhani, mõõduka riskitasemega liikide hulka rabahani ning madala riskitasemega liikide gruppi väike-laukhani.

Kokku on Eestis kevadrände perioodil 33 riskiala ja üks tõenäoline riskiala (Narva veehoidla, täpsemad andmed puuduvad), mis on jagatud kuueks suuremaks riskipiirkonnaks. Kõrge riskiga aladeks loeti need piirkonnad, kus võib kevadel peatuda üle 10 tuhande riskiliikide hulka kuuluva linnu (joonis 33; Kuresoo *et al.* 2006).



Joonis 33. Linnude gripi riskialad Eestis lähtuvalt rändlindude peatumispaikadest (Kuresoo *et al.* 2006).

Eestis aastaringsest kohatavate ja siit läbi rändavate linnugripi riskiliikideks loetavate linnuliikide arv on suur. Samuti on suhteliselt suur Eestist läbi rändavate lindude hulk. Arvestades rändeid ning

otseseid ja kaudseid kontakte teiste lindudega peatuskohtades on potentsiaalselt nakatunud rändlindude arv suur (Must *et al.* 2017), kuid arvestades Eesti linnukasvatuse hetkeseisu, on oht linnutõöstusesse jõudmiseks rändlindudega väike. Siiski, kuna linnugriip kujutab potentsiaalset ohtu nii majandusele, inimeste ja loomade heaolule, oleks probleemi ennetamiseks vaja pidev keskkonna monitoorimine, kogudes proove nii elusatelt kui ka kütitud lindudelt, kuid ka keskkonnast, kus linnud viibivad (kasvandused ja vabas looduses olevad lindude kogunemiskohad; Hood *et al.* 2020).

6. Hanede ja laglede kaitse ja jahi korraldus Eestis

Hanede ja laglede kaitse ja jahi korraldust Eestis reguleerivad nii siseriiklik seadusandlus (Looduskaitseseadus, Jahieeskiri) kui ka EL Linnudirektiiv ning rahvusvahelised konventsioonid (Berni konventsioon ja Maailma rändliikide konventsioon ehk Bonni konventsioon).

Looduskaitseseaduse (LKS) kohaselt kuuluvad hanedest I kaitsekategooriasse väike-laukhani ning III kaitsekategooriasse valgepõsk- ja punakael-lagle (tabel 2). LKS kohaselt tuleb tagada I kaitsekategooria liikide kõikide teadaolevate elupaikade või kasvukohtade kaitse tagatakse kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega. Väike-laukhane teadaolevad rändepeatuspaigad (eeskätt puhkealad) paiknevad kõik kaitstavatel aladel, kuid toitumisalad asuvad sageli väljaspool kaitstavaid alasid. Valgepõsk-lagle Eesti asurkonnast peab vähemalt 10 protsendi teadaolevate ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikade või kasvukohtade kaitse olema tagatud kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega lähtuvalt alade esinduslikkusest. Eestis paiknevad kõik teadaolevad pesitsusalad kaitstavatel aladel. Väljaspool kaitstavaid alasid pesitsevatele valgepõsk-lagledel rakendub isendi kaitse.

Jahieeskirja kohaselt võib hallhanele, rabahanele, suur-laukhanele, kanada laglele ja valgepõsk-laglele võib pidada varitsus-, hiilimis- või peibutusjahti ning jahti jahikoeraga, välja arvatud FCI 6. rühma kuuluva jahikoeraga, 20. septembrist 30. novembrini, sealhulgas valgepõsk-laglele nende lindude tekitatud põllukahjustuste piirkonnas kahjustuste vältimise eesmärgil.

Berni Konventsiooni eesmärgiks on Euroopa metsiku taimestiku ja loomastiku ning nende looduslike elupaikade säilitamine ja rahvusvahelise koostöö edendamine metsiku looduse kaitseks pöörates enam tähelepanu ohustatud (ränd-)liikide kaitsele. Konventsiooni II lisas on nimetatud väike-laukhani, valgepõsk-lagle ja punakael-lagle. III lisasse kõik ülejäänud haneliigid, m.h kanada lagle (tabel 2).

Maailma Rändliikide Konventsioon ehk Bonni konventsiooni eesmärk on kaitsta maismaa- ja veeloomade ning lindude rändliike kogu nende rändealal. Bonni konventsiooni lisa I hõlmab rändliike (s.h Eestis esinevatest haneliikidest väike-laukhani ja punakael-lagle), kes on suuremas osas oma levilas väljasuremise ohus ja keda kaitstakse väga rangelt kõigis konventsiooni alla kuuluvates levila riikides. Lisasse II kuuluvad rändliigid, kelle kaitse vajab rahvusvahelist koostööd või saaksid sellest olulist kasu (tabel 2). Bonni konventsiooni juurde kuulub Aafrika ja Euraasia rändveelindude kaitse kokkulepe – AEWA (*The African-Eurasian Waterbird Agreement*), mille eesmärgiks on rändsete veelindude kaitse korraldamine aga ka rändsete veelindude populatsioonide jätkusuutlik kasutamine (<https://egmp.aewa.info/>). AEWA üheks töövormiks on Euroopa haneplatvorm (EGMP – *European Goose Management Platform*), mis asutati 2016. a nii väheneva kui ka kasvava arvukusega hanepopulatsioonide rändeteede põhise kaitse ja populatsioonide jätkusuutliku majandamise koordineerimiseks. Rahvusvahelised liigi kaitse- ja ohjamiskavad on EGMP abil koostatud lühinokk-hanele, taiga-rabahanele, valgepõsk-laglele ja hallhanele.

Tabel 2. Eestis looduslikult esinevate hane- ja lagleliikide seisund, kaitse staatus ja kasutus

Liik	Arvukuse trend ²	Linnu-direktiivi lisa	Berni konvent. lisa	Bonni konvent. lisa	IUCN Punane nimestiku kategooria	Kaitse-kategooria Eestis	Jaht Eestis
Hallhani, <i>Anser anser</i>	Stabiilne	II osa A III osa B	III	II	Soodsas seisundis	-	Jah
Rabahani, <i>Anser fabalis</i>	Kahanev/ Stabiilne/ Kasvav ³	II osa A	III	II	Soodsas seisundis ⁴	-	Jah
Lühinokk-hani, <i>Anser brachyrhynchus</i>	Kasvav	II osa B	III	II	Soodsas seisundis	-	Ei
Suur-laukhani, <i>Anser albifrons</i>	Stabiilne	II osa B	III	II	Soodsas seisundis	-	Jah
Väike-laukhani, <i>Anser erythropus</i>	Kahanev	I	II	I	Ohualdis	I	Ei
Kanada lagle, <i>Branta canadensis</i>	Kasvav	II osa A	III	-	Soodsas seisundis	-	Jah
Valgepõsk-lagle, <i>Branta leucopsis</i>	Stabiilne	I	II	II	Soodsas seisundis	III	Ainult kahjude vältimiseks
Mustlagle, <i>Branta bernicla</i>	Stabiilne	II osa B	III	II	Soodsas seisundis	-	Ei
Punakael-lagle, <i>Branta ruficollis</i>	Stabiilne	I	II	I	Ohualdis	III	Ei

Euroopa linnudirektiiv käsitleb kõikide Euroopa Liidus looduslikult esinevate linnuliikide kaitset. Liikmesriigid on kohustatud võtma kasutusele vajalikud meetmed kõikide looduslike linnuliikide elupaikade piisava mitmekesisuse ja suuruse säilitamiseks, hoidmiseks või taastamiseks. Linnudirektiivil on 5 lisa, millesse kuuluvate liikide kaitsemeetmete rangusaste varieerub. Eestist läbi rändavad ja looduslikel ja kulutuurohumaadel ning põldudel peatuvad haned kuuluvad linnudirektiivi I, II ja III lissasse (tabel 2).

- Linnudirektiivi **I lisas** nimetatud liikide elupaikade kaitseks tuleb rakendada erimeetmeid, et kindlustada nende liikide säilimine ja paljunemine levikualal. Nende kaitseks tuleb moodustada kaitsealad. Küttimine on lubatud vaid erandkorras.
- Linnudirektiivi **II lisas** on kirjas liigid, keda võib küttida (v.a pesitsus- ja kevadrändeperioodil). Seejuures peavad liikmesriigid tagama, et jahipidamine nendele liikidele ei ohusta levikualal nende kaitsmiseks tehtud jõupingutusi. A osas osutatud liikidele võib pidada jahti kõigis direktiivi kuuluvates riikides; B osas osutatud liikidele võib jahti pidada üksnes osutatud liikmesriikides.
- Linnudirektiivi **III lisa B** osas osutatud liikide puhul võib liikmesriik teatavaid piiranguid sätestades lubada seaduslikult tapetud, püütud või muul seaduslikul viisil omandatud lindude puhul elusate või surnud lindude, nende selgelt eristatavate kehaosade või nendest valmistatud toodete müügi, müügiks transportimise, müügi eesmärgil pidamise ning muu müügiga seotud tegevuse.

² Andmed Fox & Leafloor 2018

³ Arvukuse trend sõltuvalt alamliigist (vt tabel 1).

⁴ Ei eristata alamliike

7. Rahvusvaheline kogemus hanekahjude ohjamisel

Eesmärkide seadmine lokaalsel ja rahvusvahelisel tasandil. Norras määratleti lühinokk-hane kahjude käsitlemise meetmele nii ökoloogiline (võimaldada hanedel peatuda) kui ka sotsiaalmajanduslik (vähendada konflikti hanede ja põllumajanduse vahel) eesmärk. Ökoloogilise lähenemise eesmärgiks oli luua hanedele küllaldane hulk kevadrändeageid pelgupaikade nende poolt eelistatud peatuspaikades ning põllumajandustootjate eesmärgiks oli saada mõistlikku kompensatsiooni hanede pelgupaikade eest nende maal, mis on otseselt seotud saagi kaoga (Eythórsson *et al.* 2017).

Ruumiline mastaap ja meetmed. Hanekahjude vähendamiseks planeeritud tegevuste planeerimisel peab lähtuma lokaalsest tasandist, milleks on kas üks konkreetne hanede peatusala, mis sisaldab ööbimisala(sid) ja ümbritsevad toitumisalasid või regionaalsel tasandist, kus moodustub hanede peatusalade võrgustik, mille keskmeks on jällegi üksteisest mõnekümne kilomeetri kaugusel asuvad ööbimisalad ja nende vahel kattuvad toitumisalad (Madsen & Williams 2012, Tombre *et al.* 2013b, Koffijberg *et al.* 2017). Iga rakendatava meetme asjakohasus ja kasulikkus sõltub liigist, aastaajast, piirkonnast aga ka asetusest rändeteel (tabel 3; Tombre *et al.* 2005). Oluline on mõista, et erinevate meetmete kombinatsioon on alati kõige efektiivsem (Cope *et al.* 2005, Fox *et al.* 2017). Jensen *et al.* (2018) rõhutavad valgepõsk-lagle tegevuskavas, et peamine „pehmete“ meetmete nõrkus on, et need ei piira populatsiooni kasvu ning võivad viivad olukorran kus alternatiivsete toitumisalade efektiivsus populatsioonide jätkuva kasvu tõttu väheneb kuna kasvav populatsioon levib uutele aladele.

Tabel 3. Erinevate hanekahjude vähendamiseks kasutatavate meetmete efektiivsuse hinnangud (Jensen *et al.* 2018). Lühendid: UK – Inglismaa, NO – Norra, SE – Rootsi, DK – Taani, DE – Saksamaa, NL – Holland, FI – Soome.

Meetme mõju	Teadmata	Ei leevenda probleemi	Võib leevendada probleemi	Leevendab probleemi	Lahendab probleemi täielikult
Meede					
Populatsiooni kontroll			DK, NL	UK	
Heidutusjaht			SE, DK, DE, NL		
Hirmutamine		NO, NL	UK, SE, DE, FI	UK	
Kontrollitud maa kasutus / ala kaitse				DE	UK
Kompensatsioon või majandamise toetamine		NL	SE, FI	UK, NO, DE,	DE
Munade lõhkumine	NO	NL	SE?		
Viljaga toitmine			SE		
Tarastamine (Helsingi linna parkides)	FI				

Populatsiooni reguleerimine. Lühinokk-hane Tervamägede populatsiooni majandamiskava seadis eesmärgiks hanede ja põllumajanduse vahelise konflikti vähendamise populatsiooni arvukuse reguleerimise abil suurendades sügisjahi efektiivsust Taanis ja Norras. Kava seadis eesmärgiks vähendada populatsiooni suurust kuni 60 000 isendini, mis oli kompromiss erinevate huvitatud osapoolte vahel. Tegemist on adaptiivse hanepopulatsiooni majandamiskavaga, kus on integreeritud jaht, detailne populatsiooni seire ja teaduspõhine modelleerimine kuidas jaht mõjutab populatsiooni dünaamikat (Madsen & Williams 2012, Johnson *et al.* 2014).

Venemaal toimub valgepõsk-laglele jaht ning ametliku jahistatistika andmeil lasti perioodil 2014-2016 seal umbes 16 500 laglet, kuid erinevate hinnangute alusel lastakse Venemaal vähemalt 67 000 laglet aastas. Teada on aga see, et praegune jahi intensiivsus ei ole piisav valgepõsk-lagle populatsiooni stabiliseerimiseks praegusel arvukusel (Trinder 2014a, b, van der Jeugd & Kwak 2017).

Hanejahiga seotud uuringud (Madsen & Fox 1995, Madsen 2001, Bechet *et al.* 2003, Månsson 2017) on näidanud, et jaht mõjutab nii hanede kui ka teiste veelindude käitumist (hilisem toitumisperiood hommikul jahist tuleneva ohu vältimiseks) või liikumist teistele toitumisaladele peatusala siseselt või hoopis uuele peatusalale.

Heidutusjaht toimub valgepõsk-laglele Eestis, Rootsis, Belgias, Taanis, Saksamaal ja Hollandis, kus 2016/2017. a andmete põhjal lasti kokku vähemalt 47 286 laglet (Jensen *et al.* 2018). Valgepõsk-lagle populatsiooni eksponentsiaalse kasvu põhiline demograafiline faktor on suremuse madal tase, mis oli ligikaudu poole võrra suurem enne liigi range kaitse algust. Seetõttu on efektiivseks hanede ohjamise strateegiaks suremuse määra suurendamine lubades populatsioonide reguleerimist derogatsiooni abil (Linnudirektiivi Artikkel 2). Liigi suremuse suurendamine peab järgima täielikult Linnudirektiivi artiklit 9 ja läbi adaptiivse majandamise koos selgete eesmärkidega mis vastavad rahvuslikele ja rahvusvahelistele eesmärkidele, toetudes teaduslikele alustele ja koordineeritud läbi erinevate tasandite kaasates ka juriidika (Jensen *et al.* 2018).

Hallhanede heidutusjahi katse Rootsis (Månsson 2017) näitas hanede 63% arvukuse langust heidutuspõldudel ja 17% arvukuse langust kuni 500 m kaugusel olevatel kontrollpõldudel vähemalt kolmel järgneval peale heidutust.

Hirnutamine. Üheks võimaluseks on hanede intensiivne eemaletõrjumine majanduslikult tundlikumatelt põllukultuuridelt, soovitatavalt selleks määratletud alternatiivsetele toitumisaladele ehk pelgupaikadesse, kus hanedel on energeetiliselt tulusam toituda (Tombre *et al.* 2005). See on võimalik saavutada järjekindla hirnutamise tulemusena kasutades laia tehniliste lahenduste valikut. On teada, et vähemalt 5-, 7- ja 10-kordne hirnutamine päevas vähendas hanede põllukasutuse intensiivsust 74-78%, samas kohakordne hirnutamine ei avaldanud mõju hanede paiknemisele viidates, et hanede tundlikkuse lävend hirnutamise suhtes päevas on 3 ja 5 korra vahel. Hirnutamisel on suurem efekt kevadise rändepeatuse alguses kui selle ühtlasel jaotamisel rändepeatuse perioodile (Simonsen *et al.* 2016). Kui hanede normaalne toitumisperiood päevas on 7,4 h, siis 5-kordne hirnutamine päevas suurendab söödava taimemassi kogust 11,5-16%. Kui aga päevas toimub 6-kordne hirnutamine, ei pruugi haned enam suuta katta päevast energiavajadust (Nolet *et al.* 2016). Samas on teada, et haned kohanevad kiiresti statsionaarsete hirmustusvahenditega. Hanede hirnutamine peab olema koordineeritud suuremal maastikuskaalal, et välistada hanede ümberpaiknemine teistele tundlikele aladele (Fox *et al.* 2017, Jensen *et al.* 2018). Seetõttu on kombinatsioonis hirnutamisega edukalt rakendatud alternatiivseid toitumisalasisid Inglismaal (valgepõsk-lagle, Cope *et al.* 2003) ja Norras (lühinokk-hani, Madsen *et al.* 2014).

Alternatiivsed toitumis- ehk pelgualad. Alternatiivsete toitumisalade valimine lühinokk-hanede toimus Norras statistilise mudeli abil, mis võttis arvesse teede ja vertikaalsete struktuuride (näit mets, asula) lähedust, kaugust ööbimispaigast ja kõrgust mere tasapinnast ning mis ennustas hanede poolt eelistatavate karjamaade ning klassifitseeris need maastiku sobivuse järgi (Jensen *et al.* 2008). Selle alusel valitud toitumise pelgualadel oli hanede toitumissurve 13 korda kõrgem kui juhuslikult valitud aladel väljaspool ning need pelgualad hoidsid kinni 67% karjamaadel toituvatest lühinokk-hanedest vaatamata asjaolule, et pelgualadel moodustasid rohumaad ainult 13%. Pelgualade kogupindala oli Norra peatusalal, kus energiavarusid täiendas 2010. aastal 69 000 lühinokk-hane, 402,4 ha, millest

90% olid karjamaad (Madsen *et al.* 2014).

Saksamaa peamisel valgepõsk-lagle talvituslal, Alam-Saksimaal, kasutatakse pelgualade (s.t kontrollitud maakasutus) majandamiseks EL põllumajandus-keskkonnatoetuste skeeme. Nende skeemide abil majandatakse umbes 24 000 ha rohu- ja põllumaid, millele Saksamaa kulutab koos EL fondidega umbes 7 miljonit eurot aastas (umbes 291 eur/ha) kõikidele haneliikidele (peamiselt siiski valgepõsk-lagle ja suur-laukhani).

Holland on Lääne-Euroopas kõige olulisem hanede peatus- ja talvitusala, kus loendatakse umbes 2,5 miljonit hane. Hollandis rakendati 2005/2006. a uut hanekahjude majandamise strateegiat eesmärgiga limiteerida kompensatsioonide maksmist põllumeestele koondades toituvad haned alternatiivsetele toitumisaladele 80 000 ha (75% põllumaa ja 25% looduslikud rohumaad kaitsealadel), kus talunikud saavad toetust selle ja nende hirmutamiseks väljaspool pelgualasid. Niinimetatud hanepõldude maksumus oli aastas 102 eur/ha, lisaks kompenseeriti iga-aastaselt tegelikud kahjud saagile, maksimaalselt 134 eur/ha. Uue strateegia tulemuseks oli hanede koguhulgast vaid 57% seotus pelgualadega. See tagasihoidlik tulemus võis olla seotud (i) suurenenud hanede arvukusega väljaspool pelgualasid, (ii) korrapäraselt piiritletud alad ning pelgualade sees olid alad kus toimus hanede hirmutamine ja (iii) ebapiisavad häirituse taseme erinevused määratud alade sees ja väljaspool neid (Koffijberg *et al.* 2017). Saatjatega märgistatud valgepõsk-lagle veetsid Hollandis uni 80% toitumisajast (Si *et al.* 2011).

Tasuvusanalüüsid on näidanud, et meetmed, mis pakuvad hanedele turvalisi pelgupaiku lisavad rahale väärtust üldises ühiskondlikus perspektiivis (Vickery *et al.* 1994, MacMillan *et al.* 2004, MacMillan & Leader-Williams 2008). Tasuvus suureneb suure enamuse hanede koondamisel piiratud alale optimeerides selleks pelgualade suurusi ja levikut (Amano *et al.* 2007, Jensen *et al.* 2008) ning pelgupaikades oleva toidu kvaliteedi ja/või kvantiteediga (Vickery & Gill 1999, McKay *et al.* 2001, Si *et al.* 2011). Pelgualade ümber toimuv hirmutamine aitab positiivselt kaasa hanede koondumisele neile toitumiseks mõeldud aladele (Tombre *et al.* 2005). Siiski määrab rohumaadel olev biomass ja rohumaade tootlikkus hanede peatusperioodil pelgualadele koonduvate hanede hulga (Madsen *et al.* 2014).

Hanekahjude kompenseerimine ja toetamine. Kompensatsioonid põllumajandustootjatele on olnud efektiivseks meetmeks hanede ja põllumajanduse vahelise konflikti oluliseks vähendamiseks. Norras on põlluharijad lõpetanud hanede hirmutamise ning aktsepteerivad saagikao kompensatsioone (Tombre *et al.* 2013a, Fox *et al.* 2017). Valgepõsk-lagle levialal makstakse kaheksas riigis 11st hanede ja põllumajanduse vahelise konflikti leevendamiseks ja põllumajandustootjatele kahjude kompenseerimiseks majanduslikku toetust või kompensatsiooni. Kaheksast riigist kuues toimub regulaarne hanekahjude registreerimine. Holland ja Rootsi on näited sellest, kuidas riigid maksavad konflikti leevendamiseks paralleelselt hanepopulatsioonide suurenemisega järjest suuremaid summasid (kasv perioodil 2000-2015 vastavalt u. 1,7 kuni 4,7 miljoni euronile ning u. 20 kuni 150 tuhande euronile). Samas ei ole see meede rahanduslikult jätkusuutlik kuna kasvavad ja laienevad populatsioonid suurendavad ka kompensatsioonidele kuluvaid summasid (Jensen *et al.* 2018). Norra juhtum räägib aga kahjutoetuste märksa suuremast kasvust kui hanepopulatsiooni kasv ehk toetustele kuluv summa ei ole põhjendatud bioloogilise andmestikuga. Toetuste summa jätkas kiiret kasvu ka olukorras kui lühinokk-hane populatsioon vähenes (Eythórsson *et al.* 2017).

8. Hanede ohjamisega seotud ohutegurid

Ohutegurite tähtsust on hinnatud järgmise üldkasutatava skaala alusel:

kriitilise tähtsusega – võib viia liigi hävimisele 20 aasta jooksul;

suure tähtsusega – võib viia 20 aasta jooksul populatsiooni kahanemisele enam kui 20% ulatuses;

keskmise tähtsusega – võib viia 20 aasta jooksul populatsiooni kahanemisele märkimisväärsel osal areaalist vähem kui 20% ulatuses;

väikese tähtsusega – teguri mõju lokaalne, populatsiooni kahanemine on 20 aasta jooksul väiksem kui 20% (Tucker, Evans 1997).

1. Kevadine heidutusjaht

Kevadine heidutusjaht ohutegurina puudutab eeskätt väike-laukhane ning taiga-rabahane. Kolmanda liigina, kes võib juhuslikult ohvriks langeda, on maailmas ohustatud liikide kategooriasse kuuluv punakael-lagle. Viimane on Eestis väikesearvuline rändur, keda kevadel nähakse kokku kuni mõnikümmend isendit, sügisel aga üksikuid linde.

Kevadine heidutusjaht hanedele on **kriitilise tähtsusega** ohutegur väike-laukhanele, **suure tähtsusega** ohutegur taiga-rabahanele ning **väikese tähtsusega** ohutegur punakael-laglele.

Eestist rändab läbi vaid väike-laukhane Fennoskandia populatsioon, mille suuruseks hinnatakse vaid 105-120 isendit. Pesitsevate paaride arvuks hinnatakse 30-35 (Fox & Leafloor 2018). Viimase kolmekümne aasta populatsiooni madalseis (ca 30 isendit) oli perioodil 2007-2010. Populatsiooni senise maksimumarvukuse, ca 110 isendit, saavutamiseks kulus seitse aastat (2017), kuid kahel järgneval aastal arvukus langes taas umbes 90 isendini (<https://www.piskulka.net/fenno.php>).

Fennoskandia populatsioon talvitub Kreekas ning kevadrände põhisuund kuni pesitsusaladeni Põhja-Norras ongi põhi. Olulisemad peatuskohad kevadrändel asuvad Ungaris Hortobágy rahvusparkis, Lääne-Eestis, Soomes Oulu lähisel ning Norras Porsangifjordi kallastel. Lääne-Eestis asuvad olulisemad peatuskohad Matsalu lahe (Matsalu rahvuspark), Haapsalu lahe (Silma looduskaitseala) ja Käina lahe piirkonnas (Käina lahe-Kassari maastikukaitseala). Üksikud, kuid regulaarsed on teated vaadeldud väike-laukhanedest Tartumaa, Põlvamaalt ja Saaremaalt (Toming & Ojaste 2008). Väike-laukhaned saavad Eestisse tavaliselt aprilli keskpaigas ning viibivad siin maksimaalselt kuni 10. maini. Tegutsevad sageli teistest hanedest eraldi.

Väike-laukhani on Eestis I kaitsekategooriasse kuuluv liik ning Maailma punases nimestikus kahaneva arvukusega ohualdis liik (BirdLife International 2018c). Peamisteks ohuteguriteks liigile peetakse jahti, elupaikade kadu rändepeatus- ja talvituseladel ning kindlasti ka madalat sigimisedukust, mida mõjutab oluliselt rebase arvukus (Aarvak *et al.* 2017). Teadaolevalt (Markkola & Karvonen 2020) võib väike haudeasurkond, mille pesitsemist mõjutab ka rände ajastus pesitsusalast 600 km lõuna pool, teatud minimaalse arvukuseni langemisel laguneda ning allesjäänud linnud hajuda. Arvestades erinevate ohutegurite kumuleeruvat mõju tuleb kevadist heidutusjahti pidada kriitilise tähtsusega ohuteguriks, mis võib suunata liigi Fennoskandia haudeasurkonna hävimisele 20 aasta jooksul.

Selleks et välistada väike-laukhane juhuslikku sattumist kevadise heidutusjahi ohvriks, tuleb heidutusjaht välistatud kõikidel potentsiaalsetel ja regulaarsetel väike-laukhane peatuspiirkondades. Väike-laukhanede saabumist Eestisse ja siniseid peatusalasid on olnud võimalik 2020. a ja mõnel eelneval aastal jälgida rahvusvahelises koostöös satelliitsaatjatega märgistatud väike-laukhanede vahendusel. Kui enamik rändelt saabunud väike-laukhanesid tegutsevad üheskoos, võib aeg-ajalt leida ka üksikisendeid või mõnelinnulisi salku teistes peatuskohtades.

Kui rakendatakse hanekahjustuste vältimiseks kevadist heidutusjaht, tuleb:

- arendada rahvusvahelist koostööd ning selle raames rahastada regulaarselt mõne väike-laukhane märgistamist satelliitsaatjaga kas pesitsusalal või rändeteel;
- tõhustada kevadist väike-laukhane seiret Eestis, et leida põhiparvest hälbinud isendite peatusala(d).

Eesti Ornitoloogiaühing on osaline perioodil 01.09.2020-31.08.2025 toimuvad LIFE projektis „*Providing a climate resilient network of critical sites for the Lesser White-fronted Goose in Europe*“ (LIFE19 NAT/LT/000898). Eesti osapoole üheks ülesandeks on ka väike-laukhane seire läbiviimine väike-laukhane peamistest rändepeatuskohtades. Selle projekti raames kogutavat infot on võimalik kasutada ka hanede kevadise heidutusjahti operatiivsel korraldamisel.

Ohustatud taiga-rabahani on äärmiselt sarnane tundra-rabahane ja välitingimustes nõuab nende eristamine teiste rabahanede seas suurt kogemust. Üldine seisukoht on, et taiga-rabahani rändab meil läbi varem (aprillis) kui arvukas tundra-rabahani (aprill-mai). Eestis neil ilmselt erinevad peatusalade eelistused puuduvad. Eestis peatuvate taiga-rabahane pesitsusalad on teadmata. Taiga-rabahane rändedünaamika, rändepeatuse- ja pesitsusalade väljaselgitamiseks tuleb märgistada kuni paarkümmend selle alamliigi esindajat saatjatega. Taiga-rabahane osakaalu selgitamiseks jahisaagis, aga ka jahisaagi kohta usaldusväärse statistika saamiseks selle liigilise ja vanuselise kuuluvuse kohta, tuleb arendada vastav mobiilirakendus seotuna vastava andmebaasiga (seotuna EELISega?), mis talletab lastud hane foto põhjal määratud liigi, koordinaadid, aja ning muud vajalikud andmed.

Koos teiste hanedega nähakse sageli toitumas punakael-lagle üksikisendeid. Harvem leitakse neid 3-5 isendiliste salkadena teiste hanede seas. Punakael-lagle populatsiooni peamised talvituslad asuvad Musta mere lääne- ja põhjarannikul (Fox & Leafloor 2018). Eestisse sattuvad punakael-lagled on pesitsusaladel ühinenud valgepõsk-lagled, raba- ja suur-laukhanedega kellega koos rännatakse talvitusaladele Lääne-Euroopas ning järgneval kevadel tagasi pesitsusaladele. Kuna tegemist on enamasti üksikisenditega suurtes haneparvedes, on kevadine heidutusjaht liigile **väikese tähtsusega** ohutegur.

2. Sügisene hanejaht

Sügisene hanejaht senises mahus ei ole ilmselt arvestatav mõjutegur väike-laukhanele, taiga-rabahanele ja punakael-laglele. Sügisene väike-laukhane rände strateegia viib linnud kas (1) Eestis peatust tegemata otse talvitusaladele mõne lühikese peatusega Eestist lõuna pool või (2) väike-laukhaned liiguvad sügiseks Kanini poolsaarele ning sealt suundutakse otse Ungarisse (Toming & Ojaste 2008).

Sügisrändel Eestis peatuvate taiga-rabahane arvukuse kohta on andmed vähesed ning andmed esinemise kohta jahisaagis puuduvad (mis ei välista nende esinemist jahisaagis). On teada (Kölzsch *et al.* 2016), et sügisel kasutavad haned maksimaalselt soodsaid rändeolusid ning nad eelistavad soodsate rändetingimuste korral peatuseta rännet talvitusaladele, mis lühendab oluliselt nende rändeperioodi. Taiga-rabahane sattumisele sügisese jahisaagi hulka tuleb kindlasti pöörata olulist tähelepanu fikseerides lastud rabahane nii fotomaterjali abil ning kontrollides määrangute korrektsust DNA abil.

Punakael-laglesid nähakse sügisrändel peatumas vaid üksikuid isendeid ning seetõttu ei oma sügisene hanejaht arvestatavat ohtu liigile.

9. Kaitse ja ohjamise eesmärk

9.1. Lähi- ja pikaajalised kaitse- ja ohjamise eesmärgid

Hanede ja laglede kaitse- ja ohjamiskava **pikaajaliseks** (15 aasta perspektiiv; 2021-2035) **eesmärkideks** on:

- hanekahjude **vähendamine** ja selleks optimaalsete lahenduste rakendamine;
- kaasa aidata suur-laukhane ja tundra-rabahane populatsioonide arvukuse piiramisele;
- hanepopulatsioonide arvukuse piiramine peab toimuma säilitades Eestist läbirändavate hane- ja laglepopulatsioonide soodne seisund, mis on määratletud vastavates AEWA liigi tegevuskavades;
- hoida ära kanada lagle püsiva haudeasurkonna teke Eestis.

Hanede ja laglede kaitse- ja ohjamiskava **lähiaja** (5 aasta perspektiiv; 2021-2025) **eesmärkideks** on:

- leida optimaalsed lahendused hanekahjude **stabiliseerimiseks** ning nende rakendamine;
- lennuohutuse tagamine;
- olemasoleva küttemisvõimekuse säilitamine suur-laukhane ja tundra-rabahane arvukuse piiramiseks;
- regulaarse siseriikliku koostöö rakendamine;
- rahvusvahelise koostöö tugevdamine.

10. Tegevuskava (vajalikud meetmed, nende prioriteetsus, ajakava, eelarve)

Käesolevas peatükis esitatakse tegevused hanede kaitseks ja ohjamiseks, mille eelisjärjestamisel kasutatakse järgmist klassifikatsiooni:

I prioriteet – hädavajalik tegevus, milleta eesmärkide saavutamine planeeritavas ajavahemikus on võimatu, kaitsekorralduse tulemuslikkuse hindamiseks vajalik tegevus;

II prioriteet – vajalik tegevus, mis aitavad oluliselt kaasa eesmärkide saavutamisele;

III prioriteet – soovituslik tegevus ehk tegevus, mis aitab kaudselt kaasa eesmärkide saavutamisele.

Tegevuste maksumuse arvutamisel on kameraaltööpäeva hinnaks 120 eurot, välitööpäeva hinnaks 150 eurot, mis sisaldavad kõiki makse. Eelarves kajastuvad kõik kulud ja maksud, sh käibemaks.

10.1. Koostöö arendamine põllumajandustootjate, teadlaste, ametnike, vabaühenduste ja teiste huvitatud osapoolte vahel

Prioriteetsus: II

Eesmärk: Moodustada erinevaid huvitatud osapooli ühendav hanekonsortsium.

Kirjeldus: Hanekonsortsiumi töö sisuks on:

- koostöö parandamine erinevate huvitatud osapoolte vahel;
- regulaarse ajakohase info vahetamine;
- hanede ja laglede kaitse- ja ohjamiskava elluviimise jälgimine ning vajadusel täienduste koostöölastamine;
- teemakohaste riiklike seisukohtade arutamine ja koostöölastamine.

Ajaline mõõde: Hanekonsortsium kohtub Keskkonnaameti eestvedamisel vähemalt üks kord aastas.

10.2. Hanejahi korraldamine

Prioriteetsus: II

Eesmärk: jahimeeste ja üldsuse teadlikkuse suurendamine jahieetikast ning hanejahi vajalikkusest põllumajanduskahjude stabiliseerimisel ja vähendamisel.

Kirjeldus: Hanede arvukuse üldist ohjamist sügisjahi käigus käsitletakse ühe kahjustuste vähendamise meetmetena. Seetõttu tuleks vähemalt praeguses ulatuses säilitada hanejahi võimalused ja jahimeeste motivatsioon ning otsida võimalusi nende suurendamiseks. Selleks:

- juriidiliselt analüüsida tõlgendust valgepõsk-lagle puhul jahieeskirjaga sätestatud mõistele „kahjustuspiirkond“, kas selleks on konkreetne põllumassiiv või geograafilises mõistes märksa laiem, näiteks määratletud konkreetne hanede koondumisala, mille piires tekitavad teiste hulgas ka valgepõsk-lagled olulisi kahjustusi põllumajanduskultuuridele;
- tõsta jahimeeste teadlikkust hanede kütamise vajalikkuse, jahieetiliste väärtuste (kui palju lasta, kuidas eksponeerida, kuidas käidelda jäätmeid) ning liikide määramise osas;
- arendada välja fototuvastusel põhinev mobiilirakendus kütitud isendite liikide (ja alamliikide) määramiseks;
- teavitada järjepidevalt avalikkust hanejahi olulisusest seoses arvukuse ohjamise vajadusega (ennetada kahju suurenemist põllumajandusele ja vähendada riski pandeemiade (linnugripi) tekkeks) vähendamaks avalikkuse vastuseisu nii hanejahile kui ka jahipidamisele laiemalt.

Maht: vastavalt vajadusele

Ajaline mõõde: vastavalt kas ühekordne või iga-aastane tegevus

Maksumus: jahimeeste koolituskulud, mobiilirakenduse arendamine

10.3. Esmased meetmed hanekahjude stabiliseerimiseks Eestis

10.3.1. Poldrite hooldamine

Prioriteetsus: I

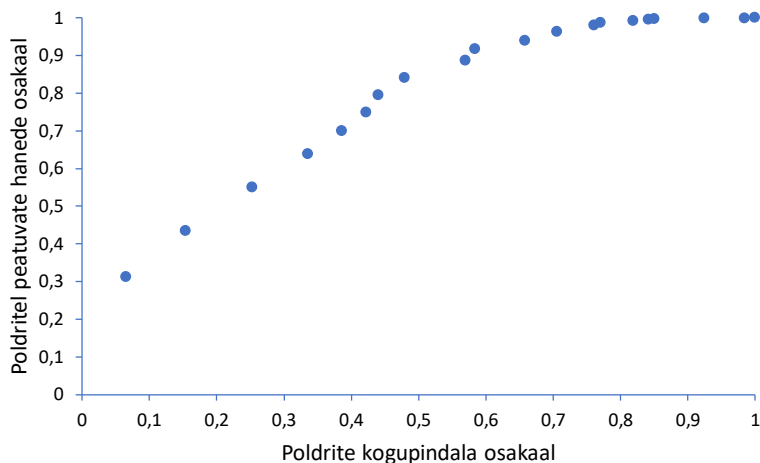
Eesmärk: säilitada poldrid vähemalt 90% ulatuses märgade rohumaadena

Kirjeldus: Kuna kõik poldrid on rajatud liigniisketele aladele, siis on need olnud juba enne poldrite rajamist olulised pesitsusalad ning rändepeatuskohad kümnete tuhandetele vee- ja märgalalindudele. Pärast poldrite rajamist on need alad jäänud endiselt märgalalindude elupaigaks ning sellega tuleb arvestada. Poldrite esialgne mõte oli kasvatada seal heintaimi või kasutada neid alasid osaliselt ka karjamaadena. Idee oli hoida poldritel veetase kõrge intensiivse taimekasvu perioodil ehk kevadel, sest niiskel pinnasel on rohukasv parem ja rohi lopsakam. Mai esimesel poolel, kui taimekasv on intensiivsem, alandati veetaset. Sellisel viisil saab poldreid väga loodussõbralikult majandada ning see tuleks ka eesmärgiks seada. Üha suurenevad põllumajandusetoetused on kutsunud esile trendi, kus poldrid on muutunud atraktiivseks kohaks kasvatamiseks seal teisi põllumajandussaadusi peale heintaimede. Erinevate põllumajandusetoetustega oli 2019. a kõikide poldrite pindalast (8846 ha, Luigujõe 2019) kaetud 91% (8023 ha). Toetuste alusest pindalast moodustasid erinevad rohumaad 63% (5025 ha) ning teraviljad 27% (2210 ha). Ülejäänud 10% moodustavad väga erinevad kultuurid ja maakasutusviisid (näit raps, põlduba, hernes, kanep, tatar, kõõgi- ja aedviljad, astelpaju istandused, viljapuu- ja marjaaiad). Need kultuurid ei kannata kevadisi üleujutusi, mis on ka üks põhjustest, miks poldrite kuivendamine on muutumas üha populaarsemaks. Sellise stsenaariumi korral kaotavad kuivendatud poldrid täielikult oma loodusväärtuse, m.h hanede peatuskohana.

Poldrid, kus esineb kevadine üleujutus, on atraktiivseteks kohtadeks rändavatele hanelistele, hoides neid eemal põllumajandusmaadelt. Kuna üleujutatud rohumaadel on vesi erineva sügavusega ning servaaladel on ohtralt toitumisvõimalusi, pakuvad need alad samaaegselt nii turvalist puhkepaika kui ka soodsaid toitumisvõimalusi. Kui tagada nendel aladel hanedele rahulik olemine ning rakendada kevadise rändepeatuse perioodil ümberkaudsetel viljapõldudel intensiivset hirmutamist (vähemalt 5 korda päeva jooksul) toob see kaasa hanede koondumise ümberkaudsetelt põldudelt poldritele, kus toitumine on energeetiliselt tulusam kui ümbritsevatel viljapõldudel (kuigi toit on rohumaadel väiksema energeetilise väärtusega kui viljapõldudel, korvab rahulik toitumisvõimalus pidevaks lendamiseks kuluva energia kao). Põhimõtteliselt on võimalik tabelis 4 toodud esimese kaheksa poldri rohumaadele (4241 ha) koondada umbes 270 000 hane ehk 84% kõigil poldritel peatuvate hanede üldhulgast, mis moodustab olulise osa lõunapoolses Eestis peatuvatest hanedest (tabel 4, joonis 34).

Tabel 4. Eestis poldritel peatuvad haned (Luigujõe 2019, autorite avaldamata andmed). Poldrid on järjestatud peatuvate hanede arvu järgi.

Jrk nr	Polder	Pindala, ha	Maakond	Kaitsestaatus	Peatuvaid hanesid
1	Aardla	579	Tartumaa	Ropka-Ihaste looduskaitseala (osaliselt)	101300
2	Tamme	780	Tartumaa	-	40000
3	Audru	880	Pärnumaa	Audru poldri looduskaitseala	37200
4	Navesti	732	Viljandimaa	-	28600
5	Sangla	445	Tartumaa	Võrtsjärve hoiuala (osaliselt)	20000
6	Kolga-Jaani	315	Viljandimaa	-	16100
7	Rämsi	166	Tartumaa	-	15005
8	Valguta	344	Tartumaa	Võrtsjärve hoiuala	15000
9	Räpina	799	Põlvamaa	Räpina poldri hoiuala	14670
10	Laeva	128	Tartumaa	-	9680
11	Tarvastu	655	Viljandimaa	-	7600
12	Varnja	420	Tartumaa	-	7300
13	Korva	488	Valgamaa	-	6010
14	Loksu	87	Lääne-Virumaa	-	1905
15	Räpasaare	421	Viljandimaa	-	1900
16	Veldingsoo	208	Jõgevamaa	-	890
17	Mällikvere	74	Jõgevamaa	-	830
18	Audla	658	Saaremaa	-	390
19	Puduküla	532	Jõgevamaa	-	130
20	Sikassaare	135	Saaremaa	-	120
Kokku		8846			324630



Joonis 34. Poldrite kogupinna seos seal peatuvate hanede osakaaluga.

Alljärgnevalt on koondatud hetketeadmised (Luigujõe 2019) poldrite, kus on peatumad loendatud kuni 5000 hane, seisundist ja mida on vaja teha.

Audru polder (880 ha, koosneb Audru ja Nurme poldrist) on Audru aleviku ja Valgeranna vahelisest 2,5 kilomeetri pikkusest alleest lõuna poole jääval ranna-alal asuv Eesti esimene polder, mis rajati 1938. aastal üleujutuste ärahoidmiseks Audru rannaniidule. 1970-ndatel aastatel laiendati poldrit lääne suunas. Vajalikud tegevused:

- Audru poldri hoiuala kaitsekorralduskavas (2013-2017) väljatöötatud poldri majandusmeetmed tuleb tööle rakendada (Audru poldri hoiuala kaitsekorralduskava, 2012);
- kevadisel rändeperioodil, kuni mai alguseni, tuleks poldril hoida vett. Selleks tuleks lüüsiga takistada selle valgumine merre;
- poldril tuleb keskenduda heintaimede kasvatamisele, mida on võimalik teha ka peale kevadist üleujutust silmas pidades, et poldri hooldamine/harimine on poldri väärtuste säilitamiseks ülioluline. Vastasel korral polder roostub, nagu see on juba juhtunud mitmetel poldri osadel;
- vältida tuleks ala intensiivset ja eesmärgipärast kuivendamist ning intensiivse põllumajanduse arendamist poldrialal.

Navesti polder asub Olustverest idapool, endisel Navesti jõe lamminiidul. Polder koosneb Navesti jõe paremkaldal asuvast Navesti-Kõo poldrist (297 ha) ja jõe vasakkaldal Navesti-Olustvere poldrist (435 ha). Navesti-Kõo poldril põlluharimist ei toimu. Seal on laiaulatuslik heinamaa, mis on osaliselt kinni kasvanud. Poldri Olustvere poolne osa on rohkem kraavitatud, mistõttu kasvatatakse seal rapsi ja maisi ning ala on seetõttu heaks toitumiskohaks hanelistele. Kuna poldri pumpa ei tööta, on seal tihti kevadised üleujutused, mis meelitab ligi paljusid rändlinde. Soovitused:

- poldril võiks jätkuvalt vaid heintaimi kasvatada, hoidudes teistest põllukultuuridest nagu raps, teravili, mais jne;
- peatuvatele rändlindudele on ülioluline, et alal esineks kevadeti üleujutus. See hoiaks hanelisi poldril ning sellest tulenevalt oleks ümbruskonna põldudele haneliste surve väiksem. Juhul, kui on plaan taastada pumbajaam ja polder tööle panna, siis on soovituslik kevadise suurvee ajal hoida vett poldril kuni mai alguseni. Pärast rändlindude lahkumist võib vee alla lasta ning

alustada/jätkata põllumajandustöödega.

Kolga-Jaani polder (315 ha) koos nelja lahustükiga asub Viljandimaal Põltsamaa jõe paremkaldal. Lõunapoolne polder on põllumajanduslikus kasutuses, kuid kolm eraldiseisvat lahustükki on kinni kasvamas. Kuna poldril ei toimu pumpadega vee reguleerimist, siis esinevad poldril iga-kevadised üleujutused. Üleujutuse kulminatsioon on aprilli keskel, mis on küll laiaulatuslik, kuid katab siiski vaid poole poldri pindalast. Kindlasti tuleks jätkata hetkel (2019) kasutatavat poldri majandamisskeemi, mis võimaldab nii kevadisi üleujutusi kui ka üleujutusjärgset maaharimist. Kolga-Jaani polder on üks vähestest näidetest, kuidas poldreid saab loodussõbralikult majandada. Taoline majandamisviis tagab poldrite looduskaitse väärtuse ning on eeskujuks teistele.

Sangla ehk Väike-Rakke polder (445 ha) asub Tartumaal Konguta peakraavi ääres, mille kaudu juhitakse poldri veed Võrtsjärve. Polder ehitati 1978. aastal. Kui polder 1990-ndate aastate alguses kasutusest välja langes, tekkisid alale suured üleujutusala, mis meelitasid kokku suurel hulgal veelinde. Sellest tulenevalt arvati ala ka Võrtsjärve hoiuala koosseisu ning alale koostati kaitsekorralduskava, mille eesmärk oli alal kaitsta seal elavaid ja peatuvad liike (Otsus *et al.* 2010). Praegu (2019) toimub alal ka viljakasvatus. Poldri põhjaosas tuleb leida võimalus kevadiseks üleujutuseks. Alal on vajalik leida optimaalne lahendus hanede elupaiganõudluse ja põllumajanduse vahel.

Tamme polder (780 ha) asub Sangla poldrist lõunas ning on ehitatud 1974. aastal. Polder oli 2019. a töökorras. Vee ärajuhtimine poldrilt Võrtsjärve toimub pumpamise teel Tamme peakraavi kaudu. Suurel alal toimub intensiivse põllumajandus ehk viljakasvatus. Sellest tulenevalt on polder tähtis haneliste toitumisala ja seda eriti kevadrändel. Siin võib peatuda tippaegadel kuni 40 000 hane (Maaülikooli andmebaas), kes toituvad erinevatel aastatel erinevatel põllumassivi osadel, sõltuvalt põllukultuuridest. Veelindudele meelepärane koht poldril on selle lõunaosa, sest see ala on kõige märjem ning kohati ka üleujutatud. Alal on vajalik leida optimaalne lahendus hanede elupaiganõudluse ja põllumajanduse vahel.

Valguta polder (344 ha) asub Võrtsjärve lõunaosas endisel liigniiskel järvelammil ning on üks Eesti vanimatest poldritest, mis valmis 1966. a. 2009. aastal seiskus vee pumpamine poldrilt pumba rikke tõttu, mistõttu muutus poldri keskosa liigniiskeks ja seal esinesid suured kevadised üleujutused. See oli omakorda põhjuseks, miks Valguta polder muutus kiiresti väga atraktiivseks alaks nii pesitsevatele kui ka rändavatele vee- ja märgalalindudele. Nii nagu Sangla polder, võeti ka Valguta oma väga rikkaliku linnustiku poolest Võrtsjärve linnualana Võrtsjärve hoiuala koosseisu, samuti jääb polder kogu ulatuses Võrtsjärve loodusala. Võrtsjärve hoiuala kaitsekorralduskavas (2011-2022; Otsus *et al.* 2010) on sätestatud ala kaitsega seonduvad tegevused. Ometi rekonstrueeriti Valguta polder 2013. aastal täielikult, süvendati kraavid ning kogu ala kuivendati. Poldri väärtuse saaks taastada juhul, kui kevadise suurvee ajal takistada vee äravoolu. Taoliste väärtuslike märgalade kaotamisega kasvab oluliselt haneliste surve põldudele, mistõttu suureneb hanede konflikt põllumajandustootjatega.

Tarvastu polder (655 ha) asub Võrtsjärve läänekaldal ning piirneb Võrtsjärve hoiualaga. Polder valmis kõikidest Võrtsjärve poldritest kõige hiljem, 1982. aastal. Vesi juhti pumpamise teel Tarvastu jõkke. Pumbajaam lakkas töötamast 1996. aastal, mistõttu jäi poldri töötav eluiga suhteliselt lühikeseks. Ala on oluline hanede kevadrändeaegne peatuskoht ning selle kadumine võib esile kutsuda suurema hanede surve põldudele. Seetõttu tuleks poldril hoiduda vee pumpamisest ning juhtida vesi ära isevoolu teel.

Rämsi ehk Uula polder (166 ha) asub Rämsi külast põhjas ning piirneb Alam-Pedja looduskaitsealaga ning Alam-Pedja linnu- ja loodusala. Poldri vesi pumbati varasemalt Teilma oija,

kuid pärast selle lõpetamist on ala liigniiske ning kuulus oma ulatuslike kevadiste üleujutustega. Põllumajandusameti andmetel on Räämsi polder maaparandusobjektide hulgast välja arvatud (Maa-ameti geoportaal). Poldrit tuleb majandada väljakujunenud skeemi alusel, keskendudes heintaimede kasvatamisele, säilitades samas võimalused kevadisteks üleujutusteks. Sellisel moel saab säilitada ala looduskaitselist väärtust, olles eeskujuks teistele poldrite majandajatele.

Laeva ehk Valmaotsa polder (128 ha) asub Tallinn-Tartu maantee ääres 25 km Tartust ning on rajatud Laeva jõe lamminiidule. Poldril pole kaitsestaatust kuigi ta piirneb vahetult Alam-Pedja looduskaitsealaga ning Alam-Pedja linnu- ja loodusala. Polder töötab isevoolliselt. Kindlasti tuleks hoiduda poldri kuivendamisest, kuigi sellega 2019. aastal juba alustati. Oluline on ala kesk- ja edelaosa kevadine üleujutus. Poldrit tuleks majandada nii, et see oleks kevadrändel atraktiivne koht rändavatele veelindudele, mis aitaks ennetada hanede tekitatavat kahju ümbritsevatele põldudele. Tulenevalt kevadisest üleujutusest tuleks poldril keskenduda heintaimede kasvatamisele, mis on võimalik kevadise suurvee taandumisel.

Aardla polder (579 ha) on rajatud Emajõe ja Porijõe luhale 1980-ndate aastate alguses. Polder asub osaliselt Ropka-Ihaste looduskaitseala piires, mis loodi 2014. aastal. Vaid poldri lõunaosa jääb sellest välja. Ala tuleb osaliselt hoida liigniiskena ehk tuleb soodustada kevadisi üleujutusi veevoolu tõkestamise näol kraavides. Veetaseme sobilikul tasemel hoidmisel piisab ka olemasolevatest vabavooluregulaatoritest. Seda tuleb teha kuni mai alguseni. Erilist tähelepanu tuleb pöörata looduskaitseala piiridest välja jäävale poldri lõunaosale, mis on üks meelispaiku rändel peatuvatele hanedele. Kindlasti tuleb ka seal hoida vett poldril kuni mail alguseni. Hanede püsiv hoidmine Aardla poldril aitab vähendada oluliselt lennuohutust Tartu lennuväljal.

Varnja polder (420 ha) asub Tartumaal Varnja külast läänes ning on üks vähestest töötavatest poldritest Eestis. Vee eemaldamiseks poldrilt kasutatakse pumpasid, kust see pumbatakse selleks rajatud Varnja peakraavi, mille kaudu voolab vesi edasi Peipsi järve. Polder rajati vanale järveluhale, kus toimus mõõdukas karjatamine ning heinategu. Poldril toimub intensiivse põllumajandusega. Alal on vajalik leida optimaalne lahendus hanede elupaiganõudluse ja põllumajanduse vahel.

Räpina polder kogupindalaga 1358 ha asub Räpinast kirdes, Lämmijärve ääres ning on hetkel Eesti suurim poldriala. Polder rajati looduslikule järvelammile, mis oli otseühenduses järvega ning mis oli seetõttu tähtis kalade kudemisala ning vee- ja märgalalindude pesitsus- ja peatuskoht. Poldrit asuti rajama 1967. aastal ning tööd kestsid 1985. aastani, jõudmata kõiki planeeritud alasid poldriks muuta. Kuna poldrit ehitati väga pikka aega, siis võib rääkida viiest poldri osast: Räpina V (193 ha), Räpina IV (290 ha), Poldriäärne (62 ha), Tooste põllud (14 ha) ja Räpina I (799 ha). Veerežiimi tagamiseks rajati poldrile 80 km pikkune kraavide võrgustik. Poldri kasutamine vähenes kohe peale Eesti taasiseseisvumist ning 2000. aastaks oli kasutusel vaid viiendik varem kasutatud poldrialast. Seetõttu seisati ka pumbad ning ala veetasel hakkas määrama taas naabruses olev järv. Räpina polder jääb valdavas osas Räpina poldri hoiualale ja Räpina poldri linnualale, v.a Poldriäärne. Poldri toimiseks tuleb:

- tuleb järgida Räpina poldri hoiuala kaitsekorralduskavas antud soovitusi tegevusteks, mis tagavad poldriala looduväärtuste säilimise;
- kindlasti tuleb tõsta veetasel poldri madalamates osades, eriti püsirohumaadel, ning hoida seda seal kuni mai alguseni ja seda;
- tuleb jätkata püsirohumaade pindala suurendamist ning piirata poldri niiskemates osades monokultuuride kasvatamist.

Korva polder (488 ha) asub Valgamaal Sangaste-Tsirguliina maanteest lõunas ning mis rajati 1970. aastal. Kuna tegemist on liigniiske endise Väike-Emajõe luhaga, siis toimusid seal osalised

üleujutused ka pärast poldri rajamist. Vesi pumbati Tirgu oja, kust see voolas Väike-Emajõkke. Pärast seda, kui „Laatre Piim” lõpetas 2003. aastal poldril tegutsemise ning poldri pumpla seisma pandi, tõusis hüppeliselt ala tähtsus hanede peatuspaigana. 2018. aastal võeti alal ette suuremahulised maaparandustööd, mille käigus süvendati kraavid ning kuivendati kogu poldriala. 2019. aasta suvel pritsiti lindude pesitsusajal kogu polder üle glüfosaadiga, mille tõttu hävines kogu taimestik. Tulemuseks oli ühe Lõuna-Eesti suurima rohunepimängu (10-15 isaslindu) hävimine. Korva juhtum on kahetsusväärne ning vastuolus liigikaitseliste ettepanekutega, mis on sätestatud paljudes liigikaitse tegevuskavades. Alal on vajalik leida optimaalne lahendus hanede elupaiganõudluse ja põllumajanduse vahel.

Maht: vastavalt vajadusele

Ajaline mõõde: vastavalt kas ühekordne või iga-aastane tegevus

Maksumus: määratlemata

10.3.2. Rannaniitude taastamine ja hooldamine

Prioriteetsus: I

Eesmärk: rannaniitude taastamine ja hooldamine

Kirjeldus. Keskkonnaregistri kohaselt on Eestis rannaniite kaardistatud 1852 alal (sageli jaguneb üks suur niiduala väärtushinnangute põhjal mitmeks väiksemaks osaks) kogupindalaga 18 953 ha. EELIS andmete põhjal hooldati 2019. aastal rannaniite ühtekokku 8124 ha ehk 43% rannaniitudest. Põhja-Eestis kaardistatud 755 ha hooldati vaid 155 ha ehk 21%. Valgepõsk-lagle on meil massilisemalt peatuvatest hanedest ainuke, kes on rändeperioodil selgelt seotud hästi hooldatud madalamuruste rannaniitudega. Valgepõsk-lagle puhul on teada, et talvituslal enne rändeperioodi hakkavad lagled enam toituma soolakutel kui karjamaadel jälgides valgu sisalduse muutust. Teine nüans on seotud väiksema häirimisega soolakutel ehk kuigi soolakutel on taimede toiteväärtus madalam, korvab rahulik toitumine toiteväärtuste erinevuse karjamaadega (Pot *et al.* 2019). Suure tõenäosusega võis kümnekond aastat tagasi alanud valgepõsk-lagle arvukuse kiire kasv Põhja-Eesti rannikualadel olla seotud pigem Lääne-Eesti rannaniitude piiratud mahuga ehk keskkonna kandevõime ületamisega kui väga ulatusliku rändestrategia muutusega (Eichhorn *et al.* 2009). Seega omab rannaniitude ulatuslik taastamine ja edasine hooldamine väga suurt tähtsust eeskätt valgepõsk-lagle poolt põhjustatud kahjude vähendamiseks põldudel. Tähelepanu tuleb pöörata just Põhja-Eesti väheste rannaniitude maksimaalsele taastamisele ja hooldamisele.

Maht: vastavalt vajadusele

Ajaline mõõde: iga-aastane tegevus

Maksumus: määratlemata

10.3.3. Hanede eesmärgipärane hirmutamine

Prioriteetsus: I

Eesmärk: hanekahjude stabiliseerimine ja vähendamine

Kirjeldus. Eestis on hanede hirmutamine toimunud võrdlemisi kaootiliselt. Kuna hanede pelgupaikasad liigniisketel või üleujutatud rohumaadel pole määratletud, siis jäävad haned lõpptulemusena toituma ikkagi põldudele. Seda enam, et ühe või kahekordne hirmutamine päeva jooksul ei avalda hanedele olulist mõju ning nad suudavad päevase energiavajaduse katta.

Üheks võimaluseks hanekahjustuste vähendamiseks on nende intensiivne eemaletõrjumine majanduslikult tundlikumatelt põllukultuuridelt, soovitatavalt selleks määratletud, alternatiivsetele toitumisaladele ehk pelgupaikadesse, kus hanedel on energeetiliselt tulusam toituda (Tombre *et al.* 2005). See on võimalik saavutada järjekindla hirmutamise tulemusena kasutades laia tehniliste

lahenduste valikut (droon, hernehirmutis, laserid, vilkuvad tuled, tuules lehvivad linnid ja lipud, autod, paukpadrunid, gaasipaugutid, mitmesugune pürotehnika, sireenid, lindude hädakisa lindistused) või ka inimtööjõudu kombineeritult koertega (Percival, Halpin & Houston 1997, Bishop *et al.* 2003, Baxter & Robinson 2007, Avery & Werner 2017, Fox *et al.* 2017). On teada, et vähemalt 5-, 7- ja 10-kordne hirmutamine päevas vähendas hanede põllukasutuse intensiivsust 74-78%, samas kohakordne hirmutamine ei avaldanud mõju hanede paiknemisele, viidates, et hanede tundlikkuse lävend hirmutamise suhtes päevas on 3 ja 5 korra vahel. Hirmutamisel on suurem efekt kevadise rändepeatuse alguses kui selle ühtlasel jaotamisel rändepeatuse perioodile (Simonsen *et al.* 2016). Kui hanede normaalne toitumisperiood päevas on 7,4 h, siis 5-kordne hirmutamine päevas suurendab söödava taimemassi kogust 11,5-16%. Kui aga päevas toimub 6-kordne hirmutamine, ei pruugi haned enam suuta katta päevast energiavajadust (Nolet *et al.* 2016). Samas on teada, et haned kohanevad kiiresti statsionaarsete hirmutusvahenditega. Hanede hirmutamine peab olema koordineeritud suuremal maastikuskaalal, milleks on kogu peatumisala, et välistada hanede ümberpaiknemine teistele tundlikele aladele (Fox *et al.* 2017, Jensen *et al.* 2018). Sel moel, kombinatsioonis hirmutamisega, on edukalt rakendatud alternatiivseid toitumisasid Inglismaal (valgepõsk-lagle, Cope *et al.* 2003) ja Norras (lühinokk-hani, Madsen *et al.* 2014). Seega, sihipärase, vähemalt kuuel korral päevas toimuva hirmutamise tulemusena (1) liiguvad haned alternatiivsetele toitumisasadele ning (2) tekitab ajadefitsiidi päevase energiavajaduse katmiseks hanedel mis omakorda võib viia tagasihoidliku pesitsustulemuseni. Sel moel võiks eesmärgipärane hirmutamine ulatuslikel aladel Eestis olla üheks reaalseks hanede populatsioonide kasvu negatiivselt mõjutavaks mehhanismiks (joonis 35).

Maht: olulisematel hanede peatusaladel (Eestis kümmekond)

Ajaline mõõde: iga-aastane tegevus

Maksumus: määratlemata

10.3.4. Heidutusjaht

Prioriteetsus: III

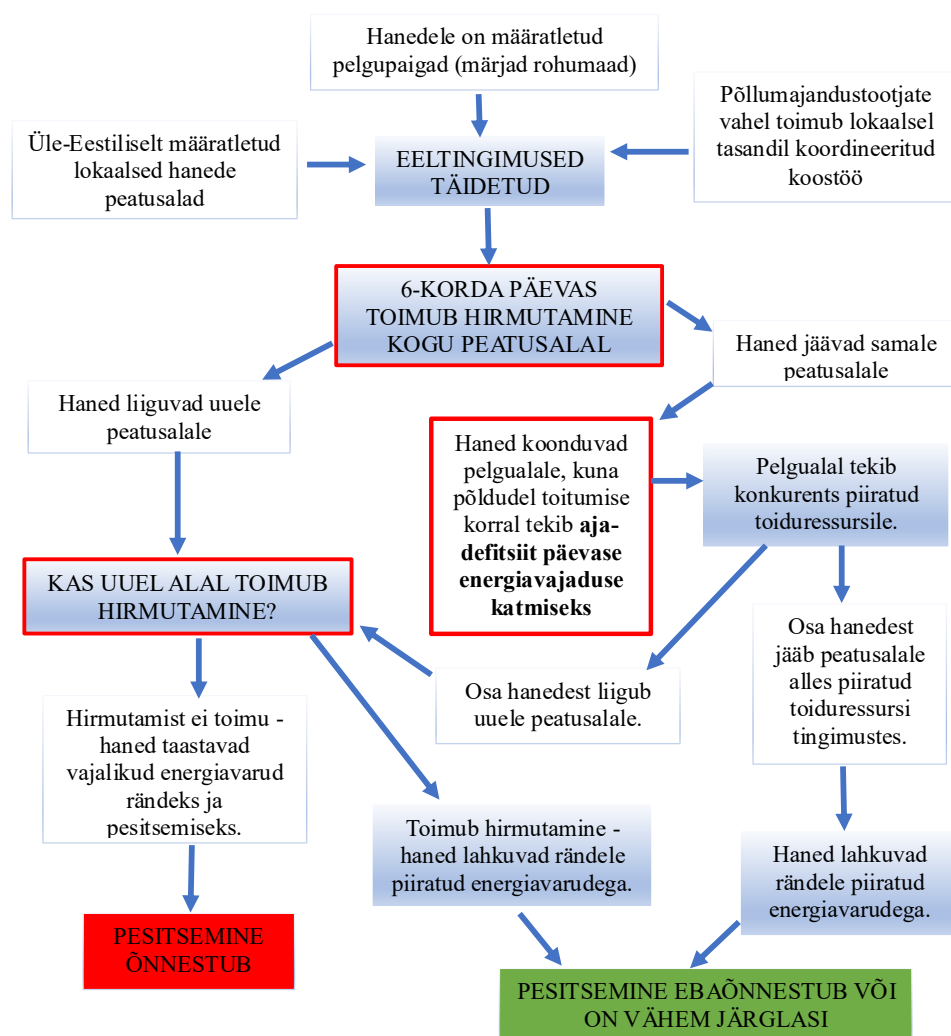
Eesmärk: hanekahjude stabiliseerimine ja vähendamine

Kirjeldus. Eestis uuriti aastatel 2019-2020 pilootprojekti raames kevadise heidutusjahi efektiivsust hanekahjude ärahoidmiseks (Rewild 2019, 2020). Uuringu hüpoteesiks oli, et linnud muutuvad heidutusjahi tulemusel ettevaatlikumaks ning neid on lihtsam hiljem ka teiste meetoditega hirmutada. Heidutusjahil olulist mõju hanede arvule ja kartlikkusele ei tuvastatud. Samal 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 küttemist oluliselt ei muutunud. Kuigi põllu- ja jahimehed teatasid, et haned muutusid küttemise mõjul kartlikumaks, siis kontrollvaatluste käigus seda kinnitada ei õnnestunud. Haned olid kartlikumad põldudel ja julgemad rohumaadel ning aja jooksul, uuringuperioodi teises pooles muutusid nad julgemaks ka põldudel (Rewild 2020). Samas on kevadine heidutusjaht üks täiendav meede ning põllumajandustootjad on selle vastu näidanud ülesse suurt huvi. Heidusjahi rakendamise ja mitterakendamisega on seotud mitmed, erinevate huvipoolte poolt kaardistatud riskid (tabel 5) ning iga-aastasel otsustamisel tuleks need läbi kaaluda, et leida optimaalseim lahendus. Heidutusjahi lubamisega seotud negatiivsete ja positiivsete argumentide suhe oli 17:5 ning heidutusjahi mittelubamisega oli vastavate argumentide suhe 9:10 (tabel 5).

Maht: ...

Ajaline mõõde: ...

Maksumus: ...



Joonis 35. Koordineeritud häirimise mõjumehhanism hanepopulatsioonile.

Tabel 5. Kevadise heidutusjahi poolt ja vastu argumendid

Kevadine heidutusjaht on lubatud		
– Räägib selle kahjuks	Maandamisemeede (sh maksumus)	+ Räägib selle kasuks
Ei ole efektiivsem kui teised heidutusmeetmed; kahjustuste hulk ei vähene ja kompensatsioonide maht kasvab	Jätkata uuringut, et selgitada pikemaajalise mõju võimalikkust (2 a liiga lühike periood) Maksumus EUR	Üks lisameede heidutuse tegemiseks
Tõenäoline kohtuvaidlus selle üle, et heidutusjaht on vastuolus linnudirektiiviga	Eelarvesse vajalik planeerida EUR õigusabiks ja ... spetsialistide tööaega	Sotsiaalsed pinged osaliselt maandatud
Jahi korraldus, järelevalve ning suhtlus EKga väga haldusmahukas	Eelarvesse vajalik planeerida ... EUR lisaressurssi kontrolliks ja ... h spetsialistide ja inspektorite tööaega	Võimalik positiivne efekt linnuturismile, kuna linnud koonduvad aladele, kus ei toimu häirimist
Puudub võimalus keelata kevadise linnujahi müümist edasi jahitulistidele	Õigusaktide (... mis täpsemalt) korrigeerimine	Väheneb vajadus võimalike ekstreemsete arvukuse langetuse meetodite kasutuselevõtuks (nagu nt gaasiga hukkamine Madalmaades)
Konflikt linnuvaatlejate ja linnuturismiga, ka laiema üldsusega	Jahti lubada vaid suurima kahjuga põldudel (... vajab arutamist kuidas see selgub)	Erinevate heidutusmeetmete aktiivne kasutamine aitab pärssida pesitsusedukust
Risk tabada I. kat liiki väike-laukhane; taiga-rabahane või Eestis pesitsevaid valgepõsk-lagesid (EN) ja hallhanesid (VU) või teisi olulisi rändliike	Välistada ohustatud liikidega seotud rändealad; lubada jahti vaid suurima kahjuga põldudel; operatiivseire rakendamine; täiendkoolitus jahimeestele liikide eristamiseks Töötada välja mobiilirakendus lastud lindude pildistamiseks ja liigi määramiseks ja registreerimiseks	
Võimalik ootus katta jahi kui ennetustegevuse kulud	Selge kokkulepe ning õigusakt mis välistab jahiga seotud ennetuskulude abikõlblikkuse	
Mainekahju Keskkonnaametile – kevadjaht ei ole eetilise.	Kommunikatsioon, miks selline tegevus on lubatud ja kuidas on tagatud riskide maandamine	
Pidev konflikt looduskaitse huvigruppidega		
Alternatiiv - hästi korraldatud mitteletaalne heidutus on põllukahjude vähendamise eesmärgi täitmiseks sama	Teavitust. Teaduslikku teadmist ei saa millegi muuga maandada.	

tõhus kui kevadjah. Järelikult teine rahuldav lahendus on olemas, mistõttu oleks kevadjahi avamine LiD art 9 lg 1 rikkumine.		
Puuduvad võrdlevad teadmised, milline oleks kõige optimaalsem heidutusviis	Uuring, et selgitada kõige optimaalsem heidutusviis	
Oluline riive jahieetikaga ja eetikaga üldisemalt; jahindusorganisatsioonide ja jahinduse maine määratakse avalikus debatis, ehkki kevadine hanejaht ei ole valdava osa jahimeeste otsene huvi.		
Põllulindude asurkonnad kahanevad. Hanejaht toimub põllulindude pesitsusajal nende pesitsuselupaikades. Sellega kaasneb pesitsevate liikide oluline häirimine.	Täiustada oluliselt põllulindude seiret; peab sisaldama operatiivseire komponenti (maksumus >100 000 EUR). Ka lärmakat mitteletaalist heidutamist tuleks planeerida lähtudes ohustatud liikide levikust (suurkoovitaja, väikeluik).	
Võimalus, et Eesti peab jahi lubamisel moodustama uusi kaitsealasid, kus haned saavad rahulikult peatuda. Jutt käib eeskätt Põhja-Eestist, kus puuduvad hanedele häirimisvabad toitumispaigad.		
Eesti sattumine veel halvemasse nimekirja Euroopa linnu- ja looduskaitseorganisatsioonide poolt. Oleme juba seal sügisese linnujahiga seoses. Nimelt on meil sügisene jaht lubatud paljudel Natura ja looduskaitsealadel, kus kaitse eesmärgiks on rändlindude kaitse. Lisaks terves Euroopas erandlik lastud lindude päevaliimitide puudumine, mis on kaasa toonud suure jahiturismi kasvu. Lääne-Euroopa		

ornitoloogid toovad välja paralleele paljude arengumaadega.		
Sotsiaalsete pingete suurenemine erinevate huvigruppide vahel.		
Surve veel suuremate põldude kasutusele (mosaiikse maastiku positiivne roll pole oluline, kui piisava jahisurvega kahjusid ära hoida)		

Kevadine heidutusjaht ei ole lubatud

– Räägib selle kahjuks	Maandamismeede (sh maksumus)	+ Räägib selle kasuks
Põllumeeste rahuolematust ning pinged põllumajandussektoriga (ja neid esindavate poliitikutega) jäävad sel teemal püsima.	Massiivne teavitus	Linnukaitsjad, laiem avalikkus rahul
Kahjustuste maht ja ootus kompensatsioonide osas kasvab	Sügisjahi suurem maht Hüvitise osaline suurendamine (nt haritavaal maal, aga mitte püsirohumaal) EUR	Ei teki konflikti EU LiDir, derogatsioonitaotlustega
Mainekahju looduskaitsele, kus arutult kaitstakse ka liialt arvukat asurkonda, tekitades sellega võimaliku kahju ka linnugripi levikuks teistesse põllumajandussektoritesse		Looduskaitsele tegevusele ei teki mainekahju
Probleemliikide arvukuse ohjamine vähem tõhus	Sügisjahi piirangute leevendamine	Oluline ressursside kokkuhoid
Ei saagi teada, kas heidutusjahil on pikemaajaline lokaalne mõju		Keskkonnameti kui elurikkuse kaitsja maine paraneb
Üks meede lokaalsete kahjude ohjamiseks on vähem		Kõrge kaitseväärtusega haneliigid ei ole Eestis kevadrände perioodil ohustatud
Suureneb oht pandeemiate (linnugripi) levikuks sh ka linnukasvatustesse		Rahvusvahelise maine paranemine
Avaliku väitluse teravus ei vähene		Halduskoormus ei suurene
		Pinged looduskaitse huvigruppidega vähenevad
		KeM halduskoormus väheneb

Kõrge arvukuse kaasneb linnugripi oht		
---------------------------------------	--	--

10.4. ÕIGUSRUUM. Muudatused seadusandluses

10.4.1. Keskkonnaministri määruse „Looma tekitatud kahju hindamise metoodika, kahju hüvitamise täpsustatud ulatus ja hüvitamise kord ning kahjustuste vältimise abinõudele tehtud kulutuste hüvitamise täpsustatud ulatus ja kord“ täpsustamine

Prioriteetsus: II

Eesmärk: määruse kohandamine seoses uute teadmistega ning meetmete rakendamisega

Kirjeldus: Vaadatakse läbi olemasoleva määruse hanekahjude maksmise põhimõtted, mis arutatakse enne läbi hanekonsortsiumis.

Maht: määratlemata

Ajaline mõõde: ühekordne tegevus, 3. aasta

Maksumus: määratlemata

10.4.2. Õigusruumi korrigeerimine hanede arvukuse reguleerimiseks ning hanekahjude vähendamiseks

Prioriteetsus: II

Eesmärk: uute põllumajandusmeetmete väljatöötamine, juriidiliselt korrektne hanejahi korraldus

Kirjeldus: Hanede ja lagude arvukuse reguleerimise võimaluste juriidilise analüüsi (s.h valgepõsk-lagle jahi korraldus kahjude vähendamiseks) teostab Keskkonnaministeerium. Koostöös Maaeluministeeriumi ja Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Ametiga vaadatakse läbi olemasolevad meetmed, mis võivad olla seotud hanekahjude vähendamise võimaluste rakendamisega ning vajadusel töötatakse välja uued meetmed hanekahjude vähendamiseks leitud optimaalsete lahenduste rakendamiseks. Kahjustuspiirkonna defineerimine valgepõsk-lagle osas

Maht: määratlemata

Ajaline mõõde: ühekordne tegevus, 1. ja 4. aasta

Maksumus: määratlemata

10.5. Uuringud

10.5.1. Aktiivse häiringu mõju hanede käitumisele ning selle efektiivsus kahjude vähendamiseks - pilootprojekt

Prioriteetsus: I

Eesmärk: leida lahendused hanekahjude stabiliseerimiseks ja vähendamiseks

Kirjeldus: Uuringu aluseks on joonisel 35 esitatud hüpoteesi kontrollimine. Pilootprojekt koosneb järgmistest etappidest:

1. katse- ja võrdlusalade (2+2 ala) määratlemine;
2. turvaalade (üleujutatavad ja liigniisked rohumaad, looduslikud rohumaad) määratlemine hanedele katsealadel;
3. hanede märgistamine GPS-GSM saatjatega katse- ja võrdlusalal (30+30 is) nende detailse käitumise ning hilisema pesitsusedukuse uurimiseks aktiivse häiringu rakendamisel katse- ning kontrollalal. Samuti pööratakse tähelepanu hanede käitumisele ja peatusala valikule järgneval aastal lähtuvalt eelneva aasta kogemustest;
4. katsealal rakendatakse eelnevalt planeeritud optimaalsel marsruudil hanede hirmutamist 6 korral päevas. Võrdlusalal toimub tavapärane, senisest praktikast lähtuv hanede hirmutamine;

5. hanede poolt tekitatud kahju iseloomu ning ulatuse määramine erinevatele põllukultuuridele (1x1 m suurused põhiruutude paarid hanede poolt kahjustatud ja kahjustamata põllukultuuridel, kus mõõdetakse peale troppide loendamist juhuslikult valitud 0,25 x 0,25 m ruutudes põhiruutude sees taimede kasvu kiirus, vihu kaal, taimede arv, võrsete arv, taimede maa aluse osa kaal, taimede pikkus, taime peade pikkus, pähikute arv, terade arv ja kaal.

Hanede poolt tekitatud majanduslik kahju sõltub aastast, konkreetsetes peatumispiirkonnas kasvatatavatest kultuuridest ja nende pindalalisest jaotusest ning keskkonnatingimustest (näit regionaalselt erinev mulla tüüpide jaotus, sademetest ja temperatuurist). Seetõttu viiakse vastav uuring läbi ühel aastal paigutades katsealad Eesti erinevatesse regioonidesse.

Maht: ...

Ajaline mõõde: 1. ja 2. aastal (teisel aastal jälgitakse hanede reageeringut eelneva aasta kogemusele)

Maksumus: ...

10.5.2. Raadiotelemeetriliste andmete analüüs

Prioriteetsus: II

Eesmärk: suur-laukhane ja valgepõsk-lagle maastikukasutuse, elupaigaeelistuse ja käitumismustri selgitamine seoses liigniiskete püsirohumaade, tali- ja suvikultuuride ning märgalade osakaaluga maastikus.

Kirjeldus: Saksamaa teadusasutuselt *Max Planck Institute of Animal Behavior* on teinud meile kättesaadavaks andmed Saksamaal satelliitsaatjatega märgistatud 136 suur-laukhane ja 65 valgepõsk-lagle Eestis viibimise kohta. Andmed sisaldavad umbes 600 000 lindude asukohamäärangut Eestis. Need andmed võimaldavad detailselt analüüsida hanede rändeagegset käitumisökoloogiat Eestis (peatusalade valikut mõjutavad maastikutunnused, peatuse ajaline kestvus ning selle sõltuvus toidubaasist, põllukultuuride kasutus läbi kevade, konkreetse põllu kasutusintensiivsus läbi aastate, maastike mosaiiksuse mõju jmt). Kirjeldatud muutujate tundmine võimaldab paremini suunata ja organiseerida hanede sihipärast hirmutamist seatud eesmärkide saavutamiseks

Maht: ...

Ajaline mõõde: 1. aastal

Maksumus: ...

10.5.3. Hallhane, valgepõsk-lagle ning taiga-rabahane ja uuringud

Prioriteetsus: III

Eesmärk: Uuring hõlmab Eestis pesitsevate hallhane ja valgepõsk-lagle haudeasurkonna ning läbirändava taiga-rabahane asurkonna rändetee ja pesitsusala uuringut

Kirjeldus: Erinevalt Eesti naaberriikidest ei suurene Eestis pesitsevate hanede haudeasurkonnad. Selle ökoloogiliste põhjuste väljaselgitamine võib olla tulevikus võtmetähtsusega hanede arvukuse reguleerimisel. Tähelepanu pööratakse hallhane ja valgepõsk-lagle pesitsusaegsele levikule, sigimisedukusele, rändeteede ja talvitusalaade valikule ning kasutusele, kuid samuti neid ohustavatele teguritele. Taiga-rabahani on regulaarne läbirändaja Eestis, kuid kuna tegemist on ohustatud rabahane alamliigiga, on oluline teada tema rände dünaamikat, tähtsamate peatusalade asetust Eestis ning millisesse majandusüksusesse (vt joonis 5) siin peatuvad linnud kuuluvad. Uuringu teostamiseks on vaja GPS-GSM saatjatega märgistada erinevates Eesti piirkondades igast liigist vähemalt 20 isendit, et välistada lindude hukkumisest ja saatjate tehnilistest probleemidest tulenevat analüüsiks vajaliku andmete piiratud mahtu.

Maht: ...

Ajaline mõõde: 2.-3. aasta

Maksumus: ...

10.5.4. Nutirakenduse loomine lastud veelindude määramiseks

Prioriteetsus: III

Eesmärk: nutirakenduse abil toimub lastud haneliste (haned ja partlased) korrektne liigiline ning võimalusel vanuseline määramine, mis tagab õige jahistatistika

Kirjeldus: Teadaolevalt esineb lastud veelindude määramisel väga palju viga ning see moonutab oluliselt jahistatistikat. Loodav nutirakendus peab tagama jahisaagist pilte tehes liikide ja võimalusel nende vanuse korrektse määramise ning dokumenteerimise. Nutirakenduse abil on võimalik operatiivselt talletada jahi aeg ja koht koos jahisaagi liigilise koosseisuga vastavasse andmebaasi. Nutirakenduse tellimisel tuleb lisaks selle loomisele arvestada ka tehnilise toe olemasoluga vähemalt esimesel viiel aastal kuni rakenduse pisivead saavad parandatud.

Maht: ...

Ajaline mõõde: 2.-3. aasta

Maksumus: 80 000 eur

10.6. Rahvusvaheline koostöö

Prioriteetsus: II

Eesmärk: Eesti aktiivne osalemine AEWA Euroopa haneplatvormi töös, esindatuse tagamine Berni ja Bonni (CMS) konventsiooni juures, regulaarne esindatus teaduskonverentsidel

Kirjeldus: Rahvusvaheline koostöö on vajalik eeskätt Eesti seisukohtade (eelnevalt läbi arutatud hanekonsortsiumi poolt) esindamine AEWA Euroopa haneplatvormi töögruppides. Tähtis on sisulistes küsimustes koostöö arendamine ning ühiste seisukohtade kujundamine naaberriikides tugevama positsiooni saavutamiseks. Eestipoolse sisendi andmine rahvusvahelistesse liigi tegevuskavadesse. Regulaarne osavõtt erinevatest temaatilistest rahvusvahelistest teaduskonverentsidest ning Eestis tehtud temaatilise teadustöö pidev tutvustamine.

Maht: vastavalt vajadusele

Ajaline mõõde: iga-aastane

Maksumus: ... eur

10.7. Tähtajatud tegevused

Hanede seire – I prioriteet

Prioriteetsus: II

Eesmärk: igal 3. aastal toimuva riikliku haneseire teostamine

Kirjeldus: Rändekogumite seire eesmärgiks on mh Eestis pesitsevate ja/või läbirändavate hanepopulatsioonide leviku, arvukuse ja seisundi järjepidev jälgimine. Kuna kõnealused rändliigid on nimetatud linnudirektiivi lisades (valgepõsk-lagle I lisa; rabahani, hallhani ja suur-laukhani II lisa), on Eesti kohustatud läbirändava populatsiooni arvukuse, arvukuse muutuste ja leviku kohta aruande esitama. Rändekogumite seire puhul on eesmärgiks hinnata seirealal peatuvate isendite maksimaalne arv. Hinnatavateks parameetriteks seirealadel on peatuva rändekogumi minimaalne ja maksimaalne suurus kevad- ja sügisrändel.

Hanede rändekogumid

Hanede seire põhimeetodiks on rahvusvaheliselt koordineeritud üldloendused kindlatel kuupäevadel.

Abivahenditena kasutatakse diktofoni või loendurit, binoklit ning vaatetoru (suurendusega 20-60x). Kõik loenduspaigad (seirekohad) on täpselt fikseeritud ja kirjeldatud (koha nimi, koha ristkoordinaadid ja kohakood, toitumis- ja ööbimisbiotoop) ning loendusandmed kantakse vastavasse algandmebaasi (Excel-põhitabel). Loendusi teostavad Keskkonnaagentuuri piirkondlikud töötajad, lisaks veel kutselised ja harrastusornitoloogid (kokku 30-40 inimest). Lisaks andmetabelile koostatakse ka digitaalne lindude levikukaart. Loendustulemused edastatakse elektrooniliselt ja paberkandjal ühe kuu jooksul pärast selle toimumist keskandmebaasi Hollandis.

Hallhanede (*Anser anser*) üldloendus toimub igal aastal septembri keskel, kokku kuni kaheksaosalisel loendusperioodil. Eestis peatuvad hallhaned Lääne-Eesti saartel ning mandriosa rannikualadel kus loendustega kaetakse kõik teadaolevat tähtsamad koondumispaigad (rännepeatuspaigad). Loendus toimub reeglina lindude õhtusel sisselennul ööbimispaika. Mõnedel juhtudel, kus ööbimispaik ei ole täpselt teada või on raskesti ligipääsetav, loendatakse hanesid ka päevastes toitumispaikades. Hiiumaal kontrollitakse kõiki võimalikke toitumispaiku põldudel.

Rabahane (*Anser fabalis*) ja suur-laukhanne (*Anser albifrons*) seire toimub 7 püsiseirealal Lääne- ja Ida-Eestis. Seiresamm on kolm aastat, kuid võimalusel tehakse loendusi ka vaheaastatel. Põhirõhk on kevadrände aegsetel loendustel, sest sügisel peatuvad raba- ja suurlaukhaned meil ebaregulaarselt. Igal seirealal loendatakse neli korda kevadrände perioodi jooksul aprillis-mais. 2014. a. olid sünkroonsed loenduspäevad 10-12. ja 24-26. aprill ning 9-12. mai. Linde loendatakse valdavalt õhtusel sisselennul ööbimispaika ning täiendavalt ka päevasel toitumisel põldudel. Seirealal fikseeritakse kartograafiliselt hanede asukoht ning arvukus. Peale seirealuste liikide loendatakse ka kõik teised haned ja lagled (väike-laukhaned, lühinokk-hani, lumehani, vööthani, kanada lagle, mustlagle ja punakael-lagle).

Valgepõsk-lagled (*Branta leucopsis*) lennuloendus toimub iga kolme aasta tagant mai esimesel poolel. Kasutatakse ühemootorilist väikelennukit Cessna 172. Aastati püsiv lennuloenduse marsruut hõlmab kõiki olulisemaid lagled kevadrände peatuspaiku Lääne-Eestis. Loendust teostavad spetsiaalse väljaõppega ja pikaajalise kogemusega vaatlejad.

Hanede rändekogumite seirealad on Aardla, Audru polder, Matsalu, Räpina, Silma, Vooremaa, Võrtsjärve ning lagled lennuloenduse marsruut Lääne-Eestis.

Olulise muudatusena, mis on kooskõlas AEWA haneplatvormi kokkuleppega 2020. a, toimub alates 2021. aastast Euroopas hallhane ja valgepõsk-lagle loendus **augusti esimese 10. päeva jooksul**, s.o enne kohaliku pesitseva asurkonna lahkumist rändele. Tähelepanu tuleb lisaks lindude koguarvule pöörata ka sigimisedukusele, mis on sel ajal hõlpsasti kogutav, kuna pesakonnad toituvad üheskoos põldudel. Selline lähenemine võimaldab täpselt hinnata haneliikide populatsiooni dünaamikat vastavas majandusüksuses. Kevadise seire osas muudatust ette ei näe.

Maht: ...

Ajaline mõõde: iga 3. aasta (järgmine loendus 2023. a)

Maksumus: ... eur

11. Kaitse korraldamise eelarve

Tabel 4. Liigikaitselised tegevused ja nende maksumus sadades eurodes. Hinnad (sadades eurodes) sisaldavad üldkulu ja käibemaksu. Tähistus: 0 – tegevus toimub riigieelarveliste vahendite baasil;

Jrk nr	Tegevus	Võimalik korraldaja	Prioriteet	2021	2022	2023	2024	2025	Kokku
1									
2									
3									
4									
5									
6									
7									
KOKKU									

Tabel 20. Liigikaitse tegevused ja nende maksumus prioriteetide lõikes sadades eurodes.

Prioriteet	2021	2022	2023	2024	2025	Kokku
I						
II						
III						
KOKKU						

12. Kaitse ja ohjamise tulemuslikkuse hindamine

Hanede ja laglede kaitse- ja ohjamiskava tulemuslikkust hinnatakse järgmiselt:

- on leitud optimaalsed kuluefektiivsed ning ökoloogiliselt toimivad lahendused hanekahjustuste stabiliseerimiseks ning nende rakendamise tulemusena püsivad kompensatsioonisummad stabiilsetena või vähenevad (trend on statistiliselt usaldusväärne);
- peatuvate hanede ja laglede arvukus varieerub aastate lõikes, kuid trend näitab stabiliseerumist või kahanemist üleriigilisel tasandil (trend on statistiliselt usaldusväärne);
- on olemas usaldusväärne statistika lastud hanede liigilise (võimalusel vanuselise) koosseisu kohta, mis on vajalik erinevate haneliikide populatsioonide dünaamika modelleerimiseks;
- sügisene hanejaht on muutunud aktiivsemaks ning jahistatistika näitab tõusutrendi (trend on statistiliselt usaldusväärne);
- hanekahjudega tegelemise administratiivsed kulud (teema ülalhoidmine, kommunikatsioon, hanekahjude hindamine, aruandlus) on stabiilsed või vähenevad;
- eeltoodud tulemuslikkuse hindamise teemade arutelu koos üldise infovahetusega toimub regulaarsetel hanekonsortsiumi koosolekutel;
- osaletakse aktiivselt AEWA haneplatvormi töös, et kaitsta Eesti huvisid;
- jahisaagis ei ole tuvastatud ohustatud liike – väike-laukhane, taiga-rabahane, punakael-laglet.

13. Kasutatud põhiallikate loend

Aarvak, T., Oien, L.J., Karvonen, R. Development and key drivers of the Fennoscandian Lesser White-fronted Goose population monitored in Finnish Lapland and Finnmark, Norway. Lk 29-36 rmt Vougioukalou, M., Kazantzidis, S. & Aarvak, T. (toim.) Safeguarding the Lesser White-fronted Goose Fennoscandian population at key staging and wintering sites. Special publication. LIFE+10 NAT/GR/000638 Project. HOS/BirdLife Greece, HAOD/Forest Research Institute, NOF/BirdLife Norway report no. 2017-2.

Amano, T., Ushiyama, K., Fujita, G., Higuchi, H. 2007. Predicting grazing damage by white-

fronted geese under different regimes of agricultural management and the physiological consequences for the geese. *Journal of Applied Ecology* 44: 506–515.

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, pp. 159–174

Badry, A., Krone, O., Jaspers, V.L.B., Mateo, R., Garcia-Fernandez, A., Leivits, M., Shore, R.F. 2020. Towards harmonisation of chemical monitoring using avian apex predators: Identification of key species for pan-European biomonitoring. *Science of the Total Environment*, 731.10.1016/j.scitotenv.2020.139198.

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.

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. *J. Appl. Ecol.* 40, 553–564. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00812.x>.

Bédard, J. & Lapointe, G. 1987. The estimation of dry green biomass in hayfields from canopy spectrophotance measurements. *Grass and Forage Science* 42, 73 – 78.

Berkes, F., Folke, C. 1998. Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. In: *Linking social and ecological systems; management practices and social mechanisms for building resilience*, ed. F. Berkes, and C. Folke, 1–25. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife International Conservation Series No. 12).

BirdLife International. 2015. *European Red List of Birds*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

BirdLife International 2018a. *Anser anser*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22679889A131907747. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22679889A131907747.en>. Downloaded on 29 January 2020.

BirdLife International. 2018b. *Branta canadensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22679935A131909406. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22679935A131909406.en>. Downloaded on 20 July 2020.

BirdLife International. 2018c. *Anser erythropus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T22679886A132300164. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22679886A132300164.en>. Downloaded on 15 September 2020.

BirdLife International. 2020. Species factsheet: *Branta canadensis*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 20/07/2020.

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.

Bottema, S. 2015. Some observations on modern domestication processes. Rmt. The walking Parder: patterns of domestication, pastoralism, and Predation. Ed by Juliet Clutton-Brock.

Breed, A. C., K. Harris, U. Hesterberg, G. Gould, B. Z. Londt, I. H. Brown, and A. J. Cook. 2010. Surveillance for avian influenza in wild birds in the European Union in 2007. *Avian Dis.* 54: 399–404.

Cope, D.R., Pettifor, R.A., Griffin, L.R., Rowcliffe, J.M. 2003. Integrating farming and wildlife conservation: The barnacle goose management scheme. *Biological Conservation* 110: 113–122.

Cope, D.R., Vickery, J.A., Rowcliffe, J.M. 2005. From conflict to coexistence: a case study of geese and agriculture in Scotland. In *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?* (eds Woodroffe, R., Thirgood, S.M., Rabinowitz, A.), pp. 176–191. Cambridge University Press, Cambridge.

Cramp, S., Simmons, K.E.L. (eds.) 1980. *The Birds of Western Palearctic*. Vol. II.

- Eesti Entsüklopeedia** 2002, 11. kd. Tallinn, Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Eesti Ornitoloogiaühing.** 2020. Suurlindude poolt tekitatud kahjustustest Eesti põllumajanduskülvikutele. Rakendusuuringu aruanne. Tartu, 39 lk.
- Ebbinge, B.S., Van Biezen, J.B., Van der Voet, H.** 1991. Estimation of annual adult survival rates of Barnacle Geese *Branta leucopsis* using multiple resightings of marked individuals. *Ardea* 79: 73–112.
- Eichhorn, G., Afanasyev, V., Drent, R.H., van der Jeugd, H.P.** 2006. Spring stopover routines in Russian barnacle geese *Branta leucopsis* tracked by resightings and geolocation. *Ardea* 94: 667–678.
- 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. *J Anim Ecol* 78:63–72. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01485.x.
- Elts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Lõhmus, A., Mägi, E., Ots, M.** 2003. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 1998.–2002. a. – *Hirundo* 16 (2): 58–83.
- Elts, J., Leibak, E., Kuus, A.** 2018. Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 92–93.
- Elts, J., Leito, A., Leivits, M., Luigujõe, L., Nellis, R., Ots, M., Tammekänd, I., Väli, Ü.** 2019. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32 (1): 1–39.
- Eythórsson, E., Tombre, I.M., Madsen, J.** 2017. Goose management schemes to resolve conflicts with agriculture: Theory, practice and effects. *Ambio* 46(Suppl. 2): S231–S240
DOI 10.1007/s13280-016-0884-4
- Filchagov, A.V. & Leonovich, V.V.** 1992. Breeding range expansion of Barnacle and Brent Geese in the Russian European North. *Polar Research* 11: 41–46.
- Fisher, I.J., Pain, D.J. and Thomas, V.G.** 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation* 131: 421–432.
- Fox, A.D., Ebbinge, B.S., Mitchell, C., Heinicke, T., Aarvak, T., Colhoun, K., Clausen, P., Dereliev, S., Farago, S., Koffijberg, K., Kruckenberg, H., Loonen, M., Madsen, J., Mooij, J., Musil, P., Nilsson, L., Pihl, S., van der Jeugd, H.** 2010. Current estimates of goose population sizes in the western Palearctic, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20, 115–127.
- Fox, A.D., Elmberg, J., Tombre, I.M., Hessel, R.** 2017. Agriculture and herbivorous waterfowl: a review of the scientific basis for improved management. *Biol. Rev.* (2017), 92, pp. 854 – 877. DOI: 10.1111/brv.12258.
- Fox, A.D., Hobson, K.A., De Jong, A., Kardynal, K.J., Koehler, G., Heinicke, T.** 2016. Flyway population delineation in Taiga Bean Geese *Anser fabalis fabalis* revealed by multi-element feather stable isotope analysis. *Ibis* 159: 66–75.
- Fox, A.D. & Leafloor, J.O.** (eds.) 2018. A Global Audit of the Status and Trends of Arctic and Northern Hemisphere Goose Populations (Component 2: Population accounts). Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat: Akureyri, Iceland.
- Fox, A.D. & Madsen, J.** 2017. Threatened species to super-abundance: The unexpected international implications of successful goose conservation. *Ambio*. 2017 Mar; 46(Suppl 2) 179–187.
- Fox, A.D., Madsen, J., Boyd, H., Kuijken, E., Norriss, D.W., Tombre, I. M., Stroud, D.A.** 2005. Effects of agricultural change on abundance, fitness components and distribution of two arctic-nesting goose populations. *Global Change Biology* 11, 881–893.
- Ganter, B., Larsson, K., Syroechovskiy, E.V., Litvin, K.E., Leito, A., Madsen, J.** 1999. Barnacle Goose *Branta leucopsis*: Russian/Baltic. Pages 270–283 in Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A.D. (eds.) *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution.* Wetland International Publication 48. Wetlands International: Wageningen, The Netherlands and National Environmental Research Institute, Rønde, Denmark.

- Gill, J.A.** 1996. Habitat choice in Pink-Footed Geese: quantifying the constraints determining winter site use. *Journal of Applied Ecology* 33, 884–892.
- Hagemeijer, W. J. M., Blair, M. J.** 1997. *The EBCC Atlas of Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T&AD Poyser, London.
- Harrison, C., Castell, P.** 1998. *A Field Guide to the nests, Eggs and nestlings of British and European Birds*. London.
- Henriques, A. M., T. Fagulha, S. C. Barros, F. Ramos, M. Duarte, T. Luis, and M. Fevereiro.** 2011. Multiyear surveillance of influenza A virus in wild birds in Portugal. *Avian Pathol.* 40: 597–602.
- Holm, T. E., Madsen, J.** 2013. Incidence of embedded shotgun pellets and inferred hunting kill amongst Russian/Baltic Barnacle Geese *Branta leucopsis*. *European Journal of Wildlife Research* 59: 77–80.
- Hood, G., Roche, X., Brioudes, A., et al.** 2020. A literature review of the use of environmental sampling in the surveillance of avian influenza viruses. *Transbound Emerg Dis* 00: 1– 17. <https://doi.org/10.1111/tbed.13633>
- Hulsager, C.K., Breum, S.O., Trebbien, A.R., Handberg, A.K., Therkildsen, O.R., Madsen, J., Thoru, K., Baroch, J.A., DeLiberto, T.J., Larsen, L.E., Jorgensena, P.H.** 2012. Surveillance for avian influenza viruses in wild birds in Denmark and Greenland, 2007–10. *Avian Dis.* 56: 992–998
- Härms, M.** 1927. Eesti linnustik. Kodumaa lindude määramise tabelid. K./Ü. Loodus, Tartu.
- Jankowiak, L., Skórka, P., Ławicki, L., Wylegala, P., Polakowski, M., Wuczyński, A., Tryjanowski, P.** 2015. Patterns of occurrence and abundance of roosting geese: the role of spatial scale for site selection and consequences for conservation. *Ecol Res* 30: 833–842. DOI 10.1007/s11284-015-1282-2.
- Jensen, G.H., Madsen, J., Nagy, S., Lewis M. (koost.)** 2018. AEWa International Single Species Management Plan for the Barnacle Goose (*Branta leucopsis*) - Russia/Germany & Netherlands population, East Greenland/Scotland & Ireland population, Svalbard/South-west Scotland population. AEWa Technical Series No. 70. Bonn, Germany.
- Jensen, R.A., Wisz, M.S., Madsen, J.** 2008. Prioritizing refuge sites for migratory geese to alleviate conflicts with agriculture. *Biological Conservation* 141: 1806–1818.
- Jonker, R.M., Kraus, R.H.S., Zhang, Q., van Hooft, P., Larsson, K., van der Jeugd, H.P., Kurvers, R.H.J.M., van Wieren, S.E., Loonen, M.J.J.E., Crooijmans, R.P.M.A., Ydenberg, R.C., Groenen, M.A.M., Prins, H.H.T.** 2013. Genetic consequences of breaking migratory traditions in Barnacle Geese *Branta leucopsis*. *Mol Ecol* 22:5835–5847. doi: 10.1111/mec.12548.
- Johnson, F.A., Jensen, G.H., Madsen, J., Williams, B.K.** 2014. Uncertainty, robustness, and the value of information in managing an expanding Arctic goose population. *Ecological Modelling* 273, 186–199.
- Kastepõld, T.** 1982. Valgepõsk-lagle esmaspesitsemine. – Eesti Loodus (6): 388–389.
- Kastepõld, T., Mägi, E.** 1994. Hallhane, *Anser anser* ja külmnokk-luige, *Cygnus olor* pesitsemisest Matsalu looduskaitseala, Virtsu-Laelatu-Puhtu ja Nehatu roostikes 1980–1988. – Loodusevaatlusi 1993, I. Tallinn: 8–19.
- 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 (Suppl. 2): S241–S250. doi: 10.1007/s13280-016-0885-3.
- Kondratyev, A., Zaynagutdinova, E., Kruckenberg, H.** 2013. Barnacle Goose *Branta leucopsis* abundance on Kolguev Island – current status and history of population growth. *Wildfowl* 63: 56–71.
- Kumari (Sits), E.** 1937. Materjale Matsalu lahe linnustikust. Tartu.
- Kumari, E.** 1958. Ida-Baltikumi linnustiku leviku kõige uuemaegse dünaamika põhijooni. – Ornitoloogiline kogumik I. Tartu: 7–20.
- Kuresoo, A., Rattiste, K., Luigujõe, L., Leito, A., Elts, J., Kaisel, K., Martinson, M.** 2006.

Linnugriip: võimalikud looduslikud riskiliigid ja -alad Eestis. Aruanne Eesti Põllumajandusministeeriumi Veterinaar- ja Toiduametile. Tartu.

Kölzsch, A., Müskens, G.J.D.M., Kruckenberg, H., Glazov, P., Weinzierl, R., Nolet, B.A., Wikelski, M. 2016. Towards a new understanding of migration timing: slower spring than autumn migration in geese reflects different decision rules for stopover use and departure. *Oikos* 125: 1496–1507.

Kölzsch, A., Müskens, G.J.D.M., Szinai, P., Moonen, S., Glazov, P., Kruckenberg, H., Wikelski, M., Nolet, B.A. 2019. Flyway connectivity and exchange primarily driven by moult migration in geese. *Movement Ecology* 7, 3. <https://doi.org/10.1186/s40462-019-0148-6>

Lebarbenchon, C., C. M. Chang, V. Grandhomme, M. Dietrich, Y. Kayser, E. Elguero, F. Renaud, F. Thomas, S. van der Werf, and M. Gauthier-Clerc. 2010. Avian influenza circulation in the Camargue (south of France) during the 2006–07 season. *Avian Dis.* 54: 446–449.

Leibak, E., Lilleleht, V., Veromann, H. (eds) 1994. Birds of Estonia. Status, Distribution and Numbers. Estonian Academy Publishers, Tallinn.

Leito, A. 1991. A note on migration ecology, population status and interactions with agriculture of Barnacle Geese *Branta leucopsis* in Estonia. *Ardea* 79 (2): 347–348.

Leito, A. 1996. The Barnacle Goose in Estonia. *Estonia Maritima*, 1, 1–103.

Leito, A. 2011. Hanede seire koondaruanne.

http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=628219542&subprog_id=-2101063052

Leito, A. 2017. Riikliku keskkonnaseire eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire allprogrammi seiretööd 2017 osa nr 27 seiretöö: Hanede rändekogumid. Koondaruanne. Tartu.

Leito, A. 2018a. Hallhani. – Elts, J., Leibak, E., Kuus, A. 2018. Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 92–93.

Leito, A. 2018b. Valgepõsk-lagle. – Elts, J., Leibak, E., Kuus, A. 2018. Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 90–91.

Leito, A., Leito, T. 2003. Käina lahe haudelinnustik 2002. aastal ning viimaseaegsed muutused selles. – Loodusevaatlusi 2000–2002. Lihula: 64–79.

Leito, A., Möls, T., Mägi, E., Kastepõld, T. 2003. Autumn numbers and distribution of the staging grey-lag goose *Anser anser* in Estonia in 1990–1998. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology* 52 (1): 26–39.

Leito, A., Ojaste, I., Luigujõe, L., Nellis, R. 2018. Monitoring of geese in Estonia until 2017. 18th Conference of Goose Specialist Group, Conference abstracts: 60.

Leivits, M. 2013. Jahi pahupool: ohtlik ja mürgine plii. *Eesti Jahimees*, 1: 24–26.

Leivits, M. 2018. Plii jahimoonas: päritolu, kasutus ja mõju tervisele. *Eesti Jahimees* 6: 56–58.

Lilleleht, V. 1975. The clutch size of the waterfowl in the Matsalu Nature Reserve (Estonian S.S.R.). (vene keeles) – Communications of the Baltic Commission for the Study of Bird Migration 1974, Nr. 8. Tartu: 56–195.

Luigujõe, L. 2015. Jahilindude arvukus ja taastootmine 2015. Aruanne.

Luigujõe, L. 2019. Eesti poldrite ülevaade, nende linnukaitseline väärtus ning säilitamise analüüs. Aruanne.

Lõhmus, A., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Kose, M., Leivits, A., Luigujõe, L., Sellis, U. 1998. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus. – *Hirundo* 11 (2): 63–83.

Lõhmus, A., Kalamees, A., Kuus, A., Kuresoo, A., Leito, A., Leivits, A., Luigujõe, L., Ojaste, I., Volke, V. 2001. Kaitsekorralduslikult olulised linnuliigid Eesti kaitsealadel ja tähtsatel linnualadel. – *Hirundo Supplementum* 4: 37–167.

MacMillan, D., Leader-Williams, N. 2008. When successful conservation breeds conflict: an economic perspective on wild goose management. *Bird Conservation International* 18: S200–S210. doi: 10.1017/S0959270908000282

MacMillan, D., Hanley, N., Daw, M. 2004. Cost and benefits of wild goose conservation in

Scotland. *Biological Conservation* 119: 475–485.

Madsen, J. 1985. Impact of disturbance on field utilisation of Pink-footed Geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation* 33: 53–63.

Madsen, J. 2001. Can geese adjust their clocks? Effects of diurnal regulation of goose shooting? *Wildlife Biology*, 7 (3): 213–222. <https://doi.org/10.2981/wlb.2001.026>

Madsen, J., Bjerrum, M., Tombre, I.M. 2014. Regional Management of Farmland Feeding Geese Using an Ecological Prioritization Tool. *Ambio*, 43: 801–809. DOI 10.1007/s13280-014-0515-x.

Madsen, J., Fox, A.D. 1995. Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildl. Biol.* 1, 193–206.

Madsen, J., Cracknell, G., Fox, D.D. (eds.) 1999. Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publ. No. 48, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. NERI, Rønde, Denmark.

Madsen, J. & Williams, J.H. (Compilers) 2012. International Species Management Plan for the Svalbard Population of the Pink-footed Goose *Anser brachyrhynchus*, AEWA Technical Series No. 48, Bonn.

Mannermaa, K. 2008. The archaeology of wings: Birds and people in the Baltic Sea region during the Stone Age.

Månsson, J. 2017. Lethal scaring e Behavioral and short-term numerical response of greylag goose *Anser anser*. *Crop Protection* 96: 258–264.

Marja, R., Elts, J. 2008. Jahilindude rändeteed. Aruanne. Eesti Ornitoloogiaühing. Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus. Tartu. 33 lk.
http://www.keskkonnainfo.ee/failid/200808_jahilindude_randeteed_2008.pdf.

Marjakangas, A., Alhainen, M., Fox, A.D., Heinicke, T., Madsen, J., Nilsson, L. & Rozenfeld, S. (Compilers) 2015. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Taiga Bean Goose (*Anser fabalis fabalis*). AEWA Technical Series No. 56. Bonn, Germany.

Markkola, J.A., Karvonen, R.T. 2020. Changing environmental conditions and structure of a breeding population of the threatened Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus* L.). *Ornis Fennica* 97: 113–130.

Mateo, R., Belliure, J., Dolz, J. C., Aguilar-Serrano, J. M., Guitart, R. 1998. High prevalences of lead poisoning in wintering waterfowl in Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35: 342–347.

McKay, H.V., Milsom, T.P., Feare, C.J., Ennis, D.C., O’Gonnell, D.P., Haskell, D.J. 2001. Selection of forage species and the creation of alternative feeding areas for dark-bellied brent geese *Branta bernicla bernicla* in southern UK coastal areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84: 99–113.

Mitchell, C., Hearn, R., Stroud, D. 2012. The merging of populations of Greylag Geese breeding in Britain. *British Birds* 105: 498–505.

Must, K., Viltrop, A., Veetamm, A.-L. 2017. Kõrge patogeensusega lindude gripi riskiprofiil Eestis. Eesti Maaülikool, Veterinaarmeditsiini ja loomakasvatuse Instituut. Tartu.

Mägi, E. 2003a. Hallhane pesitsemine Matsalus 1958–2002: arvukus, selle muutumine ja sigimisedukus. – Loodusevaatlusi 2000–2002. Lihula: 18–27.

Nilsson, L. & Persson, H. 1998. Field choice of staging Greylag Geese *Anser anser* in relation to changes in agriculture in South Sweden. *Ornis Svecica* 8, 27–39.

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, 1413–1421.

Ojaste, I. 2008. Hallhane populatsiooni seisundi uuring. Aruanne. Riiklik Looduskaitsekeskus. Tallinn. 25 lk.

Olsen, B., V. J. Munster, A. Wallensten, J. Waldenstrom, A. D. Osterhaus, and R. A. Fouchier. 2006. Global patterns of influenza A virus in wild birds. *Science* 312: 384–388.

- Onno, S.** 1975. The nesting season of the waterfowl and coastal birds in the Matsalu Nature Reserve (Estonian S.S.R.) (vene keeles). – Communications of the Baltic Commission for the Study of Bird Migration Nr. 8. Tartu: 107-155.
- Ots, M., Paal, U.** 2013. Linnuharuldused Eestis 2012. Eesti Linnuharulduste komisjoni aruanne nr. 11. Hirundo 26: 26-50.
- Ots, M., Paal, U.** 2015. Linnuharuldused Eestis 2014. Eesti Linnuharulduste komisjoni aruanne nr. 13. Hirundo 28: 1-18.
- Ots, M., Paal, U.** 2017. Linnuharuldused Eestis 2016. Eesti Linnuharulduste komisjoni aruanne nr. 15. Hirundo 30 (2): 32-45.
- Otsus, M., Tuvikene, A., Luigujõe, L., Kuresoo, A., Kaljuvee, J., Järvalt, A., Lapp, H.** (koost) 2010. Võrtsjärve hoiuala kaitsekorralduskava 2011-2020. 41 lk.
https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/vortsjarve_ha_kkk_2011_2020.pdf
- Offenburghs, J., Megens, H. J., Kraus, R. H. S., Madsen, O., van Hooft, P., van Wieren, S. E., ... Prins, H. H. T.** 2016. A tree of geese: A phylogenomic perspective on the evolutionary history of True Geese. Molecular Phylogenetics and Evolution, 101, 303–313.
<https://doi.org/10.1016/j.ympev.2016.05.021>
- Paakspuu, V.** 1964a. Halli hane ökoloogiast Matsalu lahel. – Loodusuurijate Seltsi aastaraamat, 56. kd. Tartu: 189-207.
- Paakspuu, V.** 1973. Hallhane asurkonna ajaloost Matsalu lahel ja sellega piirnevatel aladel. – Matsalu maastik ja linnud. Ornitoloogiline kogumik VI. Tallinn: 60-71.
- Paakspuu, T.** 2015. Väikeste meresaaite haudelinnustiku riikliku seire aruanne 2015. a. Keskkonnaamet.
- 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.
- Pistorius, P. A., Follestad, A., Taylor, F. E.** 2006. Declining winter survival and fitness implications associated with latitudinal distribution in Norwegian Greylag Geese *Anser anser*. Ibis 148: 114-125.
- Pistorius, P. A., Follestad, A., Nilsson, L., Taylor, F. E.** 2007. A demographic comparison of two Nordic populations of Greylag Geese *Anser anser*. Ibis 149: 553-563.
- Pot, M.T., Koning, S.D., Westerduin, C., de Boer, W.F., Shariati, M., Lameris, T.K.** 2019. Wintering Geese Trade-Off Energetic Gains and Costs When Switching from Agricultural to Natural Habitats. Ardea, 107 (2):183-196. <https://doi.org/10.5253/arde.v107i2.a6>
- Renno, O.** (koost), 1993. Eesti linnuatlas. Tallinn, Valgus.
- Rewild OÜ.** 2019. Hanede heidutusjahi uuring. Kevadrändel olevate hanede letaalse heidutuse tõhusus võrreldes mitteletaalsete heidutusviisidega. Tartu.
- Rewild OÜ.** 2020. Hanede heidutusjahi uuring. Kevadise hanede heidutusjahi võimalikkus, otstarbekus ja jätkusuutlikkus. Tartu.
- Scott, D.A., Rose, P.M.** 1996. Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International Publication No. 41, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Si, Y., Skidmore, A.K., Wang, T., de Boer, W.F., Toxopeus, A.G., Schlerf, M., Oudshoorn, M., Zwerver, S., van der Jeugd, H., Exo, K.-M., Prins, H.H.T.** 2011. Distribution of Barnacle Geese *Branta leucopsis* in relation to food resources, distance to roosts, and the location of refuges. Ardea 99: 217–226.
- 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: 916–924.
- Sims L., Khomenko S., Kamata A., Belot G., Bastard J., Palamara E., Bruni M., von Dobschuetz S., Dauphin G., Raizman E., Lubroth.** 2016. H5N8 highly pathogenic avian influenza (HPAI) of clade 2.3.4.4 detected through surveillance of wild migratory birds in the Tyva Republic, the Russian Federation—potential for international spread 2016. Food and Agriculture Organization of

- the United Nations. <http://www.fao.org/3/a-i6113e.pdf>. 2016.
- Slavec, B., U. Krapez, A. J. Racnik, A. Hari, J. M. Wernig, A. Dovc, M. Zadavec, R. Lindtner-Knific, C. Marhold, and O. Zorman-Rojs.** 2012. Surveillance of influenza A viruses in wild birds in Slovenia from 2006 to 2010. *Avian Dis.* 56: 999–1005.
- Snow, D. W., Perrins, C. M.** 1998. *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Vol. 1.* Oxford University Press.
- Stallknecht, D.E., Shane, S.M., Kearney, M.T., Zwank, P.J.** 1990. Persistence of avian influenza viruses in water. *Avian Dis.* Vol 34, pp. 406–411.
- Svazas, S., Raudonikis, L.** 2009. *The Nemunas River Delta Regional Park – internationally important area for migratory waterbirds.* Vilnius University Press, Vilnius.
- Swayne, D. E.** 2008. *Avian influenza.* Blackwell, Ames, IA.
- Swayne, D. E.** 2012. Impact of vaccines and vaccination on global control of avian influenza. *Avian Dis.* 56: 818–828
- Tali, T.** 2017. 2017. aasta kevade ornitofenoloogilised vaatlused ja vaatlusaktiivsus Eestis. Eesti Ornitoloogiaühing. https://www.eoy.ee/pics/314_Fenovaatlused_kevad_2017.pdf
- Tali, T.** 2018. 2018. aasta kevade ja sügise ornitofenoloogilised vaatlused ja vaatlusaktiivsus Eestis. Eesti Ornitoloogiaühing. https://www.eoy.ee/pics/585_2018_aasta_fenovaatluste_kokkuv%C3%B5te_Tiiu_Tali.pdf
- Tali, T.** 2019. 2019. aasta kevade ja sügise ornitofenoloogilised vaatlused Eestis. Eesti Ornitoloogiaühing. https://www.eoy.ee/pics/912_Ornitofenoloogiliste_vaatluste_kokkuv%C3%B5te_2019.pdf
- Talvi, T.** 2018. Rändlinnud ja põllumajandusmaa. Seminari ettekanne 28.09.2018 maaeluministeeriumis.
- Tombre, I.M., Eythórsson, E., Madsen, J.** 2013a. Towards a solution to the goose-agriculture conflict in north Norway, 1988–2012: The interplay between policy, stakeholder influence and goose population dynamics. *PLoS ONE* 8: e71912. doi:10.1371/journal.pone.0071912.
- Tombre, I.M., Eythórsson, E., Madsen, J.** 2013b. Stakeholder involvement in adaptive goose management; case studies and experiences from Norway. *Ornis Norvegica* 36, 17–24.
- Tombre, I.M., Madsen, J., Tømmervik, H., Haugen, K.-P., Eythórsson, E.** 2005. Influence of organised scaring on distribution and habitat choice of geese on pastures in Northern Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111: 311–320.
- Tombre, I.M., Oudman, T., Shimmings, P., Griffin, L., Prop, J.** 2019. Northward range expansion in spring-staging barnacle geese is a response to climate change and population growth, mediated by individual experience. *Glob Chang Biol.* 25 (11): 3680-3693.
- Toming, M., Ojaste, I.** 2008. Tegevuskava väike-laukhane *Anser erythropus* kaitse korraldamiseks Eestis 2009 – 2013.
- Tyberg, T.** 2002. The archeological record of domesticated and tamed birds in Sweden. *Acta zoologica cracoviensia* 45: 215-231.
- van der Graaf, A.J., Stahl, J., Veen, G.F., Havingaa, R.M., Drent, R.H.** 2007. Patch choice of avian herbivores along a migration trajectory – from temperate to Arctic. *Basic and Applied Ecology* 8, 354–363.
- van Eerden, M.R., Zijlstra, M., van Roomen, M.** 1996. The response of Anatidae to changes in agricultural practice: Longterm shifts in the carrying capacity of wintering waterfowl. *Gibier Faune Sauvage* 13: 681–706.
- van der Jeugd, H.P.** 2013. Survival and dispersal in a newly-founded temperate Barnacle Goose *Branta leucopsis* population. *Wildfowl* 63: 72-89.
- van der Jeugd, H. P., Gurtovaya, E., Eichhorn, G., Litvin, K.Y., Mineev, O.Y. & van Eerden, M.** 2003. Breeding Barnacle Geese in Kolokolkova Bay, Russia: number of breeding pairs, reproductive success and morphology. *Polar Biology* 26: 700-706.
- van Gils JA, Munster VJ, Radersma R, Liefhebber D, Fouchier RA, et al.** 2007 Hampered

Foraging and Migratory Performance in Swans Infected with Low-Pathogenic Avian Influenza A Virus. PLOS ONE 2(1): e184. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000184>

van Roomen, M., Madsen, J. (eds.) 1992. Waterfowl and agriculture: Review and future perspectives of the crop damage conflict in Europe. IWRB Special Publication No. 21. Slimbridge: International Waterfowl and Wetlands Research Bureau.

van Toor ML, Avril A, Wu G, Holan SH, Waldenström J 2018. As the Duck Flies—Estimating the Dispersal of Low-Pathogenic Avian Influenza Viruses by Migrating Mallards. *Frontiers in Ecology and Evolution*, <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00208>

Veeroja, R. (koost.) 2008. Ulukite kütmine Eestis 2007. aasta jahihooajal.

Vickery, J.A., Gill, J.A. 1999. Managing grassland for wild geese in Britain: A review. *Biological Conservation* 89: 93–106.

Vickery, J.A., Watkinson, A.R., Sutherland, W.J. 1994. The solution to the Brent Goose problem: An economic analysis. *Journal of Applied Ecology* 31: 371–382.

Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Helsinki

Wetlands International. 2015. Waterbird Population Estimates. Available at: wpe.wetlands.org. (Accessed: 17/09/2015).