

KINNITATUD

Keskkonnaameti
peadirektori 18.02.2022 käskkirjaga
nr 1-1/22/32

Suurkiskjate: hundi, ilvese ja pruunkaru kaitse ja ohjamise tegevuskava



Sisukord

1	Sissejuhatus	9
2	Liikide bioloogia, levik ja arvukus	12
2.1	Hunt	12
2.1.1	Levik ja arvukus	12
2.1.2	Asurkonna koosseis	15
2.1.3	Elupaik ja kodupiirkond	15
2.1.4	Sigimine ja sotsiaalsus	15
2.1.5	Toitumine	16
2.1.6	Suremus	17
2.2	Ilves	18
2.2.1	Levik ja arvukus	18
2.2.2	Asurkonna koosseis	20
2.2.3	Elupaik ja kodupiirkond	20
2.2.4	Sigimine ja sotsiaalsus	21
2.2.5	Toitumine	21
2.2.6	Suremus	22
2.3	Pruunkaru	22
2.3.1	Levik ja arvukus	22
2.3.2	Asurkonna koosseis	25
2.3.3	Elupaik ja kodupiirkond	25
2.3.4	Taliuinak	25
2.3.5	Sigimine ja sotsiaalsus	26
2.3.6	Toitumine	26
2.3.7	Suremus	27
2.4	Suurkiskjate koht ja seosed ökosüsteemis	27
2.4.1	Kiskja-saakloom suhted	27
2.4.2	Tugiliigid	29
2.4.3	Nakkused	30
2.5	Suurkiskjate uuritus Eestis viimasel kümnendil	31
2.5.1	Uuritus	31
2.5.2	Seire	33
3	Seos inimesega	33
3.1	Koht kultuuris	33
3.2	Küttimine	34

3.3	Loodusturism	34
3.4	Kahjustused	35
3.4.1	Kariloomad	36
3.4.2	Mesilad	37
3.4.3	Koerad	38
3.4.4	Nuhtlusisendid ja korduvkahjustused	38
3.4.5	Ründed inimesele	38
3.5	Inimese juures üleskasvanud suurkiskjad	39
4	Kaitsestaatus, senise kaitse tõhususe analüüs ning kaitse- ja ohjamispraktika	40
4.1	Eesti seadusandlus ja senine praktika	40
4.1.1	Seadusandlus	40
4.1.2	Kaitse ja ohjamise korraldus	41
4.1.3	Hüvitised	41
4.2	Rahvusvahelised lepped ning regulatsioonid ja praktika naaberriikides	42
4.2.1	Euroopa Liidu õigusaktid ja juhendid	42
4.2.2	Rahvusvahelised konventsioonid	43
4.2.3	Seadusandlus naaberriikides	43
4.2.4	Teiste riikide kaitse-, ohjamis- ja kahjukäsitluspraktika	44
5	Suurkiskjate kaitse ja ohjamise tegevuskava aastateks 2012–2021 täitmine	45
5.1	Tegevuskava	45
5.2	Tulemuslikkus	45
6	Asurkondade elujõulisus, ohutegurid ja meetmed	46
6.1	Asurkondade seisund	46
6.2	Ohutegurid ja meetmed	48
6.2.1	Asurkonna madal arvukus ja geneetilise mitmekesisuse kadu	49
6.2.2	Asurkonna seisundi halvenemine naaberriikides	50
6.2.3	Hübriidiseerumine ja introgressioon	50
6.2.4	Taudid	51
6.2.5	Toidubaasi vähenemine	52
6.2.6	Legaalne küttimine	52
6.2.7	Ebaseaduslik küttimine	53
6.2.8	Joontaristu – levikutõke ja hukkumine liikluses	54
6.2.9	Elupaikade kadu, vaesumine ja killustumine	55
6.2.10	Valikuline küttimine ja asurkonna struktuuri rikkumine	56
6.2.11	Lisasöötmise ja peibutamise	57

6.2.12	Häirimine	58
6.2.13	Erandkorras loodusest eemaldamine	58
6.2.14	Ebasoodus avalik arvamus	59
6.2.15	Piiriülese koostöö puudumine	60
7	Kaitse ja ohjamise eesmärgid aastateks 2022–2031	61
7.1	Kaitse- ja ohjamistegevuse kesksed suunad	61
7.2	Kaitse- ja ohjamise eesmärgid ning tulemuslikkuse hindamine	62
7.2.1	Asurkondade soodne seisund	62
7.2.2	Kahjustuste ennetamine	64
7.2.3	Teadmus ja pädevus	64
7.3	Korraldus ja vastutus	65
8	Kaitse- ja ohjamistegevuste kava aastateks 2022–2031	67
8.1	Koostöö ja erialane teabevahetus	67
8.1.1	Suurkiskjate koostöökogu moodustamine ja töösse rakendamine	67
8.1.2	Rahvusvaheline infovahetus ja koostöö	67
8.1.3	Erinevate koostöövõrgustike tegevuse toetamine ja arendamine	68
8.2	Alus- ja rakendusuringud	68
8.2.1	Arvukuse täpsustamine ning asurkondade elujõulisuse analüüs	68
8.2.2	Hoiu- ja ohjamisalade teostatavuse analüüs ja planeering	69
8.2.3	Olemasoleva seiresüsteemi valideerimine	70
8.2.4	Hundi ruumikasutuse telemeetria andmete analüüs ja andmete kogumise jätkamine	70
8.2.5	Suurkiskjate ebaseadusliku loodusest eemaldamise uuring	70
8.2.6	Senise kahjuhüvitiste ja ennetusmeetmete tõhususe analüüs	71
8.2.7	Asurkondade geneetilise sidususe uuring naaberaladega	71
8.2.8	Suurkiskjate arvukuse riskihinnang ja analüüs	71
8.2.9	Karu asurkonna alusuuring	72
8.3	Õigusruumi arendamine	72
8.3.1	Suurkiskjate tegevuskava tulemuslikkuse hindamine ja kava uuendamine	72
8.3.2	Ebaseadusliku küttimise kahjumäärade tõstmine	73
8.3.3	Suurkiskjakahjustuste seadustiku ülevaatus ja parandamine	73
8.3.4	Surnuna leitud ja liiklusõnnetuses hukkunud suurkiskja kuuluvuse määramine	74
8.3.5	Põllumajandusloomade jäänuste käitlemise kontrolli tõhustamine	74
8.3.6	Inimese juures kasvatatud suurkiskja õiguslik analüüs	74
8.3.7	Karjakoortele õigusliku ruumi loomine väljaspool lemmiklooma staatust	75

8.4	Seire jätkamine ja -süsteemi arendamine	75
8.4.1	Olemasoleva seiresüsteemi käigus hoidmine	75
8.4.2	Jahinduse infosüsteemi arendamine	75
8.4.3	Seiremetoodika kaasajastamine ja täpsustamine	76
8.4.4	Meedia teadlikkuse seire ja koolitus	77
8.4.5	Vabatahtlike kaasamine seireandmete kogumisse	77
8.4.6	Ühiskondliku teadlikkuse ja arvamuse lähteuring ja seire	78
8.4.7	Karu seire meetoodika arendamine	78
8.5	Kahjuennetus ja -käsitlus	79
8.5.1	Olemasoleva kahjuennetuse ja -hüvitiste süsteemi tagamine	79
8.5.2	Kahjustustega seotud juhendmaterjalide uuendamine	79
8.5.3	Kahjude hindamise ja hüvitiste operatiivsuse ja efektiivsuse tõstmine	79
8.5.4	Kahjustatud kariloomadelt DNA proovide kogumine ja analüüs	80
8.5.5	Kiskjakahjude kindlustussüsteemi teostatavuse analüüs ja arendus	80
8.6	Kaitse ja ohjamise korraldamine	81
8.6.1	Hoiu- ja ohjamisalade korra rakendamine	81
8.6.2	Karu talipesadest teavitamise parendamine	81
8.7	Teadmuse ja pädevuse tõstmine	82
8.7.1	Tegevuskava tõlkimine ja tutvustamine	82
8.7.2	Seiremetoodika koolitused	82
8.7.3	Kahjuennetuse ja -käsitluse koolitused	82
8.7.4	Uluki- ja populatsioonibioloogia printsiipide ja rakenduste tutvustus	83
8.7.5	Looduskultuuri ja ühiskondliku visiooni seminarid	84
8.7.6	Orvuks jäänud karupoegade probleemitutvustus ja heade lahenduste välja pakkumine	84
8.7.7	Suurkiskjate tutvustamine avalikus meedias ja teabepäevadel	84
9	Kaitse ja ohjamise tulemuslikkuse hindamine	85
10	Ajakava ja eelarve	88
11	Mõisted ja lühendid	92
12	Allikad	95
13	Lisad	110

Kokkuvõte

Suurkiskjad on Eesti maastike iseloomulikud liigid, kellel on kõrge ökoloogiline ja kultuuriline väärtus. Kõiki kolme liiki – hunti, ilvest ja pruunkaru – võib pidada Euroopas looduskaitse lipuliikideks, kelle näitel ilmestuvad suurepäraselt erinevad looduskaitsega seotud probleemid ja konfliktid. Nii hundi, ilvese kui ka pruunkaru levilad on Euroopas pärast pikaajast vaenamist taastumas, kuid nende liikide vajadus suurte kodupiirkondade järgi tingib tänapäevases linnastunud Euroopas paratamatult mitmeid konflikte inimesega. Olulisemateks suurkiskjatega seotud murekohtadeks paljudes Euroopa osades on nende asurkondade madal arvukus ja geneetiline mitmekesisus, nende looduslike elupaikade vähenemine või killustumine, üleküttimine, salaküttimine ja valikuline küttimine, endiselt veel piiriülese koostöö puudulikkus asurkondade kaitsmisel ning ühena kõige olulisematest probleemidest väga visalt taanduv ebasoodne avalik arvamus suurkiskjate suhtes. Õnneks juurdub järjest enam arvamus, et tänapäeval peaks suurkiskjate jaoks kunstlike halduspiiride asemel üha suurem fookus olema populatsioonide jälgimisel, haldamisel ja kaitsmisel vastavalt nende asurkondade looduslikule struktuurile ja terviklikkusele.

Hunt, ilves ja pruunkaru on arvatud liikide punases nimestikus nii maailmas soodsas seisundis liikide (LC) kategooriasse ja Berni konventsiooni II ja III lisasse. CITES konventsiooniga haaratud liikide nimekirjas on hunt, ilves ja pruunkaru II lisa liigid, mis praegu ei tarvitse veel olla väljasuremisohus, kuid millega kontrollimatu kauplemine võib nende looduskaitsest seisundit ohustada. Eesti hundi ja ilvese asurkonnad on välja arvatud loodusdirektiivi II ja IV lisast ning kantud V lisasse. Eestil on õigus nendele liikidel jahipidamist jätkata, kuid jälgida tuleb liigi seisundit. Eesti karuasurkond arvati välja loodusdirektiivi II lisast, kuid jäeti IV lisasse, mis tähendab, et karu kaitseks spetsiaalseid loodusalasid moodustama ei pea, kuid pärast Euroopa Liiduga ühinemist on karu kaitsealune liik, keda võib küttida vaid erandkorras kahjustuste ära hoidmiseks.

Võrreldes paljude Lääne-Euroopa asurkondadega on suurkiskjad Eestis suhteliselt soodsas seisundis. Hundi kevadine jahihooaja järgne koguarvukus on viimastel aastatel olnud vahemikus 100–200 täiskasvanud looma ning 2020. aastal hinnati pesakondade arvuks 31. Asurkonna seisund on Eesti liikide punase nimestiku juhtrühma hinnangul kategoorias "ohualdis" (*Vulnerable*). Ilveseid on Eestis 2020. aastal ca 400–450 looma ja 63 pesakonda. Viimaste aastate populatsiooni kehva olukorra tõttu pole 2016. aasta jahihooajast alates lubatud ilveseid küttida. Ilvese asurkond on hetkel ebasoodsas seisundis ning Eesti liikide punase nimestiku juhtrühma hinnangul kategoorias "ohualdis" (*Vulnerable*). Pruunkaru asurkond Eestis on stabiilselt suurenenud. 2020. aastal hinnati asurkonnas olevat 89 pesakonda ning 900–950 isendit. Asurkond on väga heas seisus. Vastavalt IUCN punase nimestiku kriteeriumitele on pruunkaru Eesti asurkonna seisund hinnatud kategooriasse "ohuväline" (*Least Concern*).

Käesolev hundi, ilvese ja pruunkaru kaitse ja ohjamise tegevuskava annab suunised ja tegevusplaani aastateks 2022–2031 selleks, et Eesti ühiskond toimiks ja areneks rahumeelselt koos looduslike, tugevate ja ökoloogilist funktsiooni täitvate suurkiskja-asurkondadega. Käesolev kava on jätk möödunud kahel aastakümnel suurkiskjate kaitse ja ohjamise korraldamist suunanud tegevuskavadele aastateks 2002–2011 ja 2012–2021, mille rakendusperioodide jooksul pandi alus suurkiskjate süstemaatilisele seirele ja jahikorraldusele.

Tegevuskaval on kuus keskset eesmärki/suunda:

- A suurkiskjate asurkondade jätkusuutlikkus vastavalt EL elurikkuse kaitse reeglitele;
- B selge ja toimiv suurkiskjate hoiu- ja ohjamisalade tzoneering ja rakendussüsteem;
- C tõhus kahjuennetuse ja -hüvitiste süsteem;
- D ohjamis- ja kaitseotsuste teaduspõhisus, selgus ja tunnustatus;
- E liikide arvukuse ja asurkondade seisundi teaduslik seire ja uurimine;
- F avalik teadlikkus ja osapoolte erialane pädevus.

Uuendatud kava seab muude ülesannete seas eesmärgiks moodustada suurkiskjate koostöökogu, mis koondab erinevate huvirühmade seisukohad ja ootused ning hakkab olema üheks sisendiks suurkiskjatega seotud otsuste tegemisel. Väga oluliseks peetakse olemasoleva seire ning kahjuennetussüsteemi jätkamist ning selle pidevat parendamist. Rohkem tähelepanu planeeritakse pöörata inimeste teadmiste ning pädevuse tõstmisele, et parandada ebasoodsat avalikku arvamust suurkiskjate suhtes.

Korrigeeriti suurkiskja asurkonna soodsa seisundi kriteeriumeid, mille saavutamisel või hoidmisel saab lugeda kava tulemuslikuks: hundi alla aasta vanuste poegade pesakondade arv püsib enne jahihooaega vahemikus 20–30 ja ilvese alla aasta vanuste poegade pesakondade arv on üle 80 ning pruunkarul üle 70 pesakonna. Lisaks sellele hakatakse hindama baasasurkonna arvukust, ehk kevadist sigimisealiste isendite arvu. Eraldi lepiti kokku, et ilvese kütimisega ei alustata enne kui pesakondade arv on vähemalt 100. Eesmärgiks on võetud, et kahjustuste sagedus jääb kas samale tasemele või väheneb.

Aastateks 2022–2026 planeeritud ohjamise ja kaitsekorralduslike meetmete elluviimise kogumaksumuseks on 2 133 000 eurot (sh esimese prioriteediga tegevuste kogumaksumus on 1 505 000 eurot ja teise prioriteediga tegevuste kogumaksumus on 332 000 eurot).

Summary

Large carnivores are characteristic species of Estonian landscapes, with high ecological and cultural value. All three large carnivore species – the wolf, the lynx and the brown bear – can be considered the flagship species of nature conservation in Europe. They provide excellent examples of the various problems and conflicts involved in the nature protection. The distribution of wolves, lynxes and brown bears in Europe is increasing after a long period of hostility, but the need for large home ranges of these species will inevitably lead to many conflicts with humans in today's urbanized Europe. Major concerns connected to large carnivores in many parts of Europe include their low numbers and reduced genetic diversity, the depletion or fragmentation of their natural habitats, overhunting, poaching and selective hunting and ongoing lack of cross-border cooperation to protect their populations. Fortunately, there is a growing perception that today, instead of focusing on artificial administrative boundaries, more effort should be put in monitoring, managing and protecting large carnivore populations according to their natural structure and integrity.

Compared to most of the populations in West and Central Europe, large carnivores in Estonia are in relatively favourable status. The total number of wolves after the spring hunting season has estimated to 100–200 adult animals in recent years, and in 2019, the number of litters was estimated to be 25, which in 2020 may have increased to 31 litters. The status of the population is, according to the assessment of the Estonian steering group of the Red List of Species, in the category "Vulnerable" or. It is believed that the condition of the population may deteriorate rapidly in the event of excessive hunting pressure or the appearance of other factors (*e.g.* diseases). The condition of Estonian lynx population deteriorated drastically in 2012–2013, when the number of litters dropped from over one hundred to 46 as estimated. As of autumn 2019, there were about 400 lynxes and 64 litters in Estonia, and respectively 400–450 individuals and 63 litters in 2020 autumn. Due to the insufficient condition of the population in recent years, the lynx hunt has been prohibited during the hunting seasons of 2016/2017–2020/2021. The status of the lynx population can be considered unfavourable at the moment, and the lynx is in the category "Vulnerable" according to the assessment of the national steering group of the Red List of Species. The population of the brown bear in Estonia has been steadily increasing for a long time (as estimated: 52 litters in 2003, but 94 litters in 2019 and 89 in 2020. Bear is widespread in all counties of mainland Estonia. As of the summer of 2019, the number of bears is estimated to be about 900 and 900–950 in 2020. Condition of the brown bear Estonian population is very good – "Least Concern" (according to the IUCN Red List criteria, and assessment by the national Red List steering group).

This protection and management plan of wolves, lynxes and brown bears provides guidelines for the period of 2022–2031 in order to Estonian society to be able to live and develop in peaceful coexistence with natural, strong and ecologically functional large carnivore populations. The protection and management plan has six main objectives/directions:

- A** sustainability of large carnivore populations in accordance with EU biodiversity protection rules;
- B** clear and efficient zoning and implementation system for large carnivore sanctuary and management areas;
- C** an effective system of prevention and compensation for large carnivore caused damages;
- D** scientific basis, clarity and recognition of management and protection decisions;
- E** scientific monitoring and research of the abundance of species and state their populations;
- F** public awareness and professional competence of various parties and stakeholders.

40 individual actions are foreseen to achieve the objectives.

1 Sissejuhatus

Tegevuskavas antakse tegevuskava koostamisel kogutud teabele (eksperthinnangud, inventuurid, seirearuanded jm) tuginevad suunised, tagamaks hundi, ilvese ja pruunkaru soodne seisund. Tegemist on hundi, ilvese ja pruunkaru kaitse ja ohjamisega tegelevatele asutustele suunatud korraldusliku materjaliga, mis ei piira otseselt haldusväliste isikute õigusi ega pane neile kohustusi. Tegevuskavas esitatud suuniseid ja hundi, ilvese ja pruunkaru kaitse ja ohjamise põhimõtteid arvestab asjaomane asutus õigusaktides sätestatud kaalutusõiguse teostamisel, kuid tegevuskava koostamise eesmärk ei ole juhtumispõhiste eelotsuste tegemine.

Vastavalt looduskaitseaduse §-le 49 on kaitse- ja ohjamise tegevuskava (ka liigitegevuskava) liikide kaitse ja ohjamise korraldamise aluseks. Kaitse- ja ohjamise tegevuskava annab soovitusel kaitse- ja ohjamise korraldajale kaitse- ja ohjamise eesmärkide saavutamise parimatest viisidest, kuid ei loo õigusi ega kohustusi kolmandatele isikutele. Kaitse- ja ohjamise tegevuskava kinnitab Keskkonnaameti peadirektori asetäitja. Teave kava kinnitamise kohta avalikustatakse Keskkonnaameti ja Keskkonnaministeeriumi kodulehel.

Suurkiskjad on kõikjal maakera ökosüsteemides väga oluliseks osaks, kuid kuuluvad samas ka kõige ohustatumate liikide hulka (Ripple *et al.*, 2014). Nad seisavad silmitsi paljude inimtekkeliste ohtudega, nagu tagakiusamine, kariloomadega seotud konfliktid, jahipidamine ning saakloomade kadumine (Ripple *et al.*, 2014, Wolf & Ripple, 2016). Suurkiskjate ainulaadsed bioloogilised omadused (kiskjate suhteliselt pikk tiinusperiood, suured kodupiirkonnad, osadel liikidel ka karjaline eluviis) muudavad nad eriti haavatavaks inimkonna suurenemisega seotud ohtude suhtes (Cardillo *et al.*, 2004; Chapron *et al.*, 2014). Suurkiskjate ökoloogilist tähtsust on kirjeldatud paljudes teadusartiklites.

Suurkiskjad on *per se* kui ka ökosüsteemide terviklikkuse seisukohast olulised liigid, kes on väärt ulatuslikku kaitset. Seetõttu on mõned suurkiskjaliigid (sealhulgas hunt, kuid ka ilves ja karu) nõ looduskaitse lipuliikideks (ingl: *flagship species*), kelle abil avalikkust looduskaitse vajalikkusest ja lahendustest teavitada. Sageli õnnestub lipuliikide vahendusel ja nende elupaikade kaitsmise kaitsta ka nendega samades ökosüsteemides elavaid paljusid teisi liike. On laialt tunnustatud, et suurkiskjate ökoloogilise rolli, nende väärtuse ning asurkondade kriitilise seisundi tõttu on laiaulatuslik suurkiskjate kaitse ülemaailmne prioriteet (Ray *et al.*, 2005), millel on oma mõju ka teistele liikidele (Newsome *et al.*, 2016, Ripple *et al.*, 2014). Suurkiskjad on väga olulised toiduahelate mõjutajad, suutes mõju avaldada nii taimtoiduliste liikide, kelleks peamiselt on erinevad sõralised (Jędrzejewski *et al.*, 2002, 2012; Valdmann *et al.*, 2005; Nowak *et al.*, 2011; Mattioli *et al.*, 2011; Zlatanova *et al.*, 2014), kui ka keskmise suurusega kiskjate arvukust ning nende käitumist (Dalerum, 2013).

Euroopas on kõigil suurkiskjatel välja kujunenud sarnane asustusmuster, mis korreleerub enamasti ka geneetilise mitmekesisusega – jääaja-järgse inimtegevuse surve tõttu on läänepoolsed populatsioonid enam killustunud ja nende arvukus on mõjutatud ühest või mitmest varasemast pudelikaelast (väga madala arvukuse periood), see-eest idapoolsed populatsioonid on sidusamad, stabiilsemad ja arvukamad (Kaczensky *et al.*, 2012; Pilot *et al.*, 2014; Hindrikson *et al.*, 2017; Lucena-Perez *et al.*, 2020). Viimastel kümnenditel toimunud ja jätkuv suurkiskjate tagasitulek Euroopa inim mõjulistes maastikesse on tehniliselt, sotsiaalselt ja poliitiliselt üks keerulisemaid ülesandeid looduskaitstes. Olulisemateks suurkiskjatega seotud murekohtadeks Euroopas on lisaks nende asurkondade madalale arvukusele ja geneetilisele mitmekesisusele ka looduslike elupaikade vähenemine ja killustumine, mis johtub piiriülese koostöö vähesusest populatsioonide kaitsmisel. Elupaikade hävimise ja vähenemise kõrval on küttimine (sh üle-, sala- ja valikküttimine) olnud üks olulisim põhjus suurkiskjate kadumisele või arvukuse tugevale langusele kõikjal Euroopas (Chapron *et al.*, 2014; Hindrikson *et al.*, 2017; Kuijper *et al.*, 2019). Praeguseks on endisaegne totaalne küttimine asendumas teaduslikult põhjendatud

säästlikuma jahikorraldusega. Seejuures on üheks kõige olulisemaks tegevuseks suurkiskjate kaitstes teaduspõhise ja soosiva avaliku arvamuse kujundamine. Eesmärgiks on elujõuliste asurkondade säilitamine ja liikide leviku laienemine ning inimeste ja suurkiskjate rahumeelne koosolemine.

Käesoleva kava eelnõu koostas OÜ Rewild; Jaanus Remm ja Maris Hindrikson. Kava eelnõu korrekture tegid Keskkonnaameti, Keskkonnaagentuuri ja Keskkonnaministeeriumi töötajad (sh liigikaitse komisjon). Kava koostamise käigus toimus kaks töökoosolekut ja kaks avaliku arutelu (sh kaasamise) koosolekut.

Suurkiskjate kaitse ja ohjamise tegevuskava koostamisel, koosolekutel ja aruteludes – nii omavahel kui üheskoos – osalesid:

Helen Arusoo	Rahvuslooma ümarlaud
Mario Kalvet	Eesti Kutseliste Mesinike Ühing
Laura Kiiraja	Rahvuslooma ümarlaud
Aleksander Kilk	Eesti Mesinike Liit
Laura Kokk	Kehtna Vallavolikogu
Raido Kont	Tartu Ülikool
Tõnis Korts	Eesti Jahimeeste Selts
Mati Kose	Eesti Loodusturismi Ühing
Leelo Kukk	Keskkonnaamet
Priit Kupper	lihtne jahimees
Marju Kõivupuu	Tallinna Ülikool
Marko Kübarsepp	Keskkonnaagentuur
Airi Külvet	Eesti Lihaveisekasvatajate Liit
Eleri Lopp-Valdmaa	MTÜ Eesti Suurkiskjad, Eesti Loodusturismi Ühing
Silvia Lotman	Eestimaa Looduse Fond, Eesti Keskkonnaühenduste Koda
Uno Luht	Keskkonnaamet
Asko Lõhmus	Tartu Ülikool
Villu Lükk	Transpordiamet
Tiit Maran	Tallinna Loomaaed
Peep Männil	Keskkonnaagentuur
Roland Müür	Rail Baltic Estonia
Liivi Plumer	Keskkonnaamet
Tanel Roht	Kärstna jahiselts
Bert Rähni	Eesti Loodusturismi Ühing
Aimar Rakko	Keskkonnaamet
Piret Remm	Rewild
Vallo Seera	Eesti Lamba- ja Kitsekasvatajate Liit
Ell Sellis	Eesti Lamba- ja Kitsekasvatajate Liit
Liina Steinberg	Eesti Loodusturismi Ühing
Eleonore Susi	Tartu Üliõpilaste Looduskaitsering, Eesti Keskkonnaühenduste Koda
Hanno Zingel	Keskkonnaministeerium
Aili Taal	Eesti Kutseliste Mesinike Ühing
Tõnu Talvi	Keskkonnaamet
Egle Tammeleht	Tartu Ülikool
Margo Tannik	Keskkonnaamet
Tanel Tiirats	Keskkonnaamet
Tõnu Traks	Keskkonnaministeerium

Kadi Trepp	Eesti Kutseliste Mesinike Ühing
Priit Vahtramäe	Eesti Jahimeeste Selts
Harri Valdmann	Tartu Ülikool
Rauno Veeroja	Keskkonnaagentuur

Kava koostajailt, suur-suur tänu teile kõigile!

2 Liikide bioloogia, levik ja arvukus

2.1 Hunt

Hunt (ka hall hunt) kuulub kiskjate seltsi (*Carnivora*) koerlaste sugukonda (*Canidae*). Fülogeneetiliselt on hundi lähimateks liikideks koiott (*Canis latrans*), šaakal (*C. aureus*), Etioopia hunt (*C. simensis*) ja Aafrika kuldhunt (*C. lupaster*; Gopalakrishnan *et al.*, 2018). Euraasias on hundid jagatud erinevatesse alamliikidesse, Euroopas leidub peamiselt alamliiki *C. lupus lupus*, aga Apenniini poolsaarel elutseb apenniini hunt (*C. l. italicus*; Montana *et al.*, 2017) ning Ibeeria poolsaarel ibeeria alamliik (*C. l. signatus*; Torres & Fonseca, 2016). Hunti ja kodukoera (*C. l. familiaris*) peetakse sõsartaksoniteks ning erinevad uuringud kinnitavad selget tänapäevaste koera- ja hundiliinide lahknemist (Freedman *et al.*, 2014; Skoglund *et al.*, 2015; Frantz *et al.*, 2016).

2.1.1 Levik ja arvukus

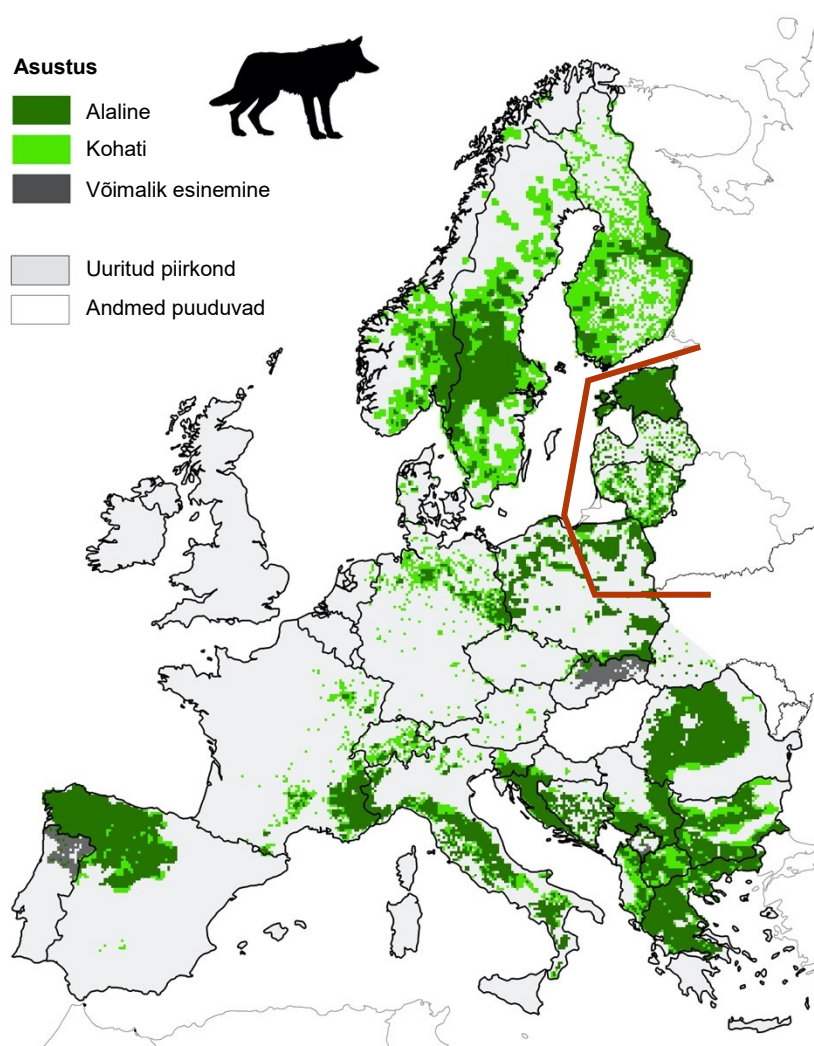
Hundil oli kõigist imetajatest üks ulatuslikumaid ajaloolisi geograafilisi levikuid (Ripple *et al.*, 2014; Szewczyk *et al.*, 2019), kuid 19. ja 20. sajandi jooksul toimunud liigi süsteemse vaenamise ja hävitamise tulemusel asustab liik tänapäeval vaid 68% oma ajaloolisest levilast (Ripple *et al.*, 2014). Eriti suuremahuline ja laiaulatuslik tagakiusamine Lääne- ja Kesk-Euroopas viis liigi taandumiseni peamiselt kaugete ja hõreda inimasustusega piirkondadesse ning killustunud populatsioonid säilisid vaid Portugalis, Hispaanias, Itaalias, Kreekas ja Soomes ning suuremate ning sidusamate populatsioonidena Euroopa idaosas (Balti, Dinaari-Balkani ja Karpaadi populatsioonid; López-Bao *et al.*, 2017). Alles viimasel viiel aastakümnel on Euroopas huntide vaenamine aegapidi asendunud nende kaitsmisega, mis on ära hoidnud mitmete populatsioonide täieliku väljasuremise alates 1970-ndatest (Chapron *et al.*, 2014; Hindrikson *et al.*, 2017). Seetõttu on viimasel paaril aastakümnel hundi levila Euroopas taas suurenenud, seda nii olemasolevate hundipopulatsioonide levila laienemise tõttu eri riikides kui ka vanade asustuspõhiste taasaustamise ja uute populatsioonide tekke (näiteks Kesk-Euroopa Lausmaa populatsioon) tõttu (Kuijper *et al.*, 2019). Siiski levib hundi suhtes endiselt laialt vaenulikkus ja negatiivne avalik arvamus, mis teevad liigi kaitsmise Euroopas keeruliseks (Chapron *et al.*, 2014; López-Bao *et al.*, 2017).

Hundi **Balti populatsioon** on Euraasia metapopulatsiooni osa, mille levikuala hõlmab Euroopa Liitu kuuluvast alast Eestit, Lätit, Leedut ning Poola kirdeosa (joonis 1) ning väljaspool EL-i Valgevene, Ukraina põhjaosa ning Venemaal Leningradi, Novgorodi, Pihkva, Tveri, Smolenski, Brjanski, Moskva, Kaliningradi, Kurski, Belgorodi ja Oreli oblasteid ning selle suuruseks on hinnatud 3600 isendit (Linnell *et al.*, 2008). Balti populatsiooni EL-osa arvukust hinnatakse kokku umbes 1700–2240 isendini (sigimiseas isendite arv; Boitani, 2018; LCIE ¹). Meie lähinaabritest elab Lätis umbes 400–500 hunti (Šuba *et al.*, 2021), Leedus umbes 300 (Hindrikson *et al.*, 2017) ja Poola põhjaosas umbes 267 (aastal 2012) kuni 1040 hunti (aastal 2018) (Diserens *et al.*, 2017; Boitani 2018). Venemaal, meie naaberaladel, on aastatel 2012–2019 loendatud Pihkva oblastis 222–446 hunti ². Eesti hundi asurkonna käekäik sõltub pikas perspektiivis olukorrast Venemaal (Hindrikson *et al.*, 2017), kus asub laiema piirkonna populatsiooni põhiosa. Seega on Venemaal toimuvad populatsiooniprotsesse oluline jälgida ja arvestada Eesti asurkonna seisundi ja perspektiivi hindamisel ning korraldamisel. Ametlike andmete alusel kütatakse Tveri ja Pihkva piirkonnas keskmiselt 206 hunti aastas, mis

¹ <https://www.lcie.org>

² <https://priroda.pskov.ru/vidy-deyatelnosti/vidy-deyatelnosti/ohrana-okruzhayushchey-sredy/ezhegodnyy-doklad-ob-ekologicheskoy-situacii-pskovskoy-oblasti>

moodustab asurkonna koguarvust 22,6% (Korablev *et al.*, 2020). Tveri ja Pihkva oblastis läbi viidud hiljutine huntide geneetiline uuring kinnitas eelmiste, väiksema mahuga uuringute tulemusi ning näitas, et sealne hundiasurkond on homogeenne, ilma geneetilise struktuursuseta ja geneetiliselt mitmekesine (Korablev *et al.*, 2020). Kogu Loode-Venemaa hundiasurkonna hinnatud suurus on aastatel 2013–2017 varieerunud vahemikus 4 100–5 900 isendit (Kolesnikov *et al.*, 2017).

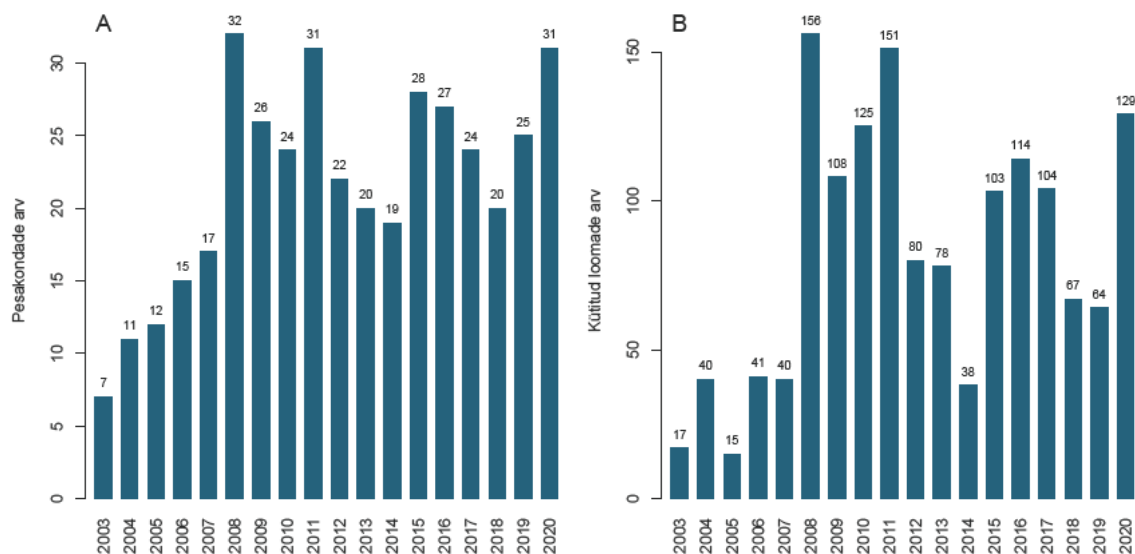


Joonis 1. Hundi levik Euroopas (märgitud rohelise ja tume halliga) vastavalt LCIE hinnangule aastal 2016³. Punase joonega on piiratud Balti populatsiooni EL osa.

Eestis on hundi arvukus möödunud sajandi algusest alates kõikunud väga suures ulatuses. Suuremad madalseisud on olnud 1930-ndatel ja 1960-ndatel aastatel, mil Eestis loendati vaid 10–20 isendit ning suurim kõrgseis oli 1950-ndate aastate keskel, mil loendati koguni 1 000 hunti (Kaal, 1983). Järgmine hundi arvukuse kõrgseis oli 1990-ndate aastate keskel, mil loendati *ca* 700 hunti ning sellele järgnes taas madalseis käesoleva sajandi algul. Aastatel 2002 ja 2003 oli hundi pesakondi Eestis vaid 9, millest kolm elas Läti piirialadel, mistõttu võib selle perioodi hundi sügisest arvukust (st vanaloomad koos poegade) hinnata umbes 75-le

³ <https://www.lcie.org>

isendile. Rakendatud küttemispiirangud viisid hundi arvukuse tõusule, kuni arvukus saavutas perioodi kõrgeima taseme aastal 2008, mil hinnati pesakondade arvuks 32 ja sügisene arvukus võis küündida ligi 300 isendini. Sellest aastast alates on arvukus tasapisi kõikunud ning aastal 2019 hinnati pesakondade arvuks 25, samas kui 2019/2020 jahihooajal lasti Eestis 65 hundi. Lätis seevastu näiteks kütiti samal hooajal ehk 2019/2020 jahihooajal 280 looma. (Veeroja *et al.*, 2020). Aastal 2020 hinnati pesakondade arvuks 31 (Veeroja *et al.*, 2021) ning samal jahihooajal (2020/2021) kütiti vastavalt ametlikule statistikale 129 hundi (joonis 2). Kuid neile lisaks oli 2 juhtumit, kui looma haavati, kuid ei saadud kätte ning 1 eriloaga kütitud nuhtlusisend.



Joonis 2. Hundi pesakondade arvu määrang (A) ja kütitud isendite arv (B) aastatel 2003–2020 (allikas: KAUR).

Talvel 2018/2019 viidi läbi Mandri-Eestis hundiasurkonna geneetiline uuring, mille teostasid Keskkonnaagentuur (KAUR) ja Tallinna Tehnikaülikool (TalTech)⁴. Hundi elupaikadest koguti kokku 329 huntide väljaheite proovi. Lisaks väljaheiteproovidele analüüsiti ka 58 koe-, 13 vere- ja süljeproovi ning oletatavalt huntide poolt murtud 32 lamba karvaproovi. Ekskrementidest ja süljeproovidest eraldatud DNA proove analüüsiti viies korduses, vere- ja koeproove kolmes korduses. Alleelide esinemissageduse arvutamiseks ning isendite identifitseerimiseks kasutati proove, mille puhul 17 uuritud mikrosatelliitlookusest vähemalt 11 lookust oli amplifitseerunud, nagu kirjeldatud Granroth-Wilding *et al.* (2017) poolt. Analüüsitud proovidest õnnestus 11 või enam lookust tuvastada vaid 25,2% proovi puhul (kokku 109), sealjuures ekskrementiproovidest vaid 19,1% (63 proovi) puhul. Isendite identifitseerimise käigus leiti 12 proovi, mille genotüübid kattusid täielikult ja 7, mille kattuvus oli osaline (erinevus kahe lookuse vahel oli ühes või kahes positsioonis). Kõik kattuvate genotüüpidega proovid tulenesid ekskrementidest. Kokku eristati eelmainitud kriteeriumite järgi 88 hundi (isendit).

Võttes arvesse vaid ekskrementiproovide tulemusi ja eeldades isendite sattumist valimisse vastavalt Poissoni jaotusele, on võimalik arvutuslikult hinnata valimisse mitte sattunud isendite

⁴ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/projektid/elme/hundi-arvukuse-geneetiline-uuring>

arv ning asurkonna kogusuurus. Vastavalt konservatiivsemale hinnangule (19 korduvvaatlust) saadi hundi asurkonna suuruseks vähemalt 65 isendit (95% usaldusvahemik: 59–78) ning vastavalt optimistlikumale hinnangule (12 korduvvaatlust) vähemalt 122 isendit (95% usaldusvahemik: 96–202; vt lisa 1). On oluline arvestada, et nende hinnangute usaldusvahemik on üsna lai (29–87% võrreldes keskväärtusega). Arvestades sellega, et lisaks ekskremendiproovide põhjal tuvastatud 43–50 isendile eristati koe-, vere- ja süljeproovidest veel 45 isendit, on selge, et ekskremendi proovide korduste põhjal saadud konservatiivne lähenemine selgelt alahindas populatsiooni üldsuurust ning suure tõenäosusega on ka hinnangu 122 isendit näol tegemist alahinnanguga, sest ekskremendiproovide kogumisel jäi osa Mandri-Eestist katmata (3–4 hundikarja territoorium) ning teadaolevalt oli proovide kogumine mõnevõrra agregeeritud (võrreldes juhujaotusega). Seni ei ole veel ka selge, kas õnnestunud (vähemalt 11 lookust tuvastatud) ja ebaõnnestunud proovide suhe oli piirkonniti sarnane või mitte.

2.1.2 Asurkonna koosseis

Hundi populatsiooni demograafilist struktuuri on Eestis võimalik praegu kirjeldada kütimisvalimite põhjal. Aastatel 2006–2020 kütitud isenditest oli alla aasta vanuseid keskmiselt 51,8% (37,4–64,7%), 2012–2020 kütitute aga 47,6% (37,7–57,7%). Ka Lätis on kutsikate keskmine osakaal kütimisvalimis olnud sarnane – 47,1% (Šuba *et al.*, 2021), Soomes mõnevõrra väiksem – 42% (Ronkainen & Kojola., 2005). Emaste huntide osakaal kütimisvalimis oli Eestis aastatel 2006–2010 juveniilide seas 46% ning vanemate isendite seas 35%, Soomes oli emaste osakaal raadiokaelustatud huntidest, kes uuringus osalesid (1998–2013) ja kelle ametlikuks surmapõhjuseks oli kütmine, 45% (Suutarinen & Kojola, 2017).

2.1.3 Elupaik ja kodupiirkond

Hunt on väga kohanemisevõimeline liik, kes asustab kõiki põhjapoolkera looduslikke maismaabiotoope (Ripple *et al.*, 2014). Euroopa metsavööndis asustavad hundid väga erinevaid elupaiku, võimalusel vältides suuremaid inimasulaid ja maanteid (Ordiz *et al.*, 2015; Kuijper *et al.*, 2019). Eestis on hundi madala arvukuse korral olnud asustatud vaid suuremad loodumassiivid, kuid arvukuse kõrgperioodidel ka suurema kultuurmaastike osakaaluga alad. Hundi elupaigavalik sõltub Eestis, nagu kõikjal hundi levila piires, olulisel määral saakloomade paiknemisest ja nende asustustihedusest (Zlatanova *et al.*, 2014). Jędrzejewski jt (2007) koostatud Euroopa ja Põhja-Ameerika kirjanduse ülevaates (42–66 °N) on näha, et hundikarjade kodupiirkondade suurus varieerub levila ulatuses väga suuresti, sõltudes peamiselt laiuskraadist ning saakloomade biomassist. Sarnase sõraliste biomass juures (100 kg/km²) olid hunditerritooriumid keskmiselt 140 km² laiuskraadil 40 °N, 370 km² laiuskraadil 50 °N ning 950 km² laiuskraadil 60 °N. Edela-Eestis aastatel 2004–2020 tehtud hundi elupaigauuringutest järeldub, et kodupiirkonna suurus varieerub suurusjärgus 800–1200 km² (Hundi elupaigakasutus ja toitumine, 2004–2020; KAUR⁵). Ühendades eelnimetatud laiuskraadid ja vastavad kodupiirkonna suurused regressioonivõrrandisse, saame eeldatavaks keskmiseks kodupiirkonna suuruseks Kesk-Eestis (58,5 °N) ca 900 km².

2.1.4 Sigimine ja sotsiaalsus

Hunt on karjalise eluviisiga territoriaalne loom. Hundikari koosneb tavaliselt sigivast paarist ja nende sama-aasta kutsikatest, vanemates karjades lisanduvad neile ka osad eelmise aasta kutsikad. Lisaks karjadele on asurkonnas ka territoriaalsed paarid, kes ei ole veel jõudnud sigima hakata ning üksikud hundid, kes on enamasti noored, vanemate territooriumilt hajuvad

⁵ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/suurkiskjad>

isendid (Mech *et al.*, 2003). Hundil, nagu ka paljudel teistel sotsiaalsetel kiskjalistel, kellest enamuse on territoriaalsed, mõjutavad asustustiheduse mustreid lisaks saakloomadele eelkõige koduterritooriumi, aga ka grupi suurus (Jędrzejewski *et al.*, 2007). Hundi levilas näitavad need kaks parameetrit olulisel määral geograafilist erinevust – hundikarjade territooriumid võivad ulatuda vähem kui sajast ruutkilomeetrist kuni mitmetuhande ruutkilomeetrini (Ballard *et al.*, 1998), olles suuremad hundi levila põhjapoolsetel aladel (vt ka ptk 2.1.3).

Hundid on monogaamsed loomad, paarid on püsivad ning poegade kasvatamisest võtavad osa mõlemad vanemad. Hundi jooksuaeg on meil enamasti jaanuari lõpus ja veebruaris ning pojad sünnivad maikuu (Kaal, 1983). Huntide generatsiooniajaks on 3–4 aastat (Skoglund *et al.*, 2015; Mech *et al.*, 2016). On ka leitud, et suur osa noori emahunte ei sigi ning sigimisea kõrgaeg saabub 5–7-aastaselt. Erandiks on uusi asualasid koloniseerivad populatsioonid, kus sigimisega saabub nooremana (Mech *et al.*, 2016). Mõlemast soost suguküpsed hundid lahkuvad tavaliselt sünnikarjast, moodustavad vastassoost ja teistest karjadest pärit hajuatega paari, valivad territooriumi ning saavad järglased (Mech, 2020). Soomes on olnud keskmine kutsikate arv talve alguses hundi esmasel sigimisel 3,4 ning korduval sigimisel 5,1 (Kojola, 2004). Eestis on 2008. aastast alates Keskkonnaagentuur jälginud Edela-Eesti hundipopulatsiooni reproduktiivsust ning üritanud võimalikult täpselt selgitada järglaste arvu erinevates pesakondades ning paralleelselt sellega ka karjade isendilise koosseisu suurust. Järglaste arvu pesakonnas selgitati erinevate välivaatluste käigus, kasutades selleks peamiselt rajakaamerate abi, paigutades viimased erinevate hundikarjade pesitsusterritooriumitele. Lisaks rajakaameratele kasutati muid üldtunnustatud välivaatluste meetodikaid. Käesolevaks hetkeks on Keskkonnaagentuuril kogutud andmed 43 pesitsuse kohta, kus oli võimalik määrata iga-aastane hundikutsikate arv pesakonnas. Samal aastal sündinud paljuaastane keskmine järglaste arv hundi pesakondades hilissuvisel perioodil augustis-septembris on mainitud piirkonnas **5,35** (vahemik 3–8 järglast; vaatlusalala suurus 7 500 km²; vaatlusaastad 2008–2021; n = 43 pesitsust). Soomes uuritud noorte huntide hajumine (ränded sünnikohast uute elupaikade otsinguil) näitas, et kuigi 53% raadiokaelusega huntidest liikus rohkem kui 800 km, asustati uued territooriumid enamasti vähem kui 200 km kaugusel endisest koduterritooriumist (Kojola *et al.*, 2009). Euroopas tehtud uuringu põhjal võivad hundipopulatsioonid üksteist geneetiliselt mõjutada (läbi isendite hajumise ja migratsiooni) kuni 850 km kauguselt (Hindrikson *et al.*, 2017). See on vahemaa, millest lähemal asuvad hundipopulatsioonid on üldjuhul geneetiliselt vahetult seotud. Eesti hundipopulatsioon on Venemaaga seotud migratsiooni vahendusel, kuid seos on ilmsete liikumisbarjääride (Peipsi ja Pihkva järved) tõttu pigem suhteliselt nõrk (Hindrikson *et al.*, 2013; Plumer *et al.*, 2016). Otseseid teateid huntide liikumisest üle Eesti-Vene piiri on vähe – siiski, 2021. aastal kütiti Leningradi oblastis Eestis raadiokaelustatud hunt. Seos Läti asurkonnaga on asurkondade geneetilise koosseisu alusel oluliselt tihedam (Hindrikson *et al.*, 2013) ning KAUR-i hundi telemeetrilise seire andmetel on igal aastal teada mitmed karjad, kes liiguvad mõlema riigi territooriumil.

2.1.5 Toitumine

Hunt on väga kohanemisvõimeline ja laia saagispektriga kiskja (Newsome *et al.*, 2016), olles põhjapoolkeral hirvlaste kõige olulisem kiskja (Ripple *et al.*, 2014). Euroopas on pea kõikjal põhilisteks hundi saakliikideks erinevad uluksõralised: punahirv (*Cervus elaphus*) on metskitse (*Capreolus capreolus*) ees hundi eelistatuim saakliik ning metssiga (*Sus scrofa*) ja põder (*Alces alces*) on hundi peamisteks saakliikideks aladel, kus punahirv ega metskits ei levi või on nende asustustihedus madal, nagu näiteks Itaalia ja Rootsi põhjaosas (Jędrzejewski *et al.*, 2002b; Mattioli *et al.*, 2011; Sand *et al.*, 2012; Špinkytė-Bačkaitienė & Pételis, 2012). Hundi spetsialiseerumine sõralistele järgib Euroopas geograafilist mustrit: põder ja põhjapõder (*Rangifer tarandus*) Skandinaavias, punahirv Kesk- ja Ida-Euroopas ning metssiga Lõuna-Euroopas.

Suurekaalulisema saagi kõrval toitub hunt pea igas piirkonnas metskitsest suhteliselt sarnase sagedusega (Zlatanova *et al.*, 2014).

Hundid on oportunistlikud ja kasutavad peamiselt kaht ökoloogilist kohanemisstrateegiat: (a) looduslikes elupaikades ja suure sõraliste arvukusega piirkondades toituvad nad peamiselt metsikutest sõralistest; (b) antropogeensetes maastikes ja madala looduslike suure kehaga sõraliste arvukusega piirkondades toituvad hundid kariloomadest, taimtoidust, väiksematest saakloomadest (väikesed sõralised, närilised) ning toidujäätmetest (Zlatanova *et al.*, 2014). Eestis on hundi peamiseks saakliigiks olnud nii metskits, metssiga kui ka põder. Saagieelistus tundub sõltuvat peamiselt nende liikide kättesaadavusest, st arvukusest ja paiknemisest (Valdmann *et al.*, 1998; Valdmann *et al.*, 2005). Lätis moodustavad hundi toidust (osakaal biomassist) hirvlased ja metssiga vastavalt 69,7% ning 22,6% ning kobras (*Castor fiber*) on sõraliste järel järgmine oluline saakliik, keda leidis 8,6% kütitud huntide magudes, moodustades 6,4% tarbitud biomassist (Žunna *et al.*, 2009).

Eestis on hundi toitumise ja elupaiga rakendusuuringud kestnud aastatel 2004–2020 ja seda 600–2 000 km² suurusel maa-alal Edela-Eestis Viljandi ja Pärnu maakonna piirialal. Sellest pikaajsest uuringust on näha, et 2018. aastast alates on uuritavas piirkonnas hundi toidus ülekaalukalt domineerima hakanud metskits ning põdra osakaal on oluliselt langenud (Kübarsepp, 2018). Hundi toitumises on seega alates 2010. aastast oluline muutus toimunud. Kui 2011. ja 2012. aastal oli metskitse osakaal hundi toidus pea olematu, 50–65% moodustas toidust põder ja 30–35% metssiga, siis 2010-ndatel toimunud metskitse populatsiooni drastiline arvukuse vähenemine ning 2014. aastal alanud sigade Aafrika katkust tingitud metssea asurkonna langus on alates 2013. aastast stabiilselt metskitse osakaalu hundi toidubaasis suurendanud (Kübarsepp, 2018). Aastatel 2017–2018 kogutud hundi väljaheidete analüüs ja võrdlus 1998. aasta andmetega näitas, et kuigi sõralised moodustasid valimis endiselt suurema osa hundi toidust, on oluliselt langenud põdra, metssea ja väikenäriliste ning jänestaste osakaal (Valdmann & Saarma, 2020).

2.1.6 Suremus

Hundi peamiseks suremusteguriks on Eestis kahtlemata küttimine, aga oma panuse annavad ka liiklusõnnetused ja kindlasti ka salaküttimine. Aastatel 2009–2018 toimus Eesti maanteedel huntidega teadaolevalt 18 liiklusõnnetust (Remm & Remm 2019). Aastatel 2015–2020 on hundiga seoses alustatud 8 vääртеomenetlust jahiseaduse § 50 alusel (jahiloata jahipidamine, st ebaseaduslik küttimine). Populatsiooni aastaseks küttimisväliseks suremuseks on meil varasemalt hinnatud umbes 20% (Männil & Kont, 2012). Rootsisis uuritud huntide surma põhjustest ilmnes, et 20-st hukkununa leitud hundist seitsme surma põhjus oli liiklus, neljal kärntõbi ning neljal salaküttimine (Mörner *et al.*, 2005). Soomes tehtud uuringutes on näidatud, et 28-st raadiokaelusega hundist hukkus koguni 50% esimesel sünniterritooriumilt lahkumise järgsel aastal (Kojola *et al.*, 2009). Hilisemas uuringus, mis keskendus peamiselt ebaseaduslikule küttimisele, leiti, et huntide suremus on Soomes väga suures osas inimtekkeline – huntide ellujäämise tõenäosus kõigub vahemikus 11–24% (kõrge ebaseadusliku küttimise tase) kuni 43–60% (ebaseaduslik küttimine puudub; Suutarinen & Kojola, 2017). Üsna sarnaseid tulemusi on leitud ka Lääne-Poolas ja hiljuti tekkinud Kesk-Euroopa Lausmaa hundipopulatsioonis läbi viidud uuringus (2001–2012), kus leiti, et 28-st hundist 65% hukkus liikluses, 35% salaküttimise läbi ja 7% haiguste (vt ka ptk 2.4.3) ja muude looduslike faktorite tõttu (Nowak & Mysłajek, 2016). Eestis on hundi küttimissurve olnud 2018. aastal 32% ning 2019. aastal 26%, samas kui potentsiaalseks juurdekasvumääraks on hinnatud pikema aja jooksul 40% (arvestatud on sügise arvukusega, st vanaloomad koos poegadeaga; Veeroja *et al.*, 2020). Lätis on legaalsest küttimisest tingitud viimase 20 aasta keskmine suremusmäär

37,2% olnud madalam asurkonna juurdekasvupotentsiaalset ning hundi arvukus on kasvanud (Šuba *et al.*, 2021).

2.2 Ilves

Ilves (Euraasia ilves) kuulub kiskjate seltsi kaslaste sugukonda (*Felidae*). Euroopas elab lisaks Euraasia ilvesele veel ohustatud Ibeeria ilves (*Lynx pardinus*), kelle arvukus on liigi kaitseprogrammide tulemusel viimase 20 aastaga tõusnud vähem kui 100 isendilt 360 isendini 2015. aastal⁶ ning 855 isendini aastal 2020⁷.

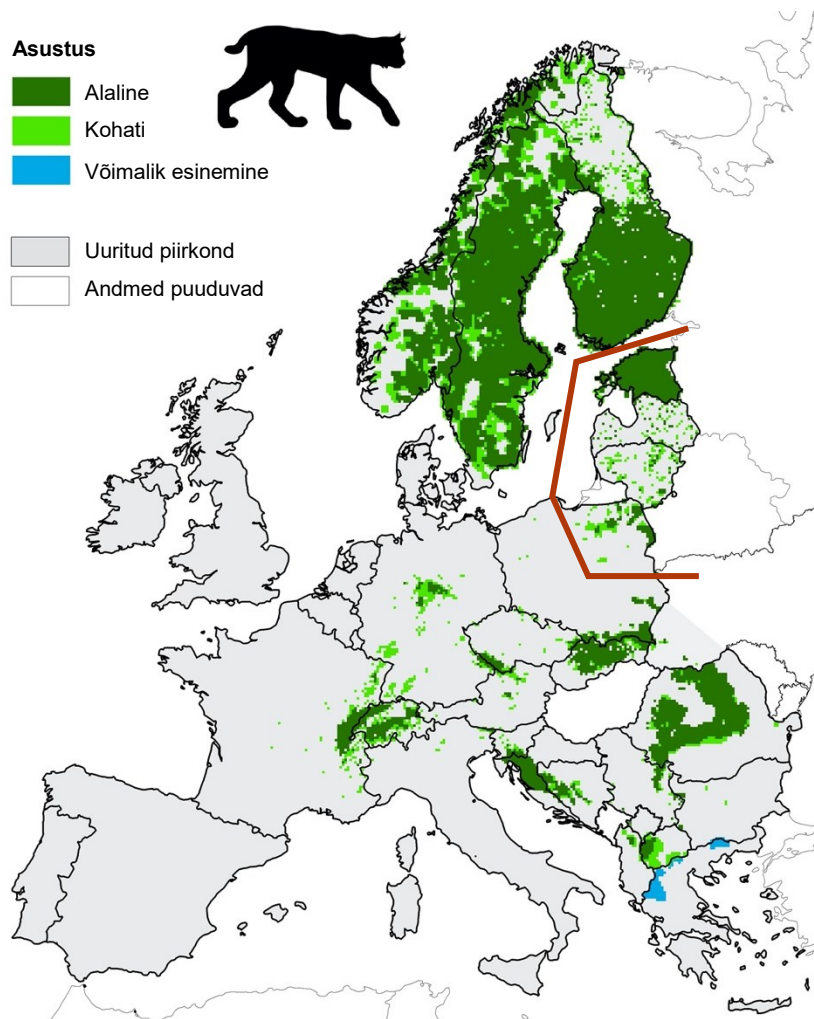
2.2.1 Levik ja arvukus

Inimtegevuse surve suurenemise tulemuseks Holotseeni jooksul oli Euroopas geneetiliselt struktureeritud, vaesunud ja eraldatud ilvesepopulatsioonide teke (Lucena-Perez *et al.*, 2020). Suurkiskjate vaenamise ja hävituse tulemusena langes Lõuna- ja Lääne-Euroopa ilvesepopulatsioonide arvukus 19. sajandil drastiliselt nii, et 20. sajandi alguseks oli liik Euroopa kesk- ja lõunaosas välja surnud, säilides vaid Karpaatides ja Balkani poolsaarel (Breitenmoser *et al.*, 2000; Rueness *et al.*, 2014; Lucena-Perez *et al.*, 2020). 20. sajandi teisel poolel hakkas liigi arvukus tänu asurkondade taastumisele ning reintrodutseerimise programmidele tasapisi suurenema ja areaal laienema ning praeguseks on ilves laialdaselt levinud nii Põhja- ja Ida-Euroopas kui ka metsastes regioonides Kagu- ja Kesk-Euroopas (Karpaadid, Balkanid, Dinaarid, Alpid, Jura ja Vosges'i mäestikud; Rodríguez-Varela *et al.*, 2016). Aastatel 1971–2018 on ilveseid 16 korral Kesk-Euroopas püütud reintrodutseerida, kuid enamik neist kordadest on olnud edutud (Mueller *et al.*, 2020). Hiljutises ülegenoomses uuringus (n = 80) tuuakse välja, et Euroopa ilvese populatsioonid on Aasia populatsioonidest isoleeritud ning populatsioonide tugevdamiseks oleks mõislik taastada kadunud asurkondade ühendus (Lucena-Perez *et al.*, 2020).

Ilvese **Balti populatsioon** kujutab endast Euraasia metapopulatsiooni osa, mis katab suhteliselt ühtlaselt levinuna Eesti, Läti, Valgevene ning Venemaal Leningradi, Novgorodi, Pihkva, Tveri ja Smolenski oblasti ning fragmenteerunud osapopulatsioonidena Leedu, Poola kirdeosa, Ukraina põhjaosa ning Kaliningradi oblasti alasid (Linnell *et al.*, 2008; Kaczensky *et al.*, 2012; joonis 3). Linnelli jt. (2008) järgi on populatsiooni suurus umbes 3400 isendit. Kaczensky jt. (2012) hinnangul koosnes Balti populatsiooni Euroopa Liidu (EL) osa 2012. aastal ca 1 600 sigimiseas loomast, millest suurem osa elab Eestis ja Lätis, veidi väiksemaks on Balti populatsiooni EL osa arvukuse hinnanud 2015. aastal Boitani jt (2015) – 1 200–1 550 isendit. Meie lähinaabritest elab Lätis ilveseid ametliku loenduse järgi üle 900 looma (Bagrađe *et al.*, 2016) ja Leedus umbes 162 looma (Balčiauskas *et al.*, 2020). Hiljutises, veel avadamata uuringus, uuriti genetiliste meetodite abil 561 Eesti-Läti ilvest (sh Eestist 290), kasutades 11 mikrosatelliitlookust ning tulemustest on näha, et Eesti ilvese asurkond on Läti populatsiooniga väga tihedalt seotud ning nende riikide asurkondade vahel takistused geenisiirdeks puuduvad (Tammeleht *et al.*, koostatav käsikiri).

⁶ http://www.iberlince.eu/images/docs/3_InformesLIFE/Informe_Censo_2017.pdf

⁷ <https://www.theguardian.com/environment/2020/oct/25/the-lynx-effect-iberian-cat-claws-its-way-back-from-brink-of-extinction>

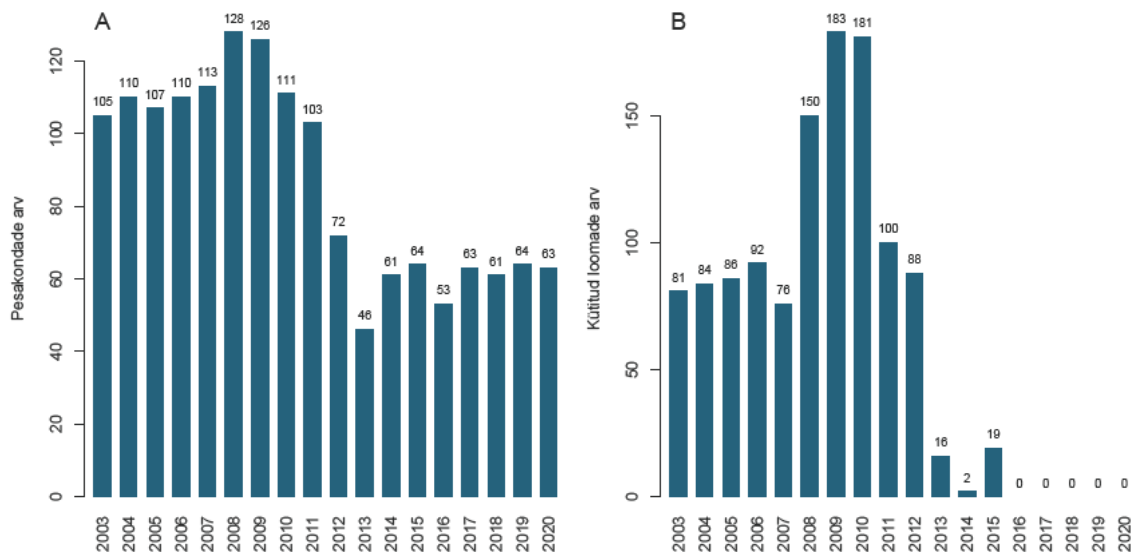


Joonis 3. Ilvese levik Euroopas (märgitud rohelise ja sinisega) vastavalt LCIE hinnangule aastal 2016⁸. Punase joonega on piiratud Balti populatsiooni EL osa.

Eestis oli ilvese arvukus madalseisus alates 19. sajandi lõpust ning aastast 1937 oli ilves looduskaitse all. Aastal 1966 loendati Eestis vaid 60 isendit. Alates sellest ajast suurenes ilvese arvukus pidevalt, saavutades maksimumi aastal 1998, mil kütitud isendite arvuks oli *ca* 220 looma aastas. Pärast 1998. aastat toimunud langus pöördus taas tõusuks aastast 2005, millest alates oli asurkonna sügisene arvukus kuni aastani 2010 umbes 700–850 isendit. Aastal 2013 aga kukkus ilvese pesakondade arv 46-ni ning alates 2014. aastast on pesakondade arv olnud vahemikus 53–64 (Veeroja *et al.*, 2020; joonis 4). 2020. aasta sügise seisuga on Eestis ilveseid 400–450 looma ja 63 pesakonda (Veeroja *et al.*, 2021). Viimaste aastate populatsiooni suhteliselt kehvast seisundist tõttu pole 2016/2017 kuni 2020/2021 jahihooaegadel ilveseid küttida lubatud. 2020/2021 lasti siiski ekslikult hundiks määratuna üks ilves ning ebaseaduslikult kütituna on leitud veel üks ilves. Jahipidamise kõrval on Eestis ilvese arvukuse dünaamikas toimuv väga tihedalt seotud ilvese peamise saakliigi metskitse arvukuses toimuvaga. Siinjuures on aga oluline tähele panna, et metskitse arvukuse muutused kajastuvad muutustena ilvese arvukuses olulise ajalise hiline misega. Eestis on metskits levila põhjapiiri lähedal, mistõttu liigi arvukus on sõltuvalt talvistest ilmastikutingimustest läbi aegade fluktuueerinud väga suures

⁸ <https://www.lcie.org>

ulatuses. Selle asjaoluga tuleb kindlasti arvestada ka ilvese arvukuse sihttaseme ja kasutusmahtude planeerimisel.



Joonis 4. Ilvese pesakondade arvu määrang (A) ja kütitud isendite arv (B) Eestis aastatel 2003–2020 (allikas: KAUR).

2.2.2 Asurkonna koosseis

Ilvese asurkonna struktuuri ei ole Eestis alusteaduslikult põhjalikult uuritud ja järgnevad arvud kajastavad seireandmetest saadud teadmisi. Kui aastatel 2006–2011 moodustasid juveniilid keskmiselt 30% (25–37) Eestis kütitud isenditest, siis 2012. aastal oli kutsikate (alla 1-aastased loomad) osakaal langenud 15%-le. Lätis moodustasid aastatel 1998–2006 küttemisvalimist 33,7% kutsikad, 12,4% 1-aastased ja 53,9% täiskasvanud loomad (Ozolinš *et al.*, 2007), kuid hilisemas uuringus on (2006–2015) 1-aastaste ilveste arv 1188-st loomast väga väike (3,2%), kutsikate osakaal seevastu 29,8% (Bagraade *et al.*, 2016). Siinjuures tuleb tähele panna, et kütmine võib olla selektiivne ning vanuseline jaotus kütitud loomade hulgas ei pruugi olla asurkonnaga samasugune.

2.2.3 Elupaik ja kodupiirkond

Euraasia ilves on maailma kõige laiema levikuga kaslane, tema levila ulatub Kesk-Euroopast Kaug-Idani ning tema elupaigad katavad mitmesuguseid elupaiku (mets, võsa, kõrb, kivised alad ja rohumaad) ja kliimavöötmel (Vahemereline, parasvööde, boreaalne, merepinnast 5 500 m-ni; Lucena-Perez *et al.*, 2020). Ilvesed väldivad intensiivse maakasutusega piirkondi ja valivad erinevad metsatüübid, milles on piisavalt suur sõraliste tihedus (Breitenmoser *et al.*, 2000; Müller *et al.*, 2014; Magg *et al.*, 2016). Eestis elab ilves kõikides metsaelupaikades.

Ilves on üksiku eluviisiga territoriaalne loom. Ilvese püsivad grupid kujutavad endast ema ja temaga koos olevaid alla aastaseid poegi. Suures meta-uuringus, kus võrreldi ilveste kodupiirkondi kümnes Euroopa piirkonnas, leiti, et isastel oli see keskmiselt 625 km² ning emastel 319 km² ning põhiliselt mõjutab ilvese kodupiirkonna suurust Euroopas saakliikide asustustihedus (Herfindal *et al.*, 2005). Samast soost täiskasvanud isendite kodupiirkonnad reeglina

ei kattu või kattuvad väheses ulatuses, kuid erinevast soost täiskasvanud isendite kodupiirkonnad võivad kattuda olulisel määral (Kowalczyk *et al.*, 2015).

Eestis on ilvese kodupiirkonda uuritud aastatel 2006–2017, mil selgus, et ilvese kodupiirkond varieerub vahemikus 124–676 km². Kõige suuremad kodupiirkonnad leiti aastal 2014, mil isastel oli kodupiirkonna suuruseks keskmiselt 676 km² ja emastel 492 km² (Kont *et al.*, 2015). Kodupiirkondade suurenemine oli tõenäoliselt tingitud toidubaasi märgatavast hõrenemisest ja ilvese arvukuse madalseisust, millest esimene tekitab vajaduse ja teine annab võimaluse territoriaalsetel isenditel liikuda suurematel aladel

2.2.4 Sigimine ja sotsiaalsus

Euraasia ilves on polügaamne üksikeluline liik, kes sigib hooajaliselt – paarid moodustuvad vaid sigimisperioodiks ning poegade kasvatamisega tegeleb vaid emasloom. Ilvese jooksuaeg algab Eestis enamasti veebruari lõpus, märtsi algul ning kestab umbes kuu aega. Pojad (1–4, tavaliselt 2–3) sünnivad enamasti maikuus ning on emaga reeglina koos kuni ema järgmise jooksuajani, mil pojad on saanud umbes 10–11 kuu vanuseks (Basille *et al.*, 2009). Poegade suremus esimese aluaasta jooksul on väga suur (ca 50%; Breitenmoser-Würsten *et al.*, 2007) ning selles mängivad peamiselt rolli looduslikud põhjused (nälgimine, haigused; Andrén *et al.*, 2006). Veidi alla aastasena algab poegade hajumine sünnialalt ning tulevased elupaigad leitakse ja koduterritoorium hõivatakse reeglina järgneva aasta jooksul (peamiselt kuni 1,5 aasta vanuseni; Samelius *et al.*, 2012). Kuigi umbes pooled emastest ilvestest on suguküpsed juba alla aasta vanuselt, ei ole nad veel poegade kasvatamiseks füüsiliselt valmis ning sigivad esmakordselt reeglina teise eluaasta lõpus (Breitenmoser-Würsten *et al.*, 2007). Eestis on ilvese keskmine poegade arv pesakonnas talvel kõikunud vahemikus 1,7–2,1.

Eestis 2008. aasta talvel Tipu ulukite uurimisalal (Pärnu mk, Saarde vald) raadiokaelusega varustatud kahest isasest ilvesekutsikast (Kont *et al.*, 2009) kütiti üks järgneval talvel 33 km kaugusel märgistamispaigast ning teist nähti 2011. aasta maikuus 115 km kaugusel märgistamispaigast Tartumaal. Samast piirkonnast saadi ka tema viimased koordinaadid enne saatja töö lakkamist 2008. aasta oktoobris ning loom kütiti samas piirkonnas 2012. aasta jaanuaris. Samal ajal raadiokaelusega varustatud 1-aastane emane ilves kütiti 2011. a talvel märgistamis kohast 43 km kaugusel Lätis, sealtsamast piirkonnast saadi ka tema viimased asukohapunktid 2008. aasta septembris. Norras on noorte ilveste hajumisulatus (kaugus ema kodupiirkonna keskpunktist uue kodupiirkonna keskpunkti) vastavalt emastel keskmiselt 47 km (3–215 km) ja isastel keskmiselt 148 km (32–428 km; Samelius *et al.*, 2012).

2.2.5 Toitumine

Ilves on Eesti suurkiskjatest kõige lihatoidulisem. Ta on oportunistlik suurkiskja, kelle peamised toiduobjektid valdavas osas Euroopast on väikest kuni keskmist kasvu sõralised (peamiselt metskits), moodustades 52–92% talvel tarbitud saakloomadest (Valdmann *et al.*, 2005; Molinari-Jobin *et al.*, 2007; Krofel *et al.*, 2011). Metskitse asemel võib peamiseks saakliigiks olla ka mägikits (*Rupicapra rupicapra*) ja punahirv (Odden *et al.*, 2006; Molinari-Jobin *et al.*, 2007). Skandinaavias on leitud, et suvises ilvese toitumises võib oluliselt suureneda lamba (*Ovis aries*) osakaal (Herfindal *et al.*, 2005; Odden *et al.*, 2006), mis on viinud suurte konfliktideni Norras. Sõraliste osakaalu varieerumine piirkonniti sõltub alternatiivsete saakliikide, peamiselt jäneste (*Lepus spp.*), olemasolust, kelle osakaal ilvese toidus kasvab lõunast põhja suunas (Jędrzejewski *et al.*, 1993). Eestis kütitud isendite maosisude analüüsi tulemused näitavad samuti metskitse domineerimist ilvese toidus, järgnevad jänessed ja rebane (*Vulpes vulpes*; Valdmann *et al.*, 2005). Eesti kaelustatud ilveste toitumisuuringute põhjal on ilvese peamiseks saakliigiks metskits (Kont *et al.*, 2016), teistest liikidest on nende saagiks olnud ka

valgejänes (*Lepus timidus*), kobras (*Castor fiber*), laanepüü (*Tetrastes bonasia*), rebane, sookurg (*Grus grus*) ja põder.

2.2.6 Suremus

Peamiseks suremuse põhjuseks Euroopas on ilvese puhul inimtekkelised põhjused – seaduslik ja ebaseaduslik küttimine ning liiklusõnnetused (kokku 54–97%; Ryser-Degiorgis, 2011). Eestis oli ilvese peamiseks suremusteguriks pikka aega küttimine, kuid alates 2013. aastast on ilveste tema madala arvukuse tõttu ametlikult kütitud väga vähe või üldse mitte. Lätis kütitakse ilvestest igal aastal ca 20–30% (Bagraade *et al.*, 2016), mis on veidi enam kui näiteks Bohemia metsa ökosüsteemis, kus ilvese ebaseadusliku küttimise määr on 15–20% (Heurich *et al.*, 2018). Asurkonna aastaseks küttimisväliseks suremuseks on Eestis hinnatud keskmiselt 13% (KAUR-i hinnang 21. sajandi esimeste kümnendite kohta). Rootsis, Norras ja Šveitsis on täiskasvanud ilveste peamiseks suremusteguriks salaküttimine – Skandinaavias moodustab ilveste suremus salaküttimise läbi hinnanguliselt 32–74% kogu suremusest (Andrén *et al.*, 2006), Poolas leiti aastatel 1991–2011, et ilvese inimtegevusest tingitud suremusest moodustab salaküttimine 67% (Kowalczyk *et al.*, 2015). Eestis salaküttimise sageduse kohta andmed puuduvad, kuid 2015. aastast on alustatud 4 väärtemenetlust seoses ilvese ebaseadusliku küttimisega (KeA järelevalve osakond). Aastatel 2009–2018 registreeriti Eestis 28 maanteeliikluses hukkunud ilvest (Remm & Remm, 2019) ning aastatel 2010–2020 on KAUR-i andmeil kärntõppe surnud teadaolevalt 14 ilvest (vt ka ptk 2.4.3).

2.3 Pruunkaru

Pruunkaru (järgnevalt ka lihtsalt karu) on kiskjate seltsi kuuluva karulaste (*Ursidae*) sugukonnas kõige laiemalt levinud liik ning on ohumäärangult IUCN-i punase nimestiku põhjal soodsas seisundis (LC) tänu Põhja-Ameerika, Ida-Euroopa ning mõningate Aasia populatsioonidele (McLellan *et al.*, 2017).

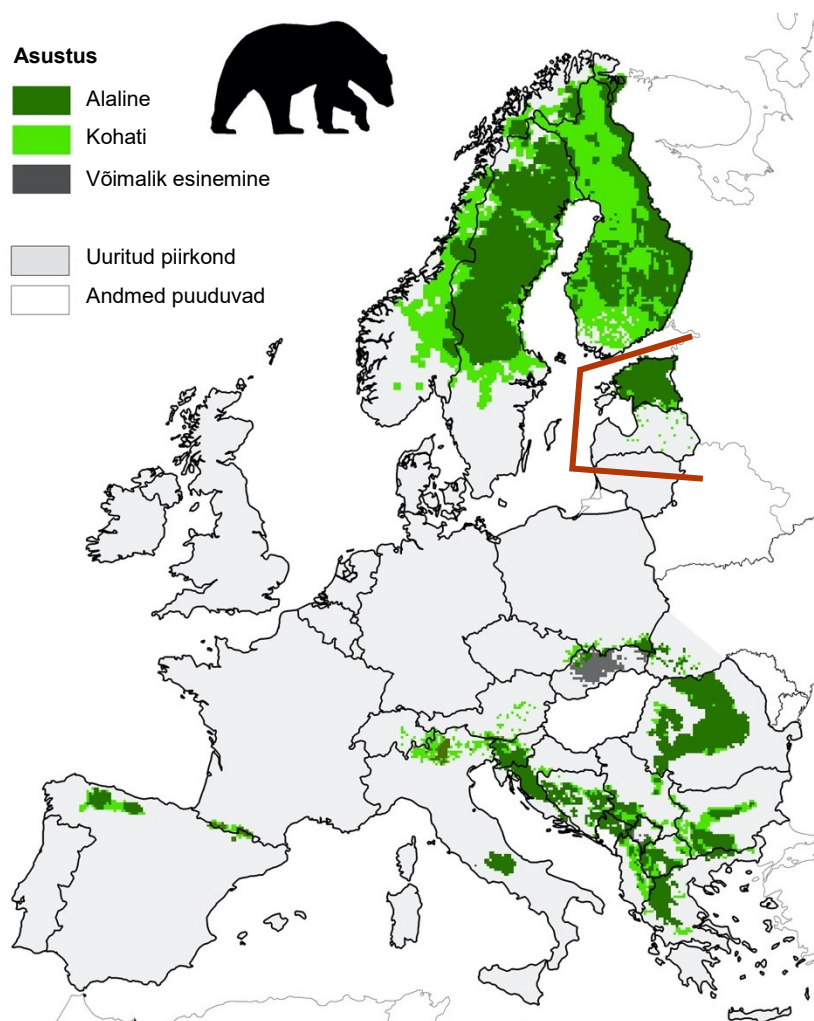
2.3.1 Levik ja arvukus

Euroopas on pruunkaru looduskaitse lipuliik, kelle näitel ilmestuvad suurepäraselt suurkiskjate kaitsega seotud probleemid ja konfliktid. Maapiirkondade majanduslik mahajäämus, liigi otsese vaenamise vähenemine ja planeeritud kaitsestrateegiad on peatanud üldise liigi arvukuse vähenemise ja toonud kaasa enamike populatsioonide taastumise. Samal ajal vähendavad ühiskonnagruppide valmisolekut karudega koos eksisteerida emotsioonid, mis on seotud ühelt poolt kariloomade ja vara kahjustamisega (Bautista *et al.*, 2017) ning teiselt poolt harva, kuid siiski ettetulevate rünnakutega inimestele (Bombieri *et al.*, 2019).

Kui viimasel Jääajal asustas pruunkaru kogu Euraasia kontinenti, siis tänapäeval asustab pruunkaru kontinenti Euroopa-osas vaid mõningaid isoleerunud piirkondi (Chapron *et al.*, 2014). Karu levikus on mänginud võtmerolli inimeste maakasutus ning liigi otsene tagakiusamine, kuid vähemtuntud tegurina ka Holotseenis toimunud kliimasoojenemine (Ripple *et al.*, 2013; Albrecht *et al.*, 2017). Pruunkaru praegune levila moodustab ca 68% liigi ajaloolise levila suuruselt (Ripple *et al.*, 2014). Praeguseks on karu levinud enam-vähem katkematu suure populatsioonina Skandinaavias, Soomes, Venemaal ja Eestis. Suuremad, kuid teineteisest isoleeritud populatsioonid on Karpaatides ning Balkanimaades ning lisaks neile leidub Euroopas veel mõni väike isoleeritud asurkond (joonis 5). Viimastel aastatel on pruunkaru taasustamas piirkondi, kus nad on ajalooliselt esinenud ning pruunkaru levila laienemine hetkel mitteamustatud piirkondadesse jätkub. Seda eriti Alpi, Kantaabria ja Pürenee populatsioonide puhul (sobivaid seni asutamata elupaiku vastavalt 58%, 36% ja 35%), vähem aga

Karpaatia ja Kesk-Apenniini populatsioonides, kus on vähe sobivaid seni asustamata elupaiku (vastavalt 6% ja 15%; Scharf & Fernández, 2018).

Pruunkaru on arvukaim suurkiskja Euroopas, kelle arvukus ulatus 2012. aastal 17 000 sigimiseas isendini (Kaczensky *et al.*, 2012). Hoolimata suurest arvukusest, on mõningad populatsioonid väikesed, isoleeritud ning kergesti mõjutatavad geneetilistest ja demograafilistest teguritest põhjustatud ohtudest (Chapron *et al.*, 2014; Boitani *et al.*, 2015). Pruunkaru kaitse ja ohjamine on erakordselt keeruline paljudes Euroopa osades ja seda mitmel põhjusel: (1) suuri metsiku loodusega liigile sobivaid alasid on Euroopas vähe ning (2) liik levib 22 riigis, mille kaitsemeetmed ja regulatsioonid on väga erinevad (Boitani *et al.*, 2015). Valdav enamus pruunkaru **Balti populatsiooni** EL osast on Eestis, vähesel määral levib karu ka Põhja-Lätis. Balti populatsiooni põhiosa asub Venemaal (Leningradi, Novgorodi, Pihkva, Tveri, Smolenski, Kaluuga, Moskva, Kaliningradi, Brjanski, Tuula, Kurski, Belgorodi ja Oreli oblastid) ning populatsiooni suuruseks on hinnatud 6 800 isendit (Linnell *et al.* 2008).

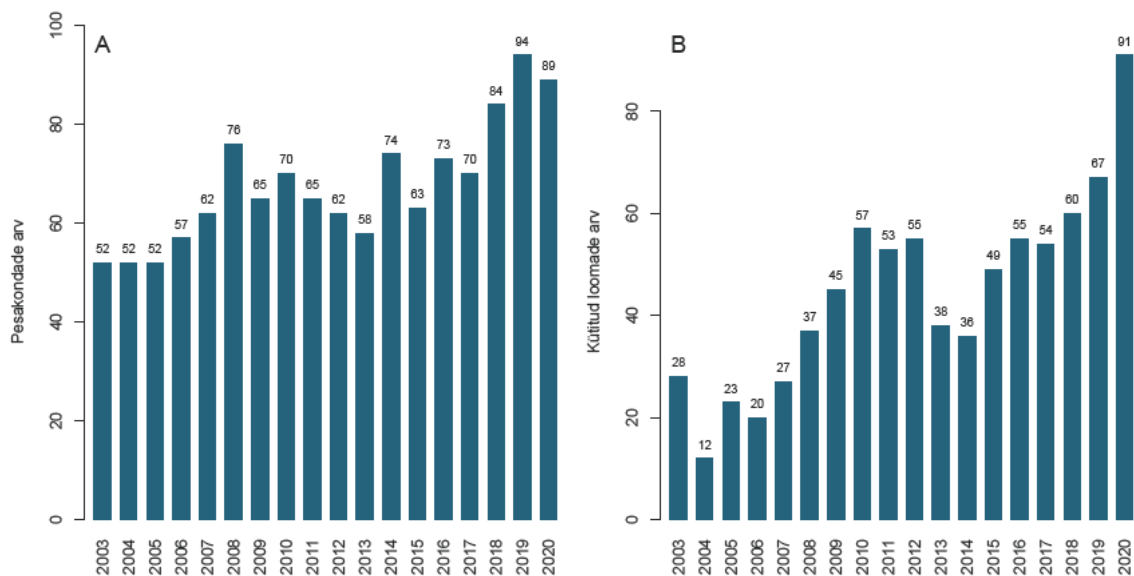


Joonis 5. Pruunkaru levik Euroopas (märgitud rohelse ja tumehalliga) vastavalt LCIE hinnangule aastal 2016⁹. Punase joonega on piiratud Balti populatsiooni EL osa.

⁹ <https://www.lcie.org>

Eestis on karu levinud üle kogu mandriala ning populatsiooni arvukuseks loetakse 900–950 isendit (sh vana- ja noorloomad, aastal 2020; Veeroja *et al.*, 2021). Eesti karud on osa suuremast Holarktilisest pruunkaru klaadist ning on geneetiliselt seotud (kuigi mitte väga tugevalt) Läti ja Vene asurkondadega (Korsten *et al.*, 2009; Tammeleht *et al.*, 2010; Keis *et al.*, 2013; Anijalg *et al.*, 2020). Kogu Balti populatsiooni suuruseks hinnatakse 6800 isendit (Linnell *et al.*, 2008).

Eestis hakkas karude arvukus langema 19. sajandi keskpaigast ning läbis väga tugeva demograafilise pudelikaela 1890–1940 (Anijalg *et al.*, 2020). Madala arvukuse aastatel (1920-ndatel) säilis karu asurkond 20–30 isendina (Kaal, 1980). Karu kaitse algas 1934. aastal, pärast mida hakkas populatsioon kasvama: 1950-ndatel loendati *ca* 40 isendit ja 1980. aastal *ca* 250 isendit. Alates aastast 1954 on olemas regulaarne jahindusstatistika koos loendusandmetega, mille põhjal näitab karu arvukus alates aastast 1957 pidevat tõusutrendi kuni 1990-ni, mil asurkond jõudis hinnanguliselt 800 isendini (Valdmann *et al.*, 2000). Alates 1990-ndatest on liigi arvukus olnud kuni tänaseni suhteliselt stabiilne. Aastatel 2002–2010 varieerus karu arvukus vahemikus 500–700 (sh noor- ja vanaloomad). Praegu on karu levinud kõikides Mandri-Eesti maakondades ning karu arvukuseks hinnati 2020. aasta suvise seisuga juba 900–950 isendit (Veeroja *et al.*, 2021). Aastal 2020 kütitati ametliku statistika järgi 91 karu (joonis 6). Neile lisaks kütitati ebaseaduslikult 1 isend (ekslükult metsseaks määratuna) ning haavati, kuid ei saanud kätte 1 isend (KeA, KAUR).



Joonis 6. Pruunkaru sama-aastaste poegade pesakondade arvu määrang (A) ja kütitud isendite arv (B) Eestis aastatel 2003–2020 (allikas: KAUR).

Hiljutises geneetilises Eesti pruunkarude populatsiooniuringus selgus, et Eesti karuasurkond jaotub kolme geneetilisse klastrisse, millest kahele on tõenäoliselt aluse pannud pudelikaela-järgsed isendid. Tuvastatavad on mitmed Vene piiri äärsed pruunkarude kontaktalad ning lisaks asub Vahe-Eesti metsaalal isasloomade põhja-lõuna suunaline liikumiskoridor (Anijalg *et al.*, 2020).

2.3.2 Asurkonna koosseis

Eestis oli 2020. aasta juhuvaatluste põhjal keskmine poegade arv pesakonnas 2,48, varasema nelja aasta (2016–2019) keskmine aga 2,33 (Veeroja *et al.*, 2020). Keskmise pesakonna suuruse muutust on arvatavasti mõjutanud vaatluste kvaliteedi paranemine. Nii on Rootsis tehtud raadiotelemeetrilised uuringud näidanud, et selliste uuringute alusel on pesakonnas olevate poegade arv suurem, kui juhuvaatluste (vähem teaduslik meetod) abil määratud isendite arv pesakonnas (2,26 vs 2,02). Vaatlustel määratud pesakonna suurused varieerusid (kevadised vaatlused määravad pesakonna suuremaks, talvised väiksemaks), kuid teaduslikke meetodeid kasutades sellist kõikumist ei esinenud (Zedrosser & Swenson, 2005).

Eesti karude populatsiooni vanuselise struktuuri kohta on vähe teada, kuna selektiivse küttimise tõttu ei peegelda küttimisvalim seda nii hästi kui hundil ja ilvesel. 2016–2017 aastal tehtud karu vanuse rakendusuuringu on emaseid ja isaseid loomi küttimisvalimis enam-vähem võrdselt (emaseid 37, isaseid 39), neist täiskasvanud isendeid (alates 3. eluaastast) 36 ning subadultseid isendeid vanuses 1–2 aastat 30. Emastest 17 oli viljastatud st, et antud isend oleks eeloleval hooajal tõenäoliselt poeginud (seda näitasid looma emakast leitud lootealged ja/või munasarjades olnud tiinuse kollaskehad).

2.3.3 Elupaik ja kodupiirkond

Plastilise elupaigavalikul (Luvsamjamba *et al.*, 2016) ja toitumises (Vulla *et al.*, 2009; Bojarska & Selva, 2012) ning hea liikuvus piiravad karu elupaigakasutust aktiivsusperioodidel spetsialist-liikidest oluliselt vähem (Tammeleht *et al.*, 2020). Karud asustavad Euroopas mitmekesiseid elupaiku, mis pakuvad piisavalt head toidubaasi, varjetingimusi ning on sobivad ka talvitumiseks (Swenson *et al.*, 2000) ning kõrgekvaliteediliste elupaikade omaduseks on ühelt poolt produktiivsed elupaigad ning madal inimtekkeline suremus (Peters *et al.*, 2015). Mudeldamise tulemusel on leitud, et Mandri-Euroopas on potentsiaalselt sobivat elupaika pruunkarule > 1 miljoni km², millest 37% on asustamata, sealjuures enim on kasutamata elupaika Alpi populatsiooni levialas (58%) vähim kasutamata elupaika on Balti pruunkarude populatsiooni alal (vaid 4%; Scharf & Fernández, 2018). Lisaks toidubaasile on väga olulised ka varjetingimused, kuna karud üldiselt väldivad aktiivse inimtegevuse, nagu linnade ja puhkekeskuste, lähedust (Nellemann *et al.*, 2007). Talvituvad karud väldivad lisaks sellele ka suuremate teede lähedust (Tammeleht *et al.*, 2020).

Rootsi lõunaosas, mis on suhteliselt lähedane meie looduslikele tingimustele, on karu keskmine kodupiirkonna suurus (95% MCP) täiskasvanud isastel 1 055 km² (314–8 264), täiskasvanud üksikutel emastel 217 km² (81–999) ja alla aastaste poegade emastel 124 km² (46–478). Kodupiirkonnad on oluliselt väikesemad karu kõrgema asustustihedusega aladel ja toidurikkamates elupaikades (Dahle & Swenson, 2003). Sloveenias on karu keskmisteks kodupiirkonna suurusteks mõõdetud 350 km² ning isastel on emastest neli korda suuremad piirkonnad (Jerina *et al.*, 2012). Eestis karu kodupiirkonna uuringuid tehtud ei ole.

2.3.4 Taliuinak

Hilissügisest kevadeni veedavad karud taliuinakus, mis on seotud nende kohastumusega elada üle talvine toiduvaene periood (Swenson *et al.*, 2000). Eestis jäävad karud taliuinakusse tavaliselt novembris ning väljuvad talipesadest järgmise aasta märtsist maini. Talipesad hülgevad esimestena täiskasvanud isakarud ning viimasena sama-aastaste poegade emakarud. Emakarud sünnitavad talipesades pojad ning veedavad nendega reeglina koos ka järgmise talve. Pruunkaru areali lõunapoolsemates piirkondades on karud aktiivsed aastaringselt (Swenson *et al.*, 2000). Pruunkarul on kindlad eelistused talvitusala osas. Ruumilise

mudeli põhjal asuvad sobivad talvitusalaad üsna ühtlaselt Eesti mandrialal, olles kõige sobilikumad Lääne- ja Ida-Virumaal ning kinnitades suurte metsaalade maapinna kõrguse olulisust talvitusala valikul. Talvitusaalade ruumilise mudeli põhjal oleks võimalik paremini planeerida metsamajanduskavade koostamist ning karu kaitset ja ohjamist, et tagada Eesti asurkonna jätkusuutlikkus, arvestades karu eelistusi talvitusala valikul. Pruunkaru tõenäosus talvipesa koha valikuks on oluliselt suurem aladel, kus on suurem kuuse osakaal ja mõnevõrra noorem puistu (Tammeleht *et al.*, 2020).

2.3.5 Sigimine ja sotsiaalsus

Karu on üksildase eluviisiga mitteterritoriaalne polügaamne loom, üks isane püüab samal hooajal viljastada mitut erinevat emast, paarid moodustuvad vaid jooksuajaks ning poegade kasvatamisega tegeleb vaid emasloom. Mõlemast soost isendite kodupiirkonnad kattuvad teiste, mõlemast soost isendite kodupiirkondadega (Dahle & Swenson, 2003).

Võrreldes teiste meie suurkiskjatega, on karu juurdekasvupotentsiaal väike seoses tema hilise suguküpsuse ja pikemate sigimisvaheliste tsüklitega. Karu jooksuaeg kestab Eestis enamasti mai lõpust juuli alguseni. Pojad (1–5, tavaliselt 2–3) sünnivad enamasti detsembri lõpus, jaanuari alguses, ema taliuinaku ajal. Pojad on emaga koos reeglina kuni ema järgmise jooksuajani, mil pojad on saanud umbes 1,5 aasta vanuseks. Niisiis järeldub, et karud poegivad reeglina kahe aasta tagant. Rootsisis toovad emakarud oma esimese pesakonna ilmale keskmiselt 4,4 aasta vanuselt, keskmine sündidevaheline aeg on 2,4 aastat ning poegade keskmine arv pesakonnas on 2,4 (Swenson *et al.*, 2000).

Noorloomade hajumine toimub soopõhiselt st, et filopatrilised emased loovad kodupiirkonna pigem oma sünnipiirkonna alale või selle lähedale ning isased hajuvad oma ema kodupiirkonnast (Støen *et al.*, 2006). Püsivad karude grupid koosnevad emast ja tema kuni 1,5-aasta vanustest poegadest (Dahle & Swenson, 2003). Pruunkarul esineb nii lühi- kui ka pikamaa hajumist (Støen *et al.*, 2006) ning raadiotelemeetrilised uuringud on näidanud, et esineb isastel-põhinevat hajumist, milles noored isasloomad emigreeruvad sagedamini ja kaugemale, kui emased noorloomad (Støen *et al.*, 2006; Zedrosser *et al.*, 2007). On leitud ka, et emaliini kaudu lähisuguluses olevad isendid, kelle kodupiirkonnad kattuvad, võivad moodustada ajutisi grupe (Støen *et al.*, 2005). Ajutised grupid moodustuvad ka sigimispaaridest ajavahemikul mai lõpust juuli alguseni.

2.3.6 Toitumine

Pruunkaru on oportunistlik kõigesööja, tüüpiline omnivoor, kes tarbib mitmesugust toitu, k.a. antropogeense päritoluga toitu, kogu oma geograafilises levialas, kuid eelistab erinevate taimede vilju. Toiduressursside jaotus, kättesaadavus ja kvaliteet mõjutavad karude paljunemisedukust (Beckmann & Berger, 2003) ja mitmeid muidu elukäigu omadusi (McLellan, 2011), karude asustustihedust (Naves *et al.*, 2006) ning inimese-karu konflikte. Karu toitumise suurte kohalike erinevuste tõttu on karude toitumisharjumusi piirkonniti raske üldistada.

Kuigi pruunkaru toitumist on põhjalikult uuritud, on enamik uuringuid läbi viidud liigi levila põhjaosas ja vähese inimhõlme aladel (vt. ülevaadet Bojarska & Selva, 2012). Euroopas on sõralised eriti tähtsad toiduobjektid karu jaoks kevadel ning põdra osakaal on karu toidus väga oluline – suuremahulises karu toitumist vaatlavas meta-uuringus leiti, et karu oli põdra olulisim kiskja, põhjustades keskmiselt 23% põdrapopulatsioonide looduslikust suremusest. Karu toitumises oli nähtav väga selge põhja-lõunasuunaline muster – sõraliste proportsioon karu toidus tõuseb jahedamate aasta keskmiste temperatuuridega (Niedziałkowska *et al.*, 2019). Hoolimata geograafiliselt kaugete karupopulatsioonide toitumisharjumuste suurtest erinevustest, on leitud, et enamuses populatsioonides tarbivad karud olulisel määral sipelgaid (*Formicidae*;

Vulla *et al.*, 2009). Sipelgad moodustavad mõnes Euroopa asurkonnas hooajaliselt ühe kolmandiku toidu energiasisaldusest (Ciucci *et al.*, 2014; Stenset *et al.*, 2016, Keis *et al.*, 2019).

Järjest rohkemates asurkondades muutub oluliseks lisa söötmine ja jäätmed. Sloveenias on leitud, et lisa sööt võib olla karude jaoks olulisim toidukategooria, moodustades 34% aastasest toidust saadavast energiakogusest (mais 22% ja raibe 12%; Kavčič *et al.*, 2015). Karud harjuvad kergesti inimese antava kunstliku söödaga ning sellega seoses ka inimestega, mistõttu võivad sellistest loomadest kergesti saada probleemsed ehk nuhtlusisendid. Imetajatest on Eesti karu toidust leitud koduveist (*Bos taurus*), metskitse, kodusiga (*Sus domestica*), metssiga ja kährikkoera (*Nyctereutes procyonoides*; Vulla *et al.*, 2009). Vähemalt koduveis ja kodusiga olid karu toiduks olnud jäätmete näol.

2.3.7 Suremus

Eestis on vanemate kui aastaste karude peamiseks suremusteguriks küttimine. Näiteks 2019. jahihooajal kütiti 67 karu ning 2017–2019 aasta küttimissurveks on olnud ligi 8%. Küttimissurvet on varasematel aastatel ülehinnatud seoses karu puudulikest vaatlusandmetest tingitud arvukuse alahinnanguga (Veeroja *et al.*, 2020). Aastal 2020 kütiti 92 karu, mis teeb küttimissurveks pisut üle 10% (Veeroja *et al.*, 2021). Aastatel 2009–2018 registreeriti Eestis 22 liikluses hukkunud karu (Remm & Remm, 2019) ning alates 2015. aastast on alustatud 4 vääртеomenetlust seoses karu ebaseadusliku küttimisega jahiseaduse § 50 (jahiloata jahipidamine) alusel (KeA järelevalve osakond). Haigused ning parasiidid ei ole Eestis teadaolevalt olnud karu surma põhjuseks, kuid tuleb arvestada, et andmed loodusliku suremuse ja noorloomade suremuse kohta on puudulikud.

2.4 Suurkiskjate koht ja seosed ökosüsteemis

Kõik Eesti suurkiskjad on tippkiskjad, kelle rolli ökosüsteemis on sõltuvalt liigist vähem või rohkem uuritud (Valdmann *et al.*, 2005; Herfindal *et al.*, 2005; Jędrzejewski *et al.*, 2007; Elmhagen *et al.*, 2010; Kaartinen *et al.*, 2010; Chapron *et al.*, 2014; Ripple *et al.*, 2014; Nowak *et al.*, 2017; Newsome *et al.*, 2017). Käesolev peatükk annab Eesti olusid arvestades ülevaate suurkiskjate olemasolevatest või lähiajal prognoositavatest seostest ökosüsteemis.

2.4.1 Kiskja-saakloom suhted

Hunt, ilves ja pruunkaru on toiduahelas tippkiskjad, kellel looduslikud vaenlased puuduvad. Suurkiskjate mõju saakloomadele on uuritud palju. Hundi ja ilvese toidus on olulisimal kohal sõralised (Jędrzejewski *et al.*, 2002, 2012; Valdmann *et al.*, 2005; Nowak *et al.*, 2011; Mattioli *et al.*, 2011; Zlatanova *et al.*, 2014; Newsome *et al.*, 2016) ning sõraliste populatsioonidele keskendub ka valdav osa kiskluse mõju käsitlevatest uuringutest. Euroopas on karu toidus sõraliste osakaal oluliselt väiksem (Vulla *et al.*, 2009), kuigi põhja-poolsetes piirkondades võib karu kisklus moodustada põdravasikate suremusest siiski märkimisväärse osa (Ståhlberg *et al.*, 2017). Ilves mõjutab peamiselt metskitse arvukust, aga ka rebase oma (Elmhagen *et al.*, 2010; Ripple *et al.*, 2014). Vt ka suurkiskjate toitumise kirjeldusi, ptk 2.1.5, 2.2.5 ja 2.3.6.

Saakliikide asurkondade seisund on üks olulisemaid tegureid, millest sõltub suurkiskjate käekäik (Wolf *et al.*, 2016). Olulisim saakliik ilvesele on metskits. Hundi peamised saakliigid on metskits, metssiga ja põder. Karu peamiste toiduobjektide hulka meie ulukimetajad ei kuulu, kuid põder, metskits, metssiga ning punahirv on vähema tähtsusega toiduobjektideks (Vulla *et al.*, 2009; Keis *et al.*, 2019). Tagamaks pikemas perspektiivis nii kiskjate kui ka nende saakliikide elujõuliste asurkondade säilimine, on ülimalt oluline, et saakliikide ohjamise ja

kaitse planeerimisel arvestatakse kiskjatetega ning kiskjate asurkondade ohjamist ja kaitse puudutavate otsuste ja eesmärkide seadmisel saakliikidega (Apollonio *et al.*, 2017). Sõraliste asurkondade juurdekasvu ja küttimehahtude määratlemisel Eestis on olemasolevate teadmiste baasil ka seni arvestatud jahivälise loodusliku suremusega, millest olulise osa moodustab kisklus. Saakloomade asurkondade seisundi hinnangud on esitatud lähtuvalt KAUR-i 2020. aasta ulukiseire aastaaruandest (Veeroja *et al.*, 2020; tabel 1).

Aastal 2020 oli **metskitse** asurkond suurkiskjate vajadusi arvestades väga heas seisus. 2019. aasta jahihooajal kütiti Eestis kokku 31 032 metskitse, mis on läbi aegade suurim ühe jahihooaja vältel kütitud metskitsede arv, moodustades kõikidest 2019. jahihooajal kütitud jahilukitest üle 36%. **Metssea** arvukus vähenes drastiliselt aastatel 2015–2018 seoses sigade Aafrika katku (SAK) puhanguga, kuid on stabiliseerunud ja tänaseks hakanud taas tõusma (Veeroja *et al.*, 2020). **Põdra** asurkond on hetkel pigem langustrendis ning 2019. aastal on põdra suhteline asustustihedus vähenenud 2018. aastaga võrreldes 12,5% (arvukuse muutuse hinnang; Veeroja *et al.*, 2020). Põdra arvukuse langetamine on olnud eesmärgipõhine ning seotud peaaesjalikult tema tekitatud metsakahjustuste piiramise vajadusega. **Punahirve** arvukus on kõrge Saare- ja Hiiumaal ning suureneb tasapisi ka Lätiga piirnevatel aladel Pärnu-, Viljandi- ja Valgamaal, aga ka teistes maakondades (Veeroja *et al.*, 2020).

Tabel 1. Eesti suurkiskjate olulisemate saakliikide (sõraliste) arvukus KAUR-i andmeil.

Liik	Arvukuse hinnang Eestis, 2020	Arvukuse muutus, 2015–2020
Metssiga	7 000–8 500 isendit	Alguses langev, hiljem tõusev
Põder	ca 11 000 isendit	Alguses langev, hiljem stabiilne
Metskits	130 000–140 000 isendit	Alguses tõusev, hiljem stabiilne
Punahirv	ca 8 200 isendit (75% Saare- ja Hiiumaal)	Stabiilne, fluktuueeruv

Peale sõraliste on suurkiskjate saakloomade hulgas üsna sageli ka kobras, jänessed, rebane, kährikkoer jt keskmise suurusega ja väikeulukid. Nende liikide arvukuse trendid on enamusest liikidest suhteliselt stabiilsed, kuid esineb ka tugevate fluktuatsioonidega liike (nt pisiimetajad). Erinevalt suurimetajatest on väiksema kehasuurusega liikide arvukuse hinnangud märksa puudulikumad.

Keskmise suurusega kiskjate arvukuse regulatsioon. Suurkiskjate ning väiksemate kiskjate ökoloogilised suhted on keerukad, ulatudes vastastikusest soodustamisest kuni otsese alla-surumiseni (sh gildisisene kisklus). Suurkiskjate-poolne keskmise suurusega kiskjate nn ülevalt alla (ingl: *top-down*) reguleerimine võib toimuda nii otsese tapmisena kui ka mitteletaalsetel viisidel: konkureerimine samadele ressurssidele või kaudselt käitumist ja elupaigavalikut mõjutades. See võib omakorda pidurdada keskmise suurusega kiskjate juurdekasvu (Ripple *et al.*, 2013; Prugh & Sivy, 2020).

Analüüsid andmeid Põhja-Ameerikast, Euroopast ja Austraaliast, on leitud, et tippkiskjate mõju keskmise suurusega kiskjatele suureneb tippkiskjate asualade madala arvukusega äärealadelt kõrge arvukusega tuumikaladeni (Newsome *et al.*, 2017). Tippkiskjate leviala jätkuv ülemaailmne vähenemine võib soodustada seega keskmise suurusega kiskjate populatsioonide suurenemist, muuta ökosüsteemi struktuuri ja soodustada bioloogilise mitmekesisuse vähenemist. Teine tegur, mis võib piirata tippkiskjate allasuruvat mõju keskmise suurusega kiskjatele, on inimtegevus, mis tihtipeale muudab tippkiskjate asurkonna sotsiaalset struktuuri ja

stabiilsust (Wallach *et al.*, 2009). Sellised mõjurid summutavad ülalt-alla arvukuse kontrolli ja viivad ökoloogilise seisundi muutumiseni alt-üles (ingl: *bottom-up*) reguleeruva süsteemina. Tulemusena tõuseb keskmise suurusega kiskjate arv (Newsome *et al.*, 2017). Näiteks on pakutud, et šaakali levila laienemise Euroopasse on käivitanud tugev jahisurve hundile ja hundi piirkonniti väljaküttimine (Krofel *et al.*, 2017a).

Skandinaavias on gildisene kisklus, mil suurkiskjad küll murravad väiksemaid kiskjaid või teisi suurkiskjaid, kuid ei söö neid, üldjuhul madal. Näiteks Soomes hinnati hiljutises uuringus huntide hukkumisvõimalust gildisese kiskluse läbi 1%-le (Suutarinen & Kojola, 2017). Arvatavasti on rebase, ilvese ja hundi omavahelised suhted (toitumine, käitumine) keerukamad, kui suurel skaalal näivad, kui kasutada vaid kiskjate olemasoluga seotud andmeid (Wikenros *et al.*, 2017). Hundi ja ilvese kiskluse mõju kährikkoerale on kaudselt uuritud Poolas, kus kährikkoerte suremusest 27% moodustas kisklus, millest omakorda 7% (st kokku ca 2%) põhjustas hunt (Kowalczyk *et al.*, 2009). Eestis tehtud mitmetele tähelepanekutele tuginedes võib arvata, et vähemalt lokaalselt võib hunt kährikkoera arvukust oluliselt vähendada, soodustades sellega paljude kährikkoera mõjutatavate liikide juurdekasvu. Rebase ja kährikkoera madalam arvukus vähendab ka koerlaste nakkuslike viirushaiguste, nagu näiteks marutõbi, koerte katk ja koerte parvoviirus, ning parasitooside, nagu näiteks kärntõbi, levikut (vt ka ptk 2.4.3). Rebase ja kährikkoera madalam arvukus mõjub soodsalt ka kaitsealuste maaspesitsevatele linnuliikidele, kellele röövlussurve on käesoleva aja uuringute alusel väga suur (Kaasiku & Rannap, 2019).

Suurkiskjad võivad keskmise suurusega kiskjate arvukust ka soodustada, sest tihtipeale on hundi ja ilvese saakloomade korjused lisaressurss mitmetele teistele liikidele. Eestis tehtud ilvese uuringute käigus on täheldatud ilvese murtud metskitsede söömist hundi, metssea, rebase, kährikkoera, metsnugise (*Martes martes*) ning erinevate lindude poolt. Hundi ja ilvese murtud saakloomad võivad olla elutähtsaks alternatiivtoiduks paljudele liikidele rasketel talvedel, kui põhitoidu (näiteks pisinärilised) kättesaadavus on sügava lume tõttu raskendatud.

2.4.2 Tugiliigid

Suurkiskjad on maakera ökosüsteemide väga oluliseks osaks. Lisaks elustiku rikastamise seisukohast oluliste liikidena on nad ka väga olulised toiduahelate mõjutajad, suutes mõju avaldada nii taimtoiduliste liikide ja keskmise suurusega kiskjate arvukusele kui ka nende käitumisele (Dalerum, 2013).

Suurkiskjad mõjutavad olulisel määral oma saakliikide (peamiselt uluksöraliste) arvukust ning selle kaudu ka otseselt põdra ja metskitse kahjustusi metsamajandusele. Põdra puhul on peamiseks arvukuse reguleerijaks üldjuhul siiski jahindus, vähem hunt. Hunt saab muutuda põdra arvukuse oluliseks reguleerijaks siis, kui hundikarjadel lastakse saavutada loomulik ökoloogiline struktuur ning isendite hulk karjas on piisav selleks, et põtru murda.

Metskitse juurdekasvu limiteerijana on jahimeeste kõrval olulised ka ilves ja hunt, aga ka ilmastik. Näiteks 2010. ja 2011. aasta talved olid erakordselt lumerohked, mille tõttu langes oluliselt meie metskitse populatsiooni arvukus (Veeroja *et al.*, 2020). Metskitse tekitatud kahjustused metsakultuuridele suurenevad tema kõrgarvukuse perioodidel ning aastatel 2014–2019 oli näha selgelt nii metskitse kahjustustega seotud metsaekspertiiside arvu kui ka kahjustatud pindala suuruse järkjärguline suurenemine (Veeroja *et al.*, 2020). Hundi ja ilvese kisklus mõjutab oluliselt metskitse juurdekasvu kiirust ning sellest tulenevalt vähendab metsakahjustuste hulka tema arvukuse tõusu perioodidel.

Metssea arvukuse peamiseks reguleerijaks on olnud jahindus ning suurkiskjatest on vaid hunt olnud lokaalselt teatud aegadel oluline. Samas on jahimeeste huvi olnud hoida metssea

arvukust ning juurdekasvumäära püsivalt kõrge. Viimasel viiel aastal on metssea arvukuse olulisim määraja olnud sigade Aafrika katk – väga suure suremusega viirushaigus, mis levis Eestisse Läti kaudu Valgevenest 2014. aastal.

Kopra arvukuse reguleerijana ja tema tekitatud kahjustuste vähendajana võivad Eestis tehtud tähelepanekute alusel olla olulised nii hunt kui ilves. Kindlasti suureneb see mõju perioodidel, mil peamised saakliigid (eriti metskits ja metssiga) on madalseisus ning kiskjatel tekib vajadus alternatiivsete saakliikide järele.

2.4.3 Nakkused

Kõik suurkiskjad kannavad ja levitavad parasiite ja muid nakkuseid, mis on ohtlikud nii suurkiskjaile endile, teistele liikidele ökosüsteemis kui inimesele.

Kärntõbi. Praegu saab pidada ainsaks parasiidiks, kes võib mõjutada hundi asurkonna juurdekasvu, kärntõve tekitajat süüdiklesta (*Sarcoptes scabiei*), kes on viimastel aastatel Eesti hundi populatsioonis laialt levinud. Kui 2017. aastal leiti kärntõbe pooltes hundikarjades, siis 2019. aastal oli sagedus Eestis langenud 30%-ni. Kärntõve peamisteks edasikandjateks on rebase ja kährikkoerad, kelle arvukuse oluline suurenemine langeb ajaliselt kokku metsloomade marutaudivastase vaktsineerimisega (Süld *et al.*, 2014). Rebase ja kährikkoera arvukuse järsku suurenemist pärast metsloomade marutaudivastast vaktsineerimist on täheldatud paljudes Euroopa piirkondades (Goszczyński *et al.*, 2008; Bombik *et al.*, 2014). Kärntõbi ei põhjusta ise peremeeslooma surma, kuid nõrgestab organismi ja loob sellega eeldused teisteks infektsioonideks. Nakatunud isendi otseseks surma põhjuseks on suur energiakadu, toidupuudus, alajahtumine või sepsis, mille tõttu organid lakkavad töötamast. Ka Lätis on kärntõbi huntide seas levimas alates 1990-ndatest ning sellest ajast on kärntõve levik suurenenud (Ozoliņš *et al.*, 2017b).

Üsna tõsist kärntõve levikut hundipopulatsioonis on hiljuti kirjeldatud ka Skandinaavias, kus leiti 10% 145 hundist seropositiivsus (Fuchs *et al.*, 2016). Ibeeria hundil (n = 88), ilmnes 20% line kärntõve seropositiivsus (Oleaga *et al.*, 2015). Eestis oli 2019. aastal eelneva aastaga võrreldes kärntõve levik hundiasurkonnas taas suurenenud, nakatunud isendeid on kütitud või hukkunud huntide seas ca 22% ning karju 31%, kuid selle haiguse levik ei ole siiani silmnähtavalt hundi sigimisedukust mõjutanud. Sellest võib järeldada, et erinevalt rebasest ja kährikkoerast, aga ka ilvesest, ei ole see hundi suremustegurina oluline (Veeroja *et al.*, 2020).

Eesti ilvesepopulatsioonis on kärntõbi levinud juba kümmekond aastat – 2010. aastal avastati kaks esimest nakatunud looma ning aastal 2011 veel neli (Jõgisalu & Männil, 2011). Kuna ilvesed on üksiku eluviisiga loomad, siis saavad nad eelpoolmainitud nakkushaigused enamasti rebastelt või kährikkoertelt, mitte liigikaaslastelt. Seega toimub kärntõve leviku suurenemine gildi-sisese võistluse tõttu (hunid ja ilvesed tapavad kährikuid ja rebaseid). Białowiežas, Poolas on samas leitud, et üksiku eluviisi tõttu ei levi ka nakkushaigused ilvese populatsioonis sedavõrd laiaulatuslikult, kui sotsiaalsema eluviisiga loomadel (sh paljud koerlased; Kołodziej-Sobocinska *et al.*, 2014).

Marutaud. Oluliseks ohuks on hundipopulatsioonidele koerad, kes võivad olla erinevate patogeenide kandjad ja levitada haigusi. Näiteks koerte parvoviirus, marutaud ja koerte katk, mis võivad olla ohtlikud nii metsloomadele kui ka inimestele (Knobel *et al.*, 2014). Euroopas oli varem laialt levinud kõikidele imetajatele, sealhulgas ka inimesele, nakkav ning peremehe surmaga lõppev viirushaigus marutaud, mille edasikandjaks on olnud peamiselt rebase (Müller & Freuling, 2018). Hoolimata asjaolust, et nelja aastakümne jooksul on marutaud tänu edukale metsloomade suukaudsele vaktsineerimisele enamuses Euroopa riikidest kõrvaldatud, ei ole marutaudi oht Eestis siiski kadunud, sest haigus levib Ida-Euroopas ja Venemaal (Baker

et al., 2019). Eestis alustati ulukite marutaudivastase vaktsineerimisega aastal 2005 ning viimastel aastatel on avastatud vaid üksikud metsloomade marutaudijuhtumid riigi idapiiri lähedal. Alates 2013. aastast on Eesti ametlikult marutaudivaba riik. Samas on marutaudi taaspuhkemise oht Eestis püsivalt suur, kuna Venemaal on see haigus jätkuvalt laialt levinud (Shulpin *et al.*, 2018).

Koerlaste katkuviirus, mis on väga nakkav ning haigestunud loomadele väga tõsiste tagajärgedega haigestumist põhjustav viirus (hingamis-, seede- ja närvisüsteemi kahjustav; Martella *et al.*, 2008), on levinud koertel ja huntidel paljudes Euroopa riikides ning Portugalis on seda haigust kohalikule hundipopulatsioonile potentsiaalselt ohtlikuks peetud (Conceição-Neto *et al.*, 2017). See viirus võib olulisel määral kahjustada hundi asurkonda, olles eriti ohtlik kutsikatele ja noorloomadele. Näiteks USA-s Yellowstone'i rahvuspargis olid aastatel 1999, 2005 ja 2008 laialt levinud koerte katkupuhangud, mille jooksul kohalike hundikarjade kutsikate elulemus langes 13%-ni ning kogu asurkond vähenes 30% võrra (Almberg *et al.*, 2010).

Parvoviirus on teine koerlastele ohtlik viirus, mis on väga nakkav ning selle olemasolu on Euroopa huntidel tuvastatud peamiselt Lõuna-Euroopas – Hispaanias, Portugalis ja Itaalias (Miranda *et al.*, 2017; Oleaga *et al.*, 2018).

Helmindid. Eestis on huntidelt leitud kokku 13 helmindiliiki, nende hulgas ka inimesele eluohtlik ehhinokokk-paeluss (*Echinococcus granulosus*; Moks *et al.*, 2006). Eestis on ilvestelt leitud kokku 7 helmindiliiki (Valdmann *et al.*, 2004b) ja Lätis 6 (Bagraade *et al.*, 2003). Eestis on karudelt leitud 2 liiki soole helminte (E. Moks & I. Jõgisalu, avaldamata andmed), Rootsist uuritud 50 karul ning Poolas 12 karul helminte ei leitud (Mörner *et al.*, 2005; Borecka *et al.*, 2013). Ilveselt ja karudelt on Eestis leitud ka keeritsusse perekonnast *Trichinella* (ilvese nakatumus 58–69%; Malakauskas *et al.*, 2007; Pozio *et al.*, 1998).

Leišmanioos. Uuematest haigustest võib nimetada ka leišmanioosi, mille põhiperemeheks on kodukoer, levikut Euroopas. Näiteks Hispaanias läbi viidud uuringus (2008–2012) testitud 102 hundil leiti leišmanioos 33% juhtudest (Oleaga *et al.*, 2018).

2.5 Suurkiskjate uuritus Eestis viimasel kümnendil

2.5.1 Uuritus

Aastatel 2012–2020 on alusuuringuid teostatud peamiselt (1) pruunkaru geneetikas, sh populatsiooni struktuur, demograafilised protsessid ning fülogeograafia (Keis *et al.*, 2013; Anijalg *et al.*, 2018; 2020) ning (2) elupaigakasutuses (Tammeleht *et al.*, 2020) ja (3) toitumises (Keis *et al.*, 2019) ning (4) hundi geneetikas, sh geneetiline mitmekesisus, populatsiooni struktuur ning hübriidiseerumine koertega (Hindrikson *et al.*, 2012; 2013; 2017; Plumer *et al.*, 2016). Välja on töötatud lammaste murdmise puhul murdjaliigi kindlaksmääramise meetoodika (Plumer *et al.*, 2018). Täieliku ülevaate Tartu Ülikooli osalusel valminud suurkiskjatega seotud publikatsioonidest saab Tartu Ülikooli Terioloogia õppetooli lehelt¹⁰. Lisaks neile on Eestist kogutud andmeid kasutatud teistes rahvusvahelistes alusteaduslikes uuringutes ja analüüsid. Nende hulgas on ülevaated suurkiskjate arvukuse ja leviku muutustest Euroopas (Chapron *et al.*, 2014), hundi-koera ristanditega seotud probleemidest Euroopas (Salvatori *et al.*, 2020, Donfrancesco *et al.*, 2019), suurkiskjate ja karu kahjustustest (Bautista *et al.*, 2019, 2017), lammaste murdmisest suurkiskjate poolt (Gervasi *et al.*, 2021), karude rünnakutest inimesele

¹⁰ <https://www.zoologia.ut.ee/et/oppetoolid/terioloogia-oppetooli-publikatsioonid>

(Bombieri *et al.*, 2019) ning ilvese Balti populatsiooni seisundist ja geneetilisest struktuurist (Ratkiewicz *et al.*, 2012; 2014; Schmidt *et al.*, 2021).

Suurkiskjate rakenduslikke uuringuid korraldavad suures osas KeA ning KAUR. Alusuuringuid on rahastanud ka Eesti Teadusfond ja Eesti Teadusagentuur. Järgnevalt antakse ülevaade peamistest Eestis aastatel 2012–2021 tehtud suurkiskjate seirest ja rakendus-uuringutest. Need on leitavad ka KAUR-i veebilehel¹¹ ning siin dokumendis ära toodud kokkuvõtlikult alljärgnevalt. Peamiselt on rakendusuuringuid läbi viidud kolmes suuremas valdkonnas: (1) hundi ja ilvese elupaik, territoriaalsus ja toitumine (ilvese puhul 2011–2017 ning hundi puhul 2013–2020), (2) suurkiskjate kahjustused, sh hundi osakaal lammaste murdmisel ja maastiku tsoneerimine hundi hoiu- ja ohjamisaladeks ning (3) demograafia, sh erinevad geneetilised uuringud, mis kajastavad nii hundi populatsioonistruktuuri kui ka kütitud suurkiskjate vanuselist koosseisu.

Aastatel 2012–2021 valminud alus- ja rakendusuuringud

Elupaik, toitumine

- Hundi elupaiga kasutus ja toitumine (2013–2020)
- Ilvese territoriaalsus ja toitumine (2011–2017)

Kahjustused

Lammaste murdmine

- Suurkiskja tekitatud kahjustuste ekspertiisi tulemuste parandamine murdja DNA analüüsi abil (2016)
- Huntide ja koerte osa lammaste murdmisel Eestis – kiskjaliigi tuvastamiseks sobiliku meetodika väljatöötamine ja rakendamine (2013)

Ohjamisalad

- Suurkiskjate ohjamisalade loomise otstarbekus ja võimalused, (2014)
- Maastiku tsoneerimine erineva hundi ohjamisintensiivusega aladeks (2013)

Demograafilised uuringud

- Geneetiliste meetodite kasutamine Eesti hundipopulatsiooni demograafilistes uuringutes, (2012–2015)
- 2011 ja 2012. aastal kütitud suurkiskjate vanused
- Kütitud hundi ja karu vanused (2016–2017)
- Hundiasurkonna suuruse geneetiline uuring (2020)

Aastatel 2012–2021 on kaitstud suurkiskjate teemal kaks doktoritööd

- 2013 Marju Keis, *Brown bear (Ursus arctos) phylogeography in northern Eurasia*, Tartu Ülikool;
- 2016 Maris Hindrikson, *Grey wolf (Canis lupus) populations in Europe with an emphasis on Estonia and Latvia: genetic diversity, population structure and -processes, and hybridization between wolves and dog*, Tartu Ülikool.

Peale selle on suurkiskjate parasiitide teemal kaitstud üks doktoritöö:

- 2016. aastal Leidi Laurimäe, *Echinococcus multilocularis and other zoonotic parasites in Estonian canids*, Tartu Ülikool.

¹¹ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/suurkiskjad>

2.5.2 Seire

Kasutusel olev suurkiskjate seire baseerub valdavalt jahimeeste kogutaval informatsioonil. Seiretegevusi koordineerib ja informatsiooni koondab KAUR, samuti teostab KAUR andmete analüüsi ja aruandlust. Vajadusel viiakse läbi või tellitakse kolmandalt osapoolelt täiendavad uuringud. Eesti seadusandlusest johtuvalt on jahipiirkonna kasutaja kohustatud teostama ulukite seiret oma jahipiirkonna piires igal aastal.

KAUR-i iga-aastastes seirearuannetes esitatakse järgnev info: (1) ulukiasurkonna seisundi kirjeldus; (2) ulukiasurkonna seisundi muutus; (3) ulukiasurkonna seisundi prognoos ja ohutegurid; (4) ulukiliigi soovituslik küttimehaht ja -struktuur. Kesksed parameetrid, mida jälgitakse on: liigi sigiva asurkonna levik, arvukuse trend, pesakondade arv, ilvese ja karu pesakonna suurus, asurkonna demograafiline struktuur ja juurdekasvunäitajad, kahjustuste ulatus ja levik ning nakkuste (eriti kärntõve) levik. Seireandmete analüüsi käigus eristatud pesakondade arvust tuletatakse asurkonna sügisene, st sigimishooaja järgne üldarvukus ning vajadusel kevadine, st jahihooaja järgne arvukus. Seiremetoodikas on järgitud Euroopa, eriti Fennoskandia suurkiskjate seire praktikat ja kogemust. Jahimeeste kogutava informatsiooni (sh jäljevaatlused, üksikisendi- ja pesakonnavaatlused, fotod jne) edastamisel KAUR-le kasutatakse laialdaselt Eesti Jahimeeste Seltsi (EJS) arendatud JAHIS infosüsteemi vahendeid, kuid võib kasutada ka muid kanaleid (sh paberil kiri, e-post). Asurkondade arvuliste näitajate esitamisel ei ole siiani välja toodud määrangute usalduspiire.

Kasutuseloleva suurkiskjate seire metoodika detailne kirjeldus on esitatud lisa 2.

3 Seos inimesega

Suurkiskjate ja inimeste suhted on olnud läbi ajaloo täis vastuolusid, nii ka tänapäeval. Raske on leida tänapäeva muutuvates ja üha suurema inimõjuga maastikes tasakaalupunkti hundi ja kariloomade vahel, samuti on hunt sõraliste osas konkurendiks jahimeestele. Karu põhjustab enim probleeme mesinduses. Ilvese puhul on otseseid konfliktsituatsioone ilmselt kõige harvem, kuid metskitse madala arvukuse korral võib avalduda konkurents jahimeestega ning sellega seotud tagajärjed. Kõik suurkiskjad on olulised jahiliigid, aga ka väärtuslikud loodusturismi objektid. Kultuuris ja rahvapärimuses on kõigil kolmel suurkiskjaliigil märkimisväärne koht.

3.1 Koht kultuuris

Suurkiskjatel on olnud oluline osa rahvapärimustes, nad on olnud ka kultusloomad. Kaisukarud on paljude laste arengus mänginud olulist rolli. Samas on suurkiskjad olnud toidukonkurendid küttidele, murdnud talumeeste kariloomi ning rünnanud ka inimesi endid (tänapäeval väga harva), mistõttu on neid aastasadu taga kiusatud ning püütud kõikvõimalike vahenditega hävitada. Alles viimastel aastakümnetel on peamiselt teadusuuringute tulemusel hakatud hindama suurkiskjaid kui olulist komponenti ökosüsteemis, samuti väärtustama neid loodus- ja jahiturismi objektidena. Perspektiivis nähakse suurkiskjaid valdavalt mitte vaid loodusressursina ja kaitsealuste maastike sümbolitena, vaid pigem meie igapäevamaastike pärisosana inimese igapäevaste toimetuste kõrval.

Aastal 2018 valiti hunt 26 organisatsiooni osalusel ja toetusel Eesti rahvusloomaks¹². Selle algatusega juhiti tähelepanu hundi tähtsusele looduses ja olulisusele tervikliku ökosüsteemi indikaatorina. Samuti väärtustatakse ja edendatakse hundi kohta Eesti kultuuris ja teaduses.

3.2 Kütmine

Kütmine, sh nii legaalne kui ebaseaduslik kütmine on elupaikade hävimise kõrval olnud üks olulisim põhjus suurkiskjate kadumisele kõikjal Euroopast (Chapron *et al.*, 2014; Hindrikson *et al.*, 2017; Kuijper *et al.*, 2019). Praeguseks on endisaegne populatsioonide struktuuri ja seisukorda mitteametlik, totaalne kütmine asendumas teaduslikult põhjendatud säästlikuma jahipidamise korraldamisega. Eesmärgiks on elujõuliste asurkondade säilitamine ja liikide leviku laienemine.

Nii hundi, ilvese kui ka karu jahitrofeed nahk ja kolju on rahvusvaheliselt (CIC - International Council for Game and Wildlife Conservation) hinnatavate jahitrofeede nimestikus. Jahitrofee või selle müügist saadav tulu on arvukuse reguleerimise vajaduse kõrval oluline suurkiskjate kütamise motivaator.

Kütmine on kõige olulisem suremustegur kõigi kolme suurkiskjaliigi puhul. Kütmissurve on kütitud isendite hulga ja asurkonna üldarvukuse suhe, mida väljendatakse protsentides. Eestis on legaalne kütmissurve aastatel 2016–2020 olnud hundil 26–47% ja karul *ca* 7–10% ning ilvest ei ole neil aastatel legaalselt kütitud (KAUR). Ilvese kütmissurveks on Lätis hinnatud 20–29% (Bagraade *et al.*, 2016) ning hundi kütmissurveks keskmiselt 37,2 % (Šuba *et al.*, 2021). Soomes on hundi kütmissurve 4–21% (Suutarinen & Kojola, 2017).

3.3 Loodusturism

Suurkiskjad on oma karismaatilise, samas varjatud eluviisi poolest aina enam moderniseeruvates ja linnastuvates Euroopa maastikes olulised loodusturismi objektid. Kõige sagedasemaks turismiobjektiks on neist ilmselt pruunkaru, keda meelitatakse vaatluskohtadesse kunstliku sööda jm peibutistega näiteks Horvaatias, Sloveenias ja Soomes (Penteriani *et al.*, 2017), aga ka Eestis. See-eest Eesti kolmest suurkiskjaliigist on turistidele kõige atraktiivsem ilmselt ilves.

Eestis on suurkiskjatega seotud turismiharu hakanud jõudsamalt arenema alles viimasel aastakümnel ning selle potentsiaali on hinnatud väga kõrgeks (Sepp, 2017). Hunt ja ilvest saab turistidele eksponeerida peamiselt nende tegevusjärgede vaatlusel, hunt ka ulgumise imiteerimisega lähedalolevatel huntidel esilekutsutud vastuulgumise kuulamisel. Karu puhul on levinud peibutatud isendite vaatlemine. Eestis on rajatud kümnekond turistidele mõeldud karuvaatlusonni.

Loodusturism ja selle harrastamine toob endaga kaasa ka märkimisväärset tulu, mis võib ületada kordades jahindusest saadavat kasu. Näiteks Lääne-Euroopas on hinnatud, et Harzi mäestikku suuresti sinna asustatud ilvese tõttu külastavad turistid toovad Saksa riigile aastas

¹² https://et.wikipedia.org/wiki/Eesti_rahvusloom

sisse hinnaguliselt 8–13 miljonit naela aastas¹³. Kanada Briti Columbia provintsis on hinnatud, et karuvaatlustest saadav tulu ületab jahist saadavat tulu 11–12-kordselt¹⁴.

Suurkiskjate loodusturismil on positiivne mõju inimese teadlikkuse tõstmisel suurkiskjatest, samuti on see alternatiiv jahiturismile. Samas on loodusturism seotud võimalike probleemide ja ohtudega, nagu näiteks karu lisasöödaga harjumine (Kojola & Heikkinen, 2012) ning hundi ja ilvese poegimisaegsed häiringud, millega tuleb selle loodusturismi majandussektori arendamisel ja reguleerimisel kindlasti arvestada. Et tuua Eestis esile rohkem loodusturismi positiivset mõju, on oluline ja vajalik loodusgiide võimalike ohtude ja probleemide vältimise eesmärgil rohkem koolitada ning koostada ka vastavad juhendmaterjalid.

3.4 Kahjustused

Konfliktid inimeste ja suurkiskjate vahel toovad kaasa vastuolusid kiskjate kaitses kogu maailmas. Selle konflikti keskmes on peamiselt kariloomade murdmine suurkiskjate poolt, mis põhjustab inimeste vastureaktsioonina vaenamist ja isegi salaküttimist. Põhilised suurkiskjatega seotud kahjud saab jaotada kaheks: (1) hundi poolt koduloomade, sh nii kariloomade kui koerte murdmine ning (2) karu poolt koduloomade murdmine ja mesilate rüüste. Euroopas hüvitatakse suurkiskjate põhjustatud kahjusid umbes 28,5 miljoni euro ulatuses aastas. Aastatel 2005–2012 oli Euroopas keskmine kulu ühe asurkonnas oleva isendi kohta aastas 2 400 eurot hundi, 700 eurot ilvese ja 1 800 eurot karu puhul (Bautista *et al.*, 2017; 2019). Seejuures Eesti vastavad väärtused olid hundil 595 eurot, ilvesel 4 eurot ja karul 27 eurot ühe asurkonna isendi kohta. Kahjustustega seoses tuleb siiski silmas pidada, et üldjuhul eelistavad suurkiskjad looduslikke saakloomi. Janeiro-Otero jt (2020) leidsid 119 hundi 27-st riigis teostatud toitumisuuringus, et isegi juhul, kui kariloomi on palju, valivad hundid 65% juhul saagiks metslooma. Üle-Euroopalisel uuringus (Gervasi *et al.*, 2021) leiti positiivne seos hundi arvukuse ja hundi murtud (kompenseeritud) lammaste vahel.

Euroopas tehakse igal aastal *ca* 3 200 karukahju sissenõuet, millest 59% on seotud kariloomade murdmisega, 21% mesilate rüüsetega ning 17% põllumajandusrüüsetega. Enim kahjunõudeid toimub Vahemeremaades ning Ida-Euroopa riikides. Eesti on üks väikseima kahjunõuete hulgaga riike, 0,1 kahjujuhtumit karu kohta aastas, suurimaks on Norra (8,5; Bautista *et al.*, 2017).

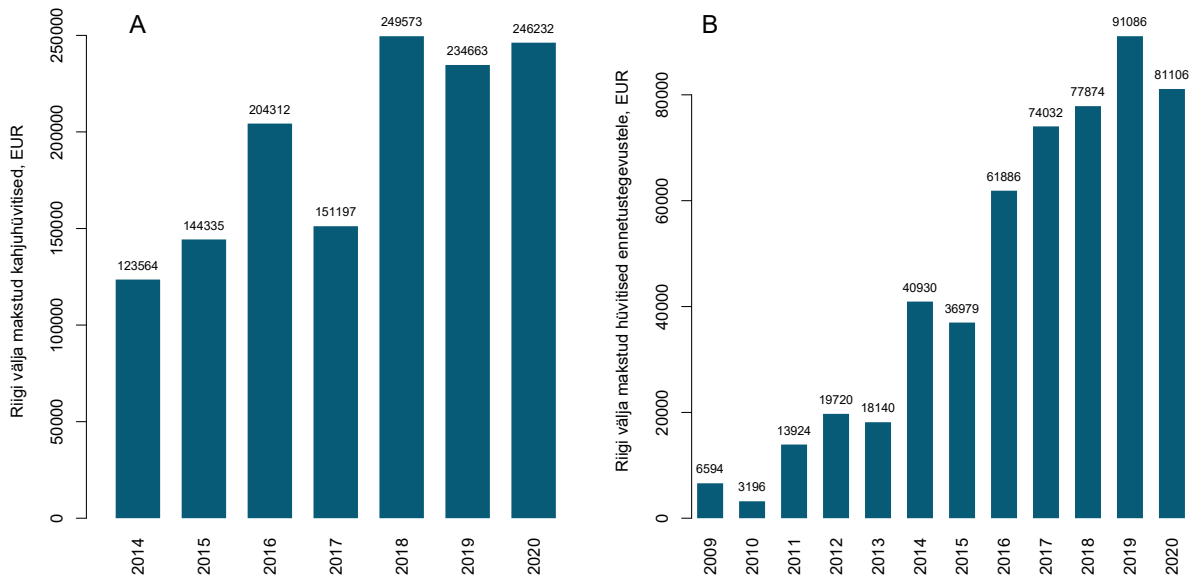
Eestis hakati suurkiskjate kahjusid kompenseerima ja kahjustuste ennetuseks tehtud kulutusi toetama aastal 2007. Üldiselt soovitatakse maailmas suurkiskjate kahjustuste puhul toetada kahjustuste ennetusmeetmeid ning kompenseerida kahjustusi vaid juhul, kui omanik on oma karja kaitseks ise meetmeid rakendanud. Piisava motivatsiooni puudumisel kahjustuste ennetuseks meetmeid rakendada pole kahjustuste kompenseerimine ei majanduslikult ega ka suurkiskjate kaitse seisukohalt jätkusuutlik (Gervasi *et al.*, 2021). Aastal 2019 laekus Keskkonnaametile (KeA) suurkiskjate tekitatud kahjude hüvitamiseks 364 taotlust 270-lt kahjusaajalt ning KeA hüvitas suurkiskjate kahjud kokku 234 663 euro ulatuses. Aastal 2020 olid vastavad väärtused 458 taotlust 325 kahjusaajalt, mille alusel tehti kahjuhüvitiste väljamakseid kokku 246 232 eurot (T. Talvi, KeA; joonis 7A).

Ennetusmeetmed kiskjakahjude ära hoidmiseks on viimasel aastakümnel väga tugevalt tõusnud. Kui aastal 2009 tegi riik ennetustegevuste toetamiseks väljamakseid 6 594 euro

¹³ <https://www.northumberlandnationalpark.org.uk/wp-content/uploads/2018/04/Lynx-harz-mountains-AECOM.pdf>

¹⁴ <https://www.responsibletravel.org/wp-content/uploads/sites/213/2021/03/economic-impact-bear-viewing-bear-hunting-gbr-bc.pdf>

ulatuses, siis 2019. aastal 91 086 euro ja 2020. aastal 81 106 euro ulatuses (joonis 7B). Tasub siiski panna tähele, et ennetustegevustele riigi poolt väljamakstud kuluhüvitised on olnud mitu korda väiksemad, kui kahjuhüvitised. Isegi arvestades, et riik hüvitab kuni 50% ennetusmeetmete kuludest (vt ka ptk 4.1.3), on ennetustegevuse kogukulu, sh loomakasvataja omapanus ja riigi hüvitis/toetus kokku, olnud eeldatavasti väiksem, kui kahjuhüvitiste väljamaksed. Seega on suurkiskjate kahjude hüvitamine ja ennetamine soovitatavast proportsioonist väljas.

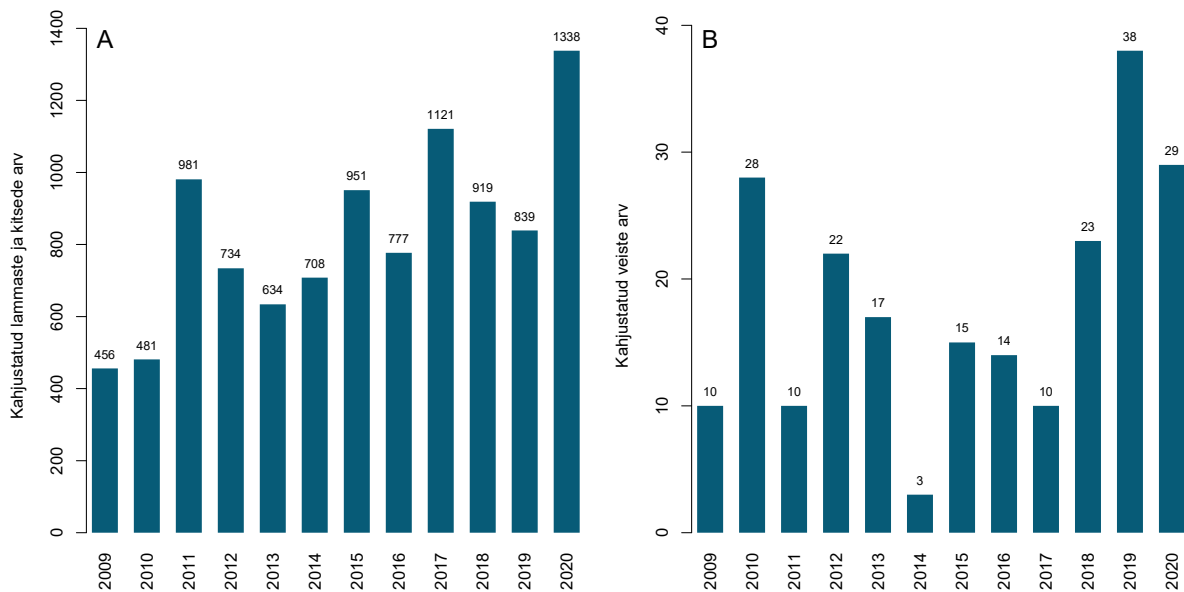


Joonis 7. Suurkiskjate põhjustatud kahjustuste hüvitised aastatel 2014–2020 (A) ning suurkiskjate põhjustatavate kahjude ennetamiseks tehtud tegevuste kulude katteks riigi poolt välja makstud hüvitised Eestis aastatel 2009–2020 (B; allikas: T. Talvi, KeA).

3.4.1 Kariloomad

Eestis peetakse hetkel tõenäoliselt rohkem kui 90 000 lammast (PRIA). Hunt murrab neist aastas ca 0,6–1,1%. Aastal 2020 murdsid või vigastasid hundid KeA-le teatatud andmetel 1338 lammast ja kitse (aastal 2019 vastavalt 839 looma; T. Talvi koondatud andmetel; joonis 8A). Ligi pooled lammastest murdi huntide poolt 2020. aastal Harju-, Rapla- ja Järvamaal. Ligi 30% murdmistest toimus lambakasvatajate juures, kelle ennetusmeetmed on hinnatud puudulikeks. Lisaks lammastele kahjustavad hundid ka lihaveiseid (2020. aastal KeA-le teadaolevalt 29 tk; joonis 8B) ning murravad koeri (vt ptk 3.4.3).

Ilvese põhjustatud kahjustused on asurkonna madalseisu tõttu marginaalsed, samuti on väga vähe karude ründeid kariloomadele. On siiski võimalus, et kariloomad võivad langeda juhuslike saakloomadena kõikide suurkiskjate saagiks.



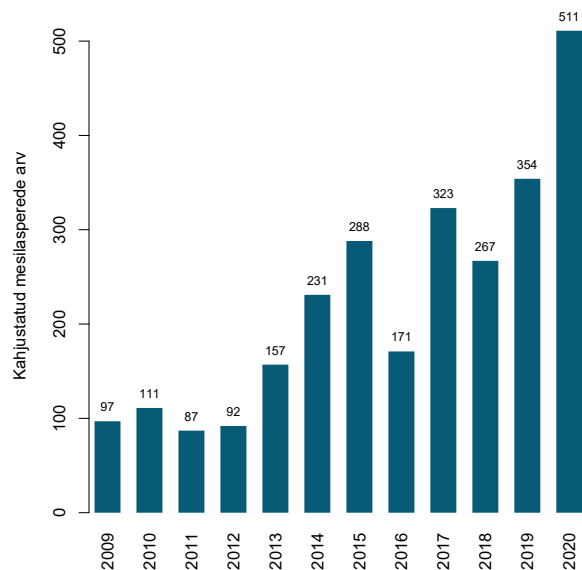
Joonis 8. Registreeritud suurkiskjate kahjustatud lammaste ja kitsede arv (A) ning kahjustatud veiste arv (B) Eestis aastatel 2009–2020 (allikas: T. Talvi, KeA).

Viimastel aastatel on Eestis kariloomi murdnud ka hiljuti siia levinud šaakalid. Šaakalit ei loeta suurkiskjate hulka ning liik ei ole Euroopa Liidus suurkiskjatega samal moel kaitstav. Seetõttu šaakali põhjustatud kahjusid riiklikult seni hüvitatud ei ole. See omakorda võib kaasa tuua juhtumeid, kus šaakali põhjustatud kahjustusi püütakse näidata hundi või ka ilvese põhjustatuna. Paraku võivad sellised juhtumid tuua kaasa põhjendamatu mainekaotuse suurkiskjatele.

Lisaks suurkiskjatele (valdavalt hundid) võivad lambaid murda ka koerad. Aastatel 2008–2015 koguti üle Eesti 183 murtud lamba villalt süljeproofid ning eraldati sellest kiskja DNA (Plumer *et al.*, 2018). Positiivse tulemuse saanud 143-st proovist osutusid 116 huntide murtuks (81%) ja 21 korral olid murdjateks koerad (15%). Rünnakud toimusid kõikjal üle Eesti. Koerte põhjustatud kahjustused tuleb katta koera omanikul, kuid selle tuvastamine on enamasti väga keeruline. Niisiis, analoogselt šaakaliga võidakse koerte kahjustusi kariloomadele püüda näidata suurkiskjate põhjustatuna, mis omakorda raskendab suurkiskjate objektiivse kaitse ja ohjamise korraldamist.

3.4.2 Mesilad

Karu tekitatud kahjustused on olnud Eestis seotud peamiselt mesilate rüüstamisega. Aastal 2020 kahjustasid pruunkarud KeA-le teadaolevalt 221 korral 179 mesilas 511 mesitaru (aastal 2019 vastavalt 193 korral 163 mesilas 354 tk; joonis 9). Viimaste aastate keskmine registreeritud karu kahjustatud mesilasperede arv on ca 300. Lisaks rüüstasid karud üle 230 silorulli. Karude tekitatud registreeritud kahjude arv on viimastel aastatel kasvanud, kuid tuleb arvestada, et ilmselt on kasvanud ka teadlikkus kahjude teatamise ja hüvitise saamise võimalusest. See omakorda võib olla tõstnud kahjuteadete edastamise aktiivsust.



Joonis 9. Registreeritud pruunkaru kahjustatud mesilasperede arv Eestis aastatel 2009–2020 (allikas: T. Talvi, KeA)

3.4.3 Koerad

Koerte murdmisi (valdavalt hundi poolt) tuleb ette pigem harva, kuigi aastatel 2011–2020 vigastasid või murdsid hundid teadaolevalt kokku 152 koera (sh 2019. aastal 21 koera ja 2020. aastal 30 koera). Neist suur enamus olid õuekoerad, jahikoerte osakaal oli alla 10 %. Soomes aga on hundi murtud jahikoerte osakaal üle 60% kõigist murtud koertest (Kojola *et al.*, eelretsenseerimisel). Samas uuringus leiti, et koerte murdmisagedus (nii Soomes kui Eestis) oli suurem looduslike saakloomade madalama arvukuse korral ja vastupidi. Jahikoerte murdmist on peetud üheks põhjuseks, mis võib soodustada ebaratsionaalse "hundiviha" teket jahimeeste ringis ning sellega kaasnevaid soovimatuid tagajärgi.

3.4.4 Nuhtlusisendid ja korduvkahjustused

Suurkiskjate hulgas võivad tekkida nuhtlusisendid (probleemisendid), kes on sattunud edukalt kari- või koduloomi murdma ning õppinud seda käitumist kordama. Tulemusena murravad need isendid kari- või koduloomi keskmisest oluliselt sagedamini ning põhjustavad samas piirkonnas korduvaid kahjustusi. Arvestuslikult loetakse korduvkahjustuseks olukorrad, kui ca 10 km ulatuses toimuvad sarnased kahjustusjuhtumid vähemalt 3 korda ühekuuse perioodi jooksul.

Enamasti määratletakse nuhtlusisenditeks karud, kuna mesilakahjustused on sageli koondunud üksikutele piiratud aladele. Veenvaid isendeid tuvastavaid korduvkahjustuste otseseid vaatlusi Eestis (nt DNA põhjal) seni tehtud ei ole. Seega on probleemisendite määramine olnud pigem hinnanguline. Korduvkahjustusi võivad põhjustada ka hundid, ilvesed tõenäoliselt väga harva. Kariloomade korduval murdmisel, kus karja kaitse abinõud puuduvad või on püsivalt puudulikud, ei ole kiskjate määramine nuhtlusisenditeks põhjendatud.

3.4.5 Ründed inimesele

Suurkiskjate rünnakutest inimesele võib tänapäeval rääkida vaid karu puhul. Eestis toimunud hundi rünnakud on jäänud kaugesse minevikku ning ilveste rünnakuid inimesele ei ole teada. Suurkiskjate rünnakud, mis on suunatud inimese vastu, on inimese ja eluslooduse vaheliste

konfliktide kõige dramaatilisem vorm (Støen *et al.*, 2018). Kuigi sellised juhtumid on haruldased, võrreldes teiste loomarünnakutega (sh teised metsloomad ja koduloomad), on sellised juhtumid paljudes maailma piirkondades suurenenud (Bombieri *et al.*, 2019). See ei ole ohuks mitte üksnes inimestele, vaid kaudset raskendab ka suurkiskjate kaitsmise ning mitmete liikide taastamiseks tehtavaid jõupingutusi kogu maailmas.

Aastatel 2000–2015 Euroopas asetleidnud 291 karurünnakust, kus inimene sai vigastada või hukkus, toimus kõige rohkem Rumeenias, (131), Slovakkias (54), Rootsis (28) ja Soomes (17). Eestis toimus kaks ning Venemaal 111 rünnakut (Bombieri *et al.*, 2019). Aastatest 2002–2020 on Euroopas teada 34 hundirünnakut inimestele, neist Poolas 4, Horvaatias 1, Põhja-Makedoonias 1, Kosovos 2, Itaalias 1, Venemaa Euroopa osas 7, Ukrainas 14, Valgevenes 3 ja Moldovas 1 (Linnell *et al.*, 2021).

Enamus Venemaal, Ukrainas, Valgevenes ja Moldovas toimunud rünnakuid põhjustasid marutõves hundid.

Poolas kahe hundi poolt toimunud rünnakud inimestele on põhjalikumalt analüüsitud. Tegemist oli aastaste huntidega (13-kuune isane ja 14-kuune emane), kes olid majapidamiste lähedal elanud mitu kuud enne rünnakuid. Mõlemad hundid ründasid inimesi kahel korral, tekitades kergemaid vigastusi kokku kolmele naisele ja kahele lapsele. Peale rünnakuid lasti hundid maha. Mõlemad isendid olid inimeste poolt toidetud ning väljendanud aina enam inimpelgikkuse kadu, mis oli põhjustatud inimeste vastutustundetust käitumisest nagu pikaajaline tahtlik toitmine või ebaseaduslik pidamine (Nowak *et al.*, 2021a).

Eestis on võimalik neid ohtusid vähendada, koolitades ja informeerides inimesi sellest, et suurkiskjatega kohtudes valesi käituses, suurkiskjatele toitu kättesaadavaks tehes või neid ebaseaduslikult loodusest eemaldades ja pidades võib oluliselt suurened ka rünnakute tõenäosus. Selleks on seni koostatud rünnakude ärahoidmise eesmärgil ka mitmeid käitumisjuhiseid, näiteks karude puhul leiab vastava juhise Eesti Jahimeeste Seltsi kodulehelt¹⁵.

3.5 Inimese juures üleskasvanud suurkiskjad

Ajalooliselt on nii huntide kui ka karude kodus kasvatamine olnud laialt levinud. Inimesega harjutatud hunte ning huntide ja koerte hübriide kasutati näiteks jahipidamisel. Tänapäeval on nii suurkiskjate kodus kasvatamine kui ka kunstlike ristandite tegemine üldjuhul keelatud. Teisalt on seoses loomakaitse arenguga laiemalt levinud ulukite rehabilitatsioon, kus vigastuste ravimiseks või emata jäänud noorloomade üleskasvatamiseks hoitakse loomi spetsiaalsetes rehabilitatsioonikeskustes ning vabastatakse hiljem loodusesse. Kõige sagedamini käsitatakse sel viisil karupoegasid, kelle on ema hüljanud talipesa inimese poolse häirimise tagajärjel.

Eestis toimus karupoegade rehabilitatsioon aastatel 1998–2010, mil kasvatati üles ja vabastati loodusesse umbes 40 karupoega – neist enamus Nigula metsloomade turvakodus. Karude rehabilitatsiooni korral on suur oht, et Eesti loodusesse vabastatud karud on inimesega harjunud ning muutuvad probleemisenditeks, kes näevad inimest eelkõige toitjana, mitte ohu allikana.

¹⁵ <https://www.ejs.ee/10-soovitust-mida-teha-kui-metsas-karuga-kokku-juhtud/>.

4 Kaitsestaatus, senise kaitse tõhususe analüüs ning kaitse- ja ohjamispraktika

Suurkiskjate kaitse, ohjamise ja kasutuse ning kahjukäsitluse õiguslik staatus on Eestis määratud jahiseaduse¹⁶ ja looduskaitseaduse¹⁷ alusel. Samuti seavad suuniseid mitmed Euroopa Liidu õigusaktid (sh loodusdirektiiv) ja rahvusvahelised kokkulepped, millega Eesti on liitunud.

4.1 Eesti seadusandlus ja senine praktika

4.1.1 Seadusandlus

Vastavalt jahiseadusele on hunt, ilves ja pruunkaru suurulukid, kelle iga üksiku isendi küttemiseks on vaja eraldi luba (Eestis kaitstavate liikide hulka nad ei kuulu). Iga suurkiskja isendi küttemisest või hukkununa leitud isendist on jahipiirkonna kasutaja kohustatud teavitama KeA-d 24 tunni jooksul. Keskkonnaameti suurkiskjate küttemislimiite määravatest käskkirjadest lähtuvalt tuleb kütitud isendist teavitada kohe. Suurkiskjate jahipidamise tähtajad ja tingimused on määratud jahieeskirjaga¹⁸. Suurkiskjate jahiajad, lubatud jahipidamisviiside kasutamise ning jahikoeraga jahipidamise ajad ja tingimused jahil on järgmised.

- **Hundile** võib pidada peibutus- või varitsus- või hiilimis- või ajujahti ning jahti piirdelippe ja jahikoera kasutades 1. novembrist jahiaasta lõpuni (st veebruari lõpuni).
- **Ivesele**, välja arvatud kutsikatega emailvesele, võib pidada peibutus- või varitsus- või hiilimis- või ajujahti ning jahti jahikoeraga 1. detsembrist jahiaasta lõpuni (st veebruari lõpuni).
- **Pruunkarule**, välja arvatud poegade emakarule, võib pidada varitsus- või hiilimisjahti 1. augustist kuni 31. oktoobrini karu tekitatud kahjustuste piirkonnas kahjustuste vältimise eesmärgil. Lisaks eelnimetatud tingimusele on jahiseadusega määratud, et pruunkaru küttemisel vintraudse püssiga peab vintraua kaliiber olema vähemalt 6,5 mm ning padrunis kasutatava kuuli kaal vähemalt 9,0 g.

Suurkiskjate ebaseadusliku küttemise korral on keskkonnale tekitatud kahju määrad sätestatud Vabariigi Valitsuse määrusega „Jahiuluki ebaseadusliku hukkamise või jahiuluki elupaiga hävitamise või kahjustamisega keskkonnale tekitatud kahju arvestamise alused ja kahjumäärad“¹⁹ praegu: hunt 1 000 eurot, ilves 1 000 eurot ja karu 2 000 eurot. Tiine isendi hukkamise korral on kahju hüvitamise määr kolmekordne.

Vastavalt looduskaitseadusele on karu talvituspaik ja selle ümbrus 300 m ulatuses püsielupaik. Selle ala piires on keelatud jahipidamisega ning metsa majandamise ja kasutamisega seotud tegevused kuni talvitumisperioodile järgneva 15. aprillini.

Kahjustuste korral ja teadustöö eesmärgil on KeA-l õigus lubada jahipidamist väljaspool jahiaega. Suurkiskjate tekitatud kahjud ning kahjude ennetusele tehtavad kulutused (osaliselt) hüvitatakse riigi poolt vastavalt looduskaitseadusele ja keskkonnaministri määrusele: „Looma tekitatud kahju hindamise meetodika, kahju hüvitamise täpsustatud ulatus ja

¹⁶ <https://www.riigiteataja.ee/akt/117112021010>

¹⁷ <https://www.riigiteataja.ee/akt/116062021003>

¹⁸ <https://www.riigiteataja.ee/akt/120122019030>

¹⁹ <https://www.riigiteataja.ee/akt/129052013010>

hüvitamise kord ning kahjustuste vältimise abinõudele tehtud kulutuste hüvitamise täpsustatud ulatus ja kord²⁰.

Maailma looduskaitseliidu (IUCN) hinnangul on hunt, ilves ja pruunkaru soodsas ehk ohuvälises seisundis liigid (*Least Concern*) ning Eesti punase nimestiku hinnangul on hunt ja ilves "ohualdis" (*Vulnerable*) ning pruunkaru „ohuväline“ (*Least Concern*) seisundis.

4.1.2 Kaitse ja ohjamise korraldus

KAUR koostab kord aastas suurkiskjate asurkondade seisundi hinnangu ning maksimaalse lubatava küttemismahu ja küttemise jaotuse ettepaneku (ulukiseire aruanne)²¹. Lisaks sellele teevad oma küttemisettepanekud maakondlikud jahindusnõukogud. Seejärel määratakse küttemismahud KeA korraldusega.

Reeglina kirjutatakse jahilubasid välja mõnevõrra rohkem, kui on lubatud limiit, kuid kohustus jahid registreerida ning kütitud isendist koheselt teavitada tagab üldjuhul üleküttemisest hoidumise. Hundi küttemismaht väljastatakse alates aastast 2006 kahe osana: esimene, pigem ettevaatlik osa määratakse sügisel enne jahihooaja algust, ning teine osa väljastatakse talvel jahihooaja vältel, arvestades vahepeal kogunenud vaatlus- ja küttemisinfot. Tulemusena on võimalik minimeerida riskid, mis johtuvad hundi suhteliselt madalast arvukusest ning samas suurest juurdekasvupotentsiaalst.

Selleks, et hoida looduslikku karjastruktuuri, on alates aastast 2010 küttemist mitte lubatud või on hundi küttemislimiidid olnud muudest piirkondadest oluliselt väiksemad mõnes suuremas loodusmaastike piirkonnas (sh Soomaa rahvuspark ja selle ümbrus, Alam-Pedja looduskaitseala ja selle ümbrus, Loode-Eesti metsamassiiv jne). Samuti on see võimaldanud asurkonna sama suuruse ja leviku ulatuse juures suurendada ohjamisintensiivsust kultuurmaastikes, kus kahjustuste oht on suurem. Alates 2018. aastast on hundi ohjamist korraldatud tuumikelupaikade ja kahjustuste koondumiskohtade paiknemise alusel moodustatud ja mitmest jahipiirkonnast koosnevate ohjamispiirkondade põhiseelt (kokku 20 ala; vt ka Kont & Remm, 2013; Remm *et al.*, 2014). Varem toimus limiidi jaotamine maakonniti, kuid sellest loobuti, kuna maakondade paiknemine ei ühti hundi elupaiga tuumikaladega.

Karu ja ilvese küttemislimiidid jaotatakse maakondade kaupa. Sõltuvalt kahjustuste paiknemisest on lisaks eelkirjeldatule karu ja hundi küttemist osaliselt suunatud konkreetsetesse kahjustuspiirkondadesse jahipiirkondade või nende gruppide kaupa.

4.1.3 Hüvitised

Looduskaitseseadusest ja EL regulatsioonidest lähtudes hüvitab KeA põllumajandustoodete esmatootjatele pruunkaru, hundi ja ilvese tekitatud kahjud ning kahjustuste ennetamiseks rakendatud abinõudele tehtud kulutused. Vastava korra alusel hüvitab KeA 50% ja kuni 3 200 euro ulatuses kulutused, mis on tehtud kiskjakahjustuste ennetamiseks. Suurkiskjate põhjustatud kahjud hüvitatakse täies mahus miinus omavastutusmäär 64–128 eurot. Looduskaitseseaduse muudatusega on planeeritud muuta ennetusmeetmete hüvitamise määra ning suurendada aasta kohta tehtud kulutuse piirsummat.

²⁰ <https://www.riigiteataja.ee/akt/114102014005>

²¹ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/kuttimine>

4.2 Rahvusvahelised lepped ning regulatsioonid ja praktika naaberriikides

4.2.1 Euroopa Liidu õigusaktid ja juhendid

Euroopa Liidu loodusdirektiiv (92/43 EMÜ) edendab looduse mitmekesisuse kaitset EL territooriumil ja seda meetmete abil, mis säilitaksid ja vajadusel taastaksid EL seisukohast tähtsate looduslike elupaikade ja liikide soodsat looduskaitselist seisundit. See direktiiv on võtmeinstrument elustiku mitmekesisuse kaitses Euroopas, mis kohustab 28 liikmesriiki säilitama valitud liikidele ja elupaikadele soodsat looduskaitselist seisundit (*favourable conservation status*). Liigi seisundit peetakse soodsaks, kui: (1) muutused liigi asurkonna arvukuses viitavad sellele, et liik suudab ise pikema aja jooksul püsida; (2) liigi looduslik levila ei ole kahanenud ega kahane tõenäoliselt ka tulevikus; (3) liigi asurkonna püsimise tagab tema elupaikade piisavalt lai levik. Loodusdirektiivi alla kuulub ka Natura 2000 – Euroopa elustiku mitmekesisuse programm, mis on suurim rahvusvaheliselt koordineeritud üle-euroopaline looduskaitsealade võrgustik.

Liikide looduskaitsealine staatus on määratud direktiivi kolmes lisas: lisa II – esmatähtsad liigid, mille kaitseks tuleb moodustada kaitsealad, lisa IV – liigid, mis vajavad ranget kaitset ning lisa V – liigid, mille isendite eemaldamist looduslikust keskkonnast tuleb reguleerida kaitsekorralduslike meetmetega. Nii pruunkaru, hunt kui ka ilves on määratud direktiivi lisadesse II ja IV. Kasutatud on direktiivi võimalust eri riikide puhul erandeid teha ning seetõttu on Eesti suurkiskjad välja arvatud lisast II ning hunt ja ilves lisast IV üle viidud lissasse V. Eestis korraldatakse karu küttimist direktiivi artiklit 16, punkti 1 c alusel (eriti oluliste saagi-, karja-, metsa-, kalamajandus-, veemajanduskahjude ja muud liiki omandiga seotud kahjude ärahoidmiseks). Vastavatest eranditest, mis artikli 16 alusel karude ohjamiseks tehakse, antakse Euroopa Liidule aru igal teisel aastal. Sealjuures tuleb kirjeldada erandite mahtu ja elluviimise viisi, selgitada erandite põhjuseid, kaalutud alternatiive ning tagada, et erandite andmisega ei kaasne negatiivset mõju populatsioonidele. Liikmesriikidel on kohustus iga kuue aasta tagant anda aru direktiivi lisade liikide asurkondade seisundi, seisundi muutuste ning ohutegurite ja muutuste põhjuste kohta.

Euroopa Liidu CITES määrus (nõukogu määrus nr 338/97) kohaldab Washingtoni (CITES) konventsiooniga määratud looduslike taime- ja loomaliikidega kaitset nendega kauplemise reguleerimise teel. Määruses on Eesti suurkiskjad lisa A – välja arvatud erijuhud, on nende liikide ostmine, ostupakkumine, ärilistel eesmärkidel omandamine, ärilistel eesmärkidel üldsusele näitamine, kasutamine ärilise tulu saamiseks ja müük, müügiks hoidmine, müügiks pakkumine või müügiks transportimine keelatud. Nende liikide isendite või nende kehaosade või nendest valmistatud kaupade riiki sisse ja väljaveoks ning muudeks tehinguteks tuleb taotleda eriluba KeM-st.

Euroopa Komisjon on kinnitanud ka juhendid, mis sisaldavad soovitusi ja ettepanekuid saavutamaks ja säilitamaks suurkiskjapopulatsioonide soodsat seisundit ning on olulised dokumendid **suurkiskjapopulatsioonide kaitse planeerimiseks**: (1) *Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe* (Linnell *et al.*, 2008) ja (2) *Key actions for Large Carnivore populations in Europe* (Boitani *et al.*, 2015) Riikidevaheline ühine koostöö on hädavajalik suurkiskjate populatsioonide kaitses, sest liigid ei tunne riigipiire ning populatsioonid on jagunenud mitme riigi peale laiali. Nimetatud dokumendid on juhendmaterjaliks riiklikul tasandil suurkiskjate poliitika kujundajatele ja liikide seire korraldajatele, puudutades muuhulgas jahipidamist suurkiskjatele, säästlikku metsandust, hundi ja koera hübriidiseerumist, vangistuses üleskasvanud isendite loodusesse laskmist, kahjustuste kompensatsioonisüsteeme ja asurkondade seiret.

4.2.2 *Rahvusvahelised konventsioonid*

Berni konventsioon ehk Euroopa flora ja fauna ja nende elupaikade kaitse konventsioon on sõlmitud 1979. aastal ning Eesti on sellega liitunud aastast 1992. Berni konventsiooni eesmärk on Euroopa metsiku taimestiku ja loomastiku ning nende looduslike elupaikade säilitamine ja rahvusvahelise koostöö edendamine metsiku looduse kaitseks, pöörates erilist tähelepanu ohustatud liikide, sealhulgas ohustatud rändliikide kaitsele. Need liigid, kelle suhtes tuleb kaitsemeetmeid rakendada esmajärjekorras, on loetletud kolmes lisas. Hunt ja pruunkaru on konventsiooni lisas II – rangelt kaitstavad liigid ning ilves lisas III – kaitstavad liigid.

Berni konventsiooni rakenduslike meetmetena on koostatud tegevuskavad hundi, ilvese ja pruunkaru kaitseks Euroopas (Boitani, 2000; Breitenmoser *et al.*, 2000; Swenson *et al.*, 2000) ning neis soovitatakse ka riiklike tegevuskavade väljatöötamist liikidele. Berni konventsiooni all on ka suurkiskjate ekspertgrupp, mille eesmärgiks on erinevate juhsimaterjalide koostamine.

Washingtoni konventsioon (CITES) ehk loodusliku loomastiku ja taimestiku ohustatud liikidega rahvusvahelise kaubanduse konventsioon sõlmiti 1973. aastal ja Eesti on konventsiooniga liitunud alates aastast 1992. Konventsioon reguleerib ohustatud liikide sisse- ja väljavedu riikidesse. 30 000 liiki, millele konventsiooni kaitse laieneb, paiknevad vastavalt ohustatuse astmele kolmes lisas. Hunt, ilves ja pruunkaru on lisas II – liigid, mis praegu ei tarvitse veel olla väljasuremisohus, kuid millega kontrollimatu kauplemine võib nende looduskaitsest seisundit ohustada. CITES konventsiooni rakendatakse Euroopa Liidus Nõukogu määruse nr 338/97 kaudu (vt punkt 4.2.1).

Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon sõlmiti 1992. aastal Rio de Janeiros ja selle eesmärgiks on loodusliku mitmekesisuse säilitamine ja selle komponentide säästlik kasutamine määral, mis ei vähendaks pikemas perspektiivis bioloogilist mitmekesisust, säilitamaks selle potentsiaalset väärtust nii praegustele kui ka tulevastele põlvedele.

4.2.3 *Seadusandlus naaberriikides*

Hunt. Lätis on hunt klassifitseeritud eriliselt kaitstud liigina, kelle kasutamine on limiteeritud. Seega lubab seadus hundile jahti ulukina läbi jahiseaduse. Jahiseaduse järgi võib Lätis hundile jahti pidada 15. juulist kuni 31. märtsini (Ozolins *et al.*, 2018). Leedus on hunt alates 2005. aastast kütitav uluk, kellele peetakse jahti 15. oktoobrist kuni 1. aprillini ning aastane küttimismaht jääb 5–60 isendi vahele, va 2018/2019, mil lubati kütida kuni 110 isendit (lasti siiski 102 looma; Balčiauskas *et al.*, 2020). Poolas on hunt täielikult looduskaitse all. Venemaal on hundijahiks vajalik jahiloa olemasolu ja on paika pandud jahiperioodid, kui hundijahti soodustatakse igal võimalikul viisil (Korablev *et al.*, 2020). Avalikult kättesaadav ametlik statistika Venemaalt on vähene. Valgevenes on hunt piiramatult kütitavate liikide hulgas (Saveljev *et al.*, 2020).

Ilves. Lätis on ilves nagu huntki klassifitseeritud eriliselt kaitstud liigina, kelle kasutamine on limiteeritud. Seega lubab seadus ilvesele jahti pidada ulukina läbi jahiseaduse. Jahiseaduse järgi võib Lätis ilvesele jahti pidada 1. detsembrist kuni 31. märtsini (Ozolins *et al.*, 2017). Leedus on ilves looduskaitsealune liik nagu ka Poolas. Venemaal on ilvesega sarnane seis, mis hundi puhul (vähe avalikult kättesaadavat ametlikku infot). Valgevenes on ilves mittekütitavate liikide hulgas (Saveljev *et al.*, 2020).

Karu. Lätis on karu kaitsealune liik. Leedus loetakse karu väljasurnud liigiks. Lõuna-Poolas on väga väike osa Karpaatia populatsioonist (karu Balti populatsioon Poolas ei levi). Venemaal on karujaht korraldatud sarnaselt hundiga, kuid avalikult kättesaadavat ametlikku infot on vähe. Valgevenes on karu mittekütitavate liikide hulgas (Saveljev *et al.*, 2020).

4.2.4 Teiste riikide kaitse-, ohjamis- ja kahjukäsituspraktika

Kogu maailmas on enamus olemasolevatest majandusinstrumentidest inimeste ja suurkiskjate kooseksisteerimise soodustamiseks mõeldud selleks, et kompenseerida suurkiskjate tekitatud kahjusid ja/või suurendada sallivust (Skogen, 2015). Kahjustuste otsest sõltuvust kariloomade karjatamise traditsioonidest ja karja kaitseks rakendatud kaitseabinõudest on uuritud palju. Suurkiskja asurkondade efektiivset kaitset aktiivselt majandatavatel aladel ei peeta võimalikuks ilma kariloomade kaitseks rakendatavate abinõudeta. Suurkiskjate tekitatud kahjude kompenseerimist riigi poolt peetakse üheks oluliseks suurkiskjate kaitse abinõuks, mis parandab kohalike elanike suhtumist suurkiskjatesse ning looduskaitseesse laiemalt neis riikides, kus suurkiskjad on täielikult või osaliselt kaitstavad liigid. Euroopas on kahjude kompenseerimine laialt levinud ning meie lähiriikidest ei ole seda rakendatud vaid Lätis ja Venemaal. Samas on kahjude kompenseerimine ja kahjustuste ennetamise toetamine kõige kulukam valdkond suurkiskjate kaitseks.

Tabel 2. Hundi, ilvese ja pruunkaru ohustatus ja kaitsestaatus.

Akt	Hunt	Ilves	Pruunkaru	Seletus
Ohustatus maailmas (IUCN, ver 3.1)	Ohuväline (<i>Least Concern</i>)	Ohuväline (<i>Least Concern</i>)	Ohuväline (<i>Least Concern</i>)	
Loodusdirektiiv (Eesti erand)	V lisa	V lisa	IV lisa	IV lisa – ranget kaitset vajav liik, üksikisendite eraldamine loodusest lubatud erandkorras, V lisa – majanduslikku tähtsust omav liik; liikmesriigi kohus on jälgida, et liikide kasutamine ei ohustaks nende püsimist.
Euroopa Liidu CITES määrus (338/97)	Lisa A	Lisa A	Lisa A	Lisa A liikidega on tehingud keelatud (v.a erandkorras)
Berni konventsioon	II lisa	III lisa	II lisa	II lisa – rangelt kaitstav, III lisa – kaitstav
Washingtoni konventsioon (CITES)	II lisa	II lisa	II lisa	II lisa – liigid, mis praegu ei tarvitse veel olla väljasuremis- ohus, kuid millega kontrolli-matu kauplemine võib nende looduskaitsest seisundit ohu-stada.

5 Suurkiskjate kaitse ja ohjamise tegevuskava aastateks 2012–2021 täitmine

5.1 Tegevuskava

Aastateks 2012–2021 seati suurkiskjate kaitse ja ohjamise keskseks eesmärgiks säilitada hundi, ilvese ja pruunkaru asurkondade soodne seisund (Männil & Kont, 2012). Seejuures peeti oluliseks arvestada nii ökoloogiliste, majanduslike kui ka ühiskondlike aspektidega. Tegevuskava raames on viimasel 10 aastal teostatud seire- ja uurimistegevusi umbes 539 000 euro ulatuses, millele lisanduvad KAUR-i ulukiseire osakonna töötasud.

5.2 Tulemuslikkus

Aastate 2012–2021 tegevuskava viiest põhieesmärgist saab täidetuks pidada kaks, osaliselt täidetuks kaks ning saavutamata jäi üks eesmärk. 39-st ettenähtud üksiktegevusest täideti täielikult 22, osaliselt täideti või teostati 7 ning täitmata jäi 10 tegevust. Seejuures tuleb arvestada, et käesolev analüüs on koostatud 2021 aasta alguses, kui möödunud on ca 90% tegevuskava perioodist. Järgnevalt on analüüsitud eelmise suurkiskjate kava aastateks 2012–2021 ette nähtud põhieesmäärke, üksikeesmärkide analüüs on tegevuskava lisas 3.

1. Säilitada iga-aastaselt 15–25 kutsikatega hundikarja, asurkonna üldsuurus ca 150–250 isendit (sh noor- ja vanaloomad), olemasolu enne jahihooaja algust (sügisel).
- ✓ □ **Täidetud.** Aastal 2019 hinnati hundi pesakondade arvuks 25, aastal 2020 oli pesakondade arv 31. Hundi arvukus on olnud sihttaseme miinimumist kõrgemal kõigil tegevuskava perioodi aastatel ning üle sihttaseme maksimumi kahel aastal (vt ptk 2.1.1, joonis 2A).
2. Säilitada iga-aastaselt 100–130 poegadega ilvese pesakonna, asurkonna üldsuurus ca 600–780 isendit (sh noor- ja vanaloomad), olemasolu enne jahihooaja algust (sügisel).
- ✗ **Täitmata.** Aastal 2020 oli Eestis vähemalt 63 ilvese pesakonda ning asurkonna üldsuuruseks hinnati sügisel 400–450 isendit. Ilvese arvukus ei olnud sihttasemel mitte ühelgi tegevuskava perioodi aastal (vt ptk 2.2.1, joonis 4A). Madala arvukuse põhjuseks on üsna selgelt metskitse arvukuse järsk langus ja madalseis 2010-ndate alguses ja sellest tingitud toidubaasi puudulikkus, mis põhjustas omakorda ilvese asurkonna juurdekasvu märgatava languse. Liigoptimistlikest juurdekasvuprognosidest põhjustatud üleküttimist mõnel metskitse arvukuse langusele järgnenud aastal, suurenenud salaküttimist, kärntõve mõju ja väljarännet Läti on peetud selle tagajärgedeks. Tulemusena langes Eesti asurkonna arvukus suhteliselt madalale tasemele ning ei ole siiani sihttasemeni taastunud.
3. Säilitada iga-aastaselt vähemalt 60 sama-aastaste poegadega karu pesakonna, asurkonna üldsuurus ca 600 isendit (sh noor- ja vanaloomad), olemasolu, jätkates jahipidamist peamiselt liigi inimpeglikkuse säilitamiseks ja karu tekitatud kahjustuste vähendamiseks, soodustades samas tema levikuala laienemist lõuna suunas.
- ✓ □ **Täidetud.** Karu arvukuseks aastal 2020 on hinnatud 900–950 isendit ning arvukus on olnud üle sihttaseme kõigil tegevuskava perioodi aastatel (vt ptk 2.3.1, joonis 6A).
4. Vähendada suurkiskjate tekitatavaid kahjustusi vara kaitseks väljatöötatud abinõude efektiivse rakendamisega ning ohjamise suunamisega kahjustuspiirkondadesse.
- **Osaliselt teostatud.** Registreeritud suurkiskjate põhjustatud kahjude absoluutväärtus on tõusnud (vt ptk 3.4). Üheks selle põhjuseks on arvatavasti teadlikkuse ja kahjustuste registreerimisaktiivsuse tõus. Karu arvukuse tõusuga on samaaegselt tõusnud mesinduse populaarsus ja mesilate arv ning sellega seoses vastavate kahjustuste tõenäosus. Samas on

selgeid signaale, et ellu viidud ennetusmeetmed (kiskjatõrjeaiad ja karjavalvekoerad) on väga tõhusad. Ellu on rakendatud hundi küttemismahtude jagamine vastavalt ohjamisalade tsoneeringule. Vajalik on teostada ennetus- ja ohjamismeetmete täpne analüüs. Ennetusmeetmete tõhususe suurendamiseks on vajalik täpsemalt määrata varaomaniku kohustused ja vastutus.

5. Suurendada inimeste teadlikkust ja kujundada soosivat suhtumist suurkiskjatesse.

- **Osaliselt täidetud, kuid osaliselt pigem täitmata.** Teostatud on mitmeid mainekujunduslikke ja hariduslikke tegevusi, kuid ühiskondlik polariseerumine paistab olevat suurenenud – on selgeid näiteid nii positiivsest ja hästi teadlikust suhtumisest suurkiskjatesse kui ka selgelt argumenteerimata ja ebaratsionaalselt negatiivset suhtumist. Samuti võib leida näiteid ebaratsionaalselt positiivsest suhtumisest ja suurkiskjatega kaasnevate riskide eiramisest. Väga keeruline on hinnata, milline oleks avalik arvamus juhul, kui tegevusi ei oleks tehtud. Üldjoontes võib tegevuskava koostamise ajal suurkiskjate teemal toimuvat ühiskondlikku/avalikku mõttevahetust pidada eluterveks ja valdkonda arendavaks.

6 Asurkondade elujõulisus, ohutegurid ja meetmed

6.1 Asurkondade seisund

Kõigi kolme suurkiskjaliigi asurkondi tuleb Eestis käsitleda Balti populatsioonide osana. Sõltumata Balti populatsioonide seisundist on kindlasti oluline ka Eesti kohalike asurkondade seisund ja jätkusuutlikkus. Kuna Eesti on suurkiskjapopulatsioonide ruumilise ulatusega võrreldes üsna väike maa-ala, siis on väga oluline Eesti asurkondade piirideülene sidusus naaberaladega. Poliitilised piirid määravad bioloogilise mitmekesisuse seiramise ja korraldamise, kuid ulukid liiguvad jurisdiktsioonide vahel riigipiire tunnistamata. Näiteks Norras mikrosatelliitmarkerite põhjal väljaheidetest ja karvadest tuvastatud emastest karudest koguni 49% olid tõenäoliselt pärit hoopis mõnest naaberriigist (Soome, Venemaa ja Rootsi; Bischof *et al.*, 2016). Seega peaks suurkiskjate jaoks kunstlike halduspiiride asemel üha suurem fookus olema populatsioonide jälgimisel, haldamisel ja kaitsmisel vastavalt nende struktuurile ja terviklikkusele (Linnell *et al.*, 2008, Hindrikson *et al.*, 2017). See kehtib eriti suurkiskjate puhul, kellel on suured kodupiirkonnad ning kõik Euroopa populatsioonid ulatuvad üle riigipiiride.

Hundi Balti populatsiooni sigimiseas isendite koguarvukus on LCIE hinnangul stabiilselt 1 700–2 240 looma²². Eestis on hundi aastane pesakondade arv 2014–2019 aasta seire andmetel olnud 19–25 ja 2020. aastal 31 (Veeroja *et al.*, 2021). Hundi kevadine jahihooaja järgne koguarvukus viimastel aastatel on Eestis usutavasti olnud vahemikus 100–200 sigimiseas looma. Lätis hinnati hundi jahijärgseks arvukuseks 2019. aastal 426–531 looma (Šuba *et al.*, 2021). Leedus on hundi arvukuseks loetud 2018. aasta andmetel 100 hundikarja (Balčiauskas *et al.*, 2020) ja Balti populatsiooni Poola osa suuruseks on hinnatud 1040 sigimiseas looma (Boitani 2018).

Vastavalt IUCN punase nimestiku kriteeriumitele on hundi Balti populatsiooni seisund hinnatud kategooriasse "ohuväline" (*Least Concern*; Boitani 2018) ning Eesti asurkonna seisund on "**ohualdis**"²³ (*Vulnerable*). Seejuures on Eesti asurkonna ohustatuse hinnangut alandatud ühe astme võrra seoses eeldatava hea sidususega naaberasurkondadega (vastavalt

²² <https://www.lcie.org>

²³ EELIS, T. Maran, 2019

VU⁰ või NT⁰⁰) – juhul, kui arvestada vaid Eesti asurkonna seisundit Eesti piires, oleks hinnanguks "väljasuremisohus" (*Endangered*). Usutavasti võib asurkonna seisund liialt tugeva kütmissurve korral või muude mõjurite (nt taudid) ilmnemisel kiirelt halveneda.

Ilvese Balti populatsioon on LCIE ja von Arx (2020) hinnangul kerges languses. Populatsiooni suuruseks loetakse 1 200–1 500 sigimiseas looma. Kuigi Eestis on ilvese asurkonna seisund viimastel aastatel olnud kehv, on Lätis populatsiooni arvukus suurenenud ning jahihooaja alguses on Lätis eksperthinnangutel 600–800 ilvest (Ozoliņš *et al.*, 2017a). Üldiselt hinnatakse ilvese asurkonna olukorda Lätis viimase saja aasta parimaks (Bagraade *et al.*, 2016). Kogu Balti populatsiooni seisundi kohta võib öelda, et ilveste levila tuumala (Venemaa) ja olulisemate perifeersete osade (sh Soome, Valgevene ja Eesti) vahel ei ole tugevat geneetilist lahknevust (Rutledge *et al.*, 2010).

Vastavalt IUCN punase nimestiku kriteeriumitele on ilvese Balti populatsiooni seisund hinnatud kategooriasse "ohuväline" (*Least Concern*; von Arx, 2020) ning Eesti asurkonna seisund on "**ohualdis**" (*Vulnerable*). Seejuures on Eesti asurkonna ohustatuse hinnangut alandatud ühe astme võrra seoses eeldatava hea sidususega naaberasukkondadega (NT⁰) – juhul, kui arvestada vaid Eesti asurkonna seisundit Eesti piires, oleks hinnanguks "väljasuremisohus" (*Endangered*). Kuna asurkonna seisund on viimastel aastatel olnud üsna vilets, on oht, et hoolimata viimastel hooaegadel ametliku küttemise puudumisest (Veeroja *et al.*, 2020) võib ettenägematute mõjurite (taudid, salaküttimine jms) avaldumisel asurkonna seisund ootamatult veelgi halveneda.

Pruunkaru Balti populatsiooni EL osa koosneb peaaegu täielikult Eesti asurkonnast, mille siirdeid on 2019. aastal ka Põhja-Lätisse jõudnud (Veeroja *et al.*, 2020). Asurkond on kasvav. Vastavalt IUCN punase nimestiku kriteeriumitele on pruunkaru Balti populatsiooni kui Eesti asurkonna seisund hinnatud kategooriasse "**soodsas seisundis**" ehk ohuväline (*Least Concern*; Huber, 2018;).

Kvantitatiivset asurkonna elujõulisuse analüüsi ühegi Eesti suurkisja kohta seni teadaolevalt koostatud ei ole. Arvestades kõigi kolme liigi tänaseks ca 20-aastast süsteemset seiret Eestis (vt ptk 2.5.2 ja lisa 2) ning rohkeid alusteaduslikke ja rakenduslikke uuringuid (vt ptk 2.5.1), võib eeldada, et lähteandmeid vastava analüüsi tegemiseks on tänaseks kogunenud arvestataval hulgal.

6.2 Ohutegurid ja meetmed

Järgnevates alapeatükkides on analüüsitud ohutegureid Eesti suurkiskjate asurkondadele. Olulisemateks ohuteguriteks on taudid, toidubaasi vähenemine, üleküttimine, ebaseaduslik küttimine ja ebasoodus avalik arvamus. Analüüs on kokku võetud tabelis 3.

Tabel 3. Hundi, ilvese ja pruunkaru ohutegurid ja nende mõjuhindang Eestis ja Euroopas (sulgudes; Euroopa hinnang vastavalt allikatele Hindrikson *et al.*, 2017; Boitani *et al.*, 2018; Huber, 2018; von Arx, 2020; vt ka viidatud allikaid järgnevates peatükkides 6.2.1–6.2.15).

Ohuteguri tähtsused on lühendatud ja määratud vastavalt:

KR – kriitilise tähtsusega, võib 20 aasta jooksul viia asurkonna hävimisele;

S – suure tähtsusega, võib 20 aastaga viia asurkonna kahanemisele > 20% ulatuses;

KE – keskmise tähtsusega, võib 20 aastaga viia asurkonna kahanemisele < 20% ulatuses;

V – väikese tähtsusega, omab vaid lokaalset tähtsust ning asurkonna kahanemise oht 20 aasta jooksul on < 20%;

"–" – mõju puudub või ei ole asjakohane hinnata.

Ohutegur	Tähtsus Eestis (Euroopas)		
	Hunt	Ilves	Pruunkaru
1. Asurkonna madal arvukus ja geneetilise mitmekesisuse kadu	V-KE (KE)	V-KE (KE)	KE (KE)
2. Asurkonna seisundi halvenemine naaberriikides	KE (–)	V-KE (–)	V (–)
3. Hübridiseerumine ja introgressioon	V (V)	–	–
4. Taudid	S (KE)	KE-S (KE)	V (KE)
5. Toidubaasi vähenemine	V-KE (V)	S (KE)	V (V)
6. Legaalne küttimine	S (KE)	S (KE)	S (KE)
7. Ebaseaduslik küttimine	S (S)	S (S)	S (KE)
8. Joontaristu – levikutõke ja hukkumine liikluses	KE (KE)	KE (KE)	KE (KE)
9. Elupaikade kadu, vaesumine ja killustumine	V (KE)	KE (KE)	V (KE)
10. Valikuline küttimine ja asurkonna struktuuri rikkumine	KE-S (S)	V (V-KE)	KE (V)
11. Lisasöötmine ja peibutamine	V-KE (–)	–	KE (–)
12. Häirimine	V-KE (KE)	V-KE (KE)	KE-S (KE)
13. Erandkorras loodusest eemaldamine	V (V)	V (V)	V (V)
14. Ebasoodus avalik arvamus	S-KR (S)	KE (S)	S (S)
15. Piiriülese koostöö puudumine	KE-S (S)	KE-S (S)	V-KE (S)

6.2.1 Asurkonna madal arvukus ja geneetilise mitmekesisuse kadu

Kogu Euroopas on suurkiskjate osas välja joonistunud sarnane asustusmuster, mis korreleerub enamasti ka geneetilise mitmekesisusega. Jääaja-järgse inimtegevuse surve tõttu on läänepoolsed populatsioonid enam fragmenteerunud ja arvukuse pudelikaela läbimise mõjudega. See-eest idapoolsed populatsioonid on sidusamad ja stabiilsemad (Kaczensky *et al.*, 2012; Pilot *et al.*, 2014; Hindrikson *et al.*, 2017; Lucena-Perez *et al.*, 2020). Mõnedes üksikutes Euroopa suurkiskjate populatsioonides on nii arvukuse kui ka geneetilise mitmekesisusega hästi (Balti ja Skandinaavia karupopulatsioon), aga on hulga neid, milles näiteks geneetilise mitmekesisuse vähenemine on väga tõsiseks probleemiks (Skandinaavia hundipopulatsioon, Kesk-Euroopa ilvesepopulatsioonid).

Geneetilise mitmekesisuse vähenemine on keerukas probleem ning kõige enam toimub see sama liigi eri populatsioonide omavahelise otsese kokkupuute puudumise või populatsioonisisese killustumise teel, mille tagajärjeks on geenivoo piiramine, mis võib põhjustada märkimisväärset geneetilist triivi ja inbriidingut. Üldiselt on Eesti suurkiskjate asurkonnad hästi ühendatud Läti asurkondadega, aga kehvem on sidusus Venemaa asurkondadega (Plumer *et al.*, 2016, Anijalg *et al.*, 2018; Ratkiewicz *et al.*, 2014).

Hundi Euroopa populatsioonide omavahelise ja ka populatsioonide sisese siduvuse vähenemine või kadumine on oluline tegur, mis nõuab tugevaid meetmeid, eriti piirkondades, kus huntide jahisurve on juba mõnda aega tugev olnud (Kaczensky *et al.*, 2012; Jansson *et al.*, 2014; Boitani, 2015; Plumer *et al.*, 2016; Chapron & Treves, 2017). Geneetilise mitmekesisuse vähenemine on probleemiks mitmes Euroopa populatsioonis. Neist tuntuim ja nüüdseks väga suure tõenäosusega välja surnud on Sierra Morena hundipopulatsioon Hispaanias (López-Bao *et al.*, 2018). Inbriiding on väga oluline ja pikaajaline probleem ka Skandinaavia hundipopulatsioonis (Ellegren, 1999; Vilà *et al.*, 2003; Hagenblad *et al.*, 2009). Kuigi on teada, et Eesti ja Läti vahel toimub geenisiire (Hindrikson *et al.*, 2013; Plumer *et al.*, 2016), puudub geeni-siirde sageduse ja olemuse kohta info kogu Balti populatsioonis.

Ilvese puhul on Euroopas probleemiks paljude asurkondades madal arvukus ja suhteliselt killustunud levila (Rueness *et al.*, 2014; Lucena-Perez *et al.*, 2020). Aastatel 1971–2018 on Kesk-Euroopas toimunud 16 ilvese reintroduktsiooni projekti (kokku 170 looma), mis on kujunenud kokkuvõttes pigem edutuks, sest ilves suutis paikseks jääda neist viiel korral (Mueller *et al.*, 2020). Madal edukus on tingitud kahest peamisest asjaolust. Enamusel kordadest on introducteeritud väga väike arv samast populatsioonist pärit loomi (rajajaisendid), mis viib inbriidingu ja geneetilise mitmekesisuse kaoni. Kõigis reintroducteeritud asurkondades, mida on geneetiliste meetoditega uuritud, on leitud inbriidingu ja madala geneetilise varieerumise olemasolu (Bull *et al.*, 2016). Lisaks on suureks probleemiks Euroopa ilvesepopulatsioonide omavaheline isolatsioon. Seevastu Ratkiewicz jt (2012, 2014) on leidnud, et ilvese asurkonnad, mis elutsevad Baltimaades (sh Eestis), Soomes, Valgevenes ja Venemaa Euroopaosas (sh Balti populatsiooni põhjaosa), moodustavad muu Euroopa asurkondadega võrreldes üsna tervikliku ja omavahel sidusa geneetilise klatri ehk on geneetiliselt omavahel sarnased ja sisemiselt mitmekesised.

Karu puhul on käesoleval ajal Eestis tegu pudelikaelast taastuva asurkonnaga, mille geneetiline mitmekesisus on madalam kui teistes Euroopas populatsioonides, mis on pudelikaela läbinud (nagu Slovakkia ja Rootsi). Teistest piirkondadest kõrgem on geneetiline mitmekesisus Ida-Eestis, mis on tõenäoliselt tingitud Venemaalt tulevast immigratsioonist (Anijalg *et al.*, 2020). Siiski tuleb arvestada, et geenivoog Venemaa ja Eesti karude vahel on seni olnud suhteliselt vähene (Tammeleht *et al.*, 2010; Keis *et al.*, 2013; Anijalg *et al.*, 2018).

Asurkonna madal arvukus ja geneetilise mitmekesisuse vähenemine on hundi ja ilvese Eesti asurkonna puhul väikese kuni keskmise tähtsusega ohutegur, pruunkaru puhul keskmise tähtsusega ohutegur.

Meede: Suurkiskjate seisundi pidev jälgimine (seire) ja erinevate alus- ja rakendusuuringute teostamine, et omada head ülevaadet nende arvukusest ja kütimisest Eestis. Kui seireandmed ja uuringud viitavad arvukuse olulisele langusele, tuleb arvukuse säilitamiseks jahti piirata. Hoiu- ja ohjamisalade korra rakendamine, et kütimine oleks suunatud eelkõige kahjustuspiirkondadesse.

6.2.2 Asurkonna seisundi halvenemine naaberriikides

Balti suurkiskjate populatsioonide seisund võib halveneda ka Eesti kaitse- ja ohjamise tegevuskavast sõltumatutel põhjustel. Väheolulist rolli mängivad siinkohal ilmselt Läti karuasurkond ning Leedu ilveseasurkond (mis on väga väikesed), olulisel määral aga Läti ilvese- ja hundiasurkonnad, mis on viimaste andmete alusel Eesti asurkondadest suuremad (Ozoliņš *et al.*, 2017a,b). Lätis karu püsiv ja jätkusuutlik asurkond puudub, mistõttu on Eesti asurkond suhteliselt isoleeritud. Lätis on hundi ja ilvese asurkondade tegevuskavad hiljuti välja töötatud aastateks 2018–2028 (Ozoliņš *et al.*, 2017a, b). On väga oluline teha praegusest rohkem sisulist seirealast koostööd, et saavutada hea ja terviklik ülevaade populatsioonist ning parandada ja ühtlustada seire meetodikat ja koostööd. Kindlasti tuleb meeles pidada, et hundi ja ilvese Eesti asurkonna seisundi IUCN ohustatuse hinnangut on alandatud seoses tugevate asurkondadega naaberladel (vt ptk 4.1).

Asurkondade seisundi oluline halvenemine naaberriikides on hetkel hundil keskmise tähtsusega, ilvesel väikese kuni keskmise tähtsusega ja pruunkarul väikese tähtsusega ohutegur. Seoses erinevate teiste ohutegurite realiseerumisega on potentsiaalselt tegemist kõigil liikidel suureneva tähtsusega ohutegur.

Meede: Rahvusvahelise infovahetuse ja koostöö tõhustamine ja suurendamine ning erinevate koostöövõrgustike tegevuse toetamine ja arendamine, et omada paremat ülevaadet naaberriikides toimuvast ning ennetada ohutegurite realiseerumist Eestis. Samadel põhjustel on oluline ka rahvusvaheliste uuringute teostamine (sh asurkondade geneetilise sidususe uuring naaberladega).

6.2.3 Hübridiseerumine ja introgressioon

Hübridiseerumine on bioloogiline protsess, mille jooksul kaks eraldiseisvat, kuid üksteisega lähedalt seotud taksonit ristub ning see võib tugevalt mõjutada liigi geneetilist ülesehitust, pikaajalist püsimist ja arengut (Gompert & Buerkle, 2016). Kui looduslikku hübridiseerumist nähakse pigem positiivsena (nt geneetiline päästmine, Brennan *et al.*, 2014; liigiteke, Lavrenchenko & Bulatova, 2016), siis inimtekkeline hübridiseerumine on potentsiaalseks ohuks asurkondade, aga isegi liikide säilimisele (Donfrancesco *et al.*, 2019). Inimtekkeline hübridiseerumine on hästi dokumenteeritud koerlastel (Gottelli *et al.*, 1994; Elledge *et al.*, 2008; Khosravi *et al.*, 2013; Freedman *et al.*, 2014; vonHoldt *et al.*, 2016), sealhulgas sagedasti hundi ja kodukoera vahel (Randi, 2008; Leonard *et al.*, 2014). Euroopas on hundi ja koerte hübridiseerumisjuhtumeid tuvastatud nüüdseks kõigis hundipopulatsioonides (Salvatori *et al.*, 2020). Põhja-Ameerikas on mitmed koerlaste liigid tekkinud hübridiseerumise tulemusena, näiteks tumehunt (*Canis rufus*) ning idahunt (*Canis lycaon*) on mõlemad hundi ja koiti ristandid (vonHoldt *et al.*, 2018).

Kuigi Euroopas on hundi ajalooline levila taastumas, on hübridiseerumist süstemaatiliselt uuritud siiski pigem vähe (Donfrancesco *et al.*, 2019). Euroopa loodushoiu regulatsioonid (so EL loodusdirektiiv ja Berni konventsioon) panevad Euroopa valitsustele hundi kaitse osas mitu

juriidilist kohustust. Täpsed kohustused on riigiti erinevad (Fleurke & Trouwborst, 2014; lisa C). Euroopas ei ole hetkel üht kindlat ja selget hundi ja koera hübriidi definitsiooni. On küll koostatud hübriidiseerumise ennetamise ja hübriidide suunis, kuid see ei ole piisav konkreetsete olukordade lahendamiseks (Donfrancesco *et al.*, 2019; Salvatori *et al.*, 2020). Tasub märkida, et 2017. aasta seisuga oli hübriidiseerumine ja introgression teisel kohal geneetikaga seotud ohtude hulgas Euroopa hundipopulatsioonidele (Hindrikson *et al.*, 2017). Hübriidiseerumise kui väga olulise ohu tunnetus tuleb nii meetodite erisusest hübriidi määramisel (geneetiline, kui väga kindel, või välimusel põhinev), kui ka eri riikide erinevatel tegutsemismudelitel hübriidide ohjamisel.

Balti hundipopulatsioonis on hübriidiseerumine kinnitust leidnud mitme aastakümne jooksul (Andersone *et al.*, 2002; Hindrikson *et al.*, 2012; Stronen *et al.*, 2013). Hübriidiseerumine võib olla ohuks hundi soodsa seisundi säilimisele seoses tema kohanemisvõime vähenemisega, samuti võib see suurendada tema agressiivset käitumist ja kahjustuste hulka (Randi, 2011). Hundi ja koera ristandite tekkimise võimalus on suurem antropogeense surve all, eriti populatsiooni perifeerias ja kõrge inimtekkelise suremusega aladel – olukordades, kus hundi asurkonna seisund on üleküttimise tõttu või mõnel muul põhjusel oluliselt halvenenud (Godinho *et al.*, 2011; Hindrikson *et al.*, 2012). Samuti soodustab seda hundi asurkonna sotsiaalse struktuuri lõhkumine (Valdmann *et al.*, 2004a).

Kuna hundi ja koera hübriidide olemasolu ei ole Eesti hundi asurkonna seisundi säilimisele tõenäoliselt otseselt ohtlik, on hübriidiseerumine (ja eriti introgressioon) Eestis vähetähtis ohutegur. Teatud tingimustel, nagu väga madal hundi arvukus, suures ulatuses lõhutud karjade sotsiaalne struktuur vms võib hübriidiseerumine muutuda hundile keskmise tähtsusega ohuteguriks. Ilves ja pruunkaru teiste liikidega ei hübriidiseeru.

Meede: Huntide ja koerte hübriidide tuvastamisel (väliste tunnuste põhjal) tuleb nad esimesel võimalusel loodusest eemaldada (ära küttida). Hundiga seotud DNA uuringute tegemisel tuleb kahtluse korral analüüsida ka hübriidide esinemise olemasolu.

6.2.4 Taudid

Laiaulatuslikku taudide levikut ning nende olulist mõju populatsioonide arvukusele esineb suurkiskjatest koerlastel, kuna enamus neid tabavatest tõvedest on sugukonnaspetsiifilised ning kanduvad seetõttu vabalt ühelt koerlase liigilt teisele. Eestis on hundile ja vähemal määral ka ilvesele üheks suuremaks ohuks parasitoosidest kärntõbi, mille peamisteks edasikandjateks on rebased ja kährikud. Kärntõve leviku märgatavat laienemist nii hundi kui ka ilvese asurkondades on täheldatud alates aastast 2009 (ulukiseire aruanded 2009–2020, KAUR²⁴). Kärntõve mõju hundi ja ilvese asurkondadele ei ole eraldi uuritud ning kärntõbi ei ole kiskjate asurkondade seisundit pikemaajaliselt ohustanud, kuid kärntõve leviku aastatel võib märgatavalt väheneda asurkonna arvukus ja juurdekasvumäär. Lisaks on kahel viimasel aastal Eestis looduses väikekiskjatelt (rebane, kährik) tuvastatud koerte katku, mis võib teatud juhtudel ohustada ka hunte. Samas ei ole seni Eestis ühtegi nakatumiskahtlusega või surnud isendit seni leitud. Vt ka ptk 2.4.3.

Kärntõbi on hundi puhul suure ja ilvese puhul keskmise kuni suure tähtsusega ohutegur, mis võib lühiajaliselt olla suremustegurina väga oluline. Teiste võimalike taudide mõju Euroopas ei ole praegu ennustatav. Karul ei ole tugeva mõjuga taudide levikut viimasel ajal leitud, kuid arvestades asurkonna kõrget arvukust, võib ettenägematu tugeva mõjuga taud olla üsna laastav. Seega on taudid karu puhul väikese tähtsusega ohutegur.

²⁴ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/kuttimine>

Meede: Suurkiskjate seisundi pidev jälgimine (seire) ja erinevate alus- ning rakendusuringute teostamine, et omada head ülevaadet taudide levikust. Kärntõve levikut aitab piirata ka põllumajandusloomade jäänuste käitlemise kontrolli tõhustamine, kuna metsa viidud rappekohtadel puutuvad suurkiskjad kokku tõve levitajatega (rebased, kährikud).

6.2.5 Toidubaasi vähenemine

Toidubaasi vähenemisest on toiduspetsialistina enim mõjutatud ilves, kelle peamiseks saakliigiks Eestis on metskits. Tõenäoliselt on aastatel 2011–2013 toimunud ilvese asurkonna arvukuse tugeva languse üheks oluliseks põhjuseks metskitse arvukuse drastiline langus ja sellele järgnenud madalseis neil aastatel. Hundi arvukuse mõjutamiseks peaks üheaegselt oluliselt langema mitme sõralise arvukus, mis võib teoreetiliselt juhtuda, kui põdra arvukus langeb, metssea populatsioon taastub sigade Aafrika katkust väga aeglaselt või seatakse taas levima hakkab ning metskitse arvukus taas langeb. Pruunkaru on suurkiskjatest kõige laiemal toiduspektriga ning toitub suures osas taimedest. Seega on toidubaasi oluline vähenemine väga vähetõenäoline. Siiski võib olla, et väga tugeva metsaraie, eutrofeerumise, väetamise ja laialdase monokultuursete puistute rajamise korral väheneb karule oluliste toiduresursside, sipelgate ja metsamarjade kättesaadavus (Strengbom, J. & Nordin, A. 2008; Lundmark & al. 2014; Domevšič, 2018). Vt ka ptk 2.1.5, 2.2.5 2.3.6 ja 2.4.1.

Toidubaasi vähenemine on hundi puhul väikese kuni keskmise tähtsusega ohutegur, ilvese puhul suure tähtsusega ohutegur ning karu puhul väikese tähtsusega ohutegur.

Meede: Suurkiskjate seisundi pidev jälgimine (seire) ja erinevate alus- ning rakendusuringute teostamine, et täpsemalt selgitada välja toidubaasi vähenemisega kaasnevad mõjud. Samuti koostatakse erinevaid võimalikke põhjuseid võrdlev ja kaaluv analüüs, arvukuse tugevate fluktuatsioonide riskihinnang ja prognoos ning tegevusplaan selliste ohtude (sh toidubaasi vähenemine) minimeerimiseks (Vt ka ptk 8.2.1, 8.2.4, 8.2.8 ja 8.2.9.).

6.2.6 Legaalne küttimine

Üleküttimine (sh legaalne küttimine) oli suurkiskjate arvukuse languse ja väljasuremise kõige olulisem põhjus eri Euroopa riikides 18.–19. sajandil (Chapron *et al.*, 2014). Ka Eestis on kõigi kolme liigi arvukus 20. sajandi jooksul erinevatel perioodidel, kuid ka 2000-ndate aastate alguses, olnud väga madalal tasemel. Tuleb meeles pidada, et sajanditaguse suurkiskjate hävitamiskampaania näol oli tegemist tollases õigusruumis legaalse küttimisega. Ilvese puhul oli ilmselt üheks arvukuse järsu languse põhjuseks eelmise kümnendi algul aastatel 2010–2011 toimunud metskitse languse järgselt ilvese küttimise jätkumine aastatel 2012–2015 (Veeroja *et al.*, 2020, Schmidth *et al.*, 2021). Küttimisega kaasneda võivate ohtude tugevusest räägib omal moel ka ulatusliku ja keeruka ulukiseire ja jahikorralduse süsteemide väljaarendamine kõikjal Euroopas jm.

Ehkki otsesed jahinduse mõjud suurkiskjate populatsioonidele on üha selgemad, puudub siiski kompleksne arusaam jahinduse geneetilistest tagajärgedest asurkondadele, nagu näiteks piiriäärsete asurkondade ohjamine (Reljic *et al.*, 2018). Küttimine, nagu iga antropogeenne tegur, mõjutab suurkiskjate populatsioonide geneetilist mitmekesust (Allendorf *et al.*, 2008), seda eriti hundi kui sotsiaalse liigi puhul (Ausband *et al.*, 2015). Näiteks hundi puhul on küttimise tagajärgedeks nii vähenenud geneetiline varieeruvus ja geenisiire, muutunud populatsiooni struktuur, sotsiaalse struktuuri rikkumine, suurenenud hübriseerumine koertega ja kutsikate elumuse langus (Valdmann *et al.*, 2004a; Jędrzejewski *et al.*, 2005; Creel & Rotella, 2010; Rutledge *et al.*, 2010; Hindrikson *et al.*, 2013; Ausband *et al.*, 2015). Samas ei ole Lätis viimasel paarikümnel aastal toimunud intensiivne hundi küttimine toonud kaasa märgatavaid

muutusi asurkonna soolises ja vanuselises struktuuris (Šuba *et al.* 2021). Legaalne üleküttimine võib kujuneda oluliseks ohuteguriks ka karu puhul.

Küttimine, sh korraldatud küttimine omab väga suurt mõju kõigi kolme suurkiskjaliiigi arvukusele ning on seega suure tähtsusega ohutegur. Eriti oluline on oht hundi ja ilvese puhul, kelle asurkonnad on suhteliselt väikesed ning võimalikud kaasnevad ohud seega suuremad, kui karul. Samas on oht suurem liikidel, kelle juurdekasvu potentsiaal on madal (karu). Lisaks suurendab liialt suurte küttimismahtude määramise ohtu tugevate konfliktide olemasolu inimesega (hunt, karu).

Meede: Suurkiskjate seisundi pidev jälgimine (seire) ja erinevate alus- ja rakendusuringute teostamine, et omada head ülevaadet nende arvukusest ja küttimisest Eestis. Suurkiskjate koostöökogu moodustamine ja töösse rakendamine, et läbi erinevate osapoolde kaasamise tagada tasakaalukas suurkiskjate kaitse ja ohjamine (sh hästi korraldatud küttimise näol).

6.2.7 Ebaseaduslik küttimine

Suurkiskjapopulatsioonide ohjamine tänapäevastes inimõjulistest ja linnastuvates maastikes peetakse üheks kõige suuremaks looduskaitseks väljakutseks maailmas (Woodroffe, 2000). Ebaseaduslik küttimine on sealjuures võtmetähtsusega teema (Carter *et al.*, 2017) ja üks olulisemaid tegureid, mis mõjutab suurkiskjaid väga olulisel määral (Andrén *et al.*, 2006; Ryser-Degiorgis, 2011; Boitani, 2015; Suutarinen & Kojola, 2017) ja pidurdab suurkiskjate levikut Euroopas (Liberg *et al.*, 2012). On näidatud, et eri liikidel võib teatud piirkondades illegaalne küttimine moodustada väga suure osa suremusest: Rootsis on arvatud, et illegaalselt kütitakse koguni 51% hundiasurkonnast (Liberg *et al.*, 2012) ja näiteks Kesk-Euroopa ilvesepopulatsioonis (Bohemia metsa ökosüsteemis) 15–20% aastastest juurdekasvust (Heurich *et al.*, 2018). Poolas hinnatakse hundi asurkonna aastaseks suremuseks salaküttimise läbi 33% (Nowak *et al.* 2021b) ning Ida-Poolas Białowieża metsas on ebaseaduslik küttimine moodustanud 50% hundi ning 53% ilveste suremusest (Mysłajek & Nowak, 2014). Vt ka ptk 2.1.6 ja 2.2.6. Rootsis tehtud uuringus (Liberg *et al.*, 2020) leiti, et ebaseaduslikult kütitud huntide osakaal oli positiivses sõltuvuses asurkonna suurusega ja negatiivses sõltuvuses legaalselt kütitud isendite arvuga ning järeldati, et legaalne küttimine võib vähendada suurkiskjate salaküttimist.

Eestis on ebaseadusliku küttimise juhtumitest seni tõendust leidnud vaid üksikud. KeA järelevalve osakonna (L. Plumer) ja mitme anonüümseks jääda soovinud allika alusel võib suurkiskjate, eriti hundi ebaseaduslik küttimine toimuda Eestis siiski asurkonda oluliselt mõjutavas mahus (vihjed tegevuskava koostamise ajal toimunud vestlustest). Alates 2015. aastast on Eestis alustatud 16 väärteomenetlust seoses suurkiskjate ebaseadusliku küttimisega jahiseaduse § 50 (jahiloata jahipidamine) alusel (KeA). Sageli on ühe teoga rikutud ka teisi norme (näiteks jahipidamine keelatud ajal, KeA kehtestatud küttimismahu rikkumine). Neljal juhtumil on tegevuskava koostamise ajal menetlus pooleli, neljal juhtumil on koostatud üldmenetluse otsus, neljal juhul on menetlus lõpetatud aegumisega ning ühel juhul on olnud lõpetamise aluseks kahju vabatahtlik hüvitamine ning kolmel juhul puudusid väärteo tunnused (ebaseaduslik küttimismahu ületamine leidis aset jahikorralduse puuduste tõttu). Neli menetlust on seotud ilvestega, neli karuga ning kaheksa hundiga (KeA, varasem Keskkonnainspeksioon).

Hundi puhul võib ebaseadusliku küttimise oht tekkida ekslikust arvamusest, et hunte on oluliselt enam, kui seireandmed näitavad või nähakse selles vahendit karilooma-kahjustuste vähendamiseks. Esimesel juhul võib aidata läbipaistva ja usaldusväärse seiresüsteemi olemasolu, tõhus teavitus seire meetodikast ja tulemustest ning aktiivsem suhtlemine seireandmete kogujate (jahimehed) ja analüüsijate (KAUR) vahel. Teisel juhul võiks abi olla

ohjamis- ja hoiuala põhimõtete rakendamisest, millega suunatakse suurkiskjate asurkondade tuumikud intensiivsema karjakasvatusega aladest eemal olevatesse piirkondadesse. Seejuures on kindlasti olulised ka tõhusad ennetusmeetmed.

Ilvese puhul võib arvukuse madalseisu tõttu ebaseaduslik kütmine olla läbi otseste ja kaudsete mõjude ohuks praegusele suhteliselt ebasoodsas seisus olevale asurkonnale. Ebaseadusliku kütamise mõju ilvese arvukusele ei ole täna Eestis teada ning see vajaks kindlasti lähemat uurimist.

Karu puhul võib ebaseaduslikku kütamise ohtu tõsta asurkonna kõrge arvukus. Samuti on karu puhul oluline arvestada madalaimat juurdekasvupotentsiaali kolme suurkiskjaliigi hulgas.

Kõigi kolme liigi puhul võib ebaseadusliku kütamise ajendiks olla ka kaubanduslikud huvid (trofee, looma osad). Karu võidakse ka eksikombel küttida metsseajahi käigus või jahi käigus oletatava rünnaku ennetamiseks.

Kõigi kolme liigi puhul on ebaseaduslik kütmine suure tähtsusega ohutegur.

Meede: Suurkiskjate seisundi pidev jälgimine (seire) ja läbipaistva ning usaldusväärse seiresüsteemi olemasolu tagamine ja edasi arendamine. Tõhus teavitus seire metoodikast ja tulemustest ning aktiivsem suhtlemine seireandmete kogujate (jahimehed) ja analüüsijate (KAUR) vahel. Hoiu- ja ohjamisala põhimõtete rakendamine, millega suunatakse suurkiskjate asurkondade tuumikud intensiivsema karjakasvatusega aladest eemal olevatesse piirkondadesse. Seejuures on kindlasti olulised ka tõhusad ennetusmeetmed. Seadusandluse muutmine ebaseadusliku kütamise kahjumäärade suurendamiseks, et muuta salakütmine ebatasuvaks.

6.2.8 Joontaristu – levikutõke ja hukkimine liikluses

Suurkiskjate puhul on taristute arendamine seotud kahe olulise aspektiga. Esiteks võivad need vähendada või takistada suurkiskjate liikumist kodupiirkondade piires, olles otseseks takistuseks igapäevasele liikumisele. Teiseks ja palju suuremaks probleemiks on see, kui taristuobjektid kujunevad funktsionaalseteks barjäärideks, mis pidurdavad asurkondade ja asurkonna osade vahelist isendite liikumist. Isendite võimalus vabalt liikuda on loomapopulatsiooni tervikliku funktsioneerimise üks olulisim alus. Näiteks võivad kiirteed takistada noorisendite hajumist. Tagajärjena väheneb populatsiooni geneetiline mitmekesisus ja pikema aja jooksul ka liigi kohasus.

Eestis ei ole siiani maanteede ega ka muude arendatavate objektidega seoses loodud suurkiskjate levikut täielikult takistavaid barjääre. Samas on see probleem kolme siseriikliku joonobjekti – Rail Baltic raudtee (seda ohtu hinnatakse sarnaseks ka Lätis; Ozoliņš *et al.*, 2018) ning Tallinn-Tartu ja Tallinn-Pärnu-Ikla neljarealiste maanteede arendusplaanidega selgelt päevakorda tõusmas.

Lisaks transpordile võivad probleemseteks osutada ka suurkiskjate sobivatesse elupaikadesse näiteks karjakasvatuse või ulukifarmidega seotud suurte aedikute rajamine. Samuti EL idapiirile rajatav piiritara. Eeldatavasti siiski ei rajata piiritara Peipsi järve ja Narva jõe kallastele ning kagupiiril jäetakse piisavalt tarakatkestusi ja need piirilõigud jäävad suurkiskjatele avatuks. Seetõttu vajab kiskjate piirulene liikumine pidevat seiramist ning selleks tehakse koostööd Politsei- ja Piirivalveametiga ning arendatakse võimalusel koostööd ka naaberriikidega.

Lisaks joontaristute levimist takistavale mõjule kaasneb transporditaristutega isendite hukkimise oht kokkupõrgetel sõidukitega. Liikluses hukkunud suurkiskjaid on Eestis registreeritud siiski suhteliselt vähe (vt ptk 2.1.6, 2.2.6, 2.3.7). Samuti on Eestis selgelt teadvustatud ja

tähtsustatud ulukiläbipääsude rajamine ning ulukite liiklusesse sattumise takistamine maanteed ja raudteede arendamisel. Koostatud on ka mitmed sellekohased suuniseid ja uuringuid²⁵, mis toovad valdavalt soovitusena välja, et suurulukipääsude (ökoduktid, rohesillad, tunnelid jne) toimimise eesmärgil tuleb suudmealadel eelkõige vältida metsa lageraiet, maavarade kaevandamist ja ehitustegevust.

Kuna liiklussagedus teedel, aga ka maanteed ja raudteede tarastamine on Eestis tõusutrendil, siis on tehnilikud levikutõkked ja/või nendega seotud hukkumine suure kodupiirkonna ja kolmest liigist suurima hajuvate noorloomade rändeulatuse tõttu hundi puhul perspektiivis keskmise tähtsusega ohutegur, ilvese ja karu puhul sarnastel põhjustel samuti keskmise tähtsusega ohutegur. Varasemalt on tegemist olnud pigem väikese tähtsusega ohuteguriga.

Meede: Erinevate alus- ja rakendusuringute teostamine, et omada head ülevaadet probleemi ulatusest Eestis. Koostöö ja erialane teabevahetus ning rahvusvaheline infovahetus kaitse ja ohjamise korraldajate ning ametkondade (sh Politsei- ja Piirivalveamet ja Transpordiamet) ja omavalitsuste vahel, et tõkete rajamisel oleks tagatud suurkiskjate läbipääs ning väheneks nende hukkumine liiklusõnnetustes.

6.2.9 Elupaikade kadu, vaesumine ja killustumine

Euroopa Liidu nn loodusdirektiiv²⁶ ja Natura 2000 kaitstavate alade võrgustik on mänginud suurt rolli suurkiskjate kaitsmisel. Siiski, kuna Natura 2000 võrgustik loodi enne suurkiskjate populatsioonide laienemisperioodi kõikjal Euroopas, ei pruugi olemasolev võrgustik olla piisav suurkiskjate ja nende elupaikade kvaliteedi kaitseks tänapäeval. Näiteks Poolas on leitud, et Natura 2000 võrgustiku raames (võrgustiku üheks kriteeriumiks on, et liigi elupaikadest peaks 20–60% olema kaitsealadel) on Balti ja Karpaatia hundipopulatsioonid paremini kaitstud (vastavalt 28% ja 47% populatsiooni levilast asub Natura 2000 võrgustiku aladel), kui laienev Kesk-Euroopa lauskmaa populatsioon (12%) ning seetõttu peaks Lääne-Poolas Natura 2000 alasad suurendama vähemalt 8% võrra (Diserens *et al.*, 2017). Elupaikade vähenemist, vaesumist ja killustumist peetakse Leedus, Poolas, Valgevenes ja Ukrainas üheks olulisemaks ilvese kehva käekäigu põhjuseks (Schmidt *et al.*, 2021).

Suurkiskjate kui suurte ja palju liikuvate loomade jaoks on oluline, et meie looduses esinevad elupaigad püsiks sidusana, teisisõnu on väga oluline, et Eestis loodud rohevõrgustiku alad säiliks ja toimiks elupaiga ja rändekoridoridena ka edaspidi. Rõhevõrgustiku säilitamiseks ja selle toimimisega arvestamiseks on Keskkonnaagentuur 2018. aastal koostanud ka vastava juhendi²⁷.

Suurkiskjate elupaikade kvaliteet sõltub olulisel määral metsaelupaikade olemasolust ja sidususest. Eestis näitab suurkiskjate jaoks suhteliselt heade elupaikade olemasolu kolme liigi asurkondade paiknemine Mandri-Eestis (Veeroja *et al.*, 2020) ning ka Vahe-Eestis asuv põhjalõuna-suunaline metsavöönd, mida näiteks isased karud kasutavad liikumiskoridorina (Anijalg *et al.*, 2020). Oluline on vabaneda vananenud mõtlemisest, mille järgi suurkiskjad on osa „metsikust loodusest“ ja asustavad vaid kaitstavaid alasid, ning mõista, et suurkiskjad on loomulik osa pea kõigist maastikest, sh tugeva inimõjuga piirkonnad (López-Bao *et al.*, 2017). Elupaikade degradeerumist ja killustumist võivad märkimisväärselt põhjustada pikad tarad, teede ääres, riigipiiril, aga ka karjamaade puhul, kuid samuti tiheasustusalad ja tihedad paiknevad arvukad raielangid (vt ka ptk 6.2.8).

²⁵ <https://www.mnt.ee/et/tee/elusloodus/kasiraamat-loomad-ja-liiklus-eestis>

²⁶ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20070101&from=EN>

²⁷ https://keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/rohevõrgustiku-planeerimisjuhend_20-04-18.pdf

Praegusel ajal on elupaikade kadu, vaesumine ja killustumine hundi ja karu puhul pigem väikese tähtsusega ning ilvesele keskmise tähtsusega ohutegur. Kuna tulevikus vahetu inimhäiringuta maastike osakaal pigem väheneb ning elupaikasad killustavaid objekte lisandub järjepidevalt, võib pikemas perspektiivis sellest kujuneda oluline ohutegur.

Meede: Rohevõrgustike alade säilitamine ja Keskkonnaagentuuri koostatud juhendmaterjalide järgimine. Suurkiskjate hoiu- ja ohjamisalade tzoneeringu kasutamine ühe alusmaterjalina teistes ruumiplaneeringutes, sh rohevõrgustik, taristu, kinnisvara, maakasutus jms (vt ka ptk 8.7.4). Koolituste korraldamine rohevõrgustiku, üldplaneeringute ja suure ruumilise ulatusega teemaplaneeringute ning KMH koostajaile.

6.2.10 Valikuline küttimine ja asurkonna struktuuri rikkumine

Sotsiaalselt keerukate liikide pikaajaline ellujäämine ja ökoloogiline toimimine võib sõltuda rohkemast, kui vaid lihtsalt nende populatsioonide arvukuse väärtusest (Brainerd *et al.*, 2008; Chapron *et al.*, 2014). Näiteks hundi sotsiaalsete üksuste (karjade) stabiilsus võib olla sama oluline, kui nende populatsiooni suurus, kuid sageli peetakse silmas ainult viimast. Pikaajalises uuringus (26 aastat), milles vaadeldi 387 raadiokaelustatud isendit, leiti, et karja sigiva isendi (alfa-loom) hukkumine viis 77% juhtudest karja lagunemiseni (Borg *et al.*, 2015). Seega on karja juhtisendite küttimine tegevus, mis vajab senisest paremat läbimõtlemit ja sobib eelkõige piirkondades, mis ei sobi hundikarja elupaigaks.

Kuigi inimtegevus võib mõjutada ka üksikelulisi liike läbi sotsiaalsete seoste, on üldjuhul tundlikumad siiski ühiselulised liigid. Lõvide puhul on näidatud, et pigem on just sotsiaalsed karjad, mitte üksikisendid, need põhilised ehituskivid, mille ümber kiskja ja saaklooma vastastikmõjusid modelleerima peaks ning sotsiaalsete karjade formeerumine võib pakkuda paljude ökosüsteemide aluseks olevat stabiilsust (Fryxell *et al.*, 2007). Ühiselulistel imetajatel, nagu hundid, võib isegi väike populatsiooni vähenemine häirida sotsiaalset stabiilsust (Fryxell *et al.*, 2007) ja vähendada populatsiooni funktsionaalset rolli rohkem, kui ainuüksi nende arvukuse põhjal võiks arvata (Wallach *et al.*, 2009). Üks olulisemaid inimtegureid, mis hundi-karja sotsiaalset struktuuri mõjutab, on küttimine. Küttimise üks alaliike, valikuline ehk selektiivne küttimine muudab populatsiooni loomulikku struktuuri. See võib kaasa tuua muutusi nii vanuselises koosseisus, karja suuruses, elumuses, saagipüüdmise võimekuses, karja kodupiirkonna suuruses ja stabiilsuses, sotsiaalses käitumises kui ka geneetilises mitmekesisuses (Wallach *et al.*, 2009). Kokkuvõttes võivad sellised mõjud viia ebasoodsate ökoloogiliste ja evolutsiooniliste tagajärgedeni (Fenberg & Roy, 2008).

Suurkiskjatest toimub valikuline küttimine ilmselt kõigi liikide puhul, sest trofeejahi puhul on eelistatud suurema kehaga isendid ja seetõttu näiteks karu puhul kütitakse enam suuri isasloomi (Reljic *et al.*, 2018). Norras on aga leitud, et ilvese puhul vanus ja sugu (isane) suurendavad isendi küttimisriski (Nilsen *et al.*, 2012). Kuna Eestis ei ole lubatud küttida poegadega emalvest, on küttimissurve isasloomadele arvatavasti suurem. Hundi puhul võib valikuline küttimine toimuda suuremate karjade küttimises, mis viib suurema tõenäosusega eduka jahini. See on aga oluline sotsiaalse struktuuri lõhkuja, mis võib (1) suurendada kutsikate suremust (Brainerd *et al.*, 2008) ning (2) tekitada juurde üksikuid noorloomi, kes ei ole õppinud vanemate kõrvalt looduslike sõralisi edukalt jahtima ning mis ühtlasi suurendab riski nende muutumiseks nuhtlusisenditeks.

Valikuline küttimine on hundi puhul keskmise kuni suure tähtsusega ohutegur seoses ühiselulisuse ja väga tugeva sotsiaalse struktuuriga, ilvese puhul pigem vähese tähtsusega ohutegur ning pruunkaru puhul keskmise tähtsusega ohutegur seoses suurendatud jahihuviga (trofee) vanade isasloomade suhtes.

Meede: Suurkiskjate seisundi pidev jälgimine (seire) ja erinevate alus- ja rakendusuuringute teostamine, et omada head ülevaadet nende arvukusest ja kütimisest Eestis. Suurkiskjate koostöökogu moodustamine ja töösse rakendamine, et läbi erinevate osapoolte kaasamise tagada tasakaalukas suurkiskjate kaitse- ja ohjamine (sh hästi korraldatud kütimise näol). Inimeste teadlikkuse tõstmine ja koolitamine valikkütümise kahjulikkusest.

6.2.11 *Lisasöötmine ja peibutamine*

Karude ja huntide lisanõõtmine, toidupaladega peibutamine (nt kütümise või loodusturismi eesmärgil) ja peibutistega inimasustusest eemale juhtimine on vastuoluline meede. Inimtekkeline toit võib muuta loomade kodupiirkonna paiknemist, liikumisharjumusi, toitumiskäitumist ja -eelistusi ning karu taliuinakut (Jerina *et al.*, 2012; Zlatanova *et al.*, 2014; Krofel *et al.*, 2017b; Penteriani *et al.*, 2017, 2018). Paljudes Euroopa riikides on karude lisanõõtmine soovitatud meede (Kavčič *et al.*, 2015) erinevalt Põhja-Ameerikast (Garshelis *et al.*, 2017). Lisaks võib lisanõöt mõjutada ka otseselt karude toitumist, suurendades kehakaalu ja energiavajadust, nagu on täheldatud prügimägedel toituvate pruunkarude puhul (Garshelis *et al.*, 2017).

Pruunkaru jaoks võib olla lisanõödaplatsidelt leitu üks olulisim toiduallikas (Kavčič *et al.*, 2015) ning suurem osa karudest kasutab võimalusel lisanõödaplatsi (Krofel & Jerina, 2016). Sellel võib olla negatiivne mõju looma tervisele ja toiduharjumusi õppivatele poegadele juhul, kui kunstlikke tootumiskohti külastavad poegade emased (Penteriani *et al.*, 2017). Lisaks võivad taolised tootumiskohad kunstlikult suurendada kohalikku asustustihedust, mis omakorda suurendab nii karude kokkupuuteid omavahel kui teiste liikidega (näiteks ilvesega; Krofel & Jerina, 2016) jne. Seega võib söödakohtade kasutamine teatud tingimustes esile kutsuda madalamat kohastumust, kuna kunstlik toit muutub võrdselt atraktiivseks või atraktiivsemaks kui teised ressursid (Penteriani *et al.*, 2018). Nagu selgus Sloveenias, oli lisanõöt karude kõige olulisem toidukategooria ning moodustas 34% karude aastasest toiduenergia kogusest. Sellest 22% moodustas mais ning 12% loomaraiped (Kavčič *et al.*, 2015). Samuti võib tihedama inimasustusega piirkondades hundi toidubaasist olulise osa moodustada inimtekkelised toiduobjektid (sh jäätmad; Zlatanova *et al.*, 2014).

Eestis on ulukite lisanõõtmine keelatud kaitstavatel aladel²⁸. Peale selle kehtivad lisanõõtmisele täiendavad piirangud seoses sigade Aafrika katku (SAK) levikuga – metssigade lisanõõtmine on keelatud kõikjal Eestis²⁹. Kuna metsseale sobib nii taimset kui loomset päritolu sööt, siis on ühtlasi sisuliselt keelatud ka suurkiskjate lisanõõtmine. Ainuke erisus on ulukijäätmad, mida võib lisanõõtmiseks kasutada ja/või kütümise järel elupaikadesse jätta. Ulukite lisanõõtmisele kehtib keeld veel seoses ulukikahjustuste paiknemisega ja aladega, kus jahipidamine on keelatud³⁰. Muul moel ulukite peibutamine (heli, lõhn jms) on seadusandlikult määratlemata ja reguleerimata.

Lisanõõtmine on hundi puhul väikese kuni keskmise tähtsusega ohutegur ning pruunkaru puhul keskmise tähtsusega ohutegur, ilvese puhul oht puudub. Kui muul moel suurkiskjate peibutamine levib praegusest laiemalt, võib sellest kujuneda omaette ohutegur kõigi kolme liigi jaoks.

Meede: Erinevate alus- ja rakendusuuringute teostamine, et omada head ülevaadet probleemi ulatusest Eestis. Inimeste teadlikkuse tõstmine ja koolitamine ning juhendmaterjalide

²⁸ Looduskaitseadus §14 lg 1 p 10, RT I, 30.12.2020, 7

²⁹ KeA käskkiri, 16. oktoober 2020 nr 1-1/20/186. Metssigade kütümise korraldamine sigade Aafrika katku tõkestamiseks metssigade asurkonnas Eesti Vabariigi territooriumil ning kütümismahu ja struktuuri määramine 2020/2021 jahiaastaks

³⁰ Jahiseadus § 46, RT I, 10.07.2020, 91

koostamine lisasöötmise ja peibutamise seotud ohtudest. Põllumajandusloomade jäänuste käitlemise kontrolli tõhustamine.

6.2.12 Häirimine

Suurkiskjate peamised häirimisallikad on inimtekkelised, sealhulgas võib neid riski alusel ulukitele jagada surmavateks (kütmine, tagakiusamine), mittesurmavateks (metsaraie, maastikuüritused, jahipidamine) ning urbaniseerumiseks ja taristuks (asulate suurenemine, teede ehitus, liiklus, põllumajandus; Gaynor *et al.*, 2018). Suurkiskjad väldivad inimese lähedust ning näiteks poegade olemasolu korral talipesast üles aetud alla aastaste poegade emakaru ei naase sinna reeglina tagasi – pojad hukuvad. Niisiis võivad loomad hukkuda ka otseselt mittesurmavate häiringute (metsaraie, matkamine, maastikul toimuvad rahvaüritused, jahipidamine) tagajärjel. Eestis läbi viidud karu talipesade uuringus (Tammeleht *et al.*, 2020) kasutatud valimist olid enam kui pooled talipesad teada nende inimhäiringust tingitud hülgamise tõttu ning väga tõenäoliselt on sellel negatiivne mõju karu sigimisedukusele. Samas uuringus leiti ka, et kaitsealadel, kus häiringu tõenäosus on väiksem, on vähe talipesaks sobivaid elupaikasid. Karu pesa leidmise korral tuleb sellest kohe teada anda Riigiinfo telefonil 1247 või saata kiri pesa asukoha kirjelduse või koordinaatidega Keskkonnaameti üldmeilile info@keskkonnaamet.ee. Karu talvituspaika moodustub looduskaitsealade (LKS) § 4 lg 5 punkti 4 ja § 51¹ alusel automaatselt püsielupaik, kus 300 meetri raadiuses talvituspaigast on keelatud kuni sama aasta 15. aprillini jahipidamine ja metsamajandustööd, et vältida karude häirimist. Maaomanikele saadetakse piirangutest teavitav kaitsekohustuse teatis (aluseks LKS § 4 lg 1).

Sarnaselt karuga on ka hunt ja ilves poegimisperioodil häiringu suhtes väga tundlikud. Siiski, kuna hunt ja ilves on aktiivsed aasta läbi ning pesakohaga rangelt seotud lühema perioodi jooksul, on ka häiringu tõenäosus mõnevõrra väiksem. Hundi puhul on täiendavaks häiringuallikaks (eriti noorte pesakondade perioodil) loodusturismiga seotud häiring – häälpõibutamine (nn ulgumine), pesakohtade otsimine jms.

Häirimine on hundi ja ilvese puhul väikese kuni keskmise tähtsusega ohutegur ning karul üldjuhul keskmise tähtsusega ohutegur. Karu talipesade sagedase häirimise korral võib kujuneda isegi suure tähtsusega ohuteguriks.

Meede: Karu talipesadest teavitamise infovahetuse parendamine. Inimeste teadlikkuse tõstmine ja koolitamine ning juhendmaterjalide koostamine talvituvate karude ja hundi ning ilvese häirimise seotud ohtudest. Orvuks jäänud karupoegade probleemituvustus ja heade lahenduste välja pakkumine.

6.2.13 Erandkorras loodusest eemaldamine

Erandkorras loodusest eemaldamine puudutab peamiselt kahte suurkiskjaliiki – hunt ja karu. Kiskjate loodusest eemaldamine võib toimuda nõ mittesurmavana (ümberpaigutamine, aga ka sterilisatsioon), kuid ka erinevate surmavate tõrjemeetodite abil. Üheks näiteks on nende isendite, kes kujutavad kariloomadele suuremat ohtu (nuhtluisendid), valikuline ja sageli jahihooaja väline kütmine. Kuigi suurkiskjate loodusest eemaldamine on vaieldav meede, kasutatakse seda laialdaselt endiselt olukorras, kus kariloomade kahjustuste vältimiseks ei leita rahuldavat ennetusmeedet vm alternatiivi (Eklund *et al.*, 2017). Samas, loodusest eemaldamine võib mõjutada kiskja asurkonna sotsiaalset struktuuri, mis omakorda võib viia suurenenud immigratsioonini, mis põhjustab jätkuvaid kariloomade kahjustamisi (Wielgus & Peebles, 2014).

Hundi puhul peetakse oluliseks hübriidsete isendite loodusest eemaldamist, kuigi see on nii seaduslikult kui ka eetilisele vastuoluline teema (nii avalikkuses kui ka teadlaskonna seas; Donfrancesco *et al.*, 2019). Kuigi Berni konventsioon on seadnud juhised selleks, kuidas hübriidsete isenditega käituda (Berni konventsiooni soovitus nr. 173, 2014 ja seda selleks, et vähendada hübriidiseerumise mõju hundipopulatsioonidele), siis tegelikkuses toimub nende suuniste rakendamine eri riikides erinevalt ning sageli ebaefektiivselt. Ainult viiel liikmesriigil on nimetatud Berni konventsiooni soovitusele vastav rakenduspoliitika, mis julgustab hübriidsete isendite eemaldamist loodusest (Salvatori *et al.*, 2020). Kõigis Balti hundipopulatsiooni riikides on hübriidide puhul riiklikes kaitse- ja ohjamise tegevuskavades meetmeks märgitud surmav eemaldamine loodusest. Vt ka ptk 6.2.3.

Peale ohjamis- ja tõrje-eesmärkide võib isendite loodusest eemaldamine olla vajalik looduskaitseelsetel eesmärkidel. Näiteks on aastatel 2012–2015 Eesti ilveseid püütud ja introducteeritud Poola sealse asurkonna tugevdamise eesmärgil ³¹.

Kuna erandkorras loodusest eemaldamine puudutab üldjuhul vaid üksikisendeid, on tegemist kõigi kolme suurkiskjaliigi puhul väikese tähtsusega ohuteguriga.

Meede: Inimeste teadlikkuse tõstmine ja koolitamine ning juhendmaterjalide koostamine seoses suurkiskjate (karude, ilvese ja hundi) loodusest eemaldamisega. Inimese juures kasvatatud suurkiskja õigusliku analüüsi teostamine.

6.2.14 Ebasoodus avalik arvamus

Suurkiskjate kaitse edukus sõltub mitmetest teguritest, sealhulgas ka ühiskonna avalikust arvamusel (Chapron *et al.*, 2014). On leitud, et suurkiskjate suhtes suurendab tolerantsust kõrgem haridustase, noorem vanus, meessugu ja linnapiirkonnas elamine (Naughton-Treves *et al.*, 2003, Pohja-Mykra & Kurki 2014). Ebasoodsa avaliku arvamusel korral tõuseb ebaseadusliku küttimeise tõenäosus, samuti poliitiline surve küttimeismahude märgatavaks suurendamiseks, mistõttu on inimeste positiivse suhtumise kujundamine suurkiskjate kaitse üheks võtmeküsimuseks. Näiteks Euroopas on pea kõikide hundipopulatsioonide ühiseks ohuks loetletud ebasoodsat avalikku arvamusel (Hindrikson *et al.*, 2017).

Ulukikahjustuste olemasolu on üks olulisemaid põhjuseid, mis negatiivset suhtumist lokaalselt suurendab, selline trend on nähtav ka Eestis (Plumer *et al.*, 2016) ning kuigi on leitud, et suurkiskjate kahjustuste ennetamiseks kasutuselevõetud meetmete riiklik toetamine parandab inimeste suhtumist suurkiskjatesse (Dalmaso *et al.*, 2012), siis paljudel juhtudel see siiski nii ei ole (Bautista *et al.*, 2017). Varem on Eesti seadusandlus soosinud pigem kahjude kompenseerimist, kui nende ennetamist, mis aga iseenesest ei aita kaasa kahjustuste vähendamisele ja selle kaudu ka avaliku arvamusel parandamisele. Vt ka ptk 3.4.

Juhul, kui suurkiskjaid tauniv avalik arvamus on laialt levinud, võib nendega seotud otsuste tegemine kaugemaleulatavalt politiseeruda. Selle tulemusel võivad olulised otsused olla mitteobjektiivsed (st mitte teaduspõhised) ning see omakorda võib põhjustada traagilisi tagajärgi asurkondadele. Ilma teaduslike alusteta otsused võivad olla eriti tõsiste tagajärgedega madala arvukusega (nagu hunt ja ilves), aeglaselt sigivate (karu) ja vähese levimisvõimega (sõltub mh keskkonnast) asurkondade puhul.

Eestis on ebasoodus avalik arvamus hundi puhul suure kuni kriitilise tähtsusega ohutegur, karu puhul suure tähtsusega ning ilvese puhul keskmise tähtsusega ohutegur.

Meede: Hoiu- ja ohjamisalade korra rakendamine. Kahjustuste ennetamise süsteemi jätkuv rakendamine ja parendamine. Inimeste teadmuse ja pädevuse tõstmine ja koolitamine ning

³¹ <https://elfond.ee/tehtud/liigikaitse/eesti-ilveste-taasasustamine-poola>

juhend- ja õppematerjalide koostamine seoses suurkiskjate (karude, ilvese ja hundi) populariseerimise ja konfliktide ning kahjustuste ennetamisega. Suurkiskjakahjustuste alase seadustiku ülevaatus ja parandamine.

6.2.15 Piiriülese koostöö puudumine

Euroopas on enamuse suurkiskjapopulatsioonid piiriülesed, hõlmates kuni kaheksat riiki (nt ilvese Karpaatia populatsioon), samas juriidiline vastutus suurkiskjate ohjamise ja kaitse eest lasub riiklikul ja riigisiselisel piirkondlikul haldustasandil. Hoolimata jõupingutustest Euroopaülese suurkiskjate haldamise koostööst populatsioonide tasandil (Trouwborst, 2015), on piiriülese koostöö parandamine endiselt suurkiskjate säilimise võtmetegevus (Boitani *et al.*, 2015). Suurkiskjakahjustuste haldamise osas puudub Euroopas samuti ühine poliitika – riikide vahel ja isegi sama riigi piires (nt Hispaania) on kahjustuste hüvitamise süsteemid erinevad ning see on oluline probleem eri riikide vahel jagatud kiskjapopulatsioonide puhul (Reljic *et al.*, 2016). Hüvitisprogrammid on osa kahjukäsitluspoliitikast ja seetõttu on ka need riigiti väga erinevad, mis toob kaasa kahju hüvitamise koguste erinevuse kogu Euroopas (Bautista *et al.*, 2017).

Kõigi kolme liigi Eesti asurkonnad kuuluvad üle mitme riigi jaotunud Balti populatsioonidesse. Ilma sidusate ja elujõuliste asurkondadeta naaberriikidel oleks Eesti asurkondade elujõulisus palju madalam. Siinkohal tuleb meeles pidada, et hundi ja ilvese Eesti asurkonna seisundi IUCN ohustatuse hinnangut on alandatud seoses tugevate asurkondadega naaberriikidel (vt ptk 6.1). Võrreldes pruunkaruga, on kõige kriitilisem sidusus naaberriikidega ilvese puhul seoses tema suhteliselt madala arvukuse (sh tugevalt alla sihtväärtuse) ja kehvade juurdekasvunäitajatega viimastel aastatel ning seoses tema suure sõltuvusega ühest saakliigist metskitsest, kes elab siin oma levila põhjapiiril ja kelle heaolu omakorda sõltub siin suuresti kliimast. Teisalt on piiriülese koostöö vajadus oluline ka hundi puhul, kelle arvukus Eestis jääb usutavasti nii lühemas kui pikemas perspektiivis suurkiskjatest kõige madalamaks ning kelle kodupiirkond on samas kolmest liigist kõige suurem. Seega on oluline, et naaberriikides oleval asurkondal seirataks ja korraldataks koostöös samadel alustel. Kindlasti on oluline vahetu koostöö Läti ja Venemaaga, millel on Eestiga ühine maismaapiir. Karu arvukus on näidanud tugevat kasvu ja kõrget taset olukorras, kus valdava enamuse Balti populatsioonist asub Eestis. Seega on karu puhul piiriülese koostöö puudumisega kaasnevad ohud kolmest liigist eeldatavasti kõige väiksemad.

Rahvusvahelise koostöö puudumine on hundi ja ilvese puhul keskmise kuni suure tähtsusega ohutegur, karu puhul väikese kuni keskmise tähtsusega ohutegur.

Meede: Rahvusvahelise infovahetuse ja koostöö tõhustamine ja tihendamine, et omada paremat ülevaadet naaberriikides toimuvast ning ennetada eelmainitud ohutegurite realiseerumist Eestis (sh osalemine erinevatel rahvusvahelistel infopäevadel, konverentsidel, ümarlaudadel, koolitustel ja töögruppides). Suurkiskjate populatsioonide seiresüsteemide ning kaitse- ja ohjamispraktika ühtlustamine. Rahvusvaheliste piiriüleste uuringute jätkuv teostamine (sh suurkiskjate telemeetria ja asurkondade geneetilise sidususe uuring naaberriikidega).

7 Kaitse ja ohjamise eesmärgid aastateks 2022–2031

7.1 Kaitse- ja ohjamistegevuse kesksed suunad

Käesolev hundi, ilvese ja pruunkaru kaitse ja ohjamise tegevuskava annab suunised ja tegevusplaani aastateks 2022–2031 selleks, et Eesti ühiskond toimiks ja areneks rahumeelselt koos looduslike, tugevate ja ökoloogilist funktsiooni täitvate suurkiskja-asurkondadega.

Käesoleval tegevuskaval on kuus keskset suunda eesmärkide saavutamiseks: asurkondade soodne seisund (A), liikide hoiu- ja ohjamise planeering (B), tõhus kahjukäsitus (C), hoiu ja ohjamise põhimõtete ja praktika läbipaistvus (D), liikide ja nendega seonduvate probleemide teaduspõhine seire ja uurimine (E), laialdane teadmus suurkiskjatest ja pädevus (F). Järgnevalt on esitatud nende kuue suuna sisuseletus ja põhilised aspektid, konkreetsed kaitse-eesmärgid koos mõõdikutega on kirjeldatud peatükis 7.2 ning konkreetsed tegevused peatükis 8.

- A Suurkiskjate asurkondade jätkusuutlikkus vastavalt Euroopa Liidu elurikkuse kaitse reeglitele – kõigi kolme suurkiskjaliigi looduslikud asurkonnad on sidusad nii Eesti sees kui naaberladega ning Eesti asurkonnad on pikas perspektiivis pidevalt elujõulised (väljasuremise tõenäosus järgneva 100 aasta jooksul on < 5%); Eesti asurkondi käsitletakse tervikliku Balti populatsiooni lahutamatu ja olulise osana; toimib rahvusvaheline infovahetus ning asurkondade kaitse- ja ohjamise koostöö (kindlasti Läti ja Venemaaga ning EL tasemel, aga ka laiemalt); kütitakse eelistatult nuhtlusisendeid kahjustuskohtades; ebaseaduslik kütmine on minimeeritud.
- B Selge ja toimiv suurkiskjate hoiu- ja ohjamisalade tsoneering ja rakendussüsteem – on määratud piisavalt suured piirkonnad (st mitme kodupiirkonna ulatusega), mis sisaldavad iga liigi kvaliteetseid elupaikasid ja kus asurkonnad saavad loomulikult moel toimida täisväärtusliku osana piirkonna elurikkusest; suurkiskjate hoiualad on kõigis Eesti osades ning moodustatud kõigile kolmele suurkiskjaliigile (võimalikult ühildatuna); ohjamisalade määramise aluseks on reaalne kahjustuste ja asulate paiknemine ning neisse piirkondadesse koondatakse valdav enamuse ($\geq 75\%$) kütimisest; suurkiskjate hoiu- ja ohjamisalade tsoneeringut kasutatakse alusena teistes ruumiplaneeringutes, sh rohevõrgustik, taristu, kinnisvara, maakasutus jms.
- C Tõhus kahjuennetuse ja -hüvitiste süsteem – riigi tasemel on eelistatud erinevad tõhusad ennetustegevused (kiskjatõrjeaiad, karjakoerad jms; vt ka ptk 7.2.2), võrreldes kahjude hüvitamisega; kahjude ennetamisele tehtav kulu on palju suurem (≥ 2 korda), võrreldes kahjuhüvitistega; vastavalt suurkiskjate hoiu- ja ohjamisalade tsoneeringule tehakse vajadusel erandid ennetuse ja hüvitiste süsteemis nii, et mõlema meetme tõhusus oleks maksimeeritud; korduvkahjustuste korral on kahjuhüvitiste eelduseks ennetusmeetmete rakendamine, kuid võivad olla erandid piirkondades, kus suurkiskjaid hoitakse.
- D Ohjamis- ja kaitseotsuste teaduspõhisus, selgus ja tunnustatus – arendatakse välja eri osapooltele avatud ja laialdaselt kasutatav jahiga seotud teabe kanal (eeldatavasti tarkvara-platvorm); koondatakse ja rakendatakse töösse eri osapooli, sh jahimehi, loomakasvatajaid, looduskaitsejaid, teadlasi, kogukondi, kaitse- ja ohjamise korraldajaid jt ühendav koostöökogu, mis tegeleb teabevahetusega, läbirääkimistega, konfliktide lahendamise, sihtide seadmisega, riiklike otsuste nõustamisega jms ning mis koguneb regulaarselt (eeldatavasti mitu korda aastas); jahiootsuste alusandmete kogumises osalevad erinevad huvigrupid (sh jahimehed, vabatahtlikud ja elukutselised loodusvaatlejad, teadlased).
- E Liikide arvukuse ja asurkondade seisundi teaduslik seire ja uurimine – olemasoleva süsteemi baasil arendatakse välja ja rakendatakse töösse kaasajastatud ning võimalikult

täpne, selge ja operatiivne seiremetoodika (vaatlusinfot täpsustava ja täiendavana raja-kaameratel ja/või DNA analüüsidel ja/või masinõppel jm põhinevad meetodid); teostatakse asurkondade arvukuse, elujõulisuse ja struktuuri alusuuringud kõigi kolme liigi kohta; asurkondade arvukuse hinnangu viga on maksimaalselt $\pm 10\%$ (suurem veamäär on lubatud juhul, kui arvukus on oluliselt kõrgem määratud sihttasemest, vt ptk 7.2.1); jätkatakse suurkiskjate laialdase uurimisega, sh ökoloogia, geneetika, sotsioloogia, kultuuri jm alus- ja rakendusuuringud.

- F** Avalik teadlikkus ja osapoolte erialane pädevus, sh suurkiskjate ökoloogia, nendega kaasnevad ohud ja lahendused – ühiskonnas üldlevinud arusaamana ei nähta suurkiskjates mitte vaenlast, vaid Eesti looduse ja ökosüsteemi olulist osa, kellega on tänapäeval loomulik samades maastikes koos elada; suurkiskjatega vahetult kokku puutuvad ringkonnad (jahimehed, seirajad, loomakasvatavad jt) on oma valdkonnas koolitatud, pädevad ja tunnustatud; võimuorganid ja ruumi planeerijad (kohalikud omavalitsused, üld- ja detailplaneeringud, rohevõrk, keskkonnamõju hindamine jms) on koolitatud ja teadlikud suurkiskjatest, nende omapäradest ja seotud teemadest.

7.2 Kaitse- ja ohjamise eesmärgid ning tulemuslikkuse hindamine

Suurkiskjate kaitse- ja ohjamiskavaga seatakse kolm põhilist kaitse-eesmärki: asurkondade soodne seisund, kahjustuste ennetamine ning teaduspõhine ja objektiivne teadmus ja ringkondlik pädevus, mille kahe esimese mõõdetavad eesmärgid (mõõdikud) on esitatud järgnevas alapeatükkides. Teadmuse ja pädevuse osas konkreetseid eesmäärke (mõõdikuid) tõusu hindamiseks on raske seada ja selle eesmärgi täitmist saab hinnata pigem subjektiivselt. Kava tulemuslikkust tuleb asurkondade arvukuse ja kahjude sageduse mõõdikute osas hinnata iga-aastaselt ning põhjalikum analüüs tuleb teostada iga 5 aasta tagant, st tegevuskava perioodi keskel ja lõpus aastatel 2026 ja 2031. Lisaks kaitse-eesmärkide täitmisele tuleb analüüsida ka kõigi kavandatud kesksete suundade elluviimist, tegevuste (vt ptk 8) teostatust ning tulemuslikkust. Kui hindamisel tuvastatakse kõrvalekalle seatud eesmärkidest või selgub eesmärkide võimatus, tuleb ette näha ja rakendada täiendavad meetmed või eesmärkide põhjendatud ja nõuetekohane muutmine.

7.2.1 Asurkondade soodne seisund

Kõigi kolme suurkiskja Eesti asurkonnad loetakse sidusaks ja elujõuliseks juhul, kui asurkonna väljasuremise tõenäosus vastavalt populatsiooni elujõulisuse analüüsile on hindamise hetkele järgneva 100 aasta jooksul $< 5\%$ (vt ka IUCN punase nimestiku kriteerium E – väljasuremise tõenäosuse kvantitatiivne analüüs; IUCN, 2019³²).

On oluline, et suurkiskjate asurkonnad oleks sidusad ja elujõulised pidevalt (Linnell *et al.*, 2008). On soovitatav, et asurkondade seisund vastab IUCN kategooriale „ohuväline“ ehk LC (*Least Concern*; IUCN 2000; 2019) Balti populatsiooni tasemel ning Eesti väikesest pindalast johtuvalt on selleks hädavajalik tihe ja hästi koordineeritud piiriülene koostöö. Kokkuvõtvalt on looduskaitseks sihiks olukord, kus kõik suurkiskjaliiigid on Eestis ja Balti populatsioonid laialt levinud ja arvukad.

Eesti asurkonna tähtsaimad sihtmõõdikud on (1) jahihooaja eelne ehk eelneval talvel ja kevadel sündinud pesakondade arv ning (2) kevadine, jahihooaja järgne täiskasvanud (sigimisealiste) isendite arv ehk baasasurkonna suurus (ilma noorloomadeta).

Liikide kaupa on künnisväärtused järgnevad:

³² <https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines>

- Hunt** – alla aasta vanuste kutsikatega hundikarjade arv enne jahihooaega: **20–30**;
- Ilves** – alla aasta vanuste poegade pesakondade arv enne jahihooaega: **≥ 80**;
- Pruunkaru** – alla aasta vanuste poegade pesakondade arv enne jahihooaega: **≥ 70**.

Ilvese puhul on kevadine sigimisealiste isendite arv ehk nn baasasurkond **≥ 350 isendit** ja pruunkaru puhul **≥ 650 isendit**. Hundi puhul tuleb baasasurkonna suurus **≥ 140 isendit** saavutada kava rakendusperioodi jooksul, soovitatavalt 5 aasta jooksul. Baasasurkonna miinimumtaseme arvutuse aluseks on 3 aasta keskmine.

Nimetatud täiskasvanud isendite arvu piirmäärade puhul on arvestatud (1) iga liigi Balti populatsiooni arvestuslikku suurst (vt ptk 2.1.1, 2.2.1 ja 2.3.1)³³; (2) IUCN ja LCIE soovitusi, et kogu Balti populatsiooni suurus oleks vähemalt 1000 sigimisealist isendit; (3) Eesti metsaelupaikade osakaalu Balti populatsioonide levialast – vastavalt hundil ja ilvesel *ca* 20–25% ning karul *ca* 60–70%; (4) sõraliste (hundi ja ilvese saakliigid) Balti populatsioonide leviala keskmisest madalamat asustustihedust Eestis (*ca* 10–15% biomassist³⁴); ning (5) KAUR-i ulukiseire spetsialistide hinnanguid asurkonna vanuselise ja sotsiaalse struktuuri ning Eesti ühiskondliku taluvuse kohta.

Rakendusotsuste jaoks kasutatakse nende näitajatega paralleelselt ka teisi mõõdikuid, nt sügisene arvukus, mis sisaldab täiskasvanud ja noorloomi, asurkonna ruumiline, sooline ja vanuseline struktuur, juurdekasvunäitajad jmt.

Suurkiskjate arvukuse (pesakondade arvu) künnisväärtusest allapoole langemisel on lubatud vaid probleem- ja nuhtlusisendite erilooga küttimine (teisisõnu regulaarne jahipidamine ei ole lubatud). Hinnangu küttimiseks annab Keskkonnaamet oma kaalutusotsuses, arvestades piirkonnas jooksva aasta kahjustusjuhtumite arvu ja kahjude ulatust või isendi ebaloomulikust käitumisest tingitud võimalikku ohtu inimesele.

Suurkiskjate arvukuse (pesakondade arvu) künnisväärtusest kõrgemal on lubatud hundile ja ilvesele jahipidamine juhul, kui ollakse veendunud, et asurkond on piisavalt heas seisundis ning, et on välistatud lähemal kolmel aastal arvukuse langemine allapoole pesakondade arvu künnisväärtust. Kusjuures ilvese küttimise lubamist ei kaaluta enne kui pesakondade arv on vähemalt 100. Karule võib jahti pidada karu tekitatud kahjustuste piirkonnas kahjustuste vältimise eesmärgil. Jahipidamise alustamisel suurkiskjatele arvestatakse ka sotsiaalse taluvusega, kuna kiskjate arvukuse suurenedes suureneb ka oht konfliktiks inimestega, seda eeskätt kahjustuste suurenemise näol karu ja hundi puhul.

Ettepanekud küttimise vajalikkuse ja mahu osas teeb igal jahiaastal eri osapooli ühendav, kava alusel kokku kutsutav koostöökogu.

Jahihooaja järgne täiskasvanud isendite arv moodustab sigimishooaja järgsest asurkonna koguarvukusest arvestuslikult vastavalt hundil *ca* 50–60%, ilvesel *ca* 55–60% ja pruunkarul *ca* 75–80%. Pesakondade arvu ja sügisese sigimishooaja järgse koguarvukuse suhe on arvestuslikult vastavalt hundil *ca* 1:10, ilvesel *ca* 1:6 ja pruunkarul *ca* 1:10 (vt ka lisa 2, senine

³³ <https://www.lcie.org>

³⁴ Balti populatsioonide ala ulukiseire tulemused; Eesti: KAUR; Läti: Jānis Ozoliņš, isiklik suhtlus; Leedu: Linas Balčiauskas isiklik suhtlus; Poola: <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/tworzenie-zestawienia-rlo-en>

seiremetoodika). Hundi puhul on arvestatud, et karjadesse mitte kuuluvate isendite osakaal sügisel on eeldatavasti ca 15–20%.

Asurkonnad on sidusad juhul, kui toimub edukas, st sihtala geneetilisse populatsiooni jõudev migratsioon naaberaladega (Läti ja Venemaa). Aasta jooksul peab toimuma vähemalt ühe isendi edukas sisse- või väljaränne iga liigi puhul (aluseks telemeetria, rajakaamerate ja jäljeloenduste andmed). Eesti piires ei tohi olla ühtki suurkiskjatele inimtekkeliselt (transportikoridoride, asulate jms poolt) isoleeritud piirkonda, mille pindala on $\geq 250 \text{ km}^2$, sh nii hetkel liikide asustatud kui asustamata, kuid potentsiaalselt sobivad alad.

- Lisaks eelnimetatule tuleb analüüsida suurkiskjate hoiualade süsteemi tõhusust. Need on Eesti eri osades paiknevad piisavalt suured piirkonnad, mis sisaldavad iga liigi kvaliteetseid elupaikasid, kus asurkonnad saavad loomulikult moel toimida ning kus teostatakse $\leq 25\%$ küttemahust.

7.2.2 Kahjustuste ennetamine

Suurkiskjate põhjustatud kahjude ennetustegevused võib lugeda edukaks juhul, kui kahjustuste sagedus Eesti kariloomade (lambad, kitsed, lihavedid jt) ja mesilasperede koguarvu suhtes on praeguse ajaga samal tasemel või väiksem. Lisaks põllumajandusloomadele on oluline seirata ja vähendada ka ründeid koertele jt koduloomadele. Piirarvud tegevuste tulemuslikkuse hindamiseks on järgmised.

Lambad ja kitsed – aasta jooksul suurkiskjate kahjustatud loomade arv on $\leq 1\%$ Eestis registreeritud lammaste ja kitsede koguarvust samal aastal (vastavalt PRIA arvestusele). Juhul, kui täpsemad andmed puuduvad, kasutada lammaste ja kitsede arvestusliku koguarvuna ca 85 000 looma ja sellisel juhul peaks aasta jooksul kahjustatud lammaste ja kitsede koguarv olema ≤ 850 .

Lihavedid – aasta jooksul suurkiskjate kahjustatud loomade arv on $\leq 0,03\%$ Eestis registreeritud lihavedide koguarvust samal aastal (vastavalt PRIA arvestusele). Juhul, kui täpsemad andmed puuduvad, kasutada lihavedide arvestusliku koguarvuna ca 80 000 looma ja sellisel juhul peaks aasta jooksul kahjustatud lihavedide koguarv olema ≤ 24 .

Mesilased – aasta jooksul suurkiskjate kahjustatud mesilasperede arv on $\leq 0,6\%$ Eesti mesilasperede koguarvust samal aastal (vastavalt PRIA ja Statistikaameti arvestusele). Juhul, kui täpsemad andmed puuduvad, kasutada mesilasperede arvestusliku koguarvuna ca 50 000 peret (Pulver *et al.*, 2018) ja sellisel juhul peaks aasta jooksul kahjustatud mesilasperede koguarv olema ≤ 300 .

- Lisaks eelnimetatule tuleb analüüsida suurkiskjate põhjustatud kahjustuste hindamise, ennetusmeetmete, ohjamise, hüvitiste ja toetuste tõhusust, operatiivsust ja õiglust. Seejuures jälgida, et $\geq 75\%$ hundi ja karu küttemisest toimuks kahjustuspiirkondades (ilves eeldatavasti rohkeid kahjustusi ei põhjusta) ning ennetuskulud oleksid vähemalt kaks korda suuremad kui kulud kahjuhüvitistele.

7.2.3 Teadmused ja pädevus

Avaliku teadlikkuse ja ringkondliku pädevuse objektiivne kvantitatiivne, aga ka kvalitatiivne hindamine on väga keeruline eesmärk. Seetõttu täpseid numbrilisi sihtväärtuseid järgnevaga mitmel juhul välja ei pakuta. Kindlasti tuleb kava rakendades tähtsustada faktipõhise teadlikkuse ja erialase pädevuse olulisust eesmärkide saavutamiseks. Nimetatud kvalitatiivsete sihtmõõdikute hindamisel on soovitatav kasutada eri osapoolte hinnanguid, sh loomakasvatajad, jahimehed, looduskaitsjad ja eriala teadlased. Võimalusel on soovitatav hindamise jaoks kasutada erinevaid olemasolevaid mõõdikuid, võib ka välja arendada kvantitatiivsed mõõdikud

vastavalt küsimusele ja olukorrale. Kvalitatiivsete, kvantitatiivsete ja hinnanguliste sihtmõõdikutena on oluline analüüsida järgnevat.

- Suurkiskjate ja nendega otseselt seotud seire metoodika laialdane usaldatus, kaasaegsus ja teaduspõhisus ning jahiootsuste selgus eri osapooltele.
- Kõigi kolme suurkiskjaliigi asurkonna teaduslik ja rahvusvaheliselt tunnustatud arvukuse ja asurkonna seisundi usaldusväärne hinnang. Seejuures arvukuse hinnangu 95% usaldusvahemik võib olla maksimaalselt $\pm 10\%$ hinnanguks saadud väärtusest.
- Loomakasvatavate teadlikkus kiskjatõrje ennetusmeetmetest ning valmisolek ennetusmeetmeid rakendada. Samuti riigi valmisolek ennetusmeetmeid toetada. Mõõdikuna võib kasutada näiteks ennetusmeetmeid rakendanud loomakasvatavate arvu ja osakaalu Eestis ning ennetusmeetmetega kaitstud kariloomade ja mesilasperede arvu ja osakaalu, kes on kiskjarünnetest ohustatud.
- Ebaseadusliku küttimise sageduse määrang ning tõhusad meetmed ebaseadusliku küttimise vähendamiseks.
- Sage ja konstruktiivne suhtlus suurkiskjatega seotud osapoolte vahel, mille käigus toimub teavitust, teabevahetust ja arutelu, ühiskondlike küsimuste läbirääkimine ja sihtide seadmine ning konfliktide lahendamine.
- Teaduspõhise, objektiivse ja demokraatliku teemakajastuse ja väitluse olemasolu ja soositus avalikus suhtluses ja meedias. Näiteks võib mõõdikuna kasutada teaduslikult objektiivse teemakäsitluste ja vaenuliku sõnakasutuse sagedust ja trendi avalikus meedias suurkiskjate teemal.
- Suurkiskjatega vahetult kokku puutuvate ringkondade (jahimehed, loomakasvatavad jt), otsustajate (valitsusasutused ja KOV-i) ning ruumi planeerijate ja mõjuhindajate (kohalikud omavalitsused, KMH eksperdid jt) erialane pädevus suurkiskjate teemal. Mõõdikuna võib kasutada näiteks eri sihtrühmadele korraldatud koolituste arvu ning koolitustel osalenute arvu, kuid analüüsida tuleks ka reaalselt tehtud hinnangute, otsuste ja planeeringute sisukust ja pädevust seoses suurkiskjatega.

7.3 Korraldus ja vastutus

Suurkiskjatega seotud tegevused on tavapäraselt jagatud erinevate asutuste ja organisatsioonide vahel. Kuigi mõne teemaga tegeleb mitu asutust, on juhtrollid ja vastutused üldjuhul siiski selgelt jagatud.

Keskkonnaministeerium (KeM) – seadusandluse muudatuste ettevalmistamine; ametlik suhtlus ja aruandlus Euroopa Liiduga.

Keskkonnaamet (KeA) – kaitse- ja ohjamiskava elluviimise juhtimine; liikide kaitse ja ohjamise planeerimine; liikide kaitse-, ohjamis- ja ennetustegevuse suure ulatusega ruumi planeerimine; ennetusmeetmete ja kahjukäsitluse koordineerimine ja rakendamine; jahikorraldus; keskkonnajärelevalve (varasem Keskkonnainspeksioon); erinevate inventuuride ja uuringute planeerimine ja korraldamine; teadlikkuse ja pädevuse edendamine.

Keskkonnaagentuur (KAUR) – asurkondade seire; küttimisettepanekute koostamine; rakendusuringute korraldamine; teadlikkuse ja pädevuse edendamine.

Lisaks eelnimetatud riigiasutustele kaasatakse kava rakendamisele erinevaid avaliku, era- ja kolmanda sektori organisatsioone (sh loomakasvatajad, jahimehed, looduskaitstjad, teadlased, ettevõtjad jne) ning eriala eksperte.

Kava rakendamiseks on planeeritud moodustada riiklikke asutusi ning huvigruppe koondav koostöökogu (vt p 8.1.1), mille eesmärgiks on tagada sujuv koostöö ning muu hulgas anda sisend suurkiskjate kaitse ja ohjamise ning ka küttemise korralduse osas lähtuvalt erinevate huvigruppide ootustest.

Koostöövõrgustikus on kindlasti tähtsateks koostööpartneriteks jahimehed – jahimaa kasutajatel on jahiseadusest tulenev kohustus seireandmeid koguda ning jahinduse infosüsteemi JAHIS arendajana on siin kasvav roll ka suurt enamust Eesti jahindusorganisatsioone ühendaval Eesti Jahimeeste Seltsil (EJS). Ennetusmeetmete ja kahjukäsitluse teostamine on asjakohane koostöös loomakasvatajaid koondavate organisatsioonidega, nende hulgas Eesti Lamba- ja Kitsekasvatajate Liit, Eesti Lihaveisekasvatajate Liit, Eesti Kutseliste Mesinike Ühing, Eesti Mesinike Liit. Alusuuringute teostamisel on soovitatav kaasata pädevad teadus-arendusasutused. Vabatahtlike kaasamise (sh seiresse), rahvateaduse ja avaliku teadlikkuse edendamisel tuleb teha tihedat koostööd samadel eesmärkidel tegutsevate vabäühendustega ja ka loodusturismi ettevõtetega.

8 Kaitse- ja ohjamistegevuste kava aastateks 2022–2031

Järgnevatel alapeatükkides (ptk 8.1–8.7) on kirjeldatud aastateks 2022–2031 kavandatud tegevused suurkiskjate kaitseks ja ohjamiseks. Tegevuste ajakava ja eelarve on esitatud tabelis 3 (ptk 8.8). Tegevuste prioriteetsus on jagatud kolmeks vastavalt järgnevale klassifikatsioonile.

- I prioriteet** – hädavajalik tegevus, milleta eesmärgi saavutamine planeeritavas ajavahemikus on võimatu, see on väärtuste säilimisele ja toimivate ohutegurite kõrvaldamisele suunatud tegevus ja kaitsekorralduse tulemuslikkuse hindamiseks vajalik tegevus;
- II prioriteet** – vajalik tegevus, mis on suunatud väärtuste taastamisele ja potentsiaalsete ohutegurite kõrvaldamisele;
- III prioriteet** – soovituslik tegevus ehk tegevus, mis aitab kaudselt kaasa väärtuste säilimisele ja taastamisele ning ohutegurite kõrvaldamisele.

8.1 Koostöö ja erialane teabevahetus

8.1.1 Suurkiskjate koostöökogu moodustamine ja töösse rakendamine

Prioriteet: **I**

Ohutegurid: **1–15** (tabel 3, ptk 6.2)

Suurkiskjatega seotud eri huvigruppide ja osapoolte konstruktiivne infovahetus ja koostöö on kriitilise tähtsusega tegevuskava õnnestumiseks ning otseselt vajalik mitme tegevuse jaoks. Teabevahetuse ja koostöö puudumine ning teadmatusel tingitud põhjendamatult negatiivsel ringkondlikul ja avalikul arvamusel võivad olla rängimad tagajärjed nii suurkiskja-asurkondadele (vt ptk 6.2) kui tuua kaasa ennetatavaid kahjusid. Edasise koostöö tähtsa instrumendina koondatakse ja rakendatakse töösse eri osapooli ühendav ning suurkiskjatega seotud otsuseid nõustav koostöökogu. Koostöökogus jagatakse parimat olemasolevat teavet sh arutletakse seire korralduse üle, lahendatakse tekkinud konflikte ning antakse sisend ka küttime korraldusele (vt ka ptk 8.7.5). Muuhulgas toimub koostöökogus käesoleva tegevuskava elluviimise tutvustus ja arutelu. Sujuva infovahetuse huvides peaks nõukogu kogunema regulaarselt, eeldatavasti mitu korda aastas ning vajalik on määrata selge, eesmärki toetav ja paindlik töökord. Koostöökogusse peaksid kuuluma eri osapoolte esindajad, sh jahimehed, loomakasvatavad, looduskaitstjad, teadlased, kogukonnad, kaitse- ja ohjamise korraldajaid, riigiasutused jt. Koostöökogu töösse rakendamine on vajalik võimalikult kiiresti, soovitatavalt alates tegevuskava perioodi algusest ning jätkata tähtajatult. Koostöökogu kutsub ellu Keskkonnaministeerium.

8.1.2 Rahvusvaheline infovahetus ja koostöö

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **2, 8, 14, 15** (tabel 3, ptk 6.2)

Kõikide suurkiskjate Eesti asurkondade soodsa seisundi ja jätkusuutlikkuse seisukohalt on hädavajalik geneetiline sidusus naaberaladega. Seetõttu on nende liikide edukaks kaitseks, aga ka ohjamiseks, vajalik riikide piiriülene koostöö. Soovitav on Eesti, Läti, Leedu, Poola suurkiskjate populatsioonide seiresüsteemide ning kaitse- ja ohjamispraktika ühtlustamine. Eesmärgile aitab kindlasti kaasa ka tihe infovahetus ja koostöö Venemaaga, Valgevene ning Fennoskandia maadega. Vajalik on jätkata koostööd rahvusvahelistes töögruppides, sh LCIE, IUCN, Euroopa Kaitsealade Liit (EUROPARC), Eurolynx jt. Rahvusvaheline koostöö on

vajalik pidevalt kogu tegevuskava perioodi jooksul ning sellele järgnevalt. Piiriülest koostööd korraldavad eeskätt Keskkonnaministeerium ja Keskkonnaagentuur.

8.1.3 Erinevate koostöövõrgustike tegevuse toetamine ja arendamine

Prioriteet: **III**

Ohutegurid: **9, 11, 12, 14, 15** (tabel 3, ptk 6.2)

Kõikide suurkiskjate Eesti asurkondade soodsa seisundi ja jätkusuutlikkuse seisukohalt on hädavajalik toetada erinevate koostöövõrgustike tegevust. Heaks näiteks Eestis on täna rahvuslooma ümarlaud, kelle tegevus on andnud mitmeid positiivseid tulemusi suurkiskjate populariseerimiseks, viimaseks mõõdetavaks tulemuseks on uue hundi kujundusega kahe eurose mündi välja andmine. Korraldajaks huvilised ehk erinevad kolmanda sektori ühendused.

8.2 Alus- ja rakendusuringud

8.2.1 Arvukuse täpsustamine ning asurkondade elujõulisuse analüüs

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **1, 2, 5, 6, 8, 9, 15** (tabel 3, ptk 6.2)

Kõigi kolme suurkiskjaliigi arvukused Eestis on seni hinnatud ilma usaldusvahemiketa. Seega ei ole teada arvukuse hinnangute täpsus. Selle põhjuseks on usutavasti nende liikide ökoloogiast johtuv keerukus nende uurimisel (madal asustustihedus, suured kodupiirkonnad, karjaline eluviis hundil, taliuinak karul jms), teadmata salaküttimise määr ja seni kasutatud meetodite nõrkused (sh suhteliselt suur hinnangulisus). Kuna kõik kolm Eesti asurkonda ei saaks püsida jätkusuutlikult elujõulistena ilma sidusate asurkondadeta naaberriikides, on oluline nii rahvusvaheline koostöö (vt ptk 8.1.2), kui ka väga hea ja täpne arusaam Eesti asurkondade seisundist.

Vajalik on täpne arvukuse hinnang (usaldusvahemik maksimaalselt $\pm 10\%$ arvukusest) ning asurkondade elujõulisuse, elupaikade olemasolu, kvaliteedi ja paiknemise, keskkonna kandevõime, **sotsiaalse taluvuse ja ohustenaariumide modelleerimine ja analüüs**. Arvukuse hindamise meetodika valikul on suur potentsiaal DNA-põhistel meetoditel, kuid lisaks sellele on soovitatav kombineerida teisi meetodeid ja andmeid (senine seire tulem, isendivaatlused, telemetria jms). Eri meetodite kombineerimine võimaldab tõsta hinnangu täpsust ning tulemust valideerida. Paraku on enamus nimetatud meetodeid üsna kulukad, mistõttu on võimalused nende kasutamisel piiratud ning tuleb valida võimalikult kulutõhus kombinatsioon.

Asurkonna elujõulisuse analüüsil on soovitatav lähtuda IUCN punase nimestiku kriteeriumist E (väljasuremise tõenäosuse kvantitatiivne analüüs) ja selle juures soovitatud lahendustest (IUCN, 2019³⁵). Kvantitatiivset asurkonna elujõulisuse analüüsi Eesti suurkiskjatele seni teadaolevalt koostatud ei ole. Arvestades kõigi kolme liigi tänaseks ca 20-aastast süsteemset seiret Eestis (vt ptk 2.5.2 ja lisa 2) ning rohkeid alusteaduslikke ja rakenduslikke uuringuid (vt ptk 2.5.1), võib eeldada, et lähteandmeid vastava analüüsi tegemiseks on suures osas olemas.

Arvukuse hinnanguna on oluline selgitada ka jahihooaja-järgne sigimiseas isendite arv – nn baasasurkonna suurus. Eriti oluline on see ilvese puhul, kuna teadmata on see, miks ilvese arvukus ei ole hoolimata toidubaasi taastumisest saavutanud varasemat taset. Liikide prioriteetsuse kahanev järjekord on seega: ilves, hunt, karu, kuid kõik kolm liiki on kõrgelt prioriteetsed. Uuringu alguses on soovitatav teostada võimalike meetodite kasutatavuse analüüs

³⁵ <https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines>

ja valik. Koostada rakendatud metoodika detailne dokumentatsioon. Samuti on soovitatav rakendada uuringus rahvusvahelise hindamise (*peer-review*) põhimõtet. Täpsete arvukuse hinnangute ja asurkondade elujõulisuse analüüsi tulemusel võib vajadusel korrigeerida arvukuse sihtnumbreid (vt ptk 8.3.1) nii, et oleks tagatud asurkondade pikaajaliselt kestev elujõulisus. Uuringu maksumus on vähemalt (minimaalselt) 74 000 eurot. Tegevuse maksumus sisaldab laborikulu, ekspertide töötasu koos sõidukulude ja maksudega 200 eurot päev (kokku 300 tööpäeva aastas), andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (100 päeva, 140 eurot päev).

Uuring tuleb teostada tegevuskava esimese 3–4 aasta jooksul. Uuringu korraldajad on Keskkonnaamet ja Keskkonnaagentuur.

8.2.2 Hoiu- ja ohjamisalade teostatavuse analüüs ja planeering

Prioriteet: II

Ohutegurid: 1, 5, 6, 7, 9, 14 (tabel 3, ptk 6.2)

Kõigi Eesti suurkiskjaasurkondade puhul on probleemiks peetud väga tugevat inimhäiringut, sh on üheks olulisemaks asurkonna ja karjade loomuliku struktuuri lõhkumine jahiga. Nt hundil esineb juhtisendite küttemist ning seejärel karja lagunemist, kuid valikulist küttemist on esinenud ka ilvesel ja karul. Samas põhjustavad suurkiskjad märkimisväärsed kahjusid loomakasvatajaile. Looduslike suurkiskja-asurkondadega samades maastikes kooselamise lahendusena on nähtud kaitse- ja ohjamiskorra ruumilist tzoneeringut ja planeeringut. Kahjustuste ja elupaikade paiknemise alusel ohjamisintensiivsuse jaotust on alates 2018. aastast juba rakendatud hundil (vt ptk 4.1.2; Kont & Remm 2013).

Uuringu käigus kaardistatakse iga suurkiskjaligi elupaikade paiknemine ning suurkiskjate põhjustatud kahjustuste paiknemine ja dünaamika. Analüüsitakse võimalust suunata enamuse suurkiskjate küttemismahust ($\geq 75\%$) korduvate kahjustuste ning tihedama inimasustuse piirkondadesse, samas jättes suuremad elupaigatuumikud loomuliku asurkonna struktuuri kujunemiseks ning hundi puhul ka loomuliku karjastruktuuri püsimiseks sealsetes karjades. Samuti vajab selgitamist küttemise suunamise võimalikkus konkreetsetele nuhtlusisendite, soovitatavalt vahetult pärast kahjustusi. Määratakse hoiu- ja ohjamisalade ajalise ja ruumilise dünaamilisuse optimaalne määr. Analüüsi ja planeeringu lähtepunktina kasutatakse senist ohjamisalade süsteemi. Vastavalt analüüsi tulemustele koostatakse üle-eestiline hoiu- ja ohjamisalade plaan ning vastavalt sellele täpsustatud hundi, ilvese ja pruunakaru kaitse ja ohjamise kord. Hoiu- ja ohjamisalade planeeringu tõhusus on eeldatavasti oluliselt suurem, kui see saab aluseks ka teistele ruumi planeeringutele, sh rohevõrgustik, taristu, kinnisvara, maakasutus jms (vt ka ptk 8.7.4). Analüüsi ühe alusena kasutada varasema hundi ohjamisintensiivsuse jaotamise uuringu (Kont & Remm, 2013) ning suurkiskjate ohjamisalade otstarbekuse uuringu tulemusi (Remm *et al.*, 2014).

Tegevusega alustatakse hiljemalt tegevuskava teisel aastal, kuid ettevalmistustega on soovitatav alustada tegevuskava alguses. Planeering on ilmselt mõttekas koostada interaktiivselt, etapiliselt ja paralleelselt hoiu- ja ohjamisalade printsiipide rakendamisega. Planeeringu valmimine ja lõplik juurutamine võib toimuda kavaperioodi teises pooles. Vajadusel jagatakse tegevus mitmeks etapiks – nt teoreetilise aluse loomine, Eestis kujunenud olukorra kaardistamine ning teostatavuse ja riskide analüüs, hoiu- ja ohjamisalade planeeringu ja korra koostamine ning planeeringu ellurakendamine (ptk 8.6.1). Eelnevalt on vajalik analüüsi sisendiks saavutada hea arusaam asurkondade seisundist (vt ptk 8.2.1, 8.2.4, 8.2.7, 8.2.8). Uuring teostatakse kahel järgneval aastal ning uuringu maksumus on vähemalt (minimaalselt) 5 000 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (36 päeva, 140 eurot päev). Korraldaja on Keskkonnaamet.

8.2.3 Olemasoleva seiresüsteemi valideerimine

Prioriteet: II

Ohutegurid: 1, 5, 6, 7, 9, 10, 14, 15 (tabel 3, ptk 6.2)

Tegevuskava koostamise käigus selgus eri ringkondadest tagasiside, et kuigi üldiselt ollakse Eesti suurkiskjate senise seiresüsteemiga (vt ptk 2.5.2 ja lisa 2) üsna rahul, siis seiresüsteem tervikuna või selle osad ei ole piisavalt selged ning arusaadavad. Samuti on seni puudunud seire käigus tehtavate mõõtmiste ja järelduste usaldusväärsuse hinnangud (nt standardviga numbrilistel väärtustel, nagu asurkonna arvukuse hinnang). Puudulik on olnud süsteemi põhimõtete ja metoodika avalik ja ringkondlik teavitatus.

Käesoleva tegevusega uuendatakse või koostatakse seiremetoodika detailne juhend ja seletus, sh juhised algandmete kogumisele, asurkonna suuruse hinnangu leidmise metoodika, küttemahumääramise metoodika, alternatiivsed seiremeetodid jne. Seiremetoodikasse lisatakse tulemuste usaldusväärsuse hinnangud ning viiakse läbi rahvusvaheline hindamine *peer-review* põhimõttel. Seejärel tutvustatakse metoodikat ringkondlikult ja avalikult, sh tutvustav seminar nt suurkiskjate koostöökogus (vt ptk 8.1.1, 8.7.2), artiklid eriala ajakirjades (nt Eesti Loodus, Eesti Jahimees; vt ptk 8.7.7) ning veebist kättesaadavad materjalid (nt KAUR kodulehel ja Loodusveebis). Seiresüsteemi valideerimisel arvestatakse võimalusega süsteemi edasiseks arendamiseks, sh metoodika kaasajastamiseks (vt ptk 8.4.3), vabatahtlike kaasamiseks (vt ptk 8.4.5) jne. Tegevus teostatakse kava alguses riigieelarvelistest vahenditest Keskkonnaagentuuri ja Keskkonnaameti poolt.

8.2.4 Hundi ruumikasutuse telemeetria andmete analüüs ja andmete kogumise jätkamine

Prioriteet: II

Ohutegurid: 1, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 14, 15 (tabel 3, ptk 6.2)

Aastatel 2012–2020 on teostatud 20 hundi telemeetriline jälgimine³⁶. Kogutud andmed on suures osas seni analüüsimata. Meetmega teostatakse seni kogutud andmete alusel Eesti hundi-asurkonna kodupiirkonna, elupaiga- ja ruumikasutuse ning toidubaasi ja toitumiskäitumise teaduslik analüüs, teostatakse senise töö vajakute analüüs ning jätkatakse huntide märgistamist ja telemeetrilist jälgimist. Soovitatav on senisest intensiivsem uute andmete kogumine Lääne- ja Edela-Eestis, kuid ka teistes piirkondades, sh Venemaa piiri ääres. Tegevus on vajalik muuhulgas asurkonna seisundi selgitamiseks (ptk 8.2.1) ning hoiu- ja ohjamisalade planeerimiseks ja rakendamiseks (ptk 8.2.2, 8.6.1). Seni kogutud andmete analüüs teostatakse tegevuskava perioodi alguses ning selle käigus määratakse edasise uurimise detailne plaan. Tegevus toimub iga-aastaselt ning selle maksumus on vähemalt ca 20 000 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab seadmete soetamise, välitööde, kütuse ja andmeanalüüsi kulu (140 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse teostaja on Keskkonnaagentuur, rahastus toimub riigieelarvelistest vahenditest.

8.2.5 Suurkiskjate ebaseadusliku loodusest eemaldamise uuring

Prioriteet: II

Ohutegurid: 6, 7, 10, 11, 12, 13, 14 (tabel 3, ptk 6.2)

Ebaseadusliku küttemise sageduse ja avaldumisvormide kohta on kindlaid tõendeid vähe. KeA järelevalve osakonna (varasem Keskkonnainspeksioon; L. Plumer) ja erinevatel anonüümseks jääda soovivate allikate hinnangul võib ebaseadusliku küttemise määr olla Eesti asurkondades märkimisväärne ning selle mõju asurkondade elujõulisusele võib olla oluline (vt ka ptk 6.2.7).

³⁶ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/suurkiskjad>

Uuringu eesmärk on selgitada, kas ja mil määral salaküttimine Eesti asurkonnas esineb. Seejärel seada suunised edasiseks tegevuseks. Võimalikud meetodid on nt sotsioloogiline uuring ja küsitlus eri ringkondades (sh jahimehed, loodusvaatlejad jt), avaliku arvamuse küsitlus ja analüüs, telemeetriliselt jälgitud huntide ja ilveste analüüs, keskkonnajärelevalve töötajate intervjuerimine. Lisaks ebaseaduslikule küttimele uuritakse muul moel suurkiskjate ebaseaduslikku loodusest eemaldamist (sh orvustunud karupoegade inimese juures kasvatamist jms). Uuringu teostamise aeg on soovitatavalt tegevuskava perioodi alguses. Uuringu maksumus on 2 000 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (14 päeva, 140 eurot päev), uuring kestab kaks aastat ja selle korraldab Keskkonnaamet.

8.2.6 Senise kahjuhüvitiste ja ennetusmeetmete tõhususe analüüs

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **7, 12, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Kahjude ennetamise ja hüvitamise süsteemi efektiivsus ja õiglus on kriitilise tähtsusega suurkiskjatega seotud konfliktide ja negatiivse avaliku arvamuse vähendamiseks. Analüüsitakse senise kahjuennetuse ja -hüvitiste süsteemi ja praktika toimivust ja tõhusust. Seostatakse seni reaalselt toimunud kahjustused, ohjamistegevus, ennetustegevus ning kulude hüvitamine. Selgitatakse välja senise kahjuhüvitiste süsteemi puudused ja vajakud. Koostatakse soovitusel süsteemi tõhususe tõstmiseks. Analüüsi korratakse iga 3–4 aasta järel. Tegevus on aluseks edasisele kahjude ennetamise ja käsitlemise praktikale (ptk 8.3.3, 8.5) ning oluliseks sisendiks kavandatavale suurkiskjate hoiu- ja ohjamisalade süsteemile (vt ptk 8.2.2, 8.6.1). Tegevus toimub aastatel 2022 ja 2025, maksumus on 2 000 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (14 päeva, 140 eurot päev), uuringu korraldajaks on Keskkonnaamet.

8.2.7 Asurkondade geneetilise sidususe uuring naaberaladega

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **1, 2, 15** (tabel 3, ptk 6.2)

Selgitatakse Eesti suurkiskjate asurkondade reaalne geneetiline sidususe määr, st naaberala geneetilisse populatsiooni jõudva migratsiooni sagedus. Analüüs viiakse läbi kindlasti Eesti-Venemaa suunal, soovitatavalt ka Eesti-Läti suunal. Liikide prioriteetsuse kahanev järjekord on: hunt, ilves, karu. Esimese etapina koostatakse seniste andmete, kirjanduse ja varasemate uuringutulemuste ülevaade ja vajakute analüüs ning seejärel täidetakse teadmiste lüngad uute empiiriliste andmetega. Vajalik on koostöö naaberriikide suurkiskjaurijatega (vt ptk 8.1.2). Tegevus annab sisendi asurkondade seisundi hindamisele (vt ptk 8.2.1). Tegevus toimub aastatel 2023–2025, maksumus on 5 000 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (36 päeva, 140 eurot päev), uuringu korraldajaks on Keskkonnaagentuur ja Keskkonnaamet.

8.2.8 Suurkiskjate arvukuse riskihinnang ja analüüs

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **1, 2, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 14, 15** (tabel 3, ptk 6.2)

Aastatel 2011–2013 toimus väga tugev ilvese arvukuse langus. Languse üheks põhjuseks peetakse metskitse arvukuse (toidubaasi) olulist vähenemist, kuid tugevat kaasmõju võisid omada ka üleküttimine, ebaseaduslik küttime, kärntõve levik jm (Schmidt *et al.*, 2021). Koostatakse erinevaid võimalikke põhjuseid võrdlev ja kaaluv analüüs, arvukuse tugevate fluktuatsioonide riskihinnang ja prognoos ning tegevusplaan selliste ohtude minimeerimiseks.

Riskide ja tegevuste võrdlev analüüs koostatakse ka hundi ja pruunkaru kohta. Kuna Eesti on suurkiskjate asurkondade jaoks väga väike maa-ala, siis on riskide analüüs ja tegevusplaan vajalik asurkondade jätkusuutliku elujõulisuse tagamiseks. Muu hulgas võib väärtuslikku infot anda Eestist Poola ilveste asustamise tulemuslikkuse analüüs ja hinnang introductseerimise tõhususest võimaliku liigikaitse meetmena. Tegevus teostatakse tegevuskava perioodi alguses. Antakse sisend asurkondade seisundi ja perspektiivide analüüsile (vt ptk 8.2.1) ning seiresüsteemi valideerimisele ja arendamisele (vt ptk 8.2.3, 8.4.3). Tegevus toimub aastal 2022, maksumus on 5 600 eurot. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (40 päeva, 140 eurot päev), uuringu korraldajaks on Keskkonnaamet.

8.2.9 Karu asurkonna alusuuring

Prioriteet: **III**

Ohutegurid: **1, 2, 4, 5, 6, 9, 10, 14, 15** (tabel 3, ptk 6.2)

Karu on Eesti suurkiskjaasurkondadest viimasel ajal olnud kõige vähem uuritud. Hundi ja ilvese kohta on hiljuti tehtud põhjalikud elupaigakasutuse, kodupiirkonna ja toitumiskäitumise telemeetrilised uuringud, mis on andnud väärtuslikku alusinfot nii teadusele kui rakendustele. Karu puhul on tänaseks puudulikud või aegunud mitmed alusparameetrid, mis on vajalikud selleks, et täpsustada asurkonna seisundi seire tulemusi ja arvukuse hinnangut ning töötada välja kaasajastatud karu seire metoodika (vt ptk 8.2.1, 8.4.3).

Eesmärk on saada kaasaegne ja täpne hinnang asurkonna järgmistest parameetritest: pesakonna suurus, eluiga, fertiilne iga, kodupiirkonna suurus, elupaigakasutus, toidubaas ja toitumine eri aastaaegadel. Need näitajad on vajalikud kaitse- ja ohjamisotsuste usaldusväarsuse tagamiseks. Metoodikas kasutatakse rajakaameraid, isendite juhuvaatluseid, telemeetriat, emakaproove, soolesisu ja väljaheidete proove, DNA analüüse (kudedest ja/või väljaheidetest) ning GIS analüüsi. Uuringuga alustatakse hiljemalt tegevuskava kolmandal aastal (ettevalmistused ka varem) ning tõenäoliselt on vajalik paralleelselt andmete kogumine ja analüüsimine pea kogu tegevuskava perioodi jooksul. Uuringu maksumus on 74 000 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab ekspertide töötasu koos sõidukulude ja maksudega 200 eurot päev (kokku 300 tööpäeva aastas), andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (100 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldajaks on huvilised ja teadusasutused.

8.3 Õigusruumi arendamine

8.3.1 Suurkiskjate tegevuskava tulemuslikkuse hindamine ja kava uuendamine

Prioriteet: **I**

Ohutegurid: **1–15** (tabel 3, ptk 6.2)

Kava tulemuslikkust tuleb asurkondade arvukuse ja kahjude sageduse põhiparameetrite (vt ptk 8.2.1 ja 8.2.2) osas hinnata iga-aastaselt ning põhjalikum analüüs teostatakse iga 5 aasta tagant, st tegevuskava perioodi keskel ja lõpus, aastatel 2026 ja 2031. Kui hindamisel tuvastatakse kõrvalekalle seatud eesmärkidest või selgub eesmärkide võimatus, tuleb ette näha ja rakendada täiendavad meetmed või eesmärkide põhjendatud ja nõuetekohane muutmine. Tegevuskava eelarve koostatakse 5-aastaste perioodide kaupa, mõlemale perioodile eelnevalt (ptk 10). Tegevuskava rakendamist tutvustatakse ja arutatakse suurkiskjate koostöökogus (ptk 8.1.1). Tegevus toimub 2026. aastal ja maksumuseks on 5 000 eurot. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (36 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldajaks on Keskkonnaamet.

8.3.2 Ebaseadusliku küttimise kahjumäärade tõstmine

Prioriteet: I

Ohutegurid: 1, 6, 7, 10, 13, 14 (tabel 3, ptk 6.2)

Suurulukite ebaseadusliku küttimise kahjumäärade tõstmine on olnud kavas juba aastatel 2012–2021 (Männil & Kont, 2012), kuid on seni jäänud ellu rakendamata. Samas on need kahjumäärad olnud pikka aega ebaproportsionaalselt madalad, arvestades nii asurkondade seisundit, EL tava ja suuniseid kui ka teiste liigirühmade (nt kalad) puhul kehtivaid kahjumäärasid. Samuti võimaldaks senisest kõrgemad kahjumäärad vajadusel tõhustada ebaseadusliku küttimise järelevalvet ja menetlemist. Kahjumäärade määramisel juhindutakse senisest kogemusest ning arvestatakse eri osapoolte seisukohtadega (vt ptk 8.1.1). Esialgse plaani kohaselt tõstetakse kahjumäärad tasemele, mis võimaldaks algatada kriminaaluurimist kõigi kolme liigi üksikisendi ebaseadusliku hukkamise kahtluse korral. Kuna ebaseadusliku küttimise kriminaliseerimine võib kaasa tuua vastuolulisi reaktsioone (vt ka ptk 6.2.14), siis on selle juures oluline selge ja hästi teostatud teavitus ja vajadusel eri osapoolte kaasamine (vt ptk 8.1.1, 8.7.4). Tegevust teostatakse aastatel 2024–2025 riigieelarvelistest vahenditest, korraldajaks on Keskkonnaministeerium.

8.3.3 Suurkiskjakahjustuste seadustiku ülevaatus ja parandamine

Prioriteet: I

Ohutegurid: 1, 6, 7, 10, 12, 14 (tabel 3, ptk 6.2)

Koduloomade kahjustamisega tekkinud kahjude vähendamiseks tehakse parandus Looduskaitseaduses ning ennetusmeetmete ja kahjude hüvitamist puudutavates määrustes. Eesmärk on luua olukord, kus loomakasvatavad oleks senisest rohkem motiveeritud tegelema kahjude ennetamisega. Kirjeldatakse abinõud, mida loetakse suurkiskjate kahjustuste ennetamisel tõhusateks (vt ka ptk 8.2.6) ning ennetusmeetmete toetamise kord. Kahjustuste hüvitamine seostatakse nende korduvusega nii, et üldjuhul riigi toetus väheneb korduvkahjustuste korral juhul, kui kahjukannataja ei ole ennetusmeetmeid rakendanud. Analüüsitakse võimalust rakendada 100%-list ennetuskulude hüvitamist suurkiskjate hoiualadel (vt ptk 8.2.2, 8.6.1). Lisaks soodustatakse koostööprojekte, mis tegelevad mitteletaalsete kiskjatõrjevahendite tõhususe testimisega Eesti eri piirkondades ning parendatakse abiteenuseid karjakasvatajale, kelle karjas on toimunud murdmine, et pidurdada kiskjavaenu teket. Planeeritud tegevused oleks orienteeritud hundikahjude vahetule tekkimishetkele, millele järgnev sündmustejada on hundiviha süttimise üks peamisi koldeid. Ühtlasi seob tegevuste toetamine hunditeemalised projektid ja Eesti riigi eesmärgid omavahel konkreetsemalt.

Vastavad seadusandluse muudatused (ennetuskulude hüvitise määra tõstmine, keskkonnakahju proportsionaalseks muutmine) on eelmise suurkiskjate tegevuskava perioodil, aastatel 2012–2021 ette valmistatud, vajalik on muudatuskava ülevaatus, vajadusel kaasajastamine ning seejärel ellu rakendamine. Muudatused puudutavad suurkiskjate põhjustatud kahjude hindamise meetodikat, kahjuohtlike piirkondade määrangut ja ennetusmeetmete rakendamist. Tegevus tuleb teostada tegevuskava perioodi alguses ning on vajalik edukaks kahjuenetuse ja -käsitlemise praktika väljakujunemiseks (vt ptk 8.5.3), kuid on ka aluseks hoiu- ja ohjamisalade süsteemile (vt ptk 8.2.2, 8.6.1). Tegevuse korraldajateks on Keskkonnaministeerium ja Keskkonnaamet, tegevus teostatakse riigieelarvelistest vahenditest eeldatavasti 2023. aastal.

8.3.4 Surnuna leitud ja liiklusõnnetuses hukkunud suurkiskja kuuluvuse määramine

Prioriteet: **I**

Ohutegurid: **7, 10, 12, 13** (tabel 3, ptk 6.2)

Nähakse seadusandlikult ette, et hukkununa leitud suurkiskja isend ja isendi kehaosad kuuluvad riigile. Vastavalt hetkel kehtivale seadusandlusele on elavad suurkiskja isendid peremeheta vara ning surnud suurkiskja isend või selle kehaosad kuuluvad alates leiu hetkest leidjale, kuid liiklusõnnetuses hukkunud või liiklusõnnetuse tõttu surmatud suurulukid kuuluvad jahipiirkonna kasutajale³⁷. Ebaseaduslikult hukatud suurkiskja konfiskeerimise otsustab juhtumi menetleja. Paraku võimaldab selline lahendus varjata ebaseaduslikku kättimist jm suurkiskjate ebaseaduslikku loodusest eemaldamist. Leitud hukkunud suurkiskjad peaks üle vaatama KeA ekspert, mis omakorda võimaldab senisest paremini koguda alusinformatsiooni suremuse ja selle põhjuste kohta (vt ka ptk 8.2.1, 8.2.5). Vajalik on olemasoleva seadusandluse analüüs ning vastavate muudatuste sisse viimine. Tegevus teostatakse tegevuskava perioodi alguses, seda rahastatakse riigieelarvelistest vahenditest ja korraldajaks on Keskkonnaministeerium ning Keskkonnaamet.

8.3.5 Põllumajandusloomade jäänuste käitlemise kontrolli tõhustamine

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **4, 5, 7, 10, 11** (tabel 3, ptk 6.2)

Vastavalt hetkel kehtivale seadusandlusele on küll keelatud põllumajandusloomade jäänuste söötmine ulukitele (sh suurkiskjatele), kuid puudub reaalne võimalus korrarikumisi sanktsioneerida. See võib olla üheks põhjuseks, miks hoolimata keelu olemasolust on tegevuskava koostamisel mitmetest intervjuudest selgunud hinnang, et probleem on üsna ulatuslik. Lahendusvõimaluste analüüs ja vastavad seadusandluse muudatused valmistatakse ette ja rakendatakse tegevuskava perioodi esimeses pooles. Tegevust korraldab Maaeluministeerium, rahastus toimub riigieelarvelistest vahenditest.

8.3.6 Inimese juures kasvatatud suurkiskja õiguslik analüüs

Prioriteet: **III**

Ohutegurid: **3, 7, 12, 13, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Seni on seadusandluses puudulikult määratud inimese juures ebaseaduslikult kasvatatud suurkiskjate noorloomade õiguslik staatus. Sellised isendid peaaegu alati hukuvad või saavad neist nuhtlusisendid, kes seejärel hukatakse. Seega on alust selgitada, kas selline tegevus võrdsustada ebaseadusliku kättimisega, mis on samuti isendi ebaseaduslikult loodusest eemaldamine. Teostatakse senise Eesti seadusandluse ning teiste EL riikide seadusandluse ja praktika analüüs. Enne analüüsi valmimist on soovitatav teostada suurkiskjate ebaseaduslikult loodusest eemaldamise uuring (vt ptk 8.2.5). Analüüsi tulemusena kirjeldatakse probleem detailselt ning pakutakse võimalikud lahendused, seejärel liigutakse edasi vastavate seadusandlike muudatuste juurutamiseni. Tegevus toimub aastal 2024 ja tegevuse maksumus on 4 000 eurot. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (29 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldaja on Keskkonnaministeerium.

³⁷ Jahiseadus §34 lg 4 ja 5

8.3.7 Karjakoertele õigusliku ruumi loomine väljaspool lemmiklooma staatust

Prioriteet: **III**

Ohutegurid: **6, 7, 12, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Loomakaitseseaduse tõlgenduse kohaselt on karjavalvekoerad võrdsustatud lemmikloomadega. Seetõttu on asutud kontrollima karjavalvekoerte pidamise tingimusi – kas need vastavad lemmiklooma pidamise tingimustele (kas olemas näiteks varjualune). Samas varjualuses olev karjavalvekoer on huntidele kerge saak ning hundirünnakute korral ei oleks karjavalvekoerast ründajate tõrjumisel abi. Töökoertele ja valvekoertele tuleks loomakaitseseaduse tõlgendamisel teha erand lemmiklooma mõistes ning käsitleda neid vajadusel eraldi kategooriana. Tegevus toimub 2023. aastal, korraldajaks on Maaeluministeerium ja Keskkonnaministeerium ning rahastus toimub riigieelarvelistest vahenditest.

8.4 Seire jätkamine ja -süsteemi arendamine

8.4.1 Olemasoleva seiresüsteemi käigus hoidmine

Prioriteet: **I**

Ohutegurid: **1, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 14, 15** (tabel 3, ptk 6.2)

Jätkatakse seiretegevusi praegusel kujul (vt lisa 2), kuni kaasajastatud süsteemi või süsteemi osade valmimise ja kasutuselevõtmiseni. Juhul, kui meetodikat või mõnda selle olulist osa muudetakse (vt ptk 8.2.3, 8.4.3, 8.4.5), on vajalik üldjuhul vähemalt kolmeaastane periood, mille jooksul teostatakse mõlema meetodikaga (praegusel kujul ja uus) paralleelne andmete kogumine selleks, et valideerida ja kalibreerida uus meetodika varasemate andmetega. Tegevus toimub iga-aastaselt, korraldajaks on Keskkonnaagentuur ja rahastus toimub riigieelarvelistest vahenditest.

8.4.2 Jahinduse infosüsteemi arendamine

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **1, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Arendatakse edasi jahiga seotud teabe kogumise ja vahendamise kanalit, mille kaudu on võimalik operatiivne info liikumine ning eri sihtrühmade, aga ka avalikkuse teavitamine. Jahimeestelt laekub valdav osa ulukiseire algandmeid. Selleks, et seire annaks võimaluse kvaliteetsete kaitse- ja ohjamisotsuste tegemiseks, peavad kogutavad andmed olema täpsed ja usaldusväärsed. Sellel eesmärgil on EJS algatusel koostöös Keskkonnaministeeriumi (KeM), KeA ja KAUR-ga arendanud infosüsteemi JAHIS, mis võimaldab reaajas jahiinfo kogumise, andmevoogu käitluse ja teavituse. JAHIS-e abil kogutud andmed on suures osas aluseks riigi ülesannete täitmisel suurkiskjatele peetava jahi korraldamisel.

Arendatava infosüsteemi lahenduse puhul on väga oluline, et see tagaks jahikorralduse ja ulukiseire läbipaistvuse ning, et infosüsteemi kasutajaskond oleks võimalikult lai. Näiteks ei ole seni kõik Eesti jahioorganisatsioonid JAHIS-e kasutajad. Vajalik on tagada järgmised tarkvara funktsioonid: seireandmete kogumine ja edastamine, jahilubade taotlemine ja edastamine, jahtide reaajas jälgimine (kus hetkel jahti peetakse), kütitud loomade info laekumine. Ilmselt oleks võimalik JAHIS-e või analoogse infosüsteemi abil tõsta ka jahi ja jahikorralduse selgust ja usaldatavust laiemale üldsusele – nt reaajas jahiinfo ja jahi toimumiskohtade ning jahistatistika teavitamine.

Jahipidamisel suurkiskjatele peab riik koguma ka andmeid isikute kohta, kes suurkiskja on küttnud ja/või kelle valdusse jäävad jahisaadused, kuna hilisemate tehingute korral nõuavad need CITES dokumenti ja kui selle väljastamise käigus on võimalus andmeid põhjalikumalt kontrollida, siis see on üks võimalus vähendada huvi illegaalse küttnimise või ka illegaalselt küttnud isendite legaliseerimise vastu. Vastavad andmed peavad kajastuma JAHIS-es.

Jahinduse infosüsteemi arendamine teostatakse jahimeeste (EJS) ja riiklike institutsioonide (KeM, KAUR, KeA) koostöös. Mõistlik on planeerida arendustegevused, vähemalt väikeses mahus, pidevalt kogu tegevuskava perioodi jooksul vastavalt jooksvalt tõstatuvatele probleemidele. Suuremad tarkvaraarendused tasub teostada eraldi projektidena. Töö põhikorraldajateks on Keskkonnaministeerium ja Eesti Jahimeeste Selts, töö (tarkvara arenduse) maksumus on vähemalt 50 000 eurot aastas, mille rahastus on seni toimunud osaliselt riigieelarvest. Kümnendiku maksumusest (vähemalt 5000 eurot aastas) moodustaks suurkiskjate seiret puudutava osa arendamine.

8.4.3 Seiremetoodika kaasajastamine ja täpsustamine

Prioriteet: II

Ohutegurid: 1, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 14, 15 (tabel 3, ptk 6.2)

Kuigi üldiselt on suurkiskjate senine seiresüsteem (vt ptk 2.5.2 ja lisa 2) end tõestanud, on kasutatava meetoodika ja praktika kohta tegevuskava koostamise käigus eri ringkondadest tulnud kriitiline tagasiside senise seiremetoodika ja -praktika vähese selguse ja täpsuse kohta. Muuhulgas on seni puudunud seiretulemuste usaldusväärse hinnangud (nt usaldusvahemik numbrilistele hinnangutele, nagu asurkonna arvukus jms). Kuna suurkiskjad on suhteliselt madala arvukusega (käesoleval ajal eriti hunt ja ilves) ning seetõttu suhteliselt riskialtid erinevatele arvukusega seotud ohtudele (vt ptk 6.2), on vajalik tõsta arvukuse hinnangute ja seotud mõõdikute täpsust. Eesmärgiks on saavutada hinnangute täpsus, mille korral 95% usaldusvahemik on maksimaalselt $\pm 10\%$ hinnatud väärtusest (nt arvukusest).

Oluline osa senisest hundi ja ilvese seirest baseerub jäljevaatlustel lumelt, kuid seoses kliima soojenemisega on selle meetoodika võimalikkus üha vähesem ja ettenägematum. Näiteks aastal 2020 laekus KAUR-le vähese lume tõttu 396-st ulukite ruutloenduse transektist vaatlusandmed vaid 99-lt transektilt (25%; Veeroja *et al.*, 2020). Teisalt on seoses teaduse ja tehnoloogia arenguga väljatöötatud mitmeid häid meetodeid, mis ei sõltu lumeoludest ning võimaldavad saada senisest täpsemaid andmeid.

Pärast olemasoleva seiresüsteemi valideerimist (vt ptk 8.2.3) ja asurkondade arvukuse ja elujõulisuse analüüsi esimesi tulemusi (vt ptk 8.2.1) tehakse seiresüsteemi arendamise vajakute ja võimaluste analüüs ning seejärel koostatakse ja juurutatakse terviklik ja kaasajastatud seiremetoodika. Tõenäoliselt peaks parima tulemuse saamiseks uus seiremetoodika kombineerima erinevaid meetodeid. Kaalutakse rajakaamerate, DNA-põhiste meetodite, masinõppe ja pildituvastuse, rahvateaduse ja vabatahtlike vaatlusandmete kaasamise jms võimalusi ja rakendatavust. Võimalusel integreeritakse infovoog eri allikatest, nagu JAHIS (vt ka ptk 8.4.2), loodusvaatlused (LVA, PlutoF/eElurikkus jms), piirivalve vaatlused suurkiskjate piiriületustest, erinevad rajakaamerad (KAUR, jahimehed, mesinikud, loodusvaatlejad jne) jne. KAUR-s on juba alustanud rajakaamerate ja masinõppe meetodite katsetamist ja juurutamist. Uute meetodite puhul on vajalik üldjuhul vähemalt kolmeaastane periood, mille jooksul teostatakse mõlema meetodikaga (praegusel kujul ja uus) paralleelne andmete kogumine selleks, et valideerida ning kalibreerida uus meetoodika varasemate andmetega (vt ka ptk 8.4.1).

Seiremetoodika arendamise tegevused teostatakse mitme tsükliks, mille käigus on oluline uusi meetoodilisi lahendusi tundma õppida ja testida, teha teostatavuse ja kulutõhususe analüüs, kalibreerida hetkel kasutatava meetodikaga ning ühendada eri meetodid terviklikuks, selgeks

ja täpseks seiremetoodikaks. Tegevustega on sisuliselt juba alustatud ning neid tuleb aina jätkata. Tõenäoliselt on täielikult kaasajastatud tervikmetoodika juurutamiseni võimalik jõuda alles tegevuskava perioodi teises pooles. Tegevuse korraldajateks on Keskkonnaagentuur ja Keskkonnaamet, rahastus toimub riigieelarvelistest vahenditest.

8.4.4 Meedia teadlikkuse seire ja koolitus

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **7, 12, 13, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Suurkiskjad on teema, mille üle on toimunud mitmeid ühiskondlikke, avalikke ja organisatsioonide vahelisi vaidlusi. Suur roll teemakajastustes ning debattide suunamises on avalikul meedial. Paraku on viimastest aastatest lihtne leida näiteid, kus suurkiskjate teemakäsitlus ajakirjanduses ei ole olnud objektiivne ja erapooletu. Kuna suurkiskjad on teema, millel on lihtne tekkima ühiskondlik lõhestumine (vt ka ptk 6.2.14, 8.4.6), siis meedia teadlikkusel on väga suur roll selle riski maandamisel.

Tegevuskava perioodil teostatakse regulaarne meedia teadlikkuse ja teemakäsitluse seire (nt küsitlus ja vaatlus) iga 2–3 aasta tagant ning vastavalt seireuuringute tulemustele teostatakse ajakirjanike jt koolitused. Eelnevalt on vajalik seiremetoodika koostamine. Eesmärk on tagada suurkiskjate objektiivne ja teaduspõhine teemakäsitlus ning teadlikkus hetkeolukorrast Eesti avaliku meedia loojate hulgas. Kaasatakse erinevad meediatüübid: tele, raadio, ajalehed, ajakirjad jne; ning erinevad meedia rubriigid: loodus, teadus, maaelu, huvitegevus, poliitika, ühiskond, päevauudised jne.

Lisaks vajavad regulaarset suurkiskjate alast koolitust ka teised huvirühmad, kes on otseselt seotud või puutuvad kokku suurkiskajtega (sh jahimehed, kariloomade omanikud ja mesinikud, vt ka ptk 8.7.2-8.7.4).

Tegevus toimub 2022, 2024 ja 2026 ja tegevuse maksumus on 5 000 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab koolitajate töötasu koos sõidukulude ja maksudega 200 eurot päev (kokku 25 tööpäeva aastas) seda korraldab Keskkonnaamet.

8.4.5 Vabatahtlike kaasamine seireandmete kogumisse

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **1, 4, 5, 6, 7, 9, 14, 15** (tabel 3, ptk 6.2)

Huvi suurkiskjate vastu on Eesti ühiskonnas üha laiem. Vabatahtlike ja rahvateaduse kaasamine suurkiskjate seiresse annaks mitu eelist: see oleks hea võimalus suurkiskjate populariseerimiseks ja tundmaõppimiseks; tekib võimalus senise jahimeeste kogutud seireandmetega paralleelse ja sõltumatu andmerea loomiseks; laiem kaasatute ring võimaldab efektiivsemalt tuvastada süsteemi puuduseid ja leida paremaid lahendusi jne. Lisaks kohalikele vabatahtlikele on ilmselt olemas potentsiaal loodusturistide (sh välituristide) kaasamiseks vabatahtlikusse seiresse, kuid selle korraldamisel on vajalik koostöö turismikorraldajatega.

Kaardistatakse teiste maade sarnased kogemused, tehakse vabatahtlike kaasamise teostatavuse analüüs ning vastavalt sellele luuakse võimekus rahvateaduse juurutamiseks suurkiskjate seires. Tõenäoliselt oleks vabatahtlike infoedastuse kanal (nt LVA, PlutoF/eElurikkus) erinev jahimeeste omast (JAHIS). Seega on vajalik erinevate infovoogude ühildamise võimekus. Tegevusega alustatakse pärast olemasoleva seiresüsteemi valideerimist (ptk 8.2.3) paralleelselt seiresüsteemi kaasajastamisega (ptk 8.4.3) või selle alltegevusena. Tegevus toimub aastatel 2024–2026, maksumuseks on 5 000 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (36 päeva, 140 eurot päev) ning tegevuse korraldajaks on Keskkonnaagentuur.

8.4.6 Ühiskondliku teadlikkuse ja arvamuse lähteuring ja seire

Prioriteet: II

Ohutegurid: 6, 7, 12, 13, 14, 15 (tabel 3, ptk 6.2)

Suurkiskjad on teema, millel on toimunud ühiskondlikke ja ringkondlikke teravaid vaidlusi ja isegi konflikte. Ühiskondlik arvamuste lõhe (hirm-armastus) paistab hetkel olevat kõige suurem hundi puhul, väiksem karu suhtes ning ilvesel kõige väiksem. Demokraatlikus ühiskonnas (nagu Eesti) on avalikul arvamusel väga tugev jõud avaliku sektori otsuste mõjutamisel. Ühest küljest on see hea ja soovitatav olukord (eluterve demokraatia üks põhiomadus), kuid olukorras, kus levinud avalik arvamus ei ühti teadusliku "tõe" või objektiivse reaalsusega kaasneb läbi kaalumata ja isegi valede otsuste oht. Suurkiskjad on Eestis suhteliselt madala arvukusega (hetkel eriti hunt ja ilves) ning seetõttu on need liigid eriti tundlikud arvukusega seotud ohtude suhtes (vt ka ptk 6.2). Tagajärgedeks võib olla nt ebaseadusliku küttime sajenemine, tugev poliitiline surve küttime mahtude tõstmiseks põhjendamatult ja ohtlikult kõrgeks jms. Seega on nii liikide kaitse kui ühiskondliku tasakaalu huvides väga oluline lisaks liikide arvukusele ja asurkonna seisundile seirata regulaarselt ka ühiskonna teadlikkust ning levinud arvamusi ja suhtumisi.

Teostatakse üks põhjalikum alusuuring ja analüüs tegevuskava perioodi alguses, mis annab ülevaate olukorrast ning soovitusel edasise seire teostamiseks. Lisaks sellele lisatakse asjakohased küsimuse KeM iga kahe aasta tagant tellitavasse keskkonnateadlikkuse küsitluse³⁸.

Tegevus toimub aastal 2023, maksumuseks on 5 600 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (36 päeva, 140 eurot päev) ning tegevuse korraldajaks on Keskkonnaagentuur.

8.4.7 Karu seire meetodika arendamine

Prioriteet: III

Ohutegurid: 1, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 14, 15 (tabel 3, ptk 6.2)

Senine pruunkaru seire on peamiselt juhuvaatluste põhine ning seega meetodiliselt raskesti kontrollitav (vt ka lisa 2). Karu eripäraks võrreldes hundi ja ilvesega on taliuinak, mistõttu ei ole võimalik süsteemselt koguda karu jäljevaatlusi lumelt. Küll aga satub karu sagedamini söödaplatside juures olevate rajakaamerate vaatevälja. Seega on pruunkaru praeguse seire alusandmed hundist ja ilvesest oluliselt erinevad.

Hetkel baseerub karu seire jahimeeste tehtavatel juhuvaatlustel (sh pesakonna vaatlused). Kõige perspektiivsem karu seiremeetodika täiendus oleks ilmselt rajakaamerate põhine. Juhul, kui karu seire jääb juhuvaatluste põhiseks, siis on vajalik täpne alusinfo Eesti karude ruumikasutusest eri aastaaegadel (sh kodupiirkonna suurus). Lisaks sellele on asurkonna seisundi hindamisel vajalik teave fertiilse ea ja eluea ning pesakonna suuruse jaotuste omadustest. Kui need parameetrid ole täpselt teada, siis saaks juhuvaatluste põhjal arvukuse senisest oluliselt täpsemini hinnata. Karu täpsustatud seiremeetodika väljatöötamise eelduseks on asurkonna alusuuring (ptk 8.2.9). Seega on realistlik alustada karu seiremeetodika täpsustamisega põhjalikumalt tegevuskava esimese poole teises pooles pärast olemasoleva seiresüsteemi valideerimist (ptk 8.2.3) ja paralleelselt seiresüsteemi kaasajastamisega (ptk 8.4.3) või selle alltegevusena.

Tegevus toimub aastatel 2024–2025, maksumus on vähemalt (minimaalselt) 5 600 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (40 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse teostajaks on huvilised, nt teadusasutused.

³⁸ <https://www.envir.ee/et/keskkonnahariduse-uuringud>

8.5 Kahjuennetus ja -käsitus

8.5.1 Olemasoleva kahjuennetuse ja -hüvitiste süsteemi tagamine

Prioriteet: **I**

Ohutegurid: **6, 7, 10, 12, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Jätkatakse kahjuennetuse ja -hüvitiste tegevusi praegusel kujul, kuni kaasajastatud süsteemi või süsteemi osade valmimise ja kasutuselevõtmiseni (vt ptk 8.5.3, 8.5.5). Looduskaitseaduse § 61 järgselt hüvitatakse suurkiskjate tekitatud kahju ühele isikule ühe aasta kohta kuni 3 200 € ulatuses. Suurkiskjate tekitatud kahjude ennetamiseks rakendatud abinõud hüvitatakse 50 % ulatuses, ühele isikule kuni 3 200 € aastas. Vajalik on ennetus- ja hüvitissüsteemi tõhususe regulaarne seire/analüüs (vt ptk 8.2.6) ning vajadusel muudatuste tegemine süsteemis. Tegevust teostatakse iga-aastaselt. Igal aastal on planeeritud suurkiskjate poolt tekitatud kahjude hüvitamiseks ja ennetamiseks ca 300 000 €. Tegevuse korraldajateks on Keskkonnaamet ja Keskkonnaministeerium, tegevust rahastatakse riigieelarvelisest vahenditest.

8.5.2 Kahjustustega seotud juhendmaterjalide uuendamine

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **6, 7, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Vaadatakse üle ja kaasajastatakse KeA (T. Talvi) koostatud juhendmaterjalid suurkiskjate põhjustatud kahjude hindamiseks ning ennetusmeetmete rajamiseks³⁹. Soovitav on enne juhendmaterjalide täiendamist teostada ennetusmeetmete tõhususe uuring (vt ptk 8.2.6) ning teha vastavad muudatused seadusandluses (vt ptk 8.3.3). Tegevus teostatakse aastal 2025 ja maksumus on 5 600 eurot. Tegevuse maksumus sisaldab juhendmaterjalide koostamise kulu (40 päeva, 140 eurot päev) ja korraldajaks on Keskkonnaamet.

8.5.3 Kahjude hindamise ja hüvitiste operatiivsuse ja efektiivsuse tõstmine

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **6, 7, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Kehtivas praktikas vaatab KeA spetsialist pärast suurkiskja põhjustatud kahjustuse toimumist koduloomale sündmuskoha üle ning langetab hinnangu kahjustaja liigi (nt hunt või koer) ning kahjude ulatuse kohta. Hinnang on aluseks kahju hüvitamise otsusele. Paraku võib kahjude hindaja saabumiseni kuluda isegi kolm päeva, vahel rohkemgi – nt kui kahjustus toimub reedel, siis kahjuhindamise spetsialist saabub alles esmaspäeval või teisipäeval. Paraku on nii pika aja järel sündmuskohal asitõendid sageli kadunud või kahjustunud (nt teiste liikide raipesöömise tulemusel, sh rongad, varesed, rebased jne). Tulemusena on isegi spetsialisti tehtud kahju põhjustaja määratluse usaldusväärsus madal.

Tegevuskava alusel luuakse KeA-le valmisolek kahjustuste kiiremaks hindamiseks – 1 ööpäeva jooksul. Lisaks sellele luuakse protokoll ja viiakse läbi koolitus, mille alusel saab loomakasvataja enne spetsialisti saabumist sündmuskoha ja asitõendid fikseerida (fotod, proovid, ligipääsu piirded jne) ning sündmuse registreerida. Samuti on oluline tagada kahjuhindajate kõrge pädevus ja seeläbi kahjude määratluse usaldusväärsus. Valemäärangud võivad põhjustada põhjendamatu negatiivse avaliku arvamuse suurkiskjate suhtes ning soovimatud ökoloogilised tagajärjed asurkondadele (vt ka ptk 6.2).

Ennetusmeetmete (nt kiskjatõrje aiad, karjavalve koerad) toetuste puhul on probleem, et väljamaksed tehakse pika ajaviibega (rajamisele/soetamisele järgmise aasta märtsis). Paraku on

³⁹ <https://www.keskkonnaamet.ee/et/eesmargid-tegevused/loomakahjud>

paljudel väiketootjatel vähe likviidseid vahendeid (st vaba raha) ning pikk hüvitiste väljamakse võib tekitab seega majanduslikku ebavõrdsust. Arendatakse välja kord, millega tõstetakse oluliselt ennetusmeetmete hüvitiste väljamaksete kiirust. Muuhulgas kaalutakse võimalust hüvitada meetmed ettemaksena, nt ehitusprojekti alusel.

Paraku on Eesti Lambakasvatavate Liidule teadaolevalt olnud ka juhtumeid, kui hüvitisi kasutatakse raiskavalt või mittesihotstarbeliselt. Sellised juhtumid põhjustavad ebavõrdsust, pahameelt ja süsteemi maine langust teiste loomakasvatavate ja avalikkuse silmis. Tegevuskava alusel tõstetakse kontrolli ennetusmeetmete rajamise ja kasutuse üle. Näiteks täpsustatakse korda, et kiskjakahjude ennetamise hüvitist maksta vaid rangelt sihtotstarbeliste ja toimivate ennetusmeetmete eest.

Tegevuse ettevalmistamisega alustatakse tegevuskava alguses ning juurutatakse vähemalt esialgsel kujul hiljemalt kolmandal tegevuskava aastal. Tegevus ühildatakse ennetusmeetmete tõhususe analüüsiga (ptk 8.2.6). Tegevuse korraldajateks on Keskkonnaamet ja Keskkonnaministeerium, tegevust teostatakse riigieelarvelistest vahenditest.

8.5.4 Kahjustatud kariloomadelt DNA proovide kogumine ja analüüs

Prioriteet: **II**

Ohutegurid: **6, 7, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Eestis on väljatöötatud meetodika kiskjate kahjustatud kariloomadelt DNA proovide kogumiseks ja nende alusel kahjustajaliigi määramiseks (hunt või koer; Plumer *et al.*, 2018). Süsteemi oluliseks tugevuseks on, et referentspopulatsiooniks on Eesti huntide andmestik, mis suurendab meetodika täpsust. Niisiis võimaldab meetodika täpse ja usaldusväärse kahjustaja määrangu. Paraku on seda võimalust seni kasutatud väga vähe, enamus kahjustajaliigi määranguid on spetsialisti visuaalse vaatluse- ja hinnangupõhised. Seetõttu on kahjustaja määrangud suhteliselt vähe usaldusväärsed. Teada on juhtumeid, kus teiste liikide (koer, šaakal) põhjustatud kahjustused soovitakse sihilikult valemäärata hundi kahjuks – motiiviks on kahjuhüvitis hundikahjustuste korral. See omakorda võib kaasa tuua põhjendamatult negatiivse avaliku arvamuse hundi suhtes ning soovimatud ökoloogilised tagajärjed asurkonnale (vt ka ptk 6.2).

Tegevuskava käigus juurutatakse senisest oluliselt sagedasem DNA-põhine kahjustaja määramine. Teostatakse järjepidevalt kogu tegevuskava perioodi jooksul, vajadusel tehakse esimesel aastal ettevalmistused valmiduse kasvatamiseks, sh juhendid, koolitused, proovivõtuvahendid, kokkulepped meetodikat teostavate laboritega jne. Tegevus (proovide kogumine) toimub iga-aastaselt, proove analüüsitakse 2022, 2024 ja 2026 aastal ja tegevuse maksumus on 5 600 eurot aastas. Ülejäänud aastatel rahastatakse tegevust riigieelarvest. Tegevuse maksumus sisaldab laborikulu, andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (40 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldaja on Keskkonnaamet.

8.5.5 Kiskjakahjude kindlustussüsteemi teostatavuse analüüs ja arendus

Prioriteet: **III**

Ohutegurid: **6, 7, 14, 15** (tabel 3, ptk 6.2)

Kiskjakahjude hüvitamise üheks puuduseks on nimetatud kahjude hindamise ja väljamaksete aeglust, kuid samuti seda, et riik hüvitab vaid suurkiskjate (hunt, ilves, pruunkaru) põhjustatud kahjud (seoses nende kaitsestaatusega EL-s), kuid mitte teiste kiskjate kahjud (sh koer, šaakal jt). See omakorda võib kaasa tuua kahjumääratluste kallutatuse (või soovi selleks) suurkiskjate poole, põhjendamatult negatiivse avaliku arvamuse suurkiskjate suhtes ning tagajärjena soovimatud ökoloogilised tagajärjed asurkondadele (vt ka ptk 6.2). Võimaliku lahendusena on

pakutud kiskjakahjude kindlustussüsteemi loomist ja juurutamist, mis kataks lisaks suurkiskjatele ka teiste loomade põhjustatud kahjustused. Teadaolevalt on selline süsteem olemas nt Lätis, kus kindlustus katab koerte põhjustatud kahjud ning riik katab suurkiskjakahjud.

Tegevus teostatakse loomakasvatajate ja kohalike kindlustusseltside koostöös kahe etapina: (1) teiste maade kogemuse, lahendusvariantide ja Eestis teostatavuse analüüs; (2) analüüsi tulemusel sobivaimaks osutunud lahenduse juurutamine Eestis. Tõenäoliselt tasub tegevus ühildada ennetusmeetmete tõhususe analüüsiga (ptk 8.2.6). Võimalik, et johtuvalt suurkiskjate hoiu- ja ohjamisalade tsoneeringust (ptk 8.2.2, 8.6.1) või muudest asjaoludest on vajalik riigi osalus mõnes osas või mõnel juhul. Analüüs toimub aastal 2023 ja tegevuse maksumus on 4 200 eurot. Tegevuse maksumus sisaldab andmeanalüüsi ja aruande koostamise kulu (30 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldaja on Keskkonnaamet.

8.6 Kaitse ja ohjamise korraldamine

8.6.1 Hoiu- ja ohjamisalade korra rakendamine

Prioriteet: II

Ohutegurid: 1, 2, 3, 5, 6, 7, 9, 10, 14, 15 (tabel 3, ptk 6.2)

Vastavalt suurkiskjate hoiu- ja ohjamisalade teostatavuse analüüsile ja planeeringule (ptk 8.2.2) katsetatakse ja juurutatakse üle-eestiline jahikorralduse ja kaitsemeetmete ruumiline kord. Kõigis Eesti piirkondades määratakse piisavalt suured piirkonnad (st mitme kodupiirkonna ulatusega), mis sisaldavad iga liigi kvaliteetseid elupaikasid ja kus asurkonnad saavad loomulikult moel toimida täisväärtusliku osana piirkonna elurikkusest (nn hoiualad). Eesmärk on tagada loomuliku asurkonna ja karja (hundil) struktuuri kujunemine.

Sõltuvalt korduvkahjustuste ja inimasulate paiknemisest määratakse ohjamisalad ja suunatakse sinna $\geq 75\%$ küttemismahust. Küttemise eesmärk on eelkõige kahjustuste vältimine ning ennetamine ning eelistatakse nuhtlusisendide küttemist, võimalusel vahetult pärast korduvkahjustuse toimumist. Karude puhul on lubatud küttemine vaid kahjustuste vältimise eesmärgil. Tõenäoliselt on vajalik kahjuennetus ja -hüvitiste süsteemi vastavus hoiu- ja ohjamisalade süsteemiga – sh nt 100%-line kiskjakahjude ennetusmeetmete hüvitamine suurkiskjate hoiualadel. Suurkiskjate hoiu- ja ohjamisalade tsoneeringut kasutatakse alusena teistes ruumiplaneeringutes, sh rohevõrgustik, taristu, kinnisvara, maakasutus jms (vt ka ptk 8.7.4).

Süsteemi juurutamisega alustatakse hiljemalt tegvuskava kolmandal aastal interaktiivselt, etapiliselt ja paralleelselt hoiu- ja ohjamisalade teostatavuse analüüsi ja planeeringuga. Lõplikul kujul süsteemi rakendumine toimub tõenäoliselt tegevuskava viimastel aastatel. Vajalik on pidev tagasiside ja koostöö eri huvigruppide ja osapooltega (vt ka ptk 8.1.1), selge ja teaduspõhine otsustussüsteem ning ringkondlik ja avalik teavitus (ptk 8.7.4, 8.7.5, 8.7.7). Tegevuse korraldaja on Keskkonnaamet, rahastamine toimub riigieelarvelisest vahenditest.

8.6.2 Karu talipesadest teavitamise parendamine

Prioriteet: II

Ohutegurid: 1, 12, 13, 14 (tabel 3, ptk 6.2)

Vaadatakse üle ja tõhustatakse olemasolevad ja perspektiivsed infokanalid karu talipesast teatamiseks KeA-le ja KAUR-le – sh riigi infotelefon 1247, JAHIS, LVA, PlutoF/eElurikkus jne. Vajadusel korraldatakse väljaõpe infokanalite haldajatele ja dispetšeritele karu talipesa teate vastuvõtmiseks ja edastamiseks. Korraldatakse teavituskampania võimalikele sihtrühmadele: jahimehed, metsamehed, loodusvaatlejad, matkajad jne (vt ka ptk 8.7.4, 8.7.6).

Laekuva info talipesadest on vajalik nii talipesade kaitseks (püsielupaik) kui ka karu asurkonna alusuuringule (ptk 8.2.9) ja asurkonna seirele (ptk 8.4.1, 8.4.3, 8.4.5). Teostatakse tegevuskava perioodi alguses ning teadete vastuvõtmise ja edastamise võimekus hoitakse järjepanu ja tähtajatult. Tegevuse korraldaja on Keskkonnaamet, rahastus toimub riigieelarvelistest vahenditest.

8.7 Teadmuse ja pädevuse tõstmine

8.7.1 Tegevuskava tõlkimine ja tutvustamine

Prioriteet: II

Ohutegurid: 1–15 (tabel 3, ptk 6.2)

Käesolevast tegevuskavast tehakse võõrkeelne tõlge (ilma eelarve peatükita) ning avaldatakse see veebis inglise ja vene keelsena. Eelnevad kaks suurkiskjate tegevuskava on avaldatud Eesti Terioloogia Seltsi väljaandes Eesti Ulukid (Lõhmus, 2002; Männil & Kont 2012). Võõrkeelde tõlgitud kava saavad kasutada ka suurkiskjatega tegelevad välismaiste (sh naaberriikide) asutuste ametnikud, teadlased ja huvilised. Tegevuskava ja selle osi ning sellega seotud ideid ja tegevuskava teostamise käiku ja debatti on soovitatav tutvustada ka teistes erialastes ja laiatarbe meediakanalites (nt Eesti Jahimees, Eesti Loodus, ERR jne; vt ka ptk 8.7.4, 8.7.5, 8.7.7). Tegevuskavas ette nähtud alusuuringute (nt ptk 8.2.1, 8.2.2, 8.2.4, 8.2.5, 8.2.6, 8.2.7, 8.2.9) avaldamine rahvusvaheliselt eelretsenseeritud (*peer-review*) teadusartiklitena tõstab nende usaldusväärsust ning kaalukust rakenduste pikaajaliste alustena. Tegevus toimub 2022 aastal ja maksumus on 8 400 eurot. Tegevuse maksumus sisaldab võõrkeelsete tõlgete koostamise kulu (0,1 eurot üks sõna, kava maht *ca* 42 000 sõna, tõlge kahte erinevasse võõrkeelde). Tegevuse korraldaja on Keskkonnaamet.

8.7.2 Seiremetoodika koolitused

Prioriteet: II

Ohutegurid: 1, 6, 7, 9, 10, 14 (tabel 3, ptk 6.2)

Korraldatakse "käed-külge" koolitused ja väljaõpe seire alusandmete kogujaile: jahimehed, vabatahtlikud jt. Vaadatakse üle ja vajadusel uuendatakse KAUR-i koostatud seire juhendmaterjalid. Seire koolitused tuleb ühildada seiremetoodika täpsuse tõstmise ja arendamisega (ptk 8.4.3, 8.4.5, 8.4.7). Kuna jahimehed on vastavalt kehtivale seadusele kohustatud koguma seire algandmeid (vt ptk 2.5.2), siis on põhjendatud, et nende koolitused määratletaks kutsehariduseks, nii on võimalused koolituste läbiviimiseks märksa laiemad. Koolitused teostatakse iga 2–3 aasta tagant, toimumise aastad on 2023 ja 2025, maksumus 5 600 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab koolituse kulu (40 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldaja on Keskkonnaagentuur.

8.7.3 Kahjuennetuse ja -käsitlemise koolitused

Prioriteet: II

Ohutegurid: 6, 7, 10, 14 (tabel 3, ptk 6.2)

Korraldatakse teaduspõhine "käed-külge" koolitused, kogemuste vahetus ja väljaõpe kiskjakahjude ennetamiseks ja kahjude korral tegutsemiseks. Sihtrühmadeks on loomakasvatajad, kahjukäsitlemise spetsialistid ja jahimehed. Koolituste käigus luuakse kahjujuhtumi-tugiisikute võrgustik ning võimalike kahjukannatajate valmisolek jõuda kiiresti kahjukäsitlemise spetsia-

listini. Tegevus ühildatakse ennetusmeetmete tõhususe analüüsiga (ptk 8.2.6) ning kahjuennetuse ja -käsitlemise juhendmaterjalide kaasajastamisega (ptk 8.5.2). Koolitused teostatakse iga 2–3 aasta tagant (toimumise aastad: 2022, 2024, 2026, maksumus 5 600 eurot aastas). Tegevuse maksumus sisaldab koolituse kulu (40 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldaja on Keskkonnaamet.

8.7.4 *Uluki- ja populatsioonibioloogia printsiipide ja rakenduste tutvustus*

Prioriteet: III

Ohutegurid: 7, 8, 9, 14 (tabel 3, ptk 6.2)

Korraldatakse seminaride ja koolituste sari, millega tutvustatakse erinevatele sihtrühmadele uluki- ja populatsioonibioloogia alusteadmisi ja rakendusi ning suurkiskjate tegevuskavaga ette nähtud plaani, tegevusi ja korda. Eesmärk on suurendada teadlikkust ja mõistmist, levitada teaduspõhiste ökoloogiliste põhimõtete kasutamist erinevates valdkondades ning populariseerida suurkiskjate teemat. Varem on korduvalt korraldatud koolitusi ja teabepäevi jahimeestele, kuid endiselt on teadlikkus liialt vähene. Paistab, et tegemist ei ole mitte tahtmatusega mõista, ning seega on põhjendatud koolituste regulaarne kordamine. Samuti areneb pidevalt teaduslik arusaam suurkiskjatest ja Eesti asurkondadest (vt ka ptk 8.2, 8.4) – seega on vajalik vahetu infokanal suurkiskjatega kokku puutuvate ringkondadeni jõudmiseks. Kuna jahimehed ei ole kaugeltki ainuke suurkiskjatega kokku puutuv ringkond, on põhjendatud koolitused ka teistele sihtrühmadele. Koolitused jagunevad kaheks laiemaks osaks vastavalt sihtrühmade erialase ettevalmistuse ja ülesannete tasemele:

- (1) spetsialistid – sh seirespetsialistid, vabatahtlikud seirajad, jahimehed (vt ka ptk 8.7.2), loomakasvatavad, kahjuhindajad, kahjujuhtumite tugiisikud, kutselised ja vabatahtlikud ennetusmeetmete rajajad (vt ka ptk 8.7.3), KOV-d (sh juhid, planeerijad, keskkonnaspetsialistid jt), KMH eksperdid, ruumi planeerijad, õpetajad (sh lasteaedades ja huviringides), loodusgiidid, loomakaitsjad, ajakirjanikud (vt ptk 8.4.5) jt;
- (2) avalikkus ja järelkasv – sh lasteaialapsed, õpilased, üliõpilased, loodusesõbrad, huvilised, laiem avalikkus.

Sihtrühmade hulgast on jahimehed kõige suurem suurkiskjatega vahetult kokku puutuv rühm, samuti on jahimehed kohustatud koguma seire algandmeid (vt ptk 2.5.2). Seega tuleb jahimeeste koolitused määratleda kutsehariduseks, nii on võimalused koolituste läbiviimiseks märksa laiemad, sh riigi rahastus ja määratlus kaitsekorraldusliku prioriteedina. Tuleb selgitada, kas selleks on vajalik koostöö Haridus- ja Teadusministeeriumiga. Strateegiliselt on oluline, sh üle-eestilise hoiu- ja ohjamisalade juurutamiseks (ptk 8.2.2, 8.6.1), korraldada koolitused rohevõrgustiku, üldplaneeringute ja suure ruumilise ulatusega teemaplaneeringute ning KMH koostajaile.

Nagu eelpool on mainitud (ptk 3.3) on oluline sihtrühm ka loodusgiidid, keda on vaja võimalike ohtude ja probleemide vältimise eesmärgil rohkem koolitada ning selleks tuleb koostada ka vastavad juhendmaterjalid.

Eelnimetatud teise sihtrühma koolitused ühildatakse ühiskondliku teadlikkuse ja avaliku arvamuse seirega (ptk 8.4.6). Erinevad koolitused hajutatakse kogu tegevuskava perioodi peale, kuid sihtrühmade piires võivad koolitusüritused toimuda iga 2–3 aasta tagant. Toimumise aastad on: 2022, 2024, 2026, maksumus 5 600 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab koolituse ja materjalide koostamise kulu (40 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldajad on huvilised.

8.7.5 Looduskultuuri ja ühiskondliku visiooni seminarid

Prioriteet: **III prioriteet**

Ohutegurid: **14, 15** (tabel 3, ptk 6.2)

Korraldatakse iga-aastased looduskultuuri ja ühiskondliku visiooni seminaride sari. Eesmärk on mõtestada, debateerida ja luua ühiskondlik-kultuurilised lahendused, kuidas tänapäevalgi elada samades maastikes rahumeelselt koos looduslike, tugevate ja ökoloogilist funktsiooni täitvate suurkiskja-asurkondadega. Seminaride sari on suurkiskjate koostöökoguga (ptk 8.1.1) paralleelne teabevahetus ja arutelude platvorm, kuid laiema osalejaskonnaga, paljuski teistsuguse fookuse ja teistsuguse lähenemisnurgaga ning mitmeid teisigi osapooli koondav. Tegevus on muu hulgas vajalik avaliku arvamuse ning kultuurinähtuste mõtestamiseks ning võimalike ühiskondlike ohtude teadvustamiseks (vt ka ptk 6.2.14), samuti pikaajalise perspektiivi ja sihi kujundamiseks. Kindlasti ka ühiskondliku sidususe suurendamiseks. Tegevuse toimumise aastad on: 2022, 2024, 2026, maksumus 5 600 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab koolituse kulu (40 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldajad on huvilised.

8.7.6 Orvuks jäänud karupoegade probleemituvustus ja heade lahenduste välja pakkumine

Prioriteet: **III**

Ohutegurid: **12, 13, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Erinevate meediakanalite (asutuste kodulehed ja veebilehed, Loodusveeb, sotsiaalmeedia, ERR, ajalehed, ajakirjad jne) vahendusel teavitatakse avalikkust, kuidas toimida karu talipesa või karupoegade leidmise korral (vt ka ptk 8.6.2). Informatsioon hoitakse veebilehtedel kättesaadavana pidevalt, tegevust korraldatakse väikesemahulise kampaaniana iga 3 aasta järel, toimumise aeg on: 2023, 2026, maksumus 4 200 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab materjalide koostamise kulu (30 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldaja on Keskkonnaamet.

8.7.7 Suurkiskjate tutvustamine avalikus meedias ja teabepäevadel

Prioriteet: **III**

Ohutegurid: **7, 11, 12, 13, 14** (tabel 3, ptk 6.2)

Võimalusel edastatakse asjakohast ja objektiivset informatsiooni suurkiskjate teemal erinevates info- ja meediakanalites (kodulehed, Loodusveeb, sotsiaalmeedia, ERR, ajalehed ja ajakirjad, väljapanekud, ekspositsioonid, näitused jne) ja teabeüritustel (seminarid, teabepäevad jms; vt ka ptk 8.4.4, 8.4.6, 8.7.1, 8.7.4, 8.7.6). Eesmärk on luua positiivne ja teadmuspõhine meediafoon ning soodne keskkond ühiskondliku teadlikkuse tõusuks suurkiskjatest, nendega seotud probleemidest ja lahendustest ning suurkiskjate populariseerumiseks. Tulemusena vähenevad ebastabiilsest avalikust arvamusest tingitud ohud (vt ptk 6.2.14) ning suureneb ühiskondlik sidusus. Teostatakse väikesemahulisena järjepanu ja tähtajatult, toimumise aastad on: 2022, 2024, 2026, maksumus 4 200 eurot aastas. Tegevuse maksumus sisaldab materjalide koostamise kulu (30 päeva, 140 eurot päev). Tegevuse korraldajad on huvilised.

9 Kaitse ja ohjamise tulemuslikkuse hindamine

Suurkiskjate kaitse- ja ohjamiskavaga on seatud kolm põhilist kaitse-eesmärki: (1) asurkondade soodne seisund, (2) kahjustuste ennetamine ning (3) teaduspõhine ja objektiivne teadmus ja ringkondlik pädevus. Kahe esimese puhul on seatud alljärgnevad mõõdetavad eesmärgid (mõõdikud). Teadmuse ja pädevuse osas kvantitatiivseid mõõdikuid ei seata.

1. Eesti asurkonna tähtsaimad sihtmõõdikud on (1) jahihooaja eelne ehk eelneval talvel ja kevadel sündinud pesakondade arv ning (2) kevadine, jahihooaja järgne täiskasvanud (sigimisealiste) isendite arv ehk baasasurkonna suurus (ilma noorloomadeta). Liikide kaupa on künnisväärtused järgnevad:

Hunt – alla aasta vanuste kutsikatega hundikarjade arv enne jahihooaega: 20–30;

Ilves – alla aasta vanuste poegade pesakondade arv enne jahihooaega: ≥ 80 ;

Pruunkaru – alla aasta vanuste poegade pesakondade arv enne jahihooaega: ≥ 70 .

Ilvese puhul on kevadine sigimisealiste isendite arv ehk nn baasasurkond ≥ 350 isendit ja pruunkaru puhul ≥ 650 isendit. Hundi puhul tuleb baasasurkonna suurus ≥ 140 isendit saavutada kava rakendusperioodi jooksul, soovitatavalt 5 aasta jooksul. Baasasurkonna miinimumtaseme arvutuse aluseks on 3 aasta keskmine.

Jahihooaja järgne täiskasvanud isendite arv moodustab sigimishooaja järgsest asurkonna koguarvukusest arvestuslikult vastavalt hundil *ca* 50–60%, ilvesel *ca* 55–60% ja pruunkarul *ca* 75–80%. Pesakondade arvu ja sügisese sigimishooaja järgse koguarvukuse suhe on arvestuslikult vastavalt hundil *ca* 1:10, ilvesel *ca* 1:6 ja pruunkarul *ca* 1:10 (vt ka lisa 2, senine seiremetoodika). Hundi puhul on arvestatud, et karjadesse mitte kuuluvate isendite osakaal sügisel on eeldatavasti *ca* 15–20%.

2. Suurkiskjate põhjustatud kahjude ennetustegevused võib lugeda edukaks juhul, kui kahjustuste sagedus Eesti kariloomade (lambad, kitsed, lihaveised jt) ja mesilasperede koguarvu suhtes on praeguse ajaga samal tasemel või väiksem. Lisaks põllumajandusloomadele on oluline seirata ja vähendada ka ründeid koortele jt koduloomadele. Piirarvud tegevuste tulemuslikkuse hindamiseks on järgmised.

Lambad ja kitsed – aasta jooksul suurkiskjate kahjustatud loomade arv on $\leq 1\%$ Eestis regis-treeritud lammaste ja kitsede koguarvust samal aastal (vastavalt PRIA arvestusele). Juhul, kui täpsemad andmed puuduvad, kasutada lammaste ja kitsede arvestusliku koguarvuna *ca* 85 000 looma ja sellisel juhul peaks aasta jooksul kahjustatud lammaste ja kitsede koguarv olema ≤ 850 .

Lihaveised – aasta jooksul suurkiskjate kahjustatud loomade arv on $\leq 0,03\%$ Eestis registreeritud lihaveiste koguarvust samal aastal (vastavalt PRIA arvestusele). Juhul, kui täpsemad andmed puuduvad, kasutada lihaveiste arvestusliku koguarvuna *ca* 80 000 looma ja sellisel juhul peaks aasta jooksul kahjustatud lihaveiste koguarv olema ≤ 24 .

Mesilased – aasta jooksul suurkiskjate kahjustatud mesilasperede arv on $\leq 0,6\%$ Eesti mesilas-perede koguarvust samal aastal (vastavalt PRIA ja Statistikaameti arvestusele). Juhul, kui täpsemad andmed puuduvad, kasutada mesilasperede arvestusliku koguarvuna ca 50 000 peret (Pulver et al., 2018) ja sellisel juhul peaks aasta jooksul kahjustatud mesilasperede koguarv olema ≤ 300 .

3. Avaliku teadlikkuse ja ringkondliku pädevuse objektiivne kvantitatiivne, aga ka kvalitatiivne hindamine on väga keeruline eesmärk. Selle hindamiseks on soovitatav kasutada eri osapoolte hinnanguid, sh loomakasvatajad, jahimehed, looduskaitstjad ja erialateadlased. Võimalusel on soovitatav hindamise jaoks kasutada erinevaid olemasolevaid mõõdikuid, võib ka välja arendada kvantitatiivsed mõõdikud vastavalt küsimusele ja olukorrale.

Suurkiskjate kaitse ja ohjamise saab lugeda tulemuslikuks, kui lisaks eelnimetatud mõõdikutele on kõigi kolme suurkiskjaliigi looduslikud asurkonnad sidusad nii Eesti sees kui naaberriikidega ning Eesti asurkonnad on pikas perspektiivis pidevalt elujõulised (väljasuremise tõenäosus järgneva 100 aasta jooksul on $< 5\%$). Eesmärkide saavutamist toetavateks tegevusteks on: toimib rahvusvaheline infovahetus ning asurkondade kaitse- ja ohjamise koostöö (kindlasti Läti ja Venemaaga ning EL tasemel, aga ka laiemalt); kütitakse eelistatult nuhtlusisendeid kahjustuskohtades; ebaseaduslik kütmine on minimeeritud; on määratud piisavalt suured piirkonnad (st mitme kodupiirkonna ulatusega), mis sisaldavad iga liigi kvaliteetseid elupaikasid ja kus asurkonnad saavad loomulikult moel toimida täisväärtusliku osana piirkonna elurikkusest; ohjamisalade määramise aluseks on reaalne kahjustuste ja asulate paiknemine ning neisse piirkondadesse koondatakse valdav enamus ($\geq 75\%$) kütimisest; suurkiskjate hoiu- ja ohjamisalade tsoneeringut kasutatakse alusena teistes ruumiplaneeringutes, sh rohevõrgustik, taristu, kinnisvara, maakasutus jms; riigi tasemel on eelistatud erinevad tõhusad ennetustegevused (kiskjatõrjeaiad, karjakoerad jms; vt ka ptk 6.3.2), võrreldes kahjude hüvitamisega; kahjude ennetamisele tehtav kulu on palju suurem (≥ 2 korda), võrreldes kahjuhüvitistega; korduvkahjustuste korral on kahjuhüvitiste eelduseks ennetusmeetmete rakendamine, kuid võivad olla erandid piirkondades, kus suurkiskjaid hoitakse; koondatakse ja rakendatakse töösse eri osapooli, sh jahimehi, loomakasvatajaid, looduskaitstjaid, teadlasi, kogukondi, kaitse- ja ohjamise korraldajaid jt ühendav koostöökogu, mis tegeleb teabevahetusega, läbirääkimistega, konfliktide lahendamise, sihtide seadmisega, riiklike otsuste nõustamisega jms ning mis koguneb regulaarselt (eeldatavasti mitu korda aastas); jahiootsuste alusandmete kogumises osalevad erinevad huvigrupid (sh jahimehed, vabatahtlikud ja elukutselised loodusvaatlejad, teadlased); olemasoleva süsteemi baasil on välja arendatud ja tööse rakendatud kaasajastatud ning võimalikult täpne, selge ja operatiivne seiremeetodika (vaatlusinfot täpsustava ja täiendavana rajakaameratel ja/või DNA analüüsidel ja/või masinõppel jm põhinevad meetodid); teostatud on asurkondade arvukuse, elujõulisuse ja struktuuri alusuuringud kõigi kolme liigi kohta; asurkondade arvukuse hinnangu viga on maksimaalselt $\pm 10\%$ (suurem veamäär on lubatud juhul, kui arvukus on oluliselt kõrgem määratud sihttasemest, vt ptk 6.3.1);

ühiskonnas üldlevinud arusaamana ei nähta suurkiskjates mitte vaenlast, vaid Eesti looduse ja ökosüsteemi olulist osa, kellega on tänapäeval loomulik samades maastikes koos elada; suurkiskjatega vahetult kokku puutuvad ringkonnad (jahimehed, seirajad, loomakasvatajad jt) on oma valdkonnas koolitatud, pädevad ja tunnustatud; võimuorganid ja ruumi planeerijad (kohalikud omavalitsused, üld- ja detailplaneeringud, rohevõrk, keskkonnamõju hindamine jms) on koolitatud ja teadlikud suurkiskjatest, nende omapäradest ja seotud teemadest.

Suurkiskjate kaitse ja ohjamise korraldamise saab lugeda tulemuslikuks, kui kavaga ette nähtud I ja II prioriteetsusega tegevused (vt ptk 8) on ellu viidud.

Käesolev suurkiskjate kaitse ja ohjamise tegevuskava sisaldab parimat olemasolevat teaduslikku informatsiooni suurkiskjate asurkondade seisundi kohta Eestis. Järgneva kümne (viie) aasta jooksul lähtutakse suurkiskjate kaitse- ja ohjamise korraldamisel käesolevast kavast. Siinkohal eeldatakse, et järgides tegevuskava ja rakendades seire ja teadusuuringute tulemusi asurkondade kaitse ja ohjamise korraldamisel, saavutatakse asurkondade soodne seisund. Kava täitmise tulemuslikkusele annab niisiis parima hinnangu asurkonna seisundile. Samas on vajalik hinnata ka tegevuskava erinevate tegevuste tulemuslikkust ning nende mõju asurkondade soodsa seisundi säilimisel. Kava täitmise tulemuslikkust hinnatakse erineva sammuga erinevatel tasemetel:

1. Iga-aastaselt koostatakse asurkondade seisundit ja neis toimunud muutusi hindav ning nende oletatavaid põhjuseid kirjeldav ulukiseire aruanne. Keskkonnaagentuuri koostatud aruannetes antakse asurkondade seisundile hinnang käesoleva kava peatükis 2.5.2. välja toodud jälgitavate parameetrite alusel. Aruanne on iga-aastaselt vajalik seoses nende liikide ohjamise vajadusega ja jahindusliku kasutamise võimaldamisega. Ulukiseires jälgitavad parameetrid on piisavad ka EL loodusdirektiivist tulenevate nõuete täitmiseks.
2. Vastavalt Euroopa Liidu (EL) loodusdirektiivile (92/43 EMÜ) esitavad liikmesriigid iga kuue aasta järel Euroopa Komisjonile (EK) aruanded direktiivi lisades olevate liikide, mille hulka kuuluvad ka hunt, ilves ja karu, asurkondade seisundi kohta. Aruanded peavad sisaldama liikide levila (10×10 km ETRS 89 ruudustiku alusel ETRS LAEA 52 10 projektsioonis), asurkondade ja elupaikade suurust ning trende. Lisaks neile näitajatele peavad aruannetes olema välja toodud ka ohutegurid ning tulevikuprognosid. Aruanded peavad põhinema seireandmetel, mitte eksperthinnangutel. EK koostab liikmesriikide aruannete põhjal liikide seisundi koondaruanded EL kohta. Käesoleva kava rakendusperioodi jooksul on vastava aruande esitamise kohustused aastatel 2025 ja 2031.
3. Kava tegevustele antakse kokkuvõttev hinnang kava rakendusperioodi lõpus uue kava koostamise raames aastal 2031. Vahepealne hinnang tegevuste täitmise tulemuslikkusele antakse tegevuskava uuendamise ajal aastal 2026.
4. Tähtajaliste tegevuste lõppemisel antakse selle tulemuslikkusele hinnang vastava tegevuse lõpparuandes tegevuse läbiviija poolt.

10 Ajakava ja eelarve

Järgnevas tabelis 4 on esitatud suurkiskjate kaitse- ja ohjamiskavaga ettenähtavate tegevuste esimese viie aasta (2022–2026) ajakava ja eelarve. Kogu kümneaastase perioodi teise poole (2027–2031) tegevused, nende ajakava ja eelarve koostatakse aastal 2026 tegevuskava uuendamise, vahearuande ja analüüsi käigus (vt ptk 8.3.1).

Tabel 4. Tegevuskava esimeses pooles, aastateks 2022–2026 kavandatud suurkiskjate kaitse- ja ohjamistegevuste ajakava ja eeldatav maksumus. Hinnad (sadades eurodes) sisaldavad kõiki kulusid ja makse, va käibemaks. Tähistus: x – tegevus planeeritakse riigieelarveliste vahendite baasil, ressursi vajadus selgub konkreetse tegevuse kavandamisel. Tabel jätkub järgnevatel lehekülgedel.

	Tegevus	Võimalik korraldaja	Prioriteetsus	2022	2023	2024	2025	2026	Kokku
1	Koostöö ja erialane teabevahetus								
1.1	Suurkiskjate koostöökogu moodustamine ja töösse rakendamine	KeM	I	x	x	x	x	x	
1.2	Rahvusvaheline infovahetus ja koostöö	KeM, KAUR	II	x	x	x	x	x	
1.3	Erinevate koostöövõrgustike tegevuse toetamine ja arendamine	huvilised	III	x	x	x	x	x	
2	Alus- ja rakendusuringud								
2.1	Arvukuse täpsustamine ning asurkondade elujõulisuse analüüs	KeA, KAUR	II	•	•	740	•	•	740
2.2	Hoiu- ja ohjamisalade teostatavuse analüüs ja planeering	KeA	II	•	50	50	•	•	100
2.3	Olemasoleva seiresüsteemi valideerimine	KeA, KAUR	II	x	•	•	•	•	
2.4	Hundi ruumikasutuse telemeetria andmete analüüs ja andmete kogumise jätkamine	KAUR	II	200	200	200	200	200	1000
2.5	Suurkiskjate ebaseadusliku loodusest eemaldamise uuring	KeA	II	20	20	•	•	•	40
2.6	Senise kahjuhüvitiste ja ennetusmeetmete tõhususe analüüs	KeA	II	20	•	•	20	•	40
2.7	Asurkondade geneetilise sidususe uuring naaberaladega	KeA, KAUR	II	•	50	50	50	•	150
2.8	Suurkiskjate arvukuse riskihinnang ja analüüs	KeA	II	56	•	•	•	•	56

2.9	Karu asurkonna alusuuring	huvilised	III	•	•	740	740	740	2220
3 Õigusruumi arendamine									
3.1	Suurkiskjate tegevuskava tulemuslikkuse hindamine ja kava uuendamine	KeA	I	•	•	•	•	50	50
3.2	Ebaseadusliku küttemise kahjumäärade tõstmine	KeM	I	•	•	x	x	•	
3.3	Suurkiskjakahjustuste seadustiku ülevaatus ja parandamine	KeM, KeA	I	•	x	•	•	•	
3.4	Surnuna leitud ja liiklusõnnetuses hukkunud suurkiskja kuuluvuse määramine	KeM, KeA	I	x	x	•	•	•	
3.5	Põllumajandusloomade jäänuste käitlemise kontrolli tõhustamine	MeM	II	x	x	•	•	•	
3.6	Inimese juures kasvanud suurkiskja õiguslik analüüs	KeM	III	•	40	•	•	•	40
3.7	Karjakoortele õigusliku ruumi loomine väljaspool lemmiklooma staatust	MeM, KeM	III	x	•	•	•	•	
4 Seire jätkamine ja -süsteemi arendamine									
4.1	Olemasoleva seiresüsteemi käigus hoidmine	KAUR	I	x	x	x	x	x	
4.2	Jahinduse infosüsteemi arendamine	EJS, KeM	II	50	50	50	50	50	250
4.3	Seiremetoodika kaasajastamine ja täpsustamine	KAUR, KeA	II	x	x	x	x	x	
4.4	Meedia teadlikkuse seire ja koolitus	KeA	II	50	•	50	•	50	150
4.5	Vabatahtlike kaasamine seireandmete kogumisse	KAUR	II	•	•	50	50	50	150
4.6	Ühiskondliku teadlikkuse ja arvamuse lähteuring ja seire	KAUR	II	•	56	•	•	•	56
4.7	Karu seire meetoodika arendamine	huvilised	III	•	•	56	56	•	112

5	Kahjuennetus ja -käsitus								
5.1	Olemasoleva kahjuennetuse ja -hüvitiste süsteemi tagamine	KeA, KeM	I	3000	3000	3000	3000	3000	15000
5.2	Kahjustustega seotud juhendmaterjalide uuendamine	KeA	II	•	•	•	56	•	56
5.3	Kahjude hindamise ja hüvitiste operatiivsuse ja efektiivsuse tõstmine	KeA, KeM	II	•	x	x	•	•	
5.4	Kahjustatud kariloomadelt DNA proovide kogumine ja analüüs	KeA	II	56	x	56	x	56	168
5.5	Kiskjakahjude kindlustussüsteemi teostatavuse analüüs ja arendus	KeA	III	•	42	•	•	•	42
6	Kaitse ja ohjamise korraldamine								
6.1	Hoiu- ja ohjamisalade korra rakendamine	KeA	II	•	•	x	x	x	
6.2	Karu talipesadest teavitamise parendamine	KeA	II	x	•	•	•	•	
7	Teadmuse ja pädevuse tõstmine								
7.1	Tegevuskava tõlkimine ja tutvustamine	KeA	II	84	•	•	•	•	84
7.2	Seiremetoodika koolitused	KAUR	II	•	56	•	56	•	112
7.3	Kahjuennetuse ja -käsitluse koolitused	KeA	II	56	•	56	•	56	168
7.4	Uluki- ja populatsiooni-bioloogia printsiipide ja rakenduste tutvustus	huvilised	III	56	•	56	•	56	168
7.5	Looduskultuuri ja ühiskondliku visiooni seminarid	huvilised	III	56	•	56	•	56	168
7.6	Orvuks jäänud karupoegade probleemi ja heade lahenduste tutvustus	KeA	III	•	42	•	•	42	84
7.7	Suurkiskjate tutvustamine avalikus meedias ja teabepäevadel	huvilised	III	42	•	42	•	42	126
Kokku				3746	3606	5252	4278	4448	21330

Tabel 5. Eelarve jaotus prioriteetide kaupa (sadades eurodes).

Prioriteet	2022	2023	2024	2025	2026	Kokku
I	3000	3000	3000	3000	3050	15050
II	592	482	1302	482	462	3320
III	154	124	950	796	936	2960
Kokku	3746	3606	5252	4278	4448	21330

11 Mõisted ja lühendid

Asurkond – samal alal koos elavate ühe liigi isendite kogum; sarnase tähendusega mõiste on "populatsioon"; käesolevas töös mõistetakse asurkonda populatsioonist väiksema üksusena (Eesti asurkond vs Balti populatsioon).

Asurkonna elujõulisuse analüüs – vt "populatsiooni elujõulisuse analüüs".

Asurkonna soodne seisund – asurkonna või liigi seisundit peetakse soodsaks, kui: (1) selle arvukus ja selle muutused on sellised, mis viitavad asurkonna võimele ise pikema aja jooksul püsida; (2) asurkonna looduslik levila ei ole kahanenud ega kahane tõenäoliselt ka tulevikus; (3) liigile omane elupaik on piisavalt laialt levinud selleks, et tagada asurkonna püsimine; ingl: *favourable conservation status*.

DNA – Desoksüribonukleiinhape; elusorganismide pärilikkusaine, mille alusel on võimalik tuvastada või hinnata isendite päritolu ja sugulust, asurkondade seisundit ja perspektiive jms.

eElurikkus – Tartu Ülikooli hallatav elurikkuse informatsiooni veebileht, mis töötab PluToF platvormil; <https://elurikkus.ee>.

EJS – Eesti Jahimeeste Selts, piirkondlike jahindusorganisatsioonide ühendav vabaühendus; <https://www.ejs.ee>.

EL – Euroopa Liit (*European Union*), 27 peamiselt Euroopa riiki koondav majanduslik ja poliitiline ühendus, sh looduskaitsepoliitika; <https://europa.eu>.

ELKL – Eesti Lamba- ja Kitsekasvatajate Liit; umbes 180 Eesti lamba ja kitsekasvatajat ühendav vabaühendus, liikmetele kuulub ca 20% Eesti lammastest, sh palju looduskaitsealisel eesmärgil (poollooduslike koosluste hooldamine) peetavaid lambaid; <https://lammas.ee>.

Elupaiga kadu – elupaiga pindala vähenemine; enamasti toimub koos elupaiga vaesumise ja/või killustumisega; vt ka "elupaik"; ingl: *habitat loss*.

Elupaiga killustumine – pideva elupaigaala jagunemine mitmeks väiksemaks osaks, suureneb elupaigalaikude arv; toimub enamasti koos elupaiga degradeerumise ja kaoga, kuid võib toimuda ka peaaegu iseseisvalt (nt elupaika läbiva tara rajamise tagajärjena); vt ka "elupaik"; ingl: *habitat fragmentation*.

Elupaiga vaesumine – elupaiga sobivuse (kvaliteedi) vähenemine; seejuures ei pruugi kaasneda elupaiga pindala kadu ega killustumist, kuid need kolm protsessi toimuvad sageli koos; vt ka "elupaik"; ingl: *habitat degradation*.

Elupaik – piirkond, mille piires on olemas liigi kestvaks püsimiseks ja sigimiseks vajalikud tingimused, resursid ning muud faktorid; on liigispetsiifiline mõiste; pane tähele, et mõni elupaiga osa võib olla liigiga ajutiselt või alaliselt asustamata (kuigi tingimused on olemas) ning isendid võivad lühemaajaliselt viibida väljaspool elupaika; ingl: *habitat*.

EUROPARC – Euroopa Kaitsealade Liit; <https://www.europarc.org>.

Geneetiline mitmekesisus – on pärilikkusaine (DNA) erinevate variantide (nt alleelide) paljusus, mida võib mõõta: (1) sama isendi genoomis, (2) asurkonna sees isendite üleselt ning (3) populatsiooni või terve liigi levila piires eri asurkondade üleselt; ingl: *genetic diversity*.

IUCN – Maailma Looduskaitseliit ehk Rahvusvaheline Looduse ja Loodusvarade Kaitse Ühing (*International Union for Conservation of Nature*), valitsusasutus ja kodanikuühenduste ning ekspertide ühendus, mille eesmärk on looduskeskkonna ja elurikkuse kaitse; koostab ja haldab ohustatud liikide punast nimestikku (*IUCN Red List of Threatened Species*); www.iucn.org.

JAHIS – Jahinduse infosüsteem, EJS arendatud jahidokumentatsiooni haldamise ning uluki-seireandmete kogumise ja edastamise tarkvara; <https://jahis.ejs.ee>.

KAUR – Keskkonnaagentuur; riigiasutus, mis tegeleb keskkonnaandmete kogumise, analüüsimise ja vahendamisega; <https://www.keskkonnaagentuur.ee>.

KeA – Keskkonnaamet; riigiasutus, mis viib ellu riigi keskkonnakasutuse, looduskaitse ja kiirgusohutuse poliitikat; <https://www.keskkonnaagentuur.ee>.

KeM – Keskkonnaministeerium, keskkonna- ja looduskaitset ning loodusvarade kasutust korraldav valitsusasutus; <https://www.envir.ee>.

KMH – keskkonnamõju hindamine, on kavandatava tegevuse eeldatava mõju kirjeldamine ja hindamine, negatiivsete mõjude leevendusmeetmete analüüsimine ning sobivaima lahendusvariandi valimine.

Korduvkahjustus – samas piirkonnas suhteliselt lühikese aja jooksul korduvad suurkiskja sarnase iseloomuga (so sama isendi) rünnakud koduloomadele või nende põhjustatud kahjustused muule varale; arvestuslikult loetakse korduvkahjustuseks olukorrad, kui *ca* 10 km ulatuses toimuvad sarnased kahjustusjuhtumid vähemalt 3 korda ühe kuu jooksul.

KOV – kohalik omavalitsus.

LCIE – Euroopa suurkiskjate algatuskogu (*Large Carnivore Initiative for Europe*); spetsialistide grupp, mille eesmärk on inimese ning elujõuliste ja looduslike suurkiskjapopulatsioonide koeksisteerimine Euroopas; <https://www.lcie.org>.

Loodusveeb – KAUR-i jt KeM haldusala asutuste veebileht, mis koondab Eesti elurikkusega seotud infot ja uudiseid; <https://loodusveeb.ee>.

LVA – KAUR-i hallatav loodusvaatluste andmebaas ning sellega seotud veebileht ja nutitelefonirakendus; <https://lva.keskkonnainfo.ee>.

Nuhtlusisend – suurkiskja isend, kes on põhjustanud korduvkahjustusi; arvestuslikult loetakse korduvkahjustuseks olukorrad, kui *ca* 10 km ulatuses toimuvad sarnased kahjustusjuhtumid vähemalt 3 korda ühe kuu jooksul.

Peer-review – teadus-arendustöö kvaliteedijuhtimise süsteem, mille käigus töö koostajaga sarnase kompetentsiga sõltumatu ekspert (või mitu) vaatab töö üle, annab hinnangu ning osutab töö puudustele ja tugevustele; eesmärk on tagada valminud töö usaldusväärsus.

PlutoF – Tartu Ülikooli hallatav loodusvaatluste tarkvaraplatvorm, andmebaas ning sellega seotud veebileht ja -rakendus; vt ka "eElurikkus"; <https://plutof.ut.ee>.

Populatsioon – samal alal koos elavate ja omavahel vabalt ristuvate ühe liigi isendite kogum, mis on teistest populatsioonidest ruumiliselt eraldatud, kuid võib toimuda isendite liikumine ühest populatsioonist teise; sarnase tähendusega mõiste on "asurkond"; käesolevas töös mõistetakse populatsiooni asurkonnast suurema üksusena (Balti populatsioon vs Eesti asurkond); ingl: *population*.

Populatsiooni elujõulisuse analüüs – erinevate meetodite kogum, millega antakse liigispetsiifiline ohuhinnang johtuvalt asurkonna või populatsiooni omadustest ning looduslikest ja inimtekkelistest keskkonnatingimustest; tavaliselt on tulemuseks asurkonna (või populatsiooni) väljasuremise või arvukuse languse tõenäosuse hinnang määratud ajaperioodi kohta (nt hinnangule järgnevad 10, 20 või 100 aastat); ingl: *population viability analysis (PVA)*.

PRIA – Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Amet; riigiasutus, mis tegeleb põllumajanduse ja maaeluga seotud andmete ja teabe kogumise, analüüsimise ja vahendamisega; <https://www.pria.ee>.

Rajakaamera – liikumissensorist päästikuga pildi- ja/või videosalvestusseade; viimastel aastatel on levinud laialdane kasuus ulukite tuvastamiseks ja jälgimiseks ilma inimese kohaloluta; ingl: *camera trap, trail camera, game camera*.

Suuruluk – sh suurkiskjad, on Jahiseaduse tähenduses jahiulukid, kelle iga üksiku isendi kütamiseks väljastatakse eraldi jahiluba; vastavalt Jahiseadusele on suurulukid põder, punahirv, metskits, metssiga, pruunkaru, hunt, ilves ja hallhüljes.

TalTech – Tallinna Tehnikaülikool; <https://taltech.ee>.

TÜ – Tartu Ülikool; <https://www.ut.ee>.

Uluk – looduses vabalt elav imetaja või lind, mõnikord ka roomajad ja kahepaiksed; sageli eristatakse jahiulukid, st ulukid, kellele peetakse või on traditsiooniliselt peetud jahti.

12 Allikad

- Albrecht, J., Bartoń, K.A., Selva, N., Sommer, R.S., Swenson, J.E., Bischof, R. (2017) Humans and climate change drove the Holocene decline of the brown bear. *Scientific Reports*, **7**, 1–11.
- Allendorf, F.W., England, P.R., Luikart, G., Ritchie, P.A., Ryman, N. (2008) Genetic effects of harvest on wild animal populations. *Trends in Ecology and Evolution*, **23**, 327–337.
- Almberg, E.S., Cross, P.C., Smith, D.W. (2010) Persistence of canine distemper virus in the Greater Yellowstone Ecosystem's carnivore community. *Ecological Applications*, **20**, 2058–2074.
- Andersons, Ž., Lucchini, V., Ozoliņš, J. (2002) Hybridisation between wolves and dogs in Latvia as documented using mitochondrial and microsatellite DNA markers. *Mammalian Biology*, **67**, 79–90.
- Andrén, H., Linnell, J.D.C., Liberg, O., Andersen, R., Danell, A., Karlsson, J., Odden, J. *et al.* (2006) Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation*, **131**, 23–32.
- Anijalg, P., Ho, S.Y.W., Davison, J., Keis, M., Tammeleht, E., Bobowik, K., Tumanov, I.L. *et al.* (2018) Large-scale migrations of brown bears in Eurasia and to North America during the Late Pleistocene. *Journal of Biogeography*, **45**, 394–405.
- Anijalg, P., Remm, J., Tammeleht, E., Keis, M., Valdmann, H., Saarma, U. (2020) Ongoing recovery of a brown bear population from a century-old severe bottleneck: insights from population genetic and spatially explicit analyses. *Conservation Genetics*, **21**, 27–40.
- Apollonio, M., Belkin, V.V., Borkowski, J., Borodin, O.I., Borowik, T., Cagnacci, F., Danilkin, A.A. *et al.* (2017). Challenges and science-based implications for modern management and conservation of European ungulate populations. *Mammal Research*, **62**, 209–217.
- Ausband, D.E., Stansbury, C.R., Stenglein, J.L., Struthers, J.L., Waits, L.P. (2015) Recruitment in a social carnivore before and after harvest. *Animal Conservation*, **18**, 415–423.
- Bagrade, K., Vismanis, M., Kirjusina, J., Ozoliņš, J. (2003) Helminth parasites of the wolf *Canis lupus* from Latvia. *Acta Zoologica Lithuanica*, **13**, 3–7.
- Bagrade, G., Ruņģis, D.E., Ornicāns, A., Šuba, J., Žunna, A., Howlett, S.J., Lūkins, M. *et al.* (2016) Status assessment of Eurasian lynx in Latvia linking genetics and demography – a growing population or a source-sink process? *Mammal Research*, **61**, 337–352.
- Baker, L., Matthiopoulos, J., Müller, T., Freuling, C., Hampson, K. (2019) Optimizing spatial and seasonal deployment of vaccination campaigns to eliminate wildlife rabies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **374**, 20180280.
- Balčiauskas, L., Balčiauskienė, L., Litvaitis, J.A., Tijušas, E. (2020) Citizen scientists showed a four-fold increase of lynx numbers in Lithuania. *Sustainability*, **12**, 9777.
- Ballard, W.B., Edwards, M., Fancy, S.G., Boe, S., Krausman, P.R., Ballard, W.B., Edwards, M. *et al.* (1998) Comparison of VHF and satellite telemetry for estimating sizes of wolf territories in Northwest Alaska. *Wildlife Society Bulletin*, **26**, 823–829.
- Basille, M., Herfindal, I., Santin-Janin, H., Linnell, J.D.C., Odden, J., Andersen, R., Arild Høgda, K., Gaillard, J.M. (2009) What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: Selecting prey or avoiding people? *Ecography*, **32**, 683–691.
- Bautista, C., Naves, J., Revilla, E., Fernández, N., Albrecht, J., Scharf, A.K., Rigg, R. *et al.*

- (2017) Patterns and correlates of claims for brown bear damage on a continental scale. *Journal of Applied Ecology*, **54**, 282–292.
- Bautista, C., Revilla, E., Naves, J., Albrecht, J., Fernández, N., Olszańska, A., Adamec, M. *et al.* (2019) Large carnivore damage in Europe: Analysis of compensation and prevention programs. *Biological Conservation*, **235**, 308–316.
- Beckmann, J. P., Berger, J. (2003). Rapid ecological and behavioural changes in carnivores: the responses of black bears (*Ursus americanus*) to altered food. *Journal of Zoology*, **261**, 207–212.
- Bischof, R., Brøseth, H., Gimenez, O. (2016) Wildlife in a Politically Divided World: Insularism Inflates Estimates of Brown Bear Abundance. *Conservation letters*, **9**, 122–130.
- Boitani, L. (2000) Action Plan for the conservation of the wolves (*Canis lupus*) in Europe by Luigi Boitani. Council of Europe, Nature and Environment, **113**, 1–86. Environment 113: 1–86.
- Boitani, L., Alvarez, F., Anders, O., Andren, H., Avanzinelli, E., Balys, V., Blanco, J.C. *et al.* (2015) Key actions for Large Carnivore populations in Europe. Institute of Applied Ecology (Rome, Italy). Aruane Euroopa Komisjonile. 07.0307/2013/654446/SER/B3.
- Boitani, L. 2018. *Canis lupus* (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T3746A144226239. International Union for Conservation of Nature.
- Bojarska, K., Selva, N. (2012) Spatial patterns in brown bear *Ursus arctos* diet: The role of geographical and environmental factors. *Mammal Review*, **42**, 120–143.
- Bombieri, G., Naves, J., Penteriani, V., Selva, N., Fernández-Gil, A., López-Bao, J. V., Ambarli, H. *et al.* (2019) Brown bear attacks on humans: a worldwide perspective. *Scientific Reports*, **9**, 1–10.
- Bombik, E., Wysokińska, A., Górski, K., Kondracki, S., Paprocka, A., Jakubczak, P. (2014). The dynamics of fox (*Vulpes vulpes* L.) populations in selected hunting regions of the central-eastern Poland in relation to effectiveness of rabies vaccination. *Veterinarija Ir Zootechnika*, **68**, 9–15.
- Borecka, A., Gawor, J., Zięba, F. (2013) A survey of intestinal helminths in wild carnivores from the Tatra National Park southern Poland. *Annual Parasitology*, **59**, 169–172.
- Borg, B.L., Brainerd, S.M., Meier, T.J., Prugh, L.R. (2015) Impacts of breeder loss on social structure, reproduction and population growth in a social canid. *Journal of Animal Ecology*, **84**, 177–187.
- Brainerd, S.M., Andrén, H., Bangs, E.E., Bradley, E.H., Fontaine, J.A., Hall, W., Iliopoulos, Y. *et al.* (2008) The Effects of Breeder Loss on Wolves. *Journal of Wildlife Management*, **72**, 89–98.
- Breitenmoser-Würsten, C., Vandel, J.M., Zimmermann, F., Breitenmoser, U. (2007) Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains. *Wildlife Biology*, **13**, 381–392.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Okarma, H., Kaphegyi, T., Kaphygyi, U., Müller, U.M., Bern, C., Kaphegyi-Wallmann, U. (2000) Action Plan for the conservation of the Eurasian Lynx in Europe. Council of Europe, Nature and Environment, **112**, 1–69.
- Brennan, A. C., Woodward, G., Seehausen, O., Muñoz-Fuentes, V., Moritz, C., Guelmami, A., Abbott, R. J., Edelaar, P. (2014). Hybridization due to changing species distributions: adding problems or solutions to conservation of biodiversity during global

- change? *Evolutionary Ecological Research*, **16**, 475–491.
- Bull, J.K., Heurich, M., Saveljev, A.P., Schmidt, K., Fickel, J., Förster, D.W. (2016) The effect of reintroductions on the genetic variability in Eurasian lynx populations: the cases of Bohemian–Bavarian and Vosges–Palatinian populations. *Conservation Genetics*, **17**, 1229–1234.
- Cardillo, M., Purvis, A., Sechrest, W., Gittleman, J.L., Bielby J., Mace, G.M. (2004) Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology* **2**, e197.
- Carter, N.H., López-Bao, J.V., Bruskotter, J.T., Gore, M., Chapron, G., Johnson, A., Epstein, Y. *et al.* (2017) A conceptual framework for understanding illegal killing of large carnivores. *Ambio*, **46**, 251–264.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J.V. *et al.* (2014) Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, **346**, 1517–1519.
- Chapron, G., Treves, A. (2017) Comment on: 'Blood does not buy goodwill: Allowing culling increases poaching of a large carnivore'. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **284**, 20161459.
- Ciucci, P., Tosoni, E., Di Domenico, G., Quattrocioni, F., Boitani, L (2014) Seasonal and annual variation in the food habits of the remnant Apennine bear (*Ursus arctos marsicanus*) population, central Italy. *Journal of Mammalogy*, **95**, 572–586.
- Conceição-Neto, N., Godinho, R., Álvares, F., Yinda, C.K., Deboutte, W., Zeller, M., Laenen, L. *et al.* (2017) Viral gut metagenomics of sympatric wild and domestic canids, and monitoring of viruses: Insights from an endangered wolf population. *Ecology and Evolution*, **7**, 4135–4146.
- Creel, S., Rotella, J.J. (2010) Meta-analysis of relationships between human offtake, total mortality and population dynamics of gray wolves (*Canis lupus*). *PLoS ONE* **5**, e12918.
- Dahle, B., Swenson, J. (2003) Home ranges in adult Scandinavian brown bears. *Zoology*, **260**, 329–335.
- Dalerum, F. (2013) Phylogenetic and functional diversity in large carnivore assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **280**, 20130049.
- Dalmasso, S., Vesco, U., Orlando, L., Tropini, A., Passalacqua, C. (2012) An integrated program to prevent, mitigate and compensate wolf (*Canis lupus*) damage in the Piedmont region (northern Italy). *Hystrix*, **23**, 54–61.
- Diserens, T.A., Borowik, T., Nowak, S., Szewczyk, M., Niedźwiecka, N., Mysłajek, R.W. (2017) Deficiencies in Natura 2000 for protecting recovering large carnivores: A spotlight on the wolf *Canis lupus* in Poland. *PLoS ONE*, e0184144.
- Domevšič, M. (2018) Resource distribution in disturbed landscapes – the effect of clearcutting on berry abundance and their use by brown bears. Swedish University of Agricultural Sciences. Magistritöö.
- Donfrancesco, V., Ciucci, P., Salvatori, V., Benson, D., Andersen, L.W., Bassi, E., Blanco, J.C. *et al.* (2019) Unravelling the Scientific Debate on How to Address Wolf-Dog Hybridization in Europe. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **7**, 175.
- Eklund, A., Vicente López-Bao, J., Tourani, M., Chapron, G., Frank, J. (2017) Limited evidence on the effectiveness of interventions to reduce livestock predation by large carnivores. *Nature Scientific Reports*, **7**, 2097.

- Elledge, A.E., Allen, L.R., Carlsson, B., Wilton, A.N., Leung, L.K. (2008). An evaluation of genetic analyses, skull morphology and visual appearance for assessing dingo purity: implications for dingo conservation. *Wildlife Research*, **35**, 812–820.
- Ellegren, H. (1999) Inbreeding and relatedness in Scandinavian grey wolves *Canis lupus*. *Hereditas*, **130**, 239–244.
- Elmhagen, B., Ludwig, G., Rushton, S.P., Helle, P., Linde'n, H.L. (2010) Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology*, **79**, 785–794.
- Fenberg, P.B., Roy, K. (2008) Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: How much do we know? *Molecular Ecology*, **17**, 209–220.
- Fleurke, F.M., Trouwborst, A. (2014) European regional approaches to the transboundary conservation of biodiversity: the Bern Convention and the EU Birds and Habitats Directives. Kotze L, Marauhn T (toimet) Transboundary governance of biodiversity. Martinus Nijhoff Publishers, Leiden and Boston, lk 128–162.
- Frantz, L.A.F., Mullin, V.E., Pionnier-Capitan, M., Lebrasseur, O., Ollivier, M., Perri, A., Linderholm, A. *et al.* (2016) Genomic and archaeological evidence suggests a dual origin of domestic dogs. *Science*, **352**, 1228–1231.
- Freedman, A.H., Gronau, I., Schweizer, R.M., Ortega-Del Vecchyo, D., Han, E., Silva, P.M., Galaverni, M. *et al.* (2014) Genome Sequencing Highlights the Dynamic Early History of Dogs. *PLoS Genetics*, **10**, e1004016.
- Fryxell, J.M., Mosser, A., Sinclair, A.R.E., Packer, C. (2007) Group formation stabilizes predator-prey dynamics. *Nature*, **449**, 1041–1043.
- Fuchs, B., Zimmermann, B., Wabakken, P., Bornstein, S., Månsson, J., Evans, A.L., Liberg, O. *et al.* (2016) Sarcoptic mange in the Scandinavian wolf *Canis lupus* population. *BMC Veterinary Research*, **12**, 1.
- Garshelis, D.L., Baruch-Mordo, S., Bryant, A., Gunther, K.A., Jerina, K. (2017) Is diversionary feeding an effective tool for reducing human-bear conflicts? Case studies from North America and Europe. *Ursus*, **28**, 31–55.
- Gaynor, K.M., Hojnowski, C.E., Carter, N.H., Brashares, J.S. (2018) The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, **360**, 1232–1235.
- Gervasi, V., Linnell, J.D.C., Berce, T., Boitani, L., Cerne, R., Cretois, B., Ciucci, B.P. *et al.* (2021) Ecological correlates of large carnivore depredation on sheep in Europe. *Global Ecology and Conservation*, e01798.
- Godinho, R., Llaneza, L., Blanco, J.C., Lopes, S., Álvares, F., García, E.J., Palacios, V. *et al.* (2011) Genetic evidence for multiple events of hybridization between wolves and domestic dogs in the Iberian Peninsula. *Molecular Ecology*, **20**, 5154–5166.
- Gompert, Z., Buerkle, C.A. (2016) What, if anything, are hybrids: enduring truths and challenges associated with population structure and gene flow. *Evolutionary Applications*, **9**, 909–923.
- Gopalakrishnan, S., Sinding, M.H.S., Ramos-Madrugal, J., Niemann, J., Samaniego Castruita, J.A., Vieira, F.G., Carøe, C. *et al.* (2018) Interspecific Gene Flow Shaped the Evolution of the Genus *Canis*. *Current Biology*, **28**, 3441–3449.
- Goszczyński, J., Misiorowska, M., Juszko Goszczyński, S.J. (2008) Introduction Changes in

- the density and spatial distribution of red fox dens and cub numbers in central Poland following rabies vaccination. *Acta Theriologica*, **53**, 121–127.
- Gottelli, D., Sillero-Zubiri, C., Applebaum, G.D., Roy, M.S., Girman, D.J., Garcia-Moreno, J., Ostrander, E.A., Wayne, R.K. (1994). Molecular genetics of the most endangered canid: the Ethiopian wolf, *Canis simensis*. *Molecular Ecology*, **3**, 301–312.
- Hagenblad, J., Olsson, M., Parker, H.G., Ostrander, E.A., Ellegren, H. (2009) Population genomics of the inbred Scandinavian wolf. *Molecular Ecology*, **18**, 1341–1351.
- Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Odden, J., Nilsen, E.B., Andersen, R. (2005) Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, **265**, 63–71.
- Heurich, M., Schultze-Naumburg, J., Piacenza, N., Magg, N., Červený, J., Engleder, T., Herdtfelder, M. *et al.* (2018) Illegal hunting as a major driver of the source-sink dynamics of a reintroduced lynx population in Central Europe. *Biological Conservation*, **224**, 355–365.
- Hindrikson, M., Männil, P., Ozolins, J., Krzywinski, A., Saarma, U. (2012) Bucking the Trend in Wolf-Dog Hybridization: First Evidence from Europe of Hybridization between Female Dogs and Male Wolves. *PLoS ONE*, **7**, e46465.
- Hindrikson, M., Remm, J., Männil, P., Ozolins, J., Tammeleht, E., Saarma, U. (2013) Spatial Genetic Analyses Reveal Cryptic Population Structure and Migration Patterns in a Continuously Harvested Grey Wolf (*Canis lupus*) Population in North-Eastern Europe. *PLoS ONE*, **8**, e75765.
- Hindrikson, M., Remm, J., Pilot, M., Godinho, R., Stronen, A.V., Baltrūnaitė, L., Czarnomska, S.D. *et al.* (2017) Wolf population genetics in Europe: a systematic review, meta-analysis and suggestions for conservation and management. *Biological Reviews*, **92**, 1601–1629.
- Huber, D. (2018) *Ursus arctos* (errata version published in 2019). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T41688A144339998. International Union for Conservation of Nature.
- IUCN (2000) IUCN Red List Categories and criteria. Version 3.1, Second edition. International Union for Conservation of Nature.
- IUCN (2019) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. International Union for Conservation of Nature.
- Janeiro-Otero, A., Newsome, T.M., Van Eeden, L.M., Ripple, W.J., Dormann, C.F. (2020) Grey wolf (*Canis lupus*) predation on livestock in relation to prey availability. *Biological Conservation*, **243**, 108433.
- Jansson, E., Harmoinen, J., Ruokonen, M., Aspi, J. (2014) Living on the edge: Reconstructing the genetic history of the Finnish wolf population. *BMC Evolutionary Biology*, **14**, 1–20.
- Jędrzejewski, W., Schmidt, K., Theuerkauf, J., Jędrzejewska, B., Selva, N., Zub, K., Szymura, L. (2002) Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża primeval forest (Poland). *Ecology*, **83**, 1341–1356.
- Jędrzejewski, W., Branicki, W., Veit, C., Medugorac, I., Pilot, M., Bunevich, A.N., Jędrzejewska, B. *et al.* (2005) Genetic diversity and relatedness within packs in an intensely hunted population of wolves *Canis lupus*. *Acta Theriologica*, **50**, 3–22.
- Jędrzejewski, W., Schmidt, K., Theuerkauf, J., Jędrzejewska, B., Kowalczyk, R. (2007) Territory size of wolves *Canis lupus*: linking local (Białowieża Primeval Forest, Poland)

- and Holarctic-scale patterns. *Ecography*, **30**, 66–76.
- Jędrzejewski, W., Niedziałkowska, M., Hayward, M.W., Goszczyński, J., Jędrzejewska, B., Borowik, T., Bartoń, K.A. *et al.* (2012) Prey choice and diet of wolves related to ungulate communities and wolf subpopulations in Poland. *Journal of Mammalogy*, **93**, 1480–1492.
- Jędrzejewski, W., Schmidt, K., Miłkowski, L., Jędrzejewska, B., Okarma, H. (1993) Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palaearctic viewpoints. *Acta Theriologica*, **38**, 385–403.
- Jerina, K., Krofel, M., Stergar, M. (2012) Factors affecting brown bear habituation to humans: a gps telemetry study final report-summary for users. University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Ljubljana.
- Jõgisalu, I., Männil, P. (2011) Kärntõve levik suurkiskjate populatsioonides Eestis ja selle võimalik seos metsloomade marutaudivastase vaktsineerimisega. *Eesti Jahimees*, 3/4, 10–13.
- Kaal, M. (1983). Hunt. Tallinn, Valgus.
- Kaartinen, S., Luoto, M., Kojola, I. (2010) Selection of den sites by wolves in boreal forests in Finland. *Journal of Zoology*, **281**, 99–104.
- Kaasiku, T., Rannap, R. (2019). Niidukahlajate pesitsusedukuse uuring. Tartu Ülikool.
- Kaczensky, P.G.C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., Linnell, J. (2012) Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission.
- Kavčič, I., Adamič, M., Kaczensky, P., Krofel, M., Kobal, M., Jerina, K. (2015) Fast food bears: brown bear diet in a human-dominated landscape with intensive supplemental feeding. *Wildlife Biology*, **21**, 1–8.
- Keis, M., Remm, J., Ho, S.Y.W., Davison, J., Tammelaht, E., Tumanov, I.L., Saveljev, A.P. *et al.* (2013) Complete mitochondrial genomes and a novel spatial genetic method reveal cryptic phylogeographical structure and migration patterns among brown bears in north-western Eurasia. *Journal of Biogeography*, **40**, 915–927.
- Keis, M., Tammelaht, E., Valdmann, H., Saarma, U. (2019) Ants in brown bear diet, and discovery of a new ant species for estonia from brown bear scats. *Hystrix*, **30**, 1–8.
- Khosravi, R., Rezaei, H.R., Kaboli, M. (2013) Detecting hybridization between iranian wild wolf (*Canis lupus pallipes*) and free-ranging domestic dog (*Canis familiaris*) by analysis of microsatellite markers. *Zoological Science*, **30**, 27–34.
- Knobel, D., Butler, J.R.A., Lembo, T., Critchlow, R., Gompper, M.E. (2014). Dogs, disease, and wildlife. M.E. Gompper (toimet). Free-ranging dogs and wildlife conservation, Oxford university press, Oxford, lk 144–169.
- Kojola, I., Heikkinen, S. (2012) Problem brown bears *Ursus arctos* in Finland in relation to bear feeding for tourism purposes and the density of bears and humans. *Wildlife Biology*, **18**, 258–263.
- Kojola, I., Kaartinen, S., Hakala, A., Heikkinen, S., Voipio, H.-M. (2009) Dispersal Behavior and the Connectivity Between Wolf Populations in Northern Europe. *Journal of Wildlife Management*, **73**, 309–313.
- Kojola, I., Huitu, O., Toppinen, K., Heikura, K., Heikkinen, S., Ronkainen, S. (2004). Predation on European wild forest reindeer (*Rangifer tarandus*) by wolves (*Canis lupus*) in Finland.

Journal of Zoology, **263**, 229–235.

- Kolesnikov, V.V., Dvornikov, M.G., Zarubin, B.E., Makarov, V.A., Makarova, D.S., Piminov V.N., Pankratov, A.P. *et al.* (2017). Nautšno obosnovannõ predloženija dlja gosudarstbennõi sistemõ monitoringa resursov osnovnõh bidov ohotnitsõh životnõh v Rossiiskoi Federatsii. FGBNU VNIIOZ im. prof. B.M. Zhitkova. (B.B. Колесников, М.Г. Дворников, Б.Е. Зарубин, В.А. Макаров, Д.С. Макарова, В.Н. Пиминов. А.П. Панкратов *et al.* (2017). Научно обоснованные предложения для государственной системы мониторинга ресурсов основных видов охотничьих животных в Российской Федерации. ФГБНУ ВНИИОЗ им. проф. Б.М. Житкова).
- Kołodziej-Sobocinska, M., Zalewski, A., Kowalczyk, R. (2014) Sarcoptic mange vulnerability in carnivores of the Białowieża Primeval Forest, Poland: underlying determinant factors. *Ecological Research*, **9**, 237–244.
- Kont, R., Remm, J. (2013). Maastiku tsonerimine erineva hundi ohjamisintensiivusega aladeks. Keskkonnateabe Keskus / Tartu Ülikool.
- Kont, R., Kübarsepp, M. Männil, P. (2009). Ilvese telemeetrilised uuringud II. OÜ Therio.
- Kont, R., Remm, J., Laos, L., Jõgisalu, I. (2015) ilvese territoriaalsus ja toitumine rakendus-uuringu 2014. aasta tööde aruanne. OÜ Rewild, 2014-7.
- Kont, R., Remm, J., Jõgisalu, I. (2016) Ilvese territoriaalsus ja toitumine rakendus-uuringu 2015. aasta tööde aruanne. OÜ Rewild, 2015-2.
- Korablev, M.P., Korablev, N.P., Korablev, P.N. (2020) Genetic diversity and population structure of the grey wolf (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) and evidence of wolf × dog hybridisation in the centre of European Russia. *Mammalian Biology*, **101**, 91–104.
- Korsten, M., Ho, S.Y.W., Davison, J., Pähni, B., Vulla, E., Roht, M., Tumanov, I.L. *et al.* (2009) Sudden expansion of a single brown bear maternal lineage across northern continental Eurasia after the last ice age: A general demographic model for mammals? *Molecular Ecology*, **18**, 1963–1979.
- Kowalczyk, R., Górny, M., Schmidt, K. (2015) Edge effect and influence of economic growth on Eurasian lynx mortality in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Mammal Research*, **60**, 3–8.
- Kowalczyk, R., Zalewski, A., Jędrzejewska, B., Ansorge, H., Bunevich, A.N. (2009) Reproduction and mortality of invasive raccoon dogs (*Nyctereutes procyonoides*) in the Białowieża Primeval Forest (eastern Poland). *Annales Zoologici Fennici*, **46**, 291–301.
- Krofel, M., Jerina, K. (2016) Mind the cat: Conservation management of a protected dominant scavenger indirectly affects an endangered apex predator. *Biological Conservation*, **197**, 40–46.
- Krofel, M., Huber, D., Kos, I. (2011) Diet of Eurasian lynx *Lynx lynx* in the northern Dinaric Mountains (Slovenia and Croatia). *Acta Theriologica*, **56**, 315–322.
- Krofel, M., Giannatos, G., Cirovic, D., Stoyanov, S., Newsome, T.M. (2017a) Golden jackal expansion in Europe: A case of mesopredator release triggered by continent-wide wolf persecution? *Hystrix*, **28**, 9–15.
- Krofel, M., Špacapan, M., Jerina, K. (2017b) Winter sleep with room service: denning behaviour of brown bears with access to anthropogenic food. *Journal of Zoology*, **302**, 8–14.
- Kuijper, D.P.J., Churski, M., Trouwborst, A., Heurich, M., Smit, C., Kerley, G.I.H., Cromsigt,

- J.P.G.M. (2019) Keep the wolf from the door: how to conserve wolves in Europe's human-dominated landscapes? *Biological Conservation*, **235**, 102–111.
- Kübarsepp, M. (2018). Hundi elupaigakasutus ja toitumine rakendusuringu kuues vahearuanne. Keskkonnaagentuur.
- Lavrenchenko, L.A., Bulatova, N.S. (2016). The role of hybrid zones in speciation: a case study on chromosome races of the house mouse *Mus domesticus* and common shrew *Sorex araneus*. *Biology Bulletin Reviews*, **6**, 232–244.
- Leonard, J.A., Echegaray, J., Randi, E., Vilà, C. (2014). Impact of hybridization on the conservation of wild canids. In *Free Ranging Dogs and Wildlife Conservation* (toimet M. E. Gompper), lk 170–184. Oxford University Press.
- Liberg, O., Suutarinen, J., Åkesson, M., Andrén, H., Wabakken, P., Wikenros, C. & Sand, H., 2020. Poaching-related disappearance rate of wolves in Sweden was positively related to population size and negatively to legal culling. *Biological conservation* **243**, 108456.
- Liberg, O., Chapron, G., Wabakken, P., Pedersen, H.C., Thompson Hobbs, N., Sand, H. (2012) Shoot, shovel and shut up: Cryptic poaching slows restoration of a large carnivore in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **279**, 910–915.
- Linnell, J., Salvatori, V., Boitani, L. (2008) Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission, 85.
- Linnell, J.D.C., Kovtun, E., Rouart, I. (2021) Wolf attacks on humans: an update for 2002–2020. NINA Report 1944, Norwegian Institute for Nature Research.
- López-Bao, J.V., Bruskotter, J., Chapron, G. (2017) Finding space for large carnivores. *Nature Ecology and Evolution*, **1**, 0140.
- López-Bao, J.V., Fleurke, F., Chapron, G., Trouwborst, A. (2018) Legal obligations regarding populations on the verge of extinction in Europe: conservation, restoration, recolonization, reintroduction. *Biological Conservation*, **227**, 319–325.
- Lucena-Perez, M., Marmesat, E., Kleinman-Ruiz, D., Martínez-Cruz, B., Węcek, K., Saveljev, A.P., Seryodkin, I.V. *et al.* (2020). Genomic patterns in the widespread Eurasian lynx shaped by Late Quaternary climatic fluctuations and anthropogenic impacts. *Molecular Ecology*, **29**, 812–28.
- Lundmark, T., J. Bergh, P. Hofer, A. Lundström, A. Nordin, B.C. Poudel, R. Sathre, R. Taverna, *et al.* (2014). Potential roles of Swedish forestry in the context of climate change mitigation. *Forests*, **5**: 557–578.
- Luvsamjamba, A., Reynolds, H., Yansanjav, A., Tserenbataa, T., Amgalan, B., Tumendemberel, O. (2016) Review of Gobi bear research (*Ursus arctos gobiensis*, Sokolov and Orlov, 1992). *Arid Ecosystems*, **6**, 206–212.
- Lõhmus, A. (2001) Eesti suurkiskjate ohjamine ja kaitse. *Eesti Ulukid*, 8. Eesti Terioloogia Selts.
- Magg, N., Müller, J., Heibl, C., Hackländer, K., Wölfl, S., Wölfl, M., Bufka, L. *et al.* (2016). Habitat availability is not limiting the distribution of the Bohemian–Bavarian lynx *Lynx lynx* population. *Oryx*, **50**, 742–752.
- Malakauskas, A., Paulauskas, V., Jarvis, T., Keidans, P., Eddi, C., Kapel, C.M.O. (2007) Molecular epidemiology of *Trichinella* spp. in three Baltic countries: Lithuania, Latvia, and Estonia. *Parasitology Research*, **100**, 687–693.

- Martella, V., Elia, G., Buonavoglia, C. (2008) Canine Distemper Virus. *Veterinary Clinics of North America - Small Animal Practice*, **38**, 787–797.
- Mattioli, L., Capitani, C., Gazzola, A., Scandura, M., Apollonio, M. (2011) Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. *European Journal of Wildlife Research*, **57**, 909–922.
- Mclellan, B.N. (2011) Implications of a high-energy and low-protein diet on the body composition, fitness, and competitive abilities of black (*Ursus americanus*) and grizzly bears (*Ursus arctos*). *Canadian Journal of Zoology*, **89**, 546–558.
- Mclellan, B.N., Proctor, M.F., Huber, D., Michel, S. (2017). Brown Bear *Ursus arctos* (amended version of 2017 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species.
- Mech, L.D. (2020) Unexplained patterns of grey wolf *Canis lupus* natal dispersal. *Mammal Review*, **50**, 314–323.
- Mech, L.D., Barber-Meyer, S.M., Erb, J. (2016) Wolf (*Canis lupus*) generation time and proportion of current breeding females by age. *PLoS ONE*, **11**, e0156682.
- Mech, L., Boitani, L., Nowak, R.M. (2003) Wolf evolution and taxonomy, in *Wolves: Behavior, Ecology, and Conservation*, toimet Mech L., Boitani L., lk 239–258, Univ of Chicago Press.
- Miranda, C., Santos, N., Parrish, C., Thompson, G. (2017) Genetic characterization of canine parvovirus in sympatric free-ranging wild carnivores in Portugal. *Journal of Wildlife Diseases*, **53**, 824–831.
- Moks, E., Jõgisalu, I., Saarma, U., Talvik, H., Jä, T., Valdmann, H. (2006) Helminthologic survey of the wolf (*Canis lupus*) in Estonia, with an emphasis on *Echinococcus granulosus*. *Journal of Wildlife Diseases*, **42**, 359–365.
- Molinari-Jobin, A., Zimmermann, F., Ryser, A., Molinari, P., Haller, H., Breitenmoser-Würsten, C., Capt, S. *et al.* (2007) Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology*, **13**, 393–405.
- Montana, L., Caniglia, R., Galaverni, M., Fabbri, E., Randi, E. (2017) A new mitochondrial haplotype confirms the distinctiveness of the Italian wolf (*Canis lupus*) population. *Mammalian Biology*, **84**, 30–34.
- Mueller, S.A., Reiners, T.E., Middelhoff, T.L., Anders, O., Kasperkiewicz, A., Nowak, C. (2020) The rise of a large carnivore population in Central Europe: genetic evaluation of lynx reintroduction in the Harz Mountains. *Conservation Genetics*, **21**, 577–587.
- Mörner, T., Eriksson, H., Bröjer, C., Nilsson, K., Uhlhorn, H., Gren, E.A., Hårdafsegerstad, C. *et al.* (2005) Diseases and mortality in free-ranging brown bear (*Ursus arctos*), gray wolf (*Canis lupus*), and wolverine (*Gulo gulo*) in Sweden. *Journal of Wildlife Diseases*, **41**, 298–303.
- Männil, P., Kont, R. (2012) Suurkiskjate (hunt *Canis lupus*, ilves *Lynx lynx*, pruunakru *Ursus arctos*) kaitse- ja ohjamise tegevuskava aastateks 2012–2021. Keskkonnaministeerium. *Eesti Ulukid*, **12**. Eesti Terioloogia Selts.
- Müller, J., Wöfl, M., Wöfl, S., Müller, D. W., Hothorn, T., Heurich, M. (2014). Protected areas shape the spatial distribution of a European lynx population more than 20 years after reintroduction. *Biological Conservation*, **177**, 210–217.
- Müller, T.F., Freuling, C.M. (2018) Rabies control in Europe: an overview of past, current and future strategies. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties*,

37, 409–419.

- Mysłajek, R. W., Nowak, S. (2014) Best practices manual for protection of wolf, lynx and brown bear. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych.
- Naughton-Treves, L., R. Grossberg, A. Treves. (2003). Paying for tolerance: rural citizens' attitudes toward wolf depredation and compensation. *Conservation Biology*, **17**, 1500–1511.
- Naves, J., Fernández-Gil, A., Rodríguez C., Delibes, M. (2006) Brown Bear Food Habits at the Border of its Range: A Long-Term Study, *Journal of Mammalogy*, **87**, 899–908.
- Nellemann, C., Støen, O.G., Kindberg, J., Swenson, J.E., Vistnes, I., Ericsson, G., Katajisto, J. *et al.* (2007) Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. *Biological Conservation*, **138**, 157–165.
- Newsome, T.M., Boitani, L., Chapron, G., Ciucci, P., Dickman, C.R., Dellinger, J.A., López-Bao, J.V. *et al.* (2016) Food habits of the world's grey wolves. *Mammal Review*, **46**, 255–269.
- Newsome, T.M., Greenville, A.C., Ćirović, D., Dickman, C.R., Johnson, C.N., Krofel, M., Letnic, M. *et al.* (2017) Top predators constrain mesopredator distributions. *Nature Communications*, **8**, 1–7.
- Nilsen, E.B., Brøseth, H., Odden, J., Linnell, J.D.E. (2012) Quota hunting of Eurasian lynx in Norway: patterns of hunter selection, hunter efficiency and monitoring accuracy. *European Journal of Wildlife Research*, **58**, 325–333.
- Niedziałkowska, M., Hayward, M.W., Borowik, T., Jędrzejewski, W., Jędrzejewska, B. (2019) A meta-analysis of ungulate predation and prey selection by the brown bear *Ursus arctos* in Eurasia. *Mammal Research*, **64**, 1–9.
- Nowak, S., Mysłajek, R. W. (2016) Wolf recovery and population dynamics in Western Poland, 2001–2012. *Mammal Research*, **61**, 83–98.
- Nowak, S., Mysłajek, R. W., Kłosińska, A., Gabryś, G. (2011) Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and Central Poland. *Mammalian Biology*, **76**, 709–715.
- Nowak, S., Mysłajek, R. W., Szewczyk, M., Tomczak, P., Borowik, T., Jędrzejewska, B. (2017) Sedentary but not dispersing wolves *Canis lupus* recolonizing western Poland (2001–2016) conform to the predictions of a habitat suitability model. *Diversity and Distributions*, **23**, 1353–1364.
- Nowak, S., Szewczyk, M., Tomczak, P., Całus, I., Figura, M., Mysłajek, R.W. (2021a) Social and environmental factors influencing contemporary cases of wolf aggression towards people in Poland, *European Journal of Wildlife Research*, **67**:69.
- Nowak, S., Żmihorski, M., Figura, M., Stachyra, P., Mysłajek, R.W. (2021b) The illegal shooting and snaring of legally protected wolves in Poland, *Biological Conservation*, **264**, 109367.
- Odden, J., Linnell, J.D.C., Andersen, R. (2006) Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: The relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research*, **52**, 237–244.
- Oleaga, A., Vicente, J., Ferroglio, E., Pegoraro de Macedo, M.R., Casais, R., del Cerro, A., Espí, A. *et al.* (2015) Concomitance and interactions of pathogens in the Iberian wolf (*Canis lupus*). *Research in Veterinary Science*, **101**, 22–27.
- Oleaga, A., Zanet, S., Espí, A., Pegoraro de Macedo, M.R., Gortázar, C., Ferroglio, E. (2018)

- Leishmania in wolves in northern Spain: A spreading zoonosis evidenced by wildlife sanitary surveillance. *Veterinary Parasitology*, **255**, 26–31.
- Ordiz, A., Milleret, C., Kindberg, J., Mansson, J., Wabakken, P., Swenson, J.E., Sand, H. (2015) Wolves, people, and brown bears influence the expansion of the recolonizing Wolf population in Scandinavia. *Ecosphere*, **6**, 1–14.
- Ozoliņš, J., Žunna, A., Pupila, A., Bagrade, G., Andersone-Lilley, Ž. (2008). Wolf (*Canis lupus*) conservation plan. LSFRI Silava, Salaspils.
- Ozoliņš, J., Žunna, A., Ornicāns, A., Done, G., Stepanova, A., Pilāte, D., Šuba, J. *et al.* (2017a) Action Plan for Eurasian Lynx *Lynx lynx* Conservation and Management. LSFRI Silava, Salaspils.
- Ozoliņš, J., Žunna, A., Ornicāns, A., Gundega, D., Stepanova, A., Pilāte, D., Šuba, J. *et al.* (2017b) Action Plan for Grey Wolf *Canis lupus* Conservation and Management. *LSFRI Silava*.
- Penteriani, V., Delgado, M.D.M., Krofel, M., Jerina, K., Ordiz, A., Dalerum, F., Zarzo-Arias, A., Bombieri, G. (2018) Evolutionary and ecological traps for brown bears *Ursus arctos* in human-modified landscapes. *Mammal Review*, **48**, 180–193.
- Penteriani, V., López-Bao, J.V., Bettega, C., Dalerum, F., Delgado, M. del M., Jerina, K., Kojola, I. *et al.* (2017) Consequences of brown bear viewing tourism: A review. *Biological Conservation*, **206**, 169–180.
- Peters, W., Hebblewhite, M., Cavedon, M., Pedrotti, L., Mustoni, A., Zibordi, F., Groff, C. *et al.* (2015) Resource selection and connectivity reveal conservation challenges for reintroduced brown bears in the Italian Alps. *Biological Conservation*, **186**, 123–133.
- Pilot, M., Dąbrowski, M.J., Hayrapetyan, V., Yavruyan, E.G., Kopalani, N., Tsingarska, E., Bujalska, B. *et al.* (2014) Genetic variability of the grey wolf *Canis lupus* in the caucasus in comparison with Europe and the Middle East: Distinct or intermediary population? *PLoS ONE*, **9**, e93828.
- Pitra, C., Hansen, A.J., Lieckfeldt, D., Arctander, P. (2002) An exceptional case of historical outbreeding in African sable antelope populations. *Molecular Ecology*, **11**, 1197–1208.
- Plumer, L., Keis, M., Remm, J., Hindrikson, M., Jõgisalu, I., Männil, P., Kübarsepp, M., Saarma, U. (2016) Wolves recolonizing islands: Genetic consequences and implications for conservation and management. *PLoS ONE*, **11**, e0158911.
- Plumer, L., Talvi, T., Männil, P., Saarma, U. (2018) Assessing the roles of wolves and dogs in livestock predation with suggestions for mitigating human–wildlife conflict and conservation of wolves. *Conservation Genetics*, **19**, 665–672.
- Pohja-Mykrä, M., Kurki, S. (2014) Strong community support for illegal killing challenges wolf management. *European Journal of Wildlife Research*, **60**, 759–770.
- Pozio, E., Miller, I., Jarvis, T., Kapel, C.M.O., La Rosa, G. (1998) Distribution of sylvatic species of *Trichinella* in Estonia according to climate zones. *Journal of Parasitology*, **84**, 193–195.
- Prugh, L.R., Sivy, K.J. (2020) Enemies with benefits: integrating positive and negative interactions among terrestrial carnivores. *Ecology Letters*, **23**, 902–918.
- Pulver, B., Mattheus, Ü., Josing, M., Hansa, A., Savina, V., Randrüt, S. (2018) Eesti mesindussektori struktuur. Eesti Konjunkturiinstituut.

- Randi, E. (2008). Detecting hybridization between wild species and their domesticated relatives. *Molecular Ecology*, **17**, 285–293.
- Randi, E. (2011) Genetics and conservation of wolves *Canis lupu* in Europe. *Mammal Review*, **41**, 99–111.
- Ratkiewicz, M., Matosiuk, M., Kowalczyk, R., Konopiński, M. K., Okarma, H., Ozolins, J., Männil, P. *et al.* (2012). High levels of population differentiation in Eurasian lynx at the edge of the species' western range in Europe revealed by mitochondrial DNA analyses. *Animal Conservation*, **15**, 603–612.
- Ratkiewicz, M., Matosiuk, M., Saveljev, A. P., Sidorovich, V., Ozolins, J., Männil, P., Balčiauskas, L. *et al.* (2014) Long-range gene flow and the effects of climatic and ecological factors on genetic structuring in a large, solitary carnivore: the Eurasian Lynx. *PLoS ONE*, **9**, e115160.
- Reljic, S., Jerina, K., Nilsen, E.B., Huber, D., Kusak, J., Jonozovic, M., Linell, J.D.C. (2018). Challenges for transboundary management of a European brown bear population. *Global Ecology and Conservation*, **16**, e00488.
- Remm, J., Kont, R., Absalon, M. (2014). Suurkiskjate ohjamisalade loomise otstarbekus ja võimalused. OÜ Rewild, 2014-6.
- Remm, J., Remm, P. (2019). Ulukiõnnetuste looduslike ohutegurite analüüs. Eesti riigimaanteeade võrgu loomaõnnetuste registri täiendamine, liiklusohlike lõikude selgitamine ning kaardirakenduse loomine. OÜ Rewild, 2019-5.
- Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J. *et al.* (2014) Status and ecological effects of the world's largest carnivores. American Association for the Advancement of Science.
- Ripple, W.J., Wirsing, A.J., Wilmers, C.C., Letnic, M. (2013) Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. *Biological Conservation*, **160**, 70–79.
- Rodríguez-Varela, R., García, N., Nores, C., Álvarez-Lao, D., Barnett, R., Arsuaga, J.L., Valdiosera, C. (2016) Ancient DNA reveals past existence of Eurasian lynx in Spain. *Journal of Zoology*, **298**, 94–102.
- Ronkainen, S., Kojola, I. (2005) Management Plan for the Wolf Population in Finland. Ministry of Agriculture and Forestry.
- Rueness, E.K., Naidenko, S., Trosvik, P., Stenseth, N.C. (2014) Large-scale genetic structuring of a widely distributed carnivore – The eurasian lynx (*Lynx lynx*). *PLoS ONE*, **9**, e93675.
- Rutledge, L.Y., Patterson, B.R., Mills, K.J., Loveless, K.M., Murray, D.L., White, B.N. (2010) Protection from harvesting restores the natural social structure of eastern wolf packs. *Biological Conservation*, **143**, 332–339.
- Ryser-Degiorgis, M.-P. (2011) Causes of mortality and diseases of eurasian lynx (*Lynx lynx*). Causas de mortalidad y enfermedades del lince boreal (*Lynx lynx*). In: Proceedings of the 1st Workshop on Lynx Veterinary Aspects, Ministry of the Environment Spain.
- Salvatori, V., Donfrancesco, V., Trouwborst, A., Boitani, L., Linnell, J.D.C., Alvares, F., Åkesson, M. *et al.* (2020) European agreements for nature conservation need to explicitly address wolf-dog hybridisation. *Biological Conservation*, **248**, 108525.
- Samelius, G., Andrén, H., Liberg, O., Linnell, J.D.C., Odden, J., Ahlqvist, P., Segerström, P., Sköld, K. (2012) Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx in Scandinavia. *Journal of Zoology*, **286**, 120–130.

- Sand, H., Vucetich, J.A., Zimmermann, B., Wabakken, P., Wikenros, C., Pedersen, H.C., Peterson, R.O., Liberg, O. (2012) Assessing the influence of prey-predator ratio, prey age structure and packs size on wolf kill rates. *Oikos*, **121**, 1454–1463.
- Saveljev, A.P., Lissovsky, A.A., Kozlov, Y.A. (2020). Comparative analysis of the lists of hunting mammals of the countries of the Baltic region and Belarus. *Russian Journal of Theriology*, **19**, 65–70.
- Scharf, A.K., Fernández, N. (2018) Up-scaling local-habitat models for large-scale conservation: Assessing suitable areas for the brown bear comeback in Europe. *Diversity and Distributions*, **24**, 1573–1582.
- Schmidt, K., Adeikis, P., Balčiauskas, L., Godoy, J., Kleinman-Ruiz, D., Lucena-Perez, M., Männil, P. *et al.* (2021) Conserving the north-eastern European lowland population of Eurasian lynx. *CATnews Special Issue*, **14**, 9–11.
- Sepp, K. (2017) Varjeturism Eestis: võimalused ja potentsiaal. Eesti Maaülikool. Baka-laureusetöö.
- Shulpin, M.I., Nazarov, N.A., Chupin, S.A., Korennoy, F.I., Metlin, A.E., Mischenko, A.V. (2018) Rabies surveillance in the Russian Federation. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties*, **37**, 483–495.
- Skogen, K. (2015) Human Dimensions of Wildlife An International Journal The Persistence of an Economic Paradigm: Unintended Consequences in Norwegian Wolf Management. *Humand Dimensions and Wildlife*, **20**, 317–322.
- Skoglund, P., Ersmark, E., Palkopoulou, E., Dalén, L. (2015) Ancient wolf genome reveals an early divergence of domestic dog ancestors and admixture into high-latitude breeds. *Current Biology*, **25**, 1515–1519.
- Ståhlberg, S., Bassi, E., Viviani, V., Apollonio, M. (2017) Quantifying prey selection of Northern and Southern European wolves (*Canis lupus*). *Mammalian Biology*, **83**, 34–43.
- Stenset, N.E., Lutnæs, P.N., Bjarnadóttir, V., Dahle, B., Fossum, K.H., Jigsved, P., Johansen, T. *et al.* (2016) Seasonal and annual variation in the diet of brown bears in the boreal forest of southcentral Sweden. *Wildlife Biology*, **22**, 107–116.
- Støen, O.-G., Ordiz, A., Sahlén, V., Arnemo, J.M., Sæbø, S., Mattsing, G., Kristofferson, M. *et al.* (2018) Brown bear (*Ursus arctos*) attacks resulting in human casualties in Scandinavia 1977–2016; management implications and recommendations. *PLoS ONE*, **13**, e0196876.
- Støen, O.G., Bellemain, E., Sæbø, S., Swenson, J.E. (2005) Kin-related spatial structure in brown bears *Ursus arctos*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **59**, 191–197.
- Støen, O.G., Zedrosser, A., Sæbø, S., Swenson, J.E. (2006) Inversely density-dependent natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia*, **148**, 356–364.
- Strengbom, J., A Nordin, A (2008) Commercial forest fertilization causes long-term residual effects in ground vegetation of boreal forests. *Forest Ecology and Management* **256** (12), 2175–2181.
- Stronen, A. V., Jedrzejewska, B., Pertoldi, C., Demontis, D., Randi, E., Niedziałkowska, M., Pilot, M. *et al.* (2013) North-South Differentiation and a Region of High Diversity in European Wolves (*Canis lupus*). *PLoS ONE*, **8**, 1–10.
- Suutarinen, J., Kojola, I. (2017) Poaching regulates the legally hunted wolf population in Finland. *Biological Conservation*, **215**, 11–18.

- Swenson, J.E., Gerstl, N., Dahle, B., Zedrosser, A., Swenson, J. (2000) Action Plan for the conservation of the Brown Bear (*Ursus arctos*) in Europe. Council of Europe, Report T-PVS.
- Szewczyk, M., Nowak, S., Niedźwiecka, N., Hulva, P., Špinkytė-Bačkaitienė, R., Demjanovičová, K., Bolfíková, B.Č. *et al.* (2019) Dynamic range expansion leads to establishment of a new, genetically distinct wolf population in Central Europe. *Scientific Reports*, **9**, 1–16.
- Süld, K., Valdmann, H., Laurimaa, L., Soe, E., Davison, J., Saarma, U. (2014) An invasive vector of zoonotic disease sustained by anthropogenic resources: The raccoon dog in northern Europe. *PLoS ONE*, **9**, e96358.
- Špinkytė-Bačkaitienė, R., Pėtelis, K. (2012) Diet composition of wolves (*Canis lupus* L.) In Lithuania. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*, **12**, 100–105.
- Šuba, J., Žunna, A., Bagrade, G., Done, G., Lukins, M., Ornicans, A., Pilate, D., Stepanova, A., Ozoliņš, J. (2021) Closer to Carrying Capacity: Analysis of the Internal Demographic Structure Associated with the Management and Density Dependence of a Controlled Wolf Population in Latvia. *Sustainability*, **13**, 9783. <https://doi.org/10.3390/su13179783>.
- Tammeleht, E., Remm, J., Korsten, M., Davison, J., Tumanov, I., Saveljev, A., Männil, P. *et al.* (2010) Genetic structure in large, continuous mammal populations: The example of brown bears in northwestern Eurasia. *Molecular Ecology*, **19**, 5359–5370.
- Tammeleht, E., Kull, A., Pärna, K. (2020) Assessing the importance of protected areas in human-dominated lowland for brown bear (*Ursus arctos*) winter denning. *Mammal Research*, **65**, 105–115.
- Torres, R.T., Fonseca, C. (2016) Perspectives on the Iberian wolf in Portugal: population trends and conservation threats. *Biodiversity and Conservation*, **25**, 411–425.
- Trouwborst, A. (2014). Exploring the legal status of Wolf-dog hybrids and other dubious animals: International and EU law and the wildlife conservation problem of hybridization with domestic and alien species. *Review of European, Comparative and International Environmental Law*, **23**, 111–124.
- Valdmann, H. (2000) The status of large predators in Estonia. *Folia Theriologica Estonica*, **5**, 158–164.
- Valdmann, H., Saarma, U. (2020) Winter diet of wolf (*Canis lupus*) after the outbreak of swine fever and under the severely reduced densities of wild boar (*Sus scrofa*). *Hystrix*, **31**, 154–156.
- Valdmann, H., Koppa, O., Looga, A. (1998) Diet and prey selectivity of wolf *Canis lupus* in middle-and south-eastern Estonia. *Baltic Forestry*, **4**, 42–47.
- Valdmann, H., Laanetu, N., Korsten, M. (2004a) Group size changes and age/sex composition in harvested wolves (*Canis lupus*) in Estonia. *Baltic Forestry*, **10**, 83–86.
- Valdmann, H., Moks, E., Talvik, H. (2004b) Helminth Fauna of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Estonia. *Journal of Wildlife Diseases*, **40**, 356–360.
- Valdmann, H., Andersone-Lilley, Koppa, Z., Ozolins, O., Bagrade, J. (2005) Winter diets of wolf *Canis lupus* and lynx *Lynx lynx* in Estonia and Latvia. *Acta Theriologica*, **50**, 521–527.
- Veeroja, R., Männil, P., Jõgisalu, I., Kübarsepp, M. (2021). Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2021. Keskkonnaagentuur.

- Veeroja, R., Männil, P., Jõgisalu, I., Kübarsepp, M. (2020). Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2020. Keskkonnaagentuur.
- Vilà, C., Sundqvist, A.K., Flagstad, Ø., Seddon, J., Björnerfeldt, S., Kojola, I., Casulli, A. *et al.* (2003) Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **270**, 91–97.
- von Arx, M. (2020) *Lynx lynx* (amended version of 2018 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T12519A177350310. International Union for Conservation of Nature.
- vonHoldt, B.M., Cahill, J.A., Fan, Z., Gronau, I., Robinson, J., Pollinger, J.P., Shapiro, B. *et al.* (2018) Whole-genome sequence analysis shows that two endemic species of North American wolf are admixtures of the coyote and gray wolf. *Science Advances*, **2**, e1501714
- Vulla, E., Hobson, K.A., Korsten, M., Leht, M., Martin, A.-J., Lind, A., Männil, P. *et al.* (2009) Carnivory is positively correlated with latitude among omnivorous mammals: Evidence from brown bears, badgers and pine martens. *Annales Zoologici Fennici*, **46**, 395–415.
- Wallach, A.D., Ritchie, E.G., Read, J., O’Neill, A.J. (2009) More than mere numbers: the impact of lethal control on the social stability of a top-order Predator. *PLoS ONE*, **4**, e6861.
- Wielgus, R.B., Peebles, K.A. (2014) Effects of Wolf Mortality on Livestock Depredations. *PLoS ONE*, **9**, 113505.
- Wikenros, C., Aronsson, M., Liberg, O., Jarnemo, A., Hansson, J., Wallgren, M., Sand, H., Bergström, R. (2017) Fear or food – Abundance of red fox in relation to occurrence of lynx and Wolf. *Scientific Reports*, **7**, 1–10.
- Wolf, C., Ripple, W.J. (2016) Prey depletion as a threat to the world’s large carnivores. *Royal Society Open Science*, **3**, 160252.
- Woodroffe, R. (2000) Predators and people: Using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation*, **3**, 165–173.
- Zedrosser, A., Støen, O.G., Sæbø, S., Swenson, J.E. (2007) Should I stay or should I go? Natal dispersal in the brown bear. *Animal Behaviour*, **74**, 369–376.
- Zedrosser, A., Swenson, J.E. (2005) Do brown bear litter sizes reported by the public reflect litter sizes obtained by scientific methods? *Wildlife Society Bulletin*, **33**, 1352–1356.
- Zlatanova, D., Ahmed, A., Valasseva, A., Genov, P. (2014) Adaptive diet strategy of the wolf (*Canis lupus* L.) in Europe: A review. *Acta Zoologica Bulgarica*, **66**, 439–452.
- Žunna, A., Ozoliņš, J., Pupila, A. (2009) Food habits of the wolf *Canis lupus* in Latvia based on stomach analyses. *Estonian Journal of Ecology*, **58**, 141–152.

13 Lisad

Lisa 1. Hundi geneetilise uuringu tulemustele koostatud arvukuse hinnang.

Fail: reWiLD_2021_Suurkiskjate_KOK_Lisa_1_Hundi_arvukuse_hinnang.pdf

Lisa 2. Kasutusel oleva suurkiskjate, hundi, ilvese ja pruunkaru seire metoodika kirjeldus.

Fail: reWiLD_2021_Suurkiskjate_KOK_Lisa_2_Kasutusel_oleva_seire_metoodika.pdf

Lisa 3. Aastateks 2012–2021 kavandatud tegevuste teostamine.

Fail: reWiLD_2021_Suurkiskjate_KOK_Lisa_3_2012–2021_tegevuste_teostamine.pdf