

TARTU ÜLIKOOL  
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT  
ZOOLOOGIA OSAKOND  
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Astrid Kiili

**HARILIKU ŠAAKALI (*CANIS AUREUS*)  
TOITUMISEST TULENEVAD VÕIMALIKUD  
KONFLIKTID INIMTEGEVUSEGA EUROOPAS**

Bakalaureusetöö

Juhendaja: Raido Kont (MSc)  
Kaasjuhendaja: Triin Kaasiku (PhD)

Tartu 2024



## **Hariliku šaakali (*Canis aureus*) toitumisest tulenevad võimalikud konfliktid inimtegevusega Euroopas**

Käesoleva töö eesmärk on koondada Euroopas läbi viidud šaakali toitumisuuringuid ning nende põhjal välja selgitada, mida ja kui palju šaakal sööb. See võimaldab teha oletusi selle kohta, kas šaakali toitumine võib põhjustada konflikte jahinduse, põllumajanduse, lemmikloomade pidamise ja liikide kaitsega. Lähtuvalt sellest on võimalik välja selgitada, kuidas ümber käia šaakaliga Eestis, arvestades nii meie aladele tekkinud šaakaliasurkonna jätkusuutlikkusega kui ka nendest mõjutatud inimgruppide huvidega. Töös leiti, et kõige rohkem söi šaakal imetajate korjuseid ja jäätmeid ning pisiimetajaid. Analüüsitud toitumisuuringute alusel hinnates šaakal inimtegevusele tugevat mõju ei avalda. Siiski on šaakalite arvukuse ohjamiseks oluline inimtekkeliste söödavate jääkide kättesaadavuse piiramine, kariloomade murdmist ennetavate meetmete rakendamine ja suurkiskjate asurkondade säilitamine.

Märksõnad: harilik šaakal, Euroopa, Eesti, toitumine, liikide levimine

CERCS: B280 Loomaökoloogia

## **Possible conflicts with human activity in Europe arising from the diet of the golden jackal (*Canis aureus*)**

The aim of this study is to gather research on the diet of jackals conducted in Europe and to determine what and how much golden jackals eat. This allows for assumptions to be made about whether the diet of the jackal may cause conflicts with hunting, agriculture, petkeeping, and species conservation. Based on this, it is possible to better understand how to manage golden jackals in Estonia, taking into account both the sustainability of the jackal population and the concerns of the affected interest groups. This study found that jackals primarily consume mammal carcasses and other edible waste, as well as small mammals. Based on the analysed nutritional studies, jackals do not have a significant impact on human activities. However, to manage jackal populations, it is important to limit the availability of anthropogenic edible waste, implement measures to prevent livestock predation and maintain populations of large predators.

Key words: golden jackal, Europe, Estonia, diet, species propagation

CERCS: B280 Animal ecology



# Sisukord

<b>1. Sissejuhatus</b>	<b>6</b>
<b>2. Materjal ja meetodid</b>	<b>8</b>
<b>3. Šaakali bioloogia</b>	<b>10</b>
<b>4. Šaakal Eestis</b>	<b>14</b>
<b>5. Tulemused</b>	<b>16</b>
<b>5.1. Mõju jahindusele</b>	<b>18</b>
5.1.1. Suurulukid	18
5.1.2. Jäneselised	20
<b>5.2. Mõju põllumajandusele</b>	<b>21</b>
5.2.1. Loomakasvatus	21
5.2.2. Taimekasvatus	23
<b>5.3. Mõju lemmikloomadele</b>	<b>24</b>
<b>5.4. Mõju liikide ohustatusele</b>	<b>25</b>
5.4.1. Kiskjalised	25
5.4.2. Linnustik	25
5.4.3. Pisiimetajad	26
5.4.4. Kahepaiksed, roomajad ja kalad	27
<b>Arutelu</b>	<b>29</b>
<b>Kokkuvõte</b>	<b>35</b>
<b>Summary</b>	<b>37</b>
<b>Tänuavaldus</b>	<b>39</b>
<b>Kasutatud kirjandus</b>	<b>40</b>
<b>Internetiallikad:</b>	<b>48</b>

# 1. Sissejuhatus

Inimtegevuse kaugeleulatuvate mõjude tõttu on maailmas, sealhulgas Euroopas, loodus lähiajaloo jooksul palju muutunud (Internet 1). Üheks inimtegevusega otseselt või kaudselt seotud tagajärjeks on liikide levimine aladele, kus neid varem esinenud ei ole. Selline muutus on toimunud ka mitmete seltsi kiskjalised (*Carnivora*) kuuluvate liikide puhul, kelle levimine uutesse ökosüsteemidesse on toimunud nii otsese inimesepoolse ümberasustamisena kui ka inimese kaudsetest mõjudest tuge saades loodusliku levila laiendamisenä (Barrat et al., 2010; Internet 2; Kauhala & Kowalczyk, 2011; Salgado, 2018; Stefanović et al., 2024).

Kiskjaliste (taas)levimine inimtegevusega piirkondadesse võib kaasa tüüa erinevat sorti konflikte inimeste otsesete (majanduslike) ja kaudsete (looduskaitseliste) huvidega (Barrat et al., 2010; Beschta & Ripple, 2009; Ricciardi et al., 2013). Pisikiskjast ameerika naarits ehk mink (*Neogale vison*) on looduslikust levilast väljaspool Euroopas tekitanud vähemalt kohalikul tasemel suuri kahjusid kalakasvandustele ning on üks rannikulindude, euroopa naaritsa (*Mustela lutreola*), mügri (*Arvicola amphibius*) jt liikide drastilise arvukuse kahanemise peamisi põhjuseid (Baker et al., 2008; Francis, 2012). Võõrliikidest väikekiskjad nagu kährikkoer (*Nyctereutes procyonoides*) ja pesukaru (*Procyon lotor*) on Euroopas tuntud marutõve ja teiste zoonootiliste haiguste levitajatena (Beltrán-Beck et al., 2011; Kauhala & Kowalczyk, 2011). Lisaks ohustab kährik kohalikke kahepaikseid ja maas pesitsevate lindude mune (Kauhala & Kowalczyk, 2011). Jaapanis põhjustavad segatoidulised pesukarud kultuurtaimi süües põllumeestele olulist saagi kadu ja vähendavad läbi ühiste toiduobjektide söömise Jaapanis looduslikult esinevate kährikute arvukust (Ikeda et al., 2004). Suurkiskjate, näiteks hallhundi (*Canis lupus*) taasasustamisega kaasnevad konfliktid inimestega on tavaliselt seotud jahilukite arvukuse alandamisega ning kodu- ja lemmikloomade murdmisega (Baker et al., 2008; Khorozyan & Heurich, 2023).

Üheks silmapaistvamaks näiteks kiirelt muutunud levilaga liigist peetakse harilikku šaakalit (*Canis aureus*) (edaspidi šaakal), kelle levikupiir on viimaste aastakümnetega Euroopas oluliselt põhja ja lääne poole nihkunud (Krofel et al., 2017; Spassov & Acosta-Pankov, 2019) ning alates 2013. aastast on šaakali esinemine leidnud kinnitust ka Eestis (Männil &

Ranc, 2022). Erinevalt teistest Euroopa jaoks uutest kiskjalistest nagu mink, kährik või pesukaru, ei ole šaakali puhul tegemist inimese poolt uude elupaika toodud võõrliigiga, vaid iseseisvalt oma looduslikku levikuala laiendava liigiga (Stefanović et al., 2024; Barrat et al., 2010), kelle võimalikeks levila laiendamist soodustavateks teguriteks peetakse näiteks kliimasoojenemist, maastike iseloomu muutumist, konkurentliikide elupaikade ja populatsioonide vähenemist või hävimist ning inimtekkeliste toidujäätmete kättesaadavust (Krofel et al., 2017; Lange et al., 2021; Spassov & Acosta-Pankov, 2019). Kuna tegemist on Euroopa Liidu loodusdirektiivi V lisa liigiga, on šaakali asurkonnaga liikmesriigid kohustatud hoidma tema arvukust soodsas seisundis (Direktiiv 92/43/EMÜ), mis tähendab, et nii inimesed kui ka teised liigid ökosüsteemis peavad šaakali kohaloluga kohanema.

Šaakali laialdasest levikust ja kaitstud staatusest hoolimata on šaakali bioloogiast üldiselt ja tema Euroopa-spetsiifilisest käitumisest ja mõjudest vähe teada (Krofel et al., 2017; Lanszki et al., 2009; Spassov & Acosta-Pankov, 2019). Sellest tulenevalt valitseb paljudes Euroopa riikides segadus ja teadmatus, kuidas šaakalit käsitleda (millal ja kuidas ohjata või kaitsta) ning mis nõudeid esitada inimestele, et šaakaliga Euroopas võimalikult konfliktivabalt koos eksisteerida (Hatlauf et al., 2021). Selleks peab aga paremini tundma õppima, kas ja kuidas on šaakal mõjutanud inimtegevust otseselt või kaudselt seal, kus ta stabiilsed asurkonnad juba olemas on. Vastasel juhul võib tagajärjeks olla ebasobilikud ohjamisotsused (näiteks üleküttimine), tagakiusamine (näiteks ebaseaduslik mürgitamine) või liigi juriidiliselt valesti klassifitseerimine (näiteks määrati šaakal mitmes Euroopa riigis, kaasa arvatud Eestis, varasemalt võõrliigiks) (Borkowski et al., 2011; Hatlauf et al., 2021; Kaasiku, 2022; Männil & Ranc, 2022; Marinov et al., 2022).

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk on uurida šaakali toitumisharjumusi ning analüüsida, mis tingimustel ja mil määral on need mõjutanud Euroopas 1) jahindust, 2) põllumajandust, 3) lemmikloomade pidamist ja 4) liikide ohustatust. Selleks, et hinnata šaakali toitumise võimalikku mõju inimtegevusele, uuriti šaakali toitumisuuringute alusel, mida šaakal Euroopas sööb ning kui palju ja mis kujul. Uurimistulemustest lähtuvalt püütakse välja selgitada, milliseks võib kujuneda šaakali toitumine Eestis, ning anda liigi käsitlemise soovitusi, mis tagavad nii elujõulise šaakaliasurkonna säilimise kui ka inimeste huvidega arvestamise.

## 2. Materjal ja meetodid

Käesoleva töö materjali kogumiseks kasutati teadusartikleid, teadusel põhinevaid raamatuid ja veebilehekülgi nagu Rahvusvahelise Looduskaitseliidu (IUCN) punase nimestiku kodulehekülg. Teadusartiklite otsimiseks kasutati Google Scholar ja Web of Science otsingumootoreid ning varem leitud uuringute allikate loetelusid. Otsingumootoritesse sisestati allikate leidmiseks erinevaid märksõnu nagu: “golden jackal,” “Canis aureus,” “golden jackal diet Europe,” “golden jackal predation”, “golden jackal attacks on pets.”

Toitumisuuringute puhul piirduti ühe erandiga Euroopas läbi viidud uuringutega. Toitumisuuringutes leitud toiduobjektid jaotati järgmistesse gruppidesse: suurulukid, jäneselised, koduloomad, taimed, lemmikloomad, kiskjalised, linnud (k.a. munad), pisiimetajad, roomajad, kahepaiksed ja kalad. Koduloomade alla kuuluvad põllumajanduslikel eesmärkidel kasvatatavad loomad ja linnud, näiteks veised (*Bos taurus*) ja koduhaned (*Anser anser domesticus*). Lemmikloomade alla kuuluvad enamasti mittepõllumajanduslikel eesmärkidel peetavad loomad, siinkohal koerad (*Canis familiaris*) ja kassid (*Felis catus*), kuid nende hulka kuuluvad ka karjakoerad või muul praktilisel eesmärgil peetavad koerad ja kassid. Linnustiku alla kuuluvad kõik linnud (välja arvatud kodulinnud): nii uluklinnud kui ka liigid, kellele jahti ei peeta. Pisiimetajad on näriliste (*Rodentia*) ja putuktoiduliste (*Eulipotyphla*) seltsi kuuluvaid isendeid. Kui toiduobjekti toitumisuuringu tulemustes välja ei toodud, eeldati, et seda toiduobjekti šaakalid ei söönud.

Toiduobjektide tähtsust hinnati toiduobjekti osakaaluna protsentides šaakali kogu söödud toidu biomassist. Osakaalu arvutusse ei kaasatud uuringuid, kus toiduobjekti ei leitud. Uuringutes, kus biomassi välja ei olnud toodud, märgiti lihtsalt, kas toiduobjekti esines (+) või mitte (-) ning tulemusi kasutati vaid toiduobjekti analüüsitud toitumisuuringutes esinemise sageduse arvutamiseks. Kemenszky et al. (2022) uuringule sarnaselt määrati toiduobjekt oluliseks, kui toiduobjekt moodustas vähemalt 10% kogu söödud biomassist. Šaakali toidus kahepaikseid ja roomajaid koos kästilenud uuringute puhul jagati kummagi loomarühma jaoks eraldi väärtuse saamiseks nende ühine väärtus kahega.

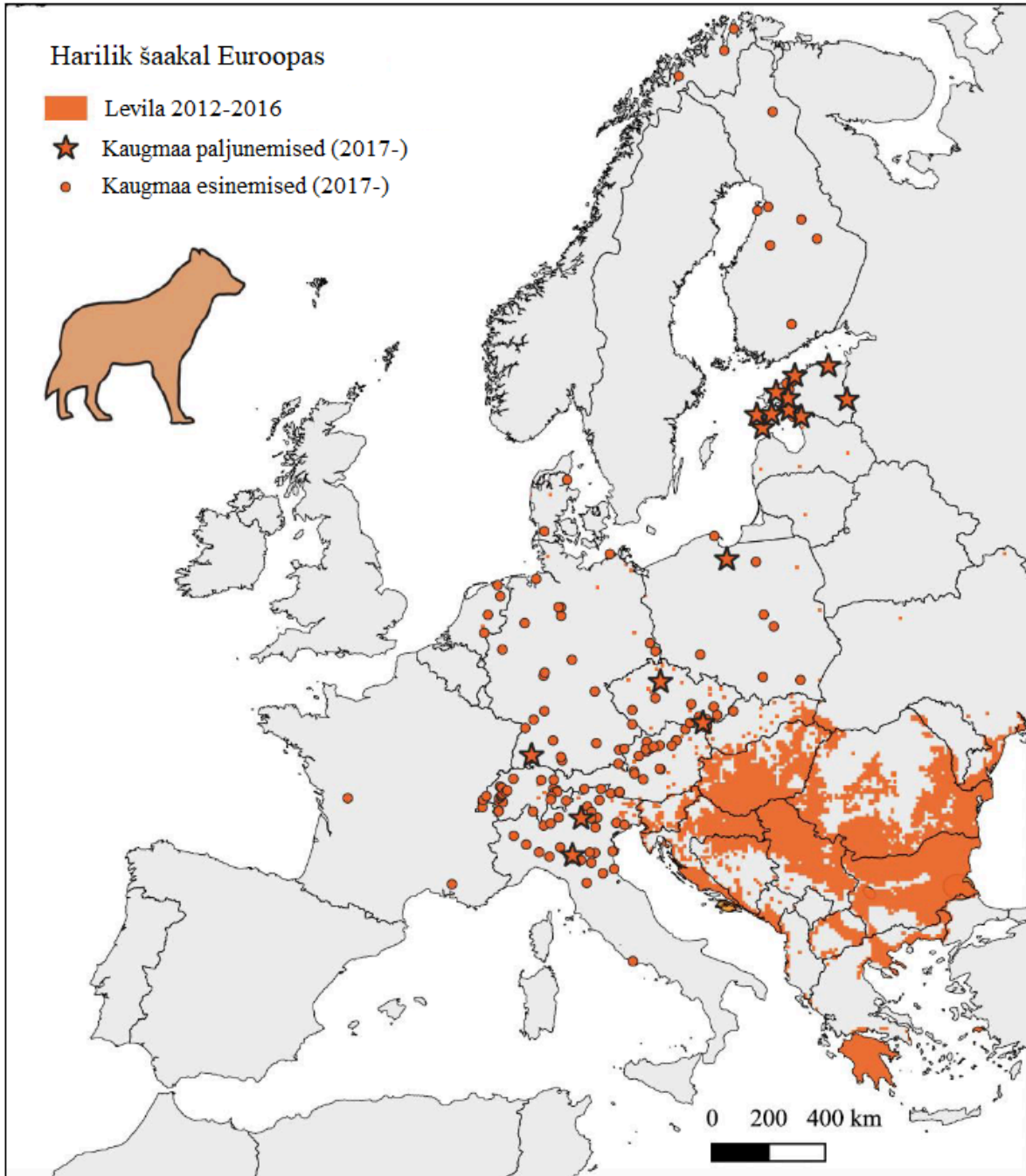
Toitumisuuringuid kokku võtvad tabelid koostati keskkonnas Google Sheets. Originaaljoonised on tehtud rakendustarkvaraga R RStudio keskkonnas (versioon



2023.12.1+402) paketiga “tmap” (Tennekes, 2018). ChatGPT-4 (OpenAI, isiklik suhtlus, 19.05.2024) abi kasutati koodi kirjutamisel jooksvate vigade parandamiseks ja teadmislünkade täitmiseks ning infolehe ja kokkuvõtte tõlkimisel.

### 3. Šaakali bioloogia

Harilik šaakal kuulub kiskjaliste seltsi, koerlaste (*Canidae*) sugukonda ja koera (*Canis*) perekonda (Internet 3). Praeguse seisuga omistatakse šaakalile kuni 13 alamliiki, millest Euroopas esinev on alamliikidest suurim *Canis aureus moreoticus* (Castelló, 2018; Spassov & Acosta-Pankov, 2019). Šaakalit leidub suures osas Araabia poolsaarel ja Euroopas, Lähis-Idas ning Lõuna-, Lääne- ja Kagu-Aasias (Internet 3; Remm et al., 2015). Aafrikat enam šaakali levikualaks ei märgita, sest seal elavad eraldi liigi, huntšaakali (*Canis lupaster*) esindajad (Castelló, 2018; Gaubert et al., 2012; Koepfli et al., 2015; Rueness et al., 2011; Viranta et al., 2017). Kuni umbes 1980. aastateni piirdus šaakali Euroopa levila Kagu-Euroopaga, peamiselt Balkani riikidega (Castelló, 2018; Spassov & Acosta-Pankov, 2019). Suurest osast algsest Euroopa levilast suri 1960. aastatel šaakal lühiajaliselt välja mürgitamise ja elupaikade hävimise tõttu (Castelló, 2018), kuid 1980. aastateks oli arvukus ja varasem levila taastunud. Samast kümnendist algas ka šaakali levila kiireim laienemine Euroopas. 1980. aastate jooksul olid šaakalid jõudnud laieneda algse levila lähiriikidesse nagu Rumeenia, Serbia, Sloveenia, Slovakkia, Ungari, Austria ja Itaalia (Castelló, 2018; Spassov & Acosta-Pankov, 2019). Levikuala laienemine toimub siiani: 2013. aastal leiti esimene šaakal Eestist (Remm et al., 2015), 2018. aastal Soomest (Kojola et al., 2024) ja 2021. aastal Norrast (Männil & Ranc, 2022) (joonis 1). Nüüdseks leidub šaakalit 34 Euroopa riigis (Kojola et al., 2024).



**Joonis 1.** Šaakali levikuala Euroopas aastatel 2012–2016, kaugmaa paljunemine (sigiv asurkond) ja kaugmaa esinemised aastatel 2017–2022 (Ranc et al., 2022).

Kisjaliste hulgas on šaakal keskmise suurusega (kaal 7–14 kg, tüvepikkus 74–87 cm) ning suhteliselt pikkade ja saledate jalgadega (Remm et al., 2015). Hundiga võrreldes on šaakali keha piklikum, saba lühem ja kõrvad proportsionaalselt suuremad (Castelló, 2018; Heptner & Naumov, 1998; Remm et al., 2015). Karvastiku põhitoonid on kollane, punane, pruun ja

hõbedane, mis erinevad aastaajati ja isenditi (Castelló, 2018). Talikarval on rohkem musta värvi kattekarvu ja tihe soe aluskarv, suvine karvastik on lühem ja õhem (Heptner & Naumov, 1998).

Segatoidulise oportunistina on šaakal nii aktiivne kütt kui ka raipesööja, kelle toitumine sõltub kohalikest oludest, aastaajast ja kliimast. Liigmurdmist (ingl *surplus killing*) pole šaakali puhul täheldatud (Castelló, 2018; Heptner & Naumov, 1998; Internet 3, 4; Lanszki et al., 2022). Peamiselt sööb šaakal väiksemaid imetajaid (pisiimetajaid, jäneseid (*Lepus*), nutriaid (*Myocastor coypus*) jt sarnaseid liike), korjuseid ja söödavaid inimtekkelisi jääke (Heptner & Naumov, 1998; Internet 3, 4). Šaakal võib süüa nii metsikuid kui ka kodustatud linde ning nende mune. Vähem söövad šaakalid sisalikke, konni, kalu, limuseid, putukaid ja madusid (Heptner & Naumov, 1998). Taimed on šaakalile pigem täiendavaks toiduks (Lanszki et al., 2018). Eelistatakse ümbruskonnas leiduvat magusat: erinevad marjad, taimekuured, puuviljad, pähklid, ka põllumajandussaadused, nagu arbuus, pirn, viinamari ja köögiviljad (Castelló, 2018; Heptner & Naumov, 1998; Internet 4; Kaasiku, 2022). Euroopas on šaakalite toidus olulisel kohal inimtekkelised söödavad jäätmed, mis moodustavad keskmiselt 40% šaakali toidust (Internet 3).

Eluviis on šaakalil suuresti õine ja seltsinguline (Remm et al., 2015). Enamasti elutsetakse 4–5 liikmeliste, harva suuremate karjadena, mille tuumaks on monogaamne sigiv ja territooriumi omav dominantne paar. Teised karja liikmed on dominantse paari järglased, kes peale sünni vanematega veel aastaks kokku jäävad (Castelló, 2018; Remm et al., 2015; Wilson & Mittermeier, 2009). Jooksuaeg algab jaanuaris, hiljemalt märtsis (Castelló, 2018; Heptner & Naumov, 1998; Internet 4; Remm et al., 2015). Paaritub enamasti vaid dominantne paar (Remm et al., 2015), kes kasvatab üles ühe pesakonna aastas. Poegi sünnib tavaliselt 4–8 aprillis, hiljemalt juunis (Internet 4). Isane aitab koos teiste karja liikmetega urguga rajada, seitsmenädalase imetamisperioodi jooksul emast toita ning sama aasta kutsikaid kasvatada (Castelló, 2018; Heptner & Naumov, 1998). Varjualusesse rajatud või maasse kaevatud uruga ollakse seotud vaid sigimisperioodil (Wilson & Mittermeier, 2009). Suguküpsuse saavutavad emased 10–11-kuuselt, isased kas sama vanalt või 20–22-kuuselt (Castelló, 2018; Heptner & Naumov, 1998). Eluiga looduses on Remm et al. (2015) sõnul 8–9 aastat, Heptner & Naumov (1998) sõnul 12–14 aastat.

Šaakal on võimeline elama eriilmelistes varjumissobiliku tiheda taimeestikuga elupaikades: märgaladel, poolkõrbetes, rohumaadel, metsas, põllumajandusmaastikel, vähem linnalistes ja poollinnalistes elupaikades (Giannatos, 2004; Remm et al., 2015; Wilson & Mittermeier, 2009). Looduslikest vaenlastest suurkiskjate nagu hundi, tiigri (*Panthera tigris*) ja leopardi (*Panthera pardus*) territooriume välditakse (Krofel et al., 2017; Männil & Ranc, 2022; Remm et al., 2015; Šálek et al., 2014). Territooriumi suurus võin olla olenevalt toidu rohkusest ja paigutusest 1,1–20 km<sup>2</sup> suur ning naaberterritooriumitega kattuda (Wilson & Mittermeier, 2009). Regulaarseid rändeid šaakalid ette ei võta, kuid harva võivad nad läbida üle 100 km, jõudes piirkondadesse, kus neid pole kaua aega või kunagi varem esinenud (Heptner & Naumov, 1998).

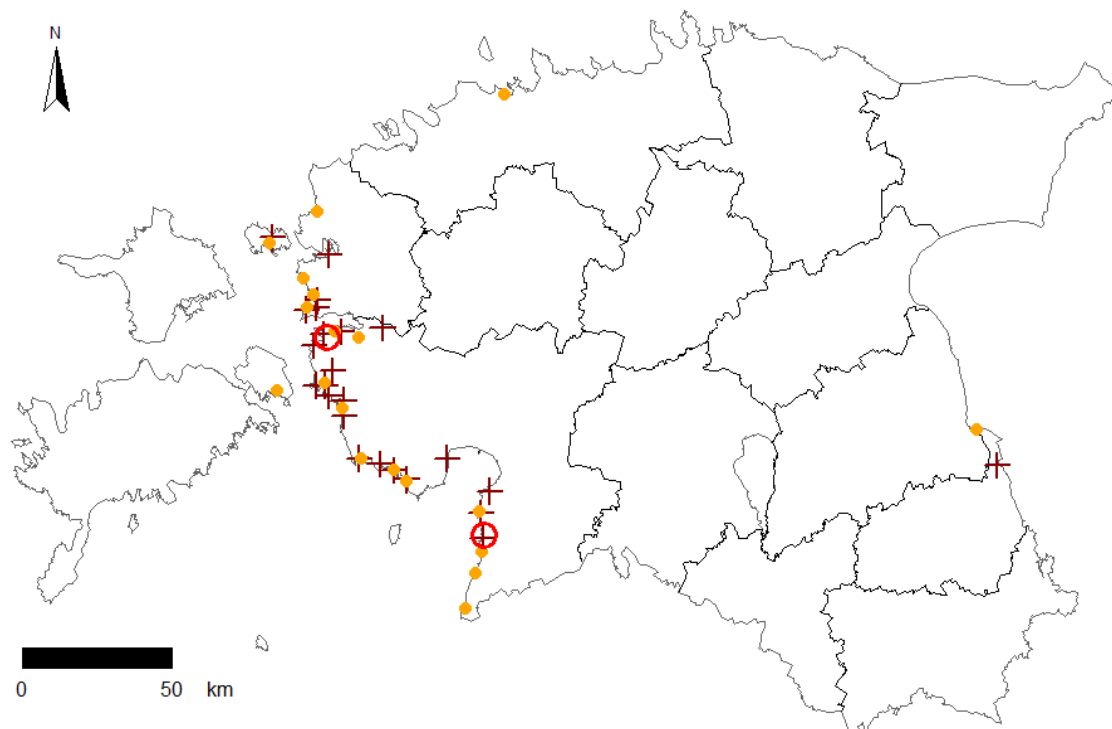
Euroopas kuulub šaakali looduslike vaenlaste hulka hunt ning šaakalit võib murda ka koer (Castelló, 2018; Giannatos, 2004; Krofel et al., 2017). Konkurendid on punarebane (*Vulpes vulpes*) (edaspidi rebane), kährik, hunt, koer, pesukaru ja metskass (*Felis silvestris*) (Heptner & Naumov, 1998). Palju šaakaleid saab inimtegevuse tõttu hukka: šaakaleid kütitakse nii seaduslikult kui ka ebaseaduslikult ning nad võivad sattuda mürgitamise või inimtekkelise toiduallika kao, vähenemise või saastumise ohvriks (Internet 4).

## 4. Šaakal Eestis

Esimest korda tuvastati šaakal Eestis aastal 2013, kui Lääne-Eestis Matsalus kütiti esimene isend (Männil & Ranc, 2022). Tõenäoliselt olid šaakalid Eestis aga arvatavasti juba aastal 2011. Sealt alates on šaakali arvukus järjepidevalt kasvanud, kuid territoriaalsete paaride asukohad on piirdunud ainult Lääne-Eesti rannikualade ja saartega ning Peipsi rannikuga (joonis 2). Peamiseks šaakali senise levikuala piiratuse põhjuseks Eestis peetakse tema ooduslikust vaenlasest hundi laialdast esinemist sisemaal. Šaakali jaoks on suurte veekogude äärsed piirkonnad sisemaast sobilikumad ka pehmemate ja lumevaesemate talvede ning toiduobjektide ja varjumissobiliku taimestiku tõttu (Männil & Ranc, 2022). Eesti asurkonna suuruseks hinnatakse 100–200 isendit ning kuigi asurkond ei ole veel lõplikult välja kujunenud, on šaakalite arvukus viimased viis aastat olnud enam-vähem stabiilne (Veeroja et al., 2023).

Vahetult pärast Eestisse saabumist liigitati šaakal 2013. aastal puudulike teadmiste tõttu võõrliigiks. Alates 2016. aastast on šaakal määratud siin looduslikult esinevaks liigiks ja jahilukiks, keda võib küttida 1. septembrist kuni 29. veebruarini ning kütitavate loomade arvul ülempiiri pole (Männil & Ranc, 2022). Kõige rohkem on seni šaakaleid kütitud 2021. aastal, kui kütiti 67 isendit (Veeroja et al., 2023).

Eestis läbi viidud šaakalite toitumisuuringus olid imetajad kõige levinum toiduobjekt, mida leiti 62% magudest (Jõgisalu et al., 2019). Inimtekkelist toitu (64% kõigist toiduobjektidest) esines rohkem kui looduslikku. Korjuste ja (jahi)jääkidena söödud suurulukitest ja koduloomadest esines metssiga (*Sus scrofa*), metskitse (*Capreolus capreolus*), kodukitse (*Carpa hircus*), lammast (*Ovis aries*) ja keedetud kodukana (*Gallus gallus domestica*). Taimsest toidust eelistati inimtekkelist magusat puuvilja nagu õun, pirn ja arbuus (puuvilja leidus 23% magudest), kuid esines ka erinevaid looduslikke taimeosi. Loomarühmad nagu kalad, roomajad ja linnud olid vähetähtsad ning kahepaikseid, lemmikloomi, jäneselisi ja teisi kiskjalisi šaakalite toidus ei leidunud. Pisiimetajatest leiti leethiirt (*Myodes*) ja uruhiirt (*Microtus*) (Jõgisalu et al., 2019; Kristjan Põldmaa, avaldamata andmed).



**Joonis 2.** Šaakali levik Eestis seireandmete järgi aastatel 2013 kuni 2022. Sümbolid tähistavad sigivate paaride territooriumite ligikaudset paiknemist. Punased ringid - 2013 aasta, kokku 2 paari; tumepunased ristid - 2018 aasta, kokku 24 paari; oranžid punktid - 2022 aasta, kokku 19 paari. Andmed: Keskkonnaagentuur, Eluslooduse osakond.

## 5. Tulemused

Šaakali toitumisharjumuste väljaselgitamiseks Euroopas leiti 16 sobilikku kas šaakali maosisusid või väljaheiteid käsitletud toitumisuuringut. Need olid läbi viidud kokku kaheksas eri riigis (tabel 2). Enamus uuringuid pärines Kagu-Euroopast, kuid kaasati ka toitumisuuringud Ukrainast, Eestist ja väljaspoolt Euroopat Iisraelist. Leitud uuringute järgi koosnes šaakali menüü väga erinevatest toiduobjektidest ning nende osakaal šaakali toidus varieerus eri piirkondades suures ulatuses (tabelid 1 ja 2).

**Tabel 1.** Erinevate toiduobjektide biomassi osakaal šaakali toidus töös käsitletud toitumisuuringute keskmisena.

Toiduobjekt	Mitmes töös leiti	Keskmine (%)	Minimaalne väärtus (%)	Maksimaalne väärtus (%)	Standardhälve (%)
<b>Suurulukid</b>	13	32.2	2.1	80.1	31.2
<b>Jäneselised</b>	9	5.3	0.2	20.1	7.4
<b>Koduloomad</b>	13	38.1	3.1	77.7	29.8
<b>Taimed</b>	16	8.6	0.4	23	7.5
<b>Lemmikloomad</b>	8	7.5	0.8	20.8	9
<b>Kiskjalised Linnud (k.a. munad)</b>	10 15	3.4 7.3	0.9 0.4	6 35.7	1.8 11.7
<b>Pisiimetajad</b>	15	14.7	0.9	59.3	18.1
<b>Roomajad</b>	12	0.5	0.015	3	0.9
<b>Kahepaiksed</b>	5	0.1	0.015	0.3	0.1
<b>Kalad</b>	10	1.8	0.01	6	2.2



**Tabel 1. Šaakali toitumisuuringutest leitud toiduobjektide esinemine ja biomassi osakaal (%) kogu toidust.**

Ahikas	Riik	Suurulgid	Jäneselised	Koduloomad	Taimed	Lemmikloomad	Kiskjalised	Linnud (k.a. munnad)	Pisimetajad	Roomajad	Kahepaiksed	Kalad
Markov & Lanszki, 2012	Bulgaria	-	20.1	-	19.8	-	-	0.4	59.3	0.1	-	-
Raichev et al., 2013	Bulgaria	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
Jogerlatu et al., 2019	Eesti	+	-	+	+	-	-	+	+	+	-	+
Radović & Kovačić, 2010	Horvaatia	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-	+
Bošković et al., 2013	Horvaatia	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-
Borkowski et al., 2011	Israel	10.8	NA	56.5	10	-	-	8	6	3	-	-
Lanszki et al., 2009	Kreeka	6.5	3.7	31.7	6.5	4	3.5	35.7	5.8	0.3	0.2	1
Giannatos et al., 2010	Kreeka	-	-	35.1	1.7	20.8	5.6	27.7	6.5	-	-	-
Čirović et al., 2014	Serbia	10.3	2.9	77.7	0.4	4.5	4.3	1.2	5.2	0.1	-	-
Penzezić & Čirović, 2015	Serbia	2.1	2.1	26.7	23	-	0.9	1.4	42.1	0.03	-	0.02
Čirović et al., 2016	Serbia	8	2.7	71.8	2.4	-	1.9	2.6	10.1	0.03	-	0.01
Roženko & Volokh, 2010	Ukraina	-	-	71.9	1.4	-	-	4.5	19.1	-	0.3	0.2
Lanszki et al., 2015	Ungari	80.1	-	-	6.3	0.8	6	1.1	0.9	0.1	-	2.1
Lanszki et al., 2018	Ungari	74.2	0.2	3.5	7.1	+	3.1	1.3	4.1	0.1	-	3.2
Kemenszky et al., 2022	Ungari	55.8	-	3.3	17.1	NA	1.9	1	0.9	0.1	-	6
Bhattacharya et al., 2023	Ungari	41.6	-	3.1	7.1	-	-	2.7	15.8	0.8	-	-

+ = toiduobjekt esineb, kuid biomassi pole mõõdetud; - = toiduobjekti uurings ei leitud; NA = toiduobjekti esinemise või puudumise kohta uurings info puudub; roheline taust = toiduobjekti biomassi ülekaalus on korjuste jm jäämustena söödud loomused koed.

## 5.1. Mõju jahindusele

### 5.1.1. Suurulukid

Kuigi šaakalil on väga laia nišiga toidulaud, on tegu lihatoidulisusele evolutsioneerunud liigiga, kelle jaoks taimne toit on täiendus loomsele (Kemenszky et al., 2022; Lanszki & Heltai, 2010). Kõigis kuueteistkümnes toitumisuuringus oli loomne toit biomassilt suurema osakaaluga ning selles olid esikohal imetajad (tabel 2). Erandiks oli Lanszki et al. (2009) uuring, kus linnud olid veidi suurema osakaaluga. Sõralistest (*Artiodactyla*) suurulukeid – enamasti metssiga ja hirvlased (*Cervidae*) (metskits, punahirv (*Cervus elaphus*) ja kabehirv (*Dama dama*)) ning harvem mägigasell (*Gazella gazella*) ja euroopa muflon (*Ovis musimon*) – leidis kolmeteistkümnes uuringus kuueteistkümnest (tabel 2). Suurulukid olid šaakali toiduobjektidest tähtsusest teine: keskmiselt moodustasid suurulukid 32,2% tarbitud biomassist, kuid osakaalu ulatus erines toitumisuuringute vältel palju, moodustades minimaalselt 2,1% ja maksimaalselt 80,1% biomassist (tabel 1). Suurulukite tähtsus šaakali toidus võib liigi viia konflikti jahimeestega, kelle sissetulek ja toidulaud sõltuvad jahiulukite arvukusest, mis omakorda tekitab osades jahimeestes soovi šaakali arvukust kütimisega piirata (Hatlauf et al., 2021).

Kohati peetakse šaakaleid Euroopa jahiulukite arvukusele ohtlikuks kiskjateks, kes võivad karjakesi koos jahti pidades ka suuremaid imetajaid murda (Bhattacharya et al., 2023; Hatlauf et al., 2021; Kemenszky et al., 2022; Raichev et al., 2013). Näiteks Iisraelis moodustasid šaakalite toitumisuuringus 67,3% söödud biomassist sõralised, millest 14% moodustasid murtud mägigaselli alamliigi *Gazella gazella gazella* esindajad (9,4% kogu söödud biomassist) (Borkowski et al., 2011). Samas leidsid Lanszki et al. (2015) toitumisuuringu käigus, et kuigi Ungaris jahti pidavad šaakalakarjad on võimelised suurulukeid mardma, on sellised karjad harv nähtus ning nende jahiedu piirdub tihti ainult hirvlaste talledega. Reeglina eelistavad šaakalid jahti pidada üksi või paaris ning seda kuni 15 kg kaaluvatele saakloomadele (Lanszki et al., 2015; Šprem et al., 2024). Ungaris leiti samuti, et elusaid suurulukeid toiduobjektina šaakalid pigem vältisid, eelistades metsasemates piirkondades süüa pisiimetajaid (Lanszki & Heltai, 2010). Raichev et al. (2013) jõudsid järeldusele, et suurulukite kütimine on ohtlikkuse tõttu ka Bulgaaria

šaakalite seas harv ja hooajaline ning peamiselt hirvlaste talledele suunatud nähtus. Uuringus leiti, et metssea, metskitse ja punahirve puhul on šaakalid toitunud tõenäoliselt jahimeeste kütitud loomade metsa jäetud jääkidest (edaspidi jahijäägid) ning ei ole ise saakloomi murdnud.

Ka teistes uuringutes on leitud, et šaakalid söövad suurulukeid reeglina rohkem korjuste ja jahijääkide kui murtud looma kujul. Kolmeteistkümnest suurulukite leiuga toitumisuuringust kaheksas tehti kindlaks, et suur osa biomassist oli söödud korjuste ja jahijääkide kujul (tabel 2) ning kolmes uuringus koosnes suurulukite biomass vaid korjustest ja jahijääkidest (Ćirović et al., 2014; Jõgisalu et al., 2019; Penezic & Ćirović, 2015). Raichev et al. (2013) uuringust ei tehtud murtud või šaakali poolt leitud loomade osakaalud kindlaks. Samas ületas murtud suurulukite biomass jahijääkide ja korjuste oma ühes eksperimentaalses uuringus, mis viidi läbi metsases Ungari piirkonnas, kus jahindus on väga olulisel kohal (Lanszki et al., 2018). Kui algselt moodustasid jahijäägid piirkonnas 55% kogu šaakalite toidu biomassist, siis peale võimalikult paljude jahijääkide eemaldamist uurimisalalt oli aasta hiljem jahijääkide osakaal 28,9% ja murtud loomade osakaal 39,3%. Järeldati, et šaakalid olid jahijääkide eemaldamisjärgsel perioodil sunnitud rohkem elusloomadele jahti pidama ja jahijääkidele muid alternatiive leidma (Lanszki et al., 2018). Suurulukite jahijääkide ja korjuste osakaal ei omanud suurt tähtsust või puudusid täielikult šaakali toidulaualt piirkondades, kus suurulukitele jahti ei peeta, kus neid esineb vähe või kus leidub jahijääkidest veel lihtsamini kättesaadavaid toiduallikaid, näiteks inimtekkelisi jäätmekid (Borkowski et al., 2011; Bošković et al., 2013; Ćirović et al., 2014; Giannatos et al., 2010, 2010a; Markov & Lanszki, 2012; Penezic & Ćirović, 2015; Radović & Kovačić, 2010).

Suurulukite osakaal suurenes osades uurimispiirkondades sügis-talvisel jahihooajal. Ungaris leiti, et sügisel suurulukite jahihooajal moodustasid jahijäägid šaakalite toidus 85% biomassist, samas kui murtud loomade osakaal ei ületanud 1%. Teistel aastaegadel suurulukite korjused jm jäägid nii suure osa biomassist ei moodustanud, kuid olid siiski kõige tähtsam šaakalite toiduallikas: talvel 36,2%, kevadel ja suvel 49,8% biomassist (Lanszki et al., 2015). Aasta lõikes moodustasid uurimispiirkonnas suurulukid šaakali toidu biomassist 80,1%, millest omakorda 68,8% koosnes jahijääkidest ja korjustest (Lanszki et

al., 2015). Suurulukite biomassi osakaalud olid suurimad sügis-talvisel jahihooajal ka Horvaatias, kus muuseas enamik metssea lihaskoe leide (võimalik viide murtud saaklooma söömisele) šaakalite magudest (7,8% magudest) kuulusid miiniväljade läheduses jahimeeste poolt vigaseks lastud metssigadele, kellele inimene miiniväljadele järele minna ei saanud. Eelnevalt vigastatud looma nõrkust kasutasid ära šaakalid, kes loomad mürdsid ja ära sõid (Bošković et al., 2013). Samas leidub ka näiteid hooajaliste erisuste puudumisest. Bhattacharya et al. (2023) ja Kemenszky et al. (2022) ei leidnud Ungari uurimispiirkondadest kogutud šaakalite maosisudest statistiliselt olulisi hooajalisi erinevusi. Sellegipoolest moodustasid jahijäägid ja korjused ka eelmainitud uuringutes aastaringselt kõige suurema osa söödud biomassist (Bhattacharya et al., 2023; Kemenszky et al., 2022).

### 5.1.2. Jäneselised

Jäneseliste (*Lagomorpha*) seltsi esindajaid leiti üheksas uuringus viieteistkümnest (tabel 2). Ühe uuringu puhul jäi jänese esinemine ebaselgeks (Borkowski et al., 2011). Jänese panus šaakali toidu biomassi oli reeglina tagasihoidlik, olles keskmiselt 5,3% (minimaalselt 0,2% ja maksimaalselt 20,1%) (tabel 1). Nendest uuringutest kuues leidis vaid halljänest (*Lepus europaeus*), ühes uuringus vaid küülikut (*Oryctolagus cuniculus*) (Bošković et al., 2013), ühes uuringus vaid jänest *Lepus capensis* (Raichev et al., 2013) ning ühes uuringus jäi jänesealine täpsustamata (Radović & Kovačić, 2010).

Vaid ühes uuringus oli jäneseliste biomassi osakaal oluline ( $\geq 10\%$ ): Markov & Lanszki (2012) leidsid, et Bulgaaria avatud kooslustega põllumajandusmaastikul moodustas halljänest 20,1% šaakali toidu biomassist. Tegemist oli toitumisuuringute seas erandliku tulemusega, kus suurulukite ja koduloomade päritolu toit puudus täielikult ning seda kompenseerisid kõige suuremad leitud biomassi osakaalud taimedel (23%), pisiimetajatel (59,3%) ja jänestel (20,1%). Jäneselisi šaakalid enamasti jahivad (Šprem et al., 2024), kuid Ćirović et al. (2014) uuringus leiti neid vaid korjuste kujul sööduna.

## 5.2. Mõju põllumajandusele

### 5.2.1. Loomakasvatus

Ülemaailmselt on kiskjaliste ja põllumajanduse vahelise konflikti suurim probleem kariloomade murdmine kiskjaliste poolt (Baker et al., 2008). Käesolevas töös leiti söödud koduloomi kuueteistkümnest toitumisuuringust kolmeteistkümmes (tabel 2) ning söödud biomassi osakaal kogu toidust varieerus 3,1% ja 77,7% vahel (tabel 1). Kümne biomassi mõõtnud uuringu seas, kus koduloomi šaakali toidus esines, moodustasid koduloomad olulise osa ( $\geq 10\%$  kogu toidu biomassist) seitsmes (tabel 2).

Šaakali toidus esinevad koduloomaliigid olid iseloomulikud piirkonnas peetavatele liikidele: kodusiga (*Sus domestica*), veis, kodukana, koduhani (*Anser anser domesticus*), kodupart (*Anas platyrhynchos domesticus*), kalkun (*Meleagris gallopavo domesticus*), kodukits, lammas ja hobune (*Equus ferus caballus*). Eestis läbi viidud toitumisuuringus leiti jääkide ja korjustena söödud kodukitse ja lammast (Jõgisalu et al., 2019).

Koduloomi sõid šaakalid peamiselt inimestest üle jäänud jääkide ja korjuste kujul, murtud loomi esines vähe. Kolmeteistkümnest uuringust üheteistkümmes leiti, et koduloomi söödi peaaegu või ainult jääkide ja korjuste kujul, ülejäänud kahe uuringu (Bhattacharya et al., 2023; Kemenszky et al., 2022) puhul jäid murtud või jääkidena söödud koduloomade osakaalud täpsustamata (tabel 2). Mitme toitumisuuringu jooksul ei teatatud ühegi kodulooma murdmisest ega vigastamisest šaakali poolt toiduobjekti kohati olulisest osakaalust hoolimata (Giannatos, 2004; Giannatos et al., 2010; Lanszki et al., 2018; Penezic & Čirović, 2015). Serbias moodustasid koduloomade jäätmed keskmiselt 26,4% tarbitud biomassist ning olid teine kõige olulisem šaakalite toiduallikas, kuid seitse aastat kestnud uuringu jooksul ei tulnud uurimispiirkonnast ühtegi teadet kodulooma murdmisest või vigastustest šaakali poolt (Penezic & Čirović, 2015). Ühtegi kaebust ei esitatud šaakali kohta ka Kreekas Giannatos et al. (2010) läbi viidud toitumisuuringu jooksul, kuigi uurimispiirkonnas oli karjakasvatusel suur tähtsus ja šaakalite kõige tähtsam toiduallikas oli koduloomad, moodustades 35,1% tarbitud biomassist. Samas, Ukraina uurimispiirkonna kohalike sõnul ründasid šaakalid nende koduloomi (nii imetajaid kui ka linde), kuid kuigi

koduloomad moodustasid 71,9% šaakalite söödud biomassist, leiti šaakalite toidust vaid korjuste kujul söödud kodusigu ja veiseid (Roženko & Volokh, 2010).

Koduloomade jääkide ja korjuste aastaajaline kättesaadavus šaakalitele oleneb inimtegevusest ja jäätmete kõrvaldamise viisist. Sarnaselt suurulukite suurenenud söömisele sügis-tavisel jahihooajal, muutusid osades piirkondades samal perioodil ka koduloomade jäägid šaakalitele kättesaadavamaks. Bošković et al. (2013) leidsid Horvaatia šaakalite toidust rohkem sigade ja veiste jääke sügis-talvel, mil taludes traditsiooniliselt sigu tapetakse. Sigadest üle jäänud osad visatakse tihti asulatest väljapoole loodusesse, kust šaakalid need kergesti üles leiavad ja ära söövad. Ainus koduloom, kelle lihaskude eelmainitud uuringus šaakalite magudest leiti, oli veis ning seda 2,4% magudest. Lihaskude tulenes tõenäoliselt veisefarmidest üle jäänud jääkidest (Bošković et al., 2013). Serbias, kus on samuti levinud traditsioon külmal aastaajal taludes sigu tappa ja jäägid asulatest väljapoole visata, moodustasid koduloomad 77,7% talvel söödud biomassist, millest 78,1% oli kodusiga (Ćirović et al., 2014). Ka Iisraelis, kus koduloomad on aastaringselt šaakalitele kõige tähtsam toiduallikas (Borkowski et al., 2011), võimaldavad loomajasvatatajate ebaseaduslikult loodusesse jäetud loomakorjused šaakalitel ja teistel väikekiskjatel suurt arvukust säilitada (Yom-Tov et al., 1995).

Samas leidub osades piirkondades koduloomi šaakali toidus vähe või puuduvad need üldse (tabel 2). Näiteks Ungaris Lábodi metsases piirkonnas sõid šaakalid väga vähe koduloomi: 277 analüüsitud maosisu põhjal leiti, et külmal aastaajal moodustasid koduloomad ainult 0,3% kogu tarbitud biomassist ning soojal aastaajal vastavalt 6,4% (Kemenczky et al., 2022). Samas piirkonnas moodustasid koduloomad enne uurimisalalt jahijääkide eemaldamist 0,8% biomassist ning pärast 6,2% (Lanszki et al., 2018). Terves Ungaris on koduloomade tähtsus šaakalite toidulaual väga väike (3,1% biomassist), samas kui 80,1% söödud biomassist võtavad enda alla jahijäägid (Bhattacharya et al., 2023). Bulgaarias oli näha mustrit, kus šaakalid sõid mägises ja metsases piirkonnas koduloomi olenevalt liigist 2–10 korda harvem kui põllumajandusmaade poolt domineeritud maastikul, kuid sellegipoolest ei küündinud ühegi koduloomaliigi esinemissagedus üle 10% kummaski piirkonnas (Raichev et al., 2013). Koduloomad puudusid šaakalite toidulaualt täielikult kolmes uuringus (tabel 2): Dalmaatsia piirkonnas Horvaatias (Radović & Kovačić, 2010),

Lanszki et al. (2015) Ungari Lábodi piirkonna uuringus ja Pazardzhik-Plovdivi piirkonnas Bulgaarias (Markov & Lanszki, 2012). Kõigis kolmes piirkonnas oli loomakasvatus vähetahtis. Koduloomade puudumist kompenseeris Dalmaatsia piirkonna arvukas linnustik, inimprügi ja jäneselised, Lábodi piirkonna oluline jahindus ja Pazardzhik-Plovdivi piirkonna suurt pisiimetajate arvukust soodustavad põllumaad (Lanszki et al., 2015; Markov & Lanszki, 2012; Radović & Kovačić, 2010).

### 5.2.2. Taimekasvatus

Võrreldes imetajate seltsidega nagu närilised (Ćirović et al., 2016) ja sõralised (Bleier et al., 2012), on kultuurtaimede märkimisväärse kahju tekitamine kiskjaliste poolt erandlik (Baker et al., 2008), kuid sellegipoolest esineb ka kiskjaliste hulgas võimalusel kultuurtaimi söövaid liike, seal hulgas šaakal (Heptner & Naumov, 1998; Wilson & Mittermeier, 2009).

Kõigist käesolevas töös käsitletud kuueteistkümnes toitumisuuringus leiti söödud taimset materjali (tabel 2). Söödud taimede kogus oli siiski tagasihoidlik ning keskmiselt moodustas taimne materjal 8,6% šaakalite söödud biomassist (minimaalselt 0,4% ja maksimaalselt 23%) (tabel 1). Olulise osa toidu biomassist ( $\geq 10\%$ ) moodustas taimne materjal kolmes uuringus (tabel 2). Inimtekkelist taimset toitu leiti kaheteistkümnes uuringus kuueteistkümnest, ülejäänud nelja uuringu (Bhattacharya et al., 2023; Borkowski et al., 2011; Ćirović et al., 2014; Lanszki et al., 2018) puhul polnud võimalik taimse materjali päritolu kindlaks teha (tabel 2). Kõige rohkem söi šaakal puuvilju ja seemneid (Borkowski et al., 2011; Bošković et al., 2013; Giannatos et al., 2010; Kemenszky et al., 2022; Lanszki et al., 2009; Markov & Lanszki, 2012; Radović & Kovačić, 2010; Raichev et al., 2013).

Kultuurtaimedel on šaakalite söödud taimses materjalis oluline osa oma kerge kättesaadavuse ja suure koguse tõttu. Šaakali magudest ja väljaheidetest on leitud kultuurtaimedest näiteks viinamarju, viigipuu vilju, päevalilleseemneid, maisiteri, oliive, õuna, arbuusi, pigni, ploome, erinevaid teravilju ja juurvilju (Jõgisalu et al., 2019; Markov & Lanszki, 2012; Radović & Kovačić, 2010; Raichev et al., 2013). Eesti šaakalite toidus esines tihemini inimtekkelist päritolu taimset materjali kui looduslikku (Kristjan Põldmaa,

avaldamata andmed), samas kui Horvaatias piirdusid söödud puuviljad metsikute liikidega, olenemata põllumaade suurest osakaalust uurimispiirkonnas (Bošković et al., 2013).



### 5.3. Mõju lemmikloomadele

Kaheksas toitumisuuringus kuueteistkümnest leidis šaakalite toidus lemmikloomi (tabel 2), millest koera leidis seitsmes uuringus ning kassi neljas uuringus. Lemmikloomade osakaal moodustas keskmiselt 7,5% šaakalite söödud biomassist, jäädes vahemikku 0,8% ja 20,8% ning olulise osa šaakalite toidus (20,8%) moodustasid lemmikloomad ainult ühes uuringus (tabel 2).

Uuringutest selgus, et lemmikloomad on šaakalite toidulaual pigem juhuslik toiduobjekt ning lemmikloomade murdmistest teateid ei tulnud. Kaheksast lemmikloomi sisaldanud uuringust kuues teatati lemmikloomade söömisest korjustena, samas kui kahes uuringus täpsustus puudus (Lanszki et al., 2015; Radović & Kovačić, 2010) (tabel 2). Seejuures jõuavad korjused šaakali toidulauale erinevatel põhjustel nagu pärast hulkuvate lemmikloomade surmamist kohalike poolt, pärast surmavat kokkupõrget sõidukiga või pärast looduslikku häiringut (Giannatos et al., 2010; Raichev et al., 2013). Näiteks leidis kõige rohkem koeri ja kasse šaakali toidus Kreekas Samose saarel pärast 2002. aasta talvist üleujutust, mille tõttu said arvatavalt paljud hulkuvad loomad hukka ning kelle surnukehad olid seetõttu šaakalitele kergesti kättesaadavad. Seejuures moodustasid koerad 11,4% ja kassid 9,4% söödud biomassist (Giannatos et al., 2010).

## 5.4. Mõju liikide ohustatusele

### 5.4.1. Kiskjalised

Teisi kiskjalisi leidis šaakali toidus kümnes toitumisuuringus kuueteistkümnest (tabel 2). Kiskjaliste osakaal biomassist oli enamasti väga madal: keskmiselt moodustasid kiskjalised 3,4% biomassist. Minimaalne väärtus oli 0,9% ja maksimaalne väärtus 6% (tabel 1). Teise šaakali jäänuseid leiti viies uuringus (Ćirović et al., 2014; Kemenszky et al., 2022; Lanszki et al., 2009; Radović & Kovačić, 2010; Raichev et al., 2013), mäkra (*Meles meles*) kolmes uuringus (Lanszki et al., 2015, 2018; Raichev et al., 2013), kärplasi (*Mustelidae*) neljas uuringus, millest ühes leidis nirki (*Mustela nivalis*) (Lanszki et al., 2009), kahes kivinugist (*Martes foina*) (Ćirović et al., 2014; Giannatos et al., 2010) ning ühes polnud liiki täpsustatud (Penezic & Ćirović, 2015). Rebast leidis ühes uuringus (Raichev et al., 2013). Kahes uuringus ei olnud kõiki eraldi kiskjalisi täpsustatud (Ćirović et al., 2014, 2016). Kiskjaliste biomass jäi kõikides toitumisuuringutes alla 10% (tabel 2), välja arvatud Ćirović et al. (2014) Surčini uurimispiirkonnas Serbias, kus kiskjalised moodustasid 45,3% tarbitud biomassist. Kiskjaliste esinemissagedus šaakali toidus antud piirkonnas oli siiski vaid 5,6%. Kiskjaliste söömise eristamine kas murtud loomadena või korjustena pole enamis uuringute puhul teada. Vaid Ćirović et al. (2014) uuringus esinenud šaakal ja kivinugis olid korjustena välja toodud.

### 5.4.2. Linnustik

Lindude söömist šaakalite poolt näitas viisteist toitumisuuringut kuueteistkümnest (tabel 2). Keskmiselt moodustasid linnud koos söödud linnunadega 7,3%, minimaalselt 0,4% ja maksimaalselt 35,7% söödud biomassist (tabel 1). Reeglina moodustasid linnud alla 10% tarbitud biomassist (tabel 2). Erandiks olid Kreekas läbi viidud uuringud: Lanszki et al. (2009) uuringus moodustasid linnud 35,7% biomassist, Giannatos et al. (2010) uuringus 27,7%. Lindude sedavõrd suur tähtsus toidulaul on šaakalite toitumise puhul ebatavaline nähtus (Lanszki et al., 2009), mida soodustas keskkonnas rohkelt leiduvad linnukorjused, kuna spetsialiseerumata šaakalile on elusate lindude jaht väheedukas (Giannatos et al., 2010). Mõlemad uuringud olid läbi viidud linnurohkuse poolest tuntud ranniku- ja

märgaladel (Giannatos et al., 2010; Lanszki et al., 2009). Eestis esines linde 15% uuritud magudest (Jõgisalu et al., 2019).

#### 5.4.3. Pisiimetajad

Senised toitumisuuringud on näidanud, et pisiimetajad on üks kahest kõige olulisemast šaakalite toiduobjektist lisaks koduloomade jääkidele (Ćirović et al., 2014). Sarnase tulemuse andis ka siinne toitumisuuringute kokkuvõte. Pisiimetajaid leiti kõigist kuueteistkümnest toitumisuuringust ning keskmiselt biomassilt (14,7%) on tegemist kolmanda kõige tähtsama toiduallikaga (tabel 1). Pisiimetajate biomassi osakaal ulatus 0,9%-st 59,3%-ni (tabel 1). Pisiimetajatest sõi šaakal närilisi ja putuktoidulisi (Bhattacharya et al., 2023; Ćirović et al., 2016; Raichev et al., 2013).

Šaakal sööb pisiimetajaid valimatult ja piirkonniti kõige enam levinud taksoneid. Kõige rohkem leidus liike kohalikul tasemel arvukatest perekondadest *Arvicola*, *Apodemus* ja uruhiir(Ćirović et al., 2014, 2016; Markov & Lanszki, 2012; Penezic & Ćirović, 2015; Raichev et al., 2013). Ćirović et al. (2016) leidsid, et Serbias pisiimetajaid jahtides söövad šaakalid rohkem põllumajanduses kahjuriteks peetavaid näriliselikke: kahjurnärilised (peamiselt uruhiired) moodustasid 6,5% biomassist ja esinemissagedus oli 17,1%, samas kui muude näriliste biomassi osakaal oli 3,6% ja esinemissagedus 5,4%.

Šaakali näriliste söömise ulatus korreleerub pisiimetajate rohkuse ja põllumajandusmaastikuga. Suvel ja sügisel on Euroopas pisiimetajate arvukus praktiliselt piiramatult ning põllumaad soodustavad nende rohkust veelgi. Kaks kõige suurema väärtusega pisiimetajate biomassi osakaalu (59,3% ja 42,1%) esinesid põllumajanduse poolt domineeritud maastikelt ja soojal aastaajal läbi viidud uuringutes (Markov & Lanszki, 2012; Penezic & Ćirović, 2015). Teistes uuringutes, kus pisiimetajate biomassi osakaal tunduvalt madalam oli (maksimaalselt 19,1% biomassist), olid kõige olulisemad koduloomade või ulukite jääkide biomassi osakaalud (tabel 2). Samuti oli näha Ungaris intensiivse jahindusega piirkonnas Lábodis, et pärast katsealalt rohkelt leiduvate jahijääkide eemaldamist tõusis pisiimetajate biomassi osakaal 0,9%-lt enne jahijääkide eemaldamist 7,2%-le pärast jahijääkide eemaldamist (Lanszki et al., 2018).

#### 5.4.4. Kahepaiksed, roomajad ja kalad

Nii kahepaiksete, roomajate kui ka kalade osakaalud söödud toidu biomassis olid kõigi toitumisuuringute vältel tagasihoidlikud (tabel 2). Kõige harvem sõid šaakalid kahepaikseid, keda leidis viies toitumisuuringus kuueteistkümnest. Roomajaid leiti kaheteistkümnest uuringust ja kalu leiti kümnest uuringust (tabel 2).

Söödud kahepaiksete biomassi osakaal oli väga tagasihoidlik: keskmiselt moodustasid kahepaiksed 0,1% kogu söödud biomassist, minimaalselt 0,03%, maksimaalselt 0,3% (tabel 1). Kahest kahepaikseid täpsustanud uuringust leiti perekonna konn (*Rana*) esindajad (Lanszki et al., 2009; Roženko & Volokh, 2010), millest ühes määrati leitud isend järvekonnaks (*Rana ridibunda*) (Roženko & Volokh, 2010).

Roomajaid leidis nii biomassilt kui ka sageduselt šaakalite toidus kahepaiksetest rohkem, kuid nende osakaal jäi samuti väga tagasihoidlikuks (tabel 2). Keskmise biomassi osakaal oli 0,5%, minimaalne osakaal oli 0,03% ja maksimaalne osakaal oli 3% biomassist (tabel 1). Neljas uuringus roomajate klassist madalamaid taksonid ei täpsustatud (Borkowski et al., 2011; Ćirović et al., 2014; Kemenszky et al., 2022; Lanszki et al., 2018). Sisalikke leiti Serbia šaakalite toidust Penezic & Ćirović (2015) uuringust ja Ćirović et al. (2014) kuuest uurimispiirkonnast ühes. Ungaris leiti šaakali toidust rohesisalikku (*Lacerta viridis*) (Lanszki et al., 2015). Bulgaarias leidsid Markov & Lanszki terve toitumisuuringu peale ühe mao *Colubridae* sugukonnast (2015). Selle sugukonna esindajat *Zamenis longissimus*-t leidsid Raichev et al. (2013) vähese esinemissagedusega (1%) ka Bulgaaria šaakalite toidust. Kilpkonna leiti alla 1% biomassi osakaaluga kahes uuringus: Kreekast leiti päriskilpkonnaliste (*Testudo*) esindaja (Lanszki et al., 2009) ja Ungarist euroopa sookilpkonna (*Emys orbicularis*) (Bhattacharya et al., 2023).

Kala osakaal šaakali toidu biomassis oli keskmiselt 1,8%. Kõige vähem moodustas kala 0,01% biomassist, kõige rohkem 6% (tabel 2). Raichev et al. (2013) leidsid Bulgaaria toitumisuuringust 2% esinemissagedusega karpkala (*Cyprinus carpio*) ja 3% esinemissagedusega kokre (*Carassius carassius*). Alati ei pruukinud söödud kala pärineda loodusest: näiteks Ukrainas leiti šaakali toidust kuldkala (*Carassius auratus*), mis võis olla

varasemalt kas akvaariumi- või tiigikala (Roženko & Volokh, 2010). Ülejäänud kaheksas uuringus kala päritolu ja taksoneid ei täpsustatud.

## Arutelu

Käesolev toitumisuuringute analüüs kinnitab varasemate uuringute (Baskaran et al., 2020; Lange et al., 2021; Lanszki et al., 2022) leide, et šaakal on väga erinevaid toiduallikaid kasutav segatoiduline oportunist. Analüüsitud toitumisuuringute peale domineerisid šaakalite toidulaual koduloomade ja suurulukite korjused või jahijäägid ning pisiimetajad, samas kui nende toiduobjektide osakaalud erinesid uuringust uuringusse suures ulatuses. Teised toiduobjektid olid täiendav toit, mida šaakalid sõid harvem ja/või väheolulistest kogustes: vähemalt 10% söödud biomassist moodustasid jäneselised ja lemmikloomad ühes, linnud kahes ning taimed kolmes uuringus kuueteistkümnest.

Eestis läbi viidud toiduobjektide esinemissagedust käsitleva uuringu tulemused (Jõgisalu et al., 2019) vastavad ligikaudselt Euroopa toitumisuuringutes leitud mustritele. Kõige enam toitusid šaakalid imetajatest, kuid seda koduloomade ja suurulukite korjuse ning jahijääkide näol, mida paistis olevat piisavalt, et uuritud šaakalitel vajadust jäneseid küttida ja süüa ei olnud. Eesti šaakalite toidus olid harvem esindatud või puudusid üldse kahepaiksed, roomajad, kalad, kiskjalised, lemmikloomad ja linnud ehk need toiduobjektid, mis on ka mujal Euroopas šaakalite jaoks vähetähtsad. Kui pisiimetajaid söödi, oli nagu Euroopaski tegu arvukate taksonite esindajatega: uruhiired ja leethiired, kes Eestis kaitse all ei ole. Inimeste aedadest ja kompostihunnikutest olid šaakalid tõenäoliselt söönud erinevaid puuvilju ja prügi. Samas, erinevalt suurest osast teistest Euroopa uuringutest, ei leidunud Eestis šaakalite toidus põllukultuure, mis kinnitab šaakalite minimaalset rolli siinsete põllukultuuride kahjustana.

Toitumisuuringutest järeldub, et jahilukite arvukusele ning seega jahindusele šaakalid seni suurt mõju avaldanud ei ole, kuna ulukite jahtimisele eelistavad šaakalid süüa looduslikult tekkinud korjuseid ja jahijääke või murda juba jahimeeste poolt eelnevalt vigastatud ulukeid (näiteks Bošković et al., 2013). Reeglina söödi jäneselisi (peamiselt halljänest) suurulukitest oluliselt vähem ning jänesed moodustasid šaakali toidus olulise osa vaid suurulukite ja koduloomade korjuse puudumisel (Markov & Lanszki, 2012). Lisaks ei korreleeru šaakalite toidus esinenud suurulukite ja jäneseliste arvukus šaakali arvukuse muutustega Euroopas. Näiteks metssigade arvukus on alates 1980. aastatest Euroopas

hoopis tõusnud (Massei et al., 2015) ning ka metskitse arvukus on tõusmas (Internet 5). Teiste liikide kohatised arvukuse langused on paremini seletatavad teiste põhjustega kui šaakalipoolne kisklus: punahirvel üleküttimisega (Burbaité & Csányi, 2010) ja halljänesel põllumajanduse intensiivistumisega (Smith et al., 2005). Samas ei saa šaakali mõju halljänesele ka päris välistada. Kuigi halljänese arvukuse langus sai Kesk-Euroopas alguse 1960. aastatel enne šaakali laialdast levimist piirkonda (Smith et al., 2005; Spassov & Acosta-Pankov, 2019b), on näiteks šaakalile sarnase toitumisega rebase ja halljänese arvukuse vahel leitud selge negatiivne seos (Schmidt et al., 2004).

Võrreldes suurkiskjatega ei tekita šaakalid loomakasvatusele enamuses osas Euroopast märkimisväärset kahju (Ćirović et al., 2016). Kuigi kari- ja koduloomad olid šaakalite jaoks keskmiselt kõige olulisem toiduallikas, oli suur osa söödud korjuste või inimestest üle jäänud jääkide kujul, mille kättesaadavus olenes loomsete jäätmete käitlemisest. Kõige kättesaadavamad olid jäätmed koduloomade traditsioonilisel taludes tapmise perioodil ja siis, kui jäätmed visati loodusesse või ebaseaduslikesse prügilatesse (Borkowski et al., 2011; Bošković et al., 2013; Ćirović et al., 2014; Yom-Tov et al., 1995). Teateid šaakalipoolsetest murdmistest oli vähe ning olid sõltuvad eelkõige koduloomade pidamisvõtetest: väga suurele osale murdisjuhtudest oli omane kisklust ennetavate meetmete (kiskjakindlate piirete, karja valve, karja ööseks turvalisemasse kohta toomine) puudumine (Giannatos, 2004; Männil & Ranc, 2022b; Marinov et al., 2022; Yom-Tov et al., 1995). Näiteks Kreekas Peloponnesose poolsaarel, kus kitse- ja lambakarjad ööseks välja jäeti, murdis šaakal kariloomi, samas kui suure šaakali asustustihedusega Samose saarel, kus kariloomad ööseks aedikusse või siseruumidesse aeti, ei tulnud sama perioodi jooksul ühtegi kaebust murtud looma kohta (Giannatos, 2004). Itaalias lõpetasid šaakalid lammaste murdmise kohe peale tarandike paigaldamist (Hatlauf et al., 2021). Eestis on šaakalite lammaste murdmisega seonduv temaatika seni täpsemalt uurimata ning kuna šaakalite poolt tekitatud kahjustusi ei kompenseerita, siis puudub ka täpsem ülevaade tekitatud kahjude suuruselt. Kuigi lambakasvatajate sõnul võivad kahjud olla kohati suured (Männil & Ranc, 2022; Šalda, 2019), siis tõenäoliselt on tegemist pigem lokaalse probleemiga ning nii erineb šaakalite poolt kariloomade murdmine oluliselt näiteks huntide tekitatud kahjustustest. Tõenäoliselt murravad šaakalid valdavalt ainult lambatallesid ning seda peamiselt sellistes

piirkondades, mida on raske kaitsvate taradega ümbritseda, näiteks suured rannaniidud (Peep Männil, isiklik teade).

Šaakali mõju Euroopa taimekasvatusele võib enamasti pidada neutraalseks. Kuigi šaakali toidus leidis tihti põllumajanduslikku päritolu puuvilju ja seemneid, oli tegemist pigem loomset päritolu toiduallikate väikesemahulise täiendusega ning erinevalt Jaapanis põllumeeste saaki rüüstavast pesukarust (Ikeda et al., 2004), ei leitud Euroopa piires ühtegi teadet sellisest šaakalite põhjustatud ulatuslikust kahjust. Pigem leidsid Čirović et al. (2016), et šaakal võib põllumajandusele kahjulikke pisiimetajaid süües taimekasvatusele hoopis kasu tuua. Lanszki & Heltai (2010) jõudsid sarnasele järeldusele, et šaakalid eelistasid avamaastike pisiimetajaid metsaliikidele. Ka mitmes Aasia riigis peetakse šaakaleid kasulikeks pisiimetajatest kahjurite eemaldajateks (Bhattacharya et al., 2023).

Käsitletud toitumisuuringute alusel ei kujuta šaakalid ohtu ka lemmikloomadele. Šaakalite toidust peamiselt koeri ja vähem kasse leidnud uuringud kinnitasid enamasti inimese või loodusliku häiringu tõttu hukka saanud hulkuvate lemmikloomade söömist korjaste kujul. Nii oli see ka Giannatos et al. (2010) uuringus, kus lemmikloomadest koerad ja kassid moodustasid 20,8% šaakalite toidust. Kirjanduses ühtegi teadet šaakali rünnakust lemmikloomadele ei leidunud, pigem võivad hulkuvad või karjakoerad rünnata šaakaleid (Giannatos, 2004).

Seni ei ole šaakal Euroopas liikide ohustatusele märgatavat mõju avaldanud. Kiskjaliste, roomajate, kahepaisete ja kalade osakaal toidus oli reeglina väike. Söödi enamasti piirkonnas laialt levinud ja soodsas (Internet 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14) või šaakalist sõltumatutel põhjustel halvemas seisundis liike (Internet 14). Kala võis pärineda ka inimese toidujäätmetest. Linde söödi olulisel määral vaid kooslustes, kus nende korjuseid keskkonnas palju leidis, mune söödi veel vähem (Lanszki et al., 2009). Pisiimetajaid söödi märksa rohkem, peamiselt piirkonnas kõige arvukamate perekondade liike pisiimetajate suurima arvukuse perioodil. Serbias sõid šaakalid rohkem kahjurnäriks peetavaid pisiimetajaid (Čirović et al., 2016).

Kiskjaliste toitumine üksi ei ole ammendav seletama šaakali kogu mõju teistele kiskjalistele. Erinevalt mingist, kes läbi konkurentsi sarnase ökoloogilise nišiga euroopa



naaritsa Euroopast välja suretamisele olulisel määral kaasa aidanud on (Põdra, 2021; Zuberogoitia, 2018), ei ole šaakalile sarnase paindliku nišiga rebase asurkond šaakali levila laienemise jooksul kahanenud (Internet 12; Tsunoda, 2022). Rebane on õppinud vajadusel oma ruumikasutust ja toidueelistusi muutma dominantset šaakalit vältivaks (Scheinin et al., 2006; Tsunoda, 2022). Piirkondlikult on siiski täheldatud šaakali saabumisega samaaegset rebaste ja kährikute arvukuse langust, kuid selle mehhanismid on seni täpselt teadmata (Männil & Ranc, 2022; Roženko et al., 2018). On veel pakutud, et šaakal võib vähesel määral mõjutada ka ilvest, olles viimase vargnugiline ehk kleptoparasiit (Krofel et al., 2022).

Samas võib šaakal teatud tingimustel mõjutada saakliike, kes on algselt muudel põhjustel ohustatuks muutunud. Näiteks Iisraeli inimtekkeliste söödavate jääkide rohkuse ja vähenenud või kohalikul tasemel välja surnud suurkiskjate arvukuse tõttu kunstlikult suure asurkonnaga šaakalid jahivad varem Lähis-Idas laialt levinud, aga viimase sajandi jooksul peamiselt elupaikade kao, võõrliikide ja üleküttimise tõttu ohustatuks muutunud märgigaselli (Borkowski et al., 2011; Yom-Tov et al., 2021). Eestis söövad šaakalid peamiselt rannaniitude pindala vähenemise tõttu kaitsealuste niidukahlajate mune, kuigi šaakali mõju näib seejuures siiski olevat vaid peamise pesarüüstaja, rebase, kisklust kompenseeriv (Kaasiku, 2022). Teoreetiliselt võib šaakal ohustatud liiki väljasuremiseni viivaks teguriks olla, kuid see on ebatõenäoline, sest segatoidulised oportunistid on ökosüsteemis pigem tasakaalustajad, kes söövad enamasti kõige arvukamat ja lihtsamini kättesaadavat toitu (Lange et al., 2021). Sellist oodatust väiksemat ökosüsteemide tasakaalu mõjutamist on täheldatud ka segatoidulise oportunisti kähriku puhul, kelle mõju on näiteks Euroopa linnustikule osutunud oodatust väiksemaks (Kauhala & Kowalczyk, 2011).

Šaakali ja inimeste huvide konflikte on võimalik ennetada või leevendada mitmel viisil. Loomaksvatajad saaksid nii šaakali kui ka teiste kiskjaliste poolt loomade murdmist ennetada koduloomi ööseks kaitstumasse aedikusse või siseruumidesse viies või neid päevasel ajal näiteks karjakoertega valvates (Giannatos, 2004; Wennink et al., 2019). Probleeme aitab leevendada ka šaakalite ebanormaalselt suure arvukuse ennetamine (Yom-Tov et al., 1995), mida aitab olulisel määral ära hoida inimtekkeliste söödavate jäätmete kättesaadavuse piiramine. Seega peaksid nii jahimehed, loomaksvatajad,

põllumehed kui ka prügi käitlejad kindlustama, et jäätmeid käideldakse vastavalt kehtivale korrale ning et need ei jääks loodusesse vabalt kättesaadavaks. Inimtekkeliste jäätmete kättesaadavuse vähendamine võib küll suurendada šaakalite motiveeritust saakloomi murda, kuid ilma jäätmeta oleks šaakaleid siiski kokkuvõttes vähem (Yom-Tov et al., 1995). Lisaks aitavad šaakalite arvukust kontrolli all hoida ka suurkiskjad, kes läbi väiksemate kiskjate arvukuse piiramise hoiavad tasakaalus terveid ökosüsteeme (Prugh & Sivy, 2020). Näiteks hoiabki stabiilne ja sisemaal laialt levinud hundiasurkond tõenäoliselt nii praegu kui ka hundiasurkonna hea seisundi säilimisel ka tulevikus Eestit Iisraelile sarnase šaakalite üleriigilise vohamise eest (Männil & Ranc, 2022; Yom-Tov et al., 1995). Sellegipoolest leidub ka piirkondi, kus suurkiskjad ja jäätmete eemaldamine šaakalite arvukust piisavalt ei piira (Haswell et al., 2017) või kus kiskjatevastaseid meetmeid, nagu piirdeaiad, on raske paigaldada (Männil & Ranc, 2022). Sellistel juhtudel võibki šaakalite liigsete kahjude tekitamise vastu aidata nende arvukuse piiramine küttime teel. Seda on soovitatud näiteks niidukahlajate pesarüüste leevendamiseks, sest kuigi parimaks lahenduseks oleks neile sobilike elupaikade pindala suurendamine, on tegu väga suuremahulise tööga. Seetõttu on leitud, et lisaks elupaikade taastamisele tuleks piirata ka kohalike väikekiskjate arvukust (Kaasiku, 2022).

Kokkuvõtteks leidis käesolev töö, et Euroopas mõjutab šaakal oma toitumisest tulenevalt nii jahindust, põllumajandust, lemmikloomade pidamist kui ka liikide ohustatust vähe. Seda seetõttu, et toiduobjekte nagu suuulukid, kodu- ja lemmikloomad söödi reeglina korjuste või (jahi)jääkidena ning läbi otsese kiskluse tarbitavad toiduobjektid, nagu pisiimetajad või jäneselised, olid šaakalite toidus enamasti väikesemahulised ja koosnesid heas seisundis liikidest. Ka teiste liikide puhul ei täheldatud šaakali kisklusest tulenevat negatiivset mõju, sest nii kahepaikseid, roomajaid, teisi kiskjalisi kui ka kalu sõid šaakalid pigem harva ja väheolulistest kogustes. Lisaks ei tarbinud šaakalid ka põllukultuure kusagil majanduslikult olulistest kogustes. Sarnased järeldused paistavad suures osas kehtivat ka Eesti šaakaliasurkonna puhul, sest näiteks enamuse jahilukite arvukus on alates 2013. aastast tõusnud või kui vahepeal langenud, siis seda šaakalist sõltumatutel põhjustel (Veeroja et al., 2023).

Šaakali kohalolek Eestis on liigi esmasest tuvastamisest alates olnud püsiv ning liik on oma levikuala oluliselt laiendanud (Veeroja et al., 2023), mis näitab siinse populatsiooni elujõulisust. Liigi laialdasest levikust hoolimata ei anna erinevates piirkondades tehtud toitumisuuringud ka alust järeldusteks, et šaakali toitumine võiks Eestis põhjustada märkimisväärseid konflikte inimtegevustega nagu jahindus, põllumajandus, lemmikloomade pidamine või looduskaitse. Samas võib näiteks Eestis piirkonniti esineda rohkem lammaste, eelkõige tallede, murdmist (Šalda, 2019), kuid teema vajaks põhjalikumat uurimist (Männil & Ranc, 2022). Esiteks tuleks olukorrast hea ülevaate saamiseks jätkuvalt panustada šaakalite arvukuse ja leviku seiramise arendamisse, näiteks vaatluste ja kütitud loomade info kogumisse (Männil & Ranc, 2022). Teiseks tuleks siinsele võimalikule konfliktile karjakasvatajatega siiski rohkem tähelepanu pöörata. Esmaseks ülesandeks oleks siin uuringutega selgitada tegelikku olukorda ja kahjude ulatust, seejuures kasutada näiteks geneetilisi meetodeid kiskja liigi määramiseks (Plumer et al., 2018). Võimalikest murdmisjuhtumitest teavitamist aitaks ilmselt oluliselt suurendada ka see, kui sarnaselt suurkiskjatega hüvitaks riik ka šaakalite poolt tehtud kahjustused. Lisaks leevendaks see murdmiste majanduslikku mõju loomapidajatele. Samas peaks šaakalite poolt tehtud kahjudega tegelema eelkõige läbi ennetusmeetmete nagu piirded, karja valvamine ja õised kaitsemeetmed. Alles olukordades, kus eelnevate meetmete rakendamisest ei piisa või kus need võimalikud pole, tuleks probleemsete šaakalite kütimisega kohalik arvukus karjakasvatustalutavale tasemele viia. Kolmandaks tuleks šaakalite mõju vähendamiseks tagada heas seisundis hundiasurkonna säilimine Eestis, sest elupaigakonkurents suurema kiskjaliigiga aitab tõenäoliselt šaakalite arvukust sisemaal kontrolli all hoida. Uuringute mõttes üldiselt oleks Eestis veel vaja teha šaakali toitumise kordusuuringuid ning välja selgitada šaakali gildisisene mõju ehk kuidas on tema ökoloogia seotud näiteks rebase, kähriku või ilvesega (Krofel et al., 2022; Männil & Ranc, 2022).

## Kokkuvõte

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk on kokku koondada seni Euroopas läbi viidud šaakali toitumisuuringuid ning uurida kas, mis ulatuses ja mis tingimustel võib šaakal oma toitumisega konflikti sattuda inimtegevusega Eestis. Selleks hinnati šaakali toitumise võimalikku mõju Euroopa jahindusele, põllumajandusele, lemmikloomade pidamisele ja liikide ohustatusele. Tehes nende alusel järeldusi Eesti kohta, püüti välja selgitada, kuidas saadud teadmistest lähtuvalt šaakalit Eestis paremini käsitleda.

Toitumisuuringutest leiti, et kõige rohkem söi šaakal koduloomade ja suurulukite korjuseid ja jahijäärke, kuid nende esinemise ulatus erines uuringute vältel palju. Kolmas kõige olulisem toiduobjekt olid pisiimetajad, kellest söödi tavaliselt piirkondlikult kõige suurema arvukusega avamaastike taksoneid. Taimne biomass oli sage, kuid väheoluline täiendav toit loomsetele toiduobjektidele. See koosnes peamiselt inimpäritolu puuviljadest ja seemnetest, kuid ka looduslikest taimeliikidest. Ülejäänud toiduobjekte (jäneselised, lemmikloomad, kiskjalised, linnud, roomajad, kahepaiksed ja kalad) leidis šaakalite toidus harvem ja vähem, mistõttu šaakal nende kaudu olulist mõju inimtegevusele ei avalda. Šaakali poolt murtud lemmikloomi teadaolevalt ei leidunud ning toiduobjektid nagu jäneselised, kiskjalised, linnud ja taimed moodustasid olulise osa šaakali toidust koduloomade ja suurulukite jäätmete vähesuse või puudumise korral. Samad mustrid kehtisid ka Eesti šaakalite toitumise puhul.

Toitumisuuringute põhjal jõuti järeldusele, et kõigile uurimisvaldkondadele oli šaakali mõju tagasihoidlik. Söödud jahiulukiliikide arvukused ei olnud ei Euroopas ega Eestis šaakalite poolt mõjutatud. Looduskaitseks olulisi toiduobjekte nagu pisiimetajaid, kiskjalisi, linde, roomajaid, kahepaikseid ja kalu ökosüsteemi tasakaalustajana šaakal ohustaval määral ei söödud. Kui šaakal mõnda liiki ohustas, oli tegu juba varasemalt peamiselt inimtegevuse tõttu ohustatud seisundis liigiga. Linde, lemmikloomi ja koduloomi söödi suurulukite sarnaselt enamasti korjustena ning reeglina ei põhjustanud šaakal ka läbi nende looduskaitsele, lemmikloomade pidamisele ja loomakasvatusele märkimisväärset kahju. Taimi, kaasa arvatud kultuurtaimi, söödi tihti, kuid taimekasvatuseks ebaolulistest kogustes.

Piirkonniti esines probleeme koduloomade murdmisega šaakalite poolt, mille vastu aitas kõige paremini kiskluse ennetusmeetmete (piirded, valve, loomade ööseks turvalisse kohta viimine) rakendamine. Olukordades, kus ennetusmeetmed rakendatavad polnud, kasutati kiskluse leevendamiseks šaakalite küttimist. Šaakalitepoolset liigset survet loomakasvatajatele aitab ära hoida ka ebanormaalselt suure šaakalite asurkonda ennetamine. Selleks tuleb tagada šaakalitele inimtekkeliste peamiselt loomsete jäätmete kättesaamatus ja suurkiskjate asurkondade säilimine.

Eesti šaakali asurkond on siiani olnud elujõuline, kuid asurkonnast oleks vaja paremat ülevaadet, et saadud teadmiste põhjal šaakaleid teadlikumalt käsitleda. Näiteks vajaks eraldi uurimist siinse konflikti ulatus lambakasvatajatega. Lisaks seni kogutud teadmistele oleks vaja šaakali toitumise uuringuid korrata ning uurida šaakalite suhestumist teiste kiskjalistega.

## Summary

The aim of this bachelor's thesis is to compile existing dietary studies conducted in Europe and to investigate whether, to what extent, and under what conditions could the jackal's diet come into conflict with human activities in Estonia. To that end, the potential impact of the jackal's diet on Europe's hunting, agriculture, petkeeping, and species conservation was assessed. Based on the acquired knowledge, conclusions were drawn in the context of Estonia to determine how to better manage jackals in the country.

The dietary studies revealed that jackals primarily consumed carcasses and hunting remnants of domestic animals and large game, although the prevalence of these items varied significantly across studies. The third most relevant food source was small mammals, typically the locally most abundant open landscape taxa. Plant biomass was a frequent but insignificant supplement to animal food items, consisting mainly of anthropogenic fruits and seeds, but natural plant species were also present. Other food items (lagomorphs, pets, carnivores, birds, reptiles, amphibians, and fish) were found to be eaten less frequently and in smaller quantities by jackals, thus having a negligible impact on human activities. There were no known instances of jackals preying on pets while food items like lagomorphs, carnivores, birds, and plants constituted a significant part of the jackal's diet only when carcasses of domestic animals and large game were scarce or absent. These patterns also applied to the diet of jackals in Estonia.

Based on the dietary studies it was concluded that the impact of the jackal was modest across all research areas. The populations of hunted game species were not affected by jackals in neither Europe nor Estonia. Conservationally significant food items such as small mammals, carnivores, birds, reptiles, amphibians, and fish were not consumed to a degree of being threatened by jackals that acted more as ecosystem balancers. If the jackal did pose a threat to a species, it was towards species that were already primarily endangered due to human activities. Birds, pets, and domestic animals were mostly consumed as carcasses, similar to large game, and jackals generally did not cause significant harm to conservation, petkeeping, or animal husbandry through these means. Plants, including cultivated plants, were eaten often, but in agriculturally insignificant quantities.

Regionally, there were issues with jackals preying on domestic animals, which was best mitigated by implementing predation prevention measures (fences, supervision, bringing animals to a safe place at night). In situations where preventive measures were not feasible, hunting was used to alleviate predation pressure. Preventing abnormally large jackal populations also helps to avoid excessive pressure on livestock keepers. This requires ensuring that jackals do not have access to anthropogenic animal waste and maintaining populations of large predators.

The jackal population in Estonia has so far been sustainable, but better monitoring is needed to manage them more effectively based on the acquired knowledge. For example, the extent of conflict with sheep farmers needs to be studied separately. In addition to the knowledge already gathered, it is necessary to repeat dietary studies and investigate the interaction of jackals with other carnivores.

## **Tänuavaldus**

Täna oma juhendajaid Raido Konti ja Triin Kaasikut, kes mind läbi kõikvõimalike teemavaliku ideede õigeni aitasid suunata ja kes mind kogu töö teostamise vältel nõuannetega toetasid.



## Kasutatud kirjandus

- Baker, P. J., Boitani, L., Harris, S., Saunders, G., White, P. C. L. (2008). Terrestrial carnivores and human food production: Impact and management. *Mammal Review*, 38:123–166, doi: 10.1111/j.1365-2907.2008.00122.x
- Barrat, J., Richomme, C., Moinet, M. (2010). The accidental release of exotic species from breeding colonies and zoological collections. *Revue Scientifique et Technique (International Office of Epizootics)*, 29:113–122, doi: 10.20506/rst.29.1.1968
- Baskaran, N., Karthikeyan, G., Ramkumaran, K. (2020). Golden Jackal *Canis aureus* Linnaeus, 1758 (Mammalia: Carnivora: Canidae) distribution pattern and feeding at Point Calimere Wildlife Sanctuary, India. *Journal of Threatened Taxa*, 12:16460–16468, doi: 10.11609/jott.4489.12.11.16460-16468
- Beltrán-Beck, B., García, F., Gortázar, C. (2011). Raccoons in Europe: Disease hazards due to the establishment of an invasive species. *European Journal of Wildlife Research*, 58:5–15, doi: 10.1007/s10344-011-0600-4
- Beschta, R. L., Ripple, W. J. (2009). Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. *Biological Conservation*, 142:2401–2414, doi: 10.1016/j.biocon.2009.06.015
- Bhattacharya, S., Szabó, L., Márton, M., Heltai, M. (2023). The Varied diet of the golden jackal (*Canis Aureus*): Experiences from stomach analyses. *COLUMELLA – Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 10:5–12, doi:10.18380/SZIE.COLUM.2023.10.2.5
- Bleier, N., Lehoczki, R., Újváry, D., Szemethy, L., Csányi, S. (2012). Relationships between wild ungulates density and crop damage in Hungary. *Acta Theriologica*, 57:351–359, doi: 10.1007/s13364-012-0082-0
- Borkowski, J., Zalewski, A., Manor, R. (2011). Diet Composition of Golden Jackals in Israel. *Annales Zoologici Fennici*, 48:108–118, doi: 10.5735/086.048.0203

- Bošković, I., Šperanda, M., Florijančić, T., Šprem, N., Ozimec, S., Degmečić, D., Jelkić, D. (2013). Dietary Habits of the Golden Jackal (*Canis aureus* L.) in the Eastern Croatia. *Agriculturae Conspectus Scientificus*, 78:245–248. Vaadatud 25.04.2024 <https://hrcak.srce.hr/106914>
- Burbaitė, L., Csányi, S. (2010). Red deer population and harvest changes in Europe. *Acta Zoologica Lituanica*, 20:179–188, doi: 10.2478/v10043-010-0038-z
- Castelló, J. R. (2018). *Canids of the world: Wolves, wild dogs, foxes, jackals, coyotes, and their relatives*. Princeton & Oxford: Princeton University Press.
- Ćirović, D., Penezić, A., Krofel, M. (2016). Jackals as cleaners: Ecosystem services provided by a mesocarnivore in human-dominated landscapes. *Biological Conservation*, 199:51–55, doi: 10.1016/j.biocon.2016.04.027
- Ćirović, D., Penezić, A., Milenković, M., Paunović, M. (2014). Winter diet composition of the golden jackal (*Canis aureus* L., 1758) in Serbia. *Mammalian Biology*, 79:132–137, doi: 10.1016/j.mambio.2013.11.003
- Direktiiv 92/43/EMÜ. *Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, 21. mai 1992, looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta*. Euroopa Liidu Teataja. <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj>
- Francis, R. A. (2012). *A handbook of global freshwater invasive species*. Abingdon: Earthscan.
- Gaubert, P., Bloch, C., Benyacoub, S., Abdelhamid, A., Pagani, P., Djagoun, C. A. M. S., Couloux, A., Dufour, S. (2012). Reviving the African Wolf *Canis lupus lupaster* in North and West Africa: A Mitochondrial Lineage Ranging More than 6,000 km Wide. *PLOS ONE*, 7:e42740, doi: 10.1371/journal.pone.0042740
- Giannatos, G. (2004). *Conservation Action Plan for the Golden Jackal *Canis aureus* L. in Greece*. WWF Greece.
- Giannatos, G., Karypidou, A., Legakis, A., Polymeni, R. (2010). Golden jackal (*Canis aureus* L.) diet in Southern Greece. *Mammalian Biology*, 75:227–232,

doi:10.1016/j.mambio.2009.03.003

- Haswell, P. M., Kusak, J., Hayward, M. W. (2017). Large carnivore impacts are context-dependent. *Food Webs*, 12:3–13, doi: 10.1016/j.fooweb.2016.02.005
- Hatlauf, J., Bayer, K., Trouwborst, A., & Hackländer, K. (2021). New rules or old concepts? The golden jackal (*Canis aureus*) and its legal status in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 67:25, doi: 10.1007/s10344-020-01454-2
- Heptner, V. G., Naumov, N. P., (1998). *Mammals of the Soviet Union: Volume II, Part 1a: Sirenia and Carnivora (Sea cows; wolves and bears)*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Libraries & The National Science Foundation.
- Ikeda, T., Asano, M., Matoba, Y., Abe, G. (2004). Present status of invasive alien raccoon and its impact in Japan. *Global Environmental Research*, 8:125–131. Vaadatud 20.04.2024  
[https://www.researchgate.net/publication/228486361\\_Present\\_status\\_of\\_invasive\\_alien\\_raccoon\\_and\\_its\\_impact\\_in\\_Japan](https://www.researchgate.net/publication/228486361_Present_status_of_invasive_alien_raccoon_and_its_impact_in_Japan)
- Jõgisalu, I., Põldmaa, K., Männil, P. (2019). *Diet and parasites of golden jackal (Canis aureus) in Estonia*. Proceedings of 34th IUGB Congress, Kaunas, Lithuania: 147–148.
- Kaasiku, T. (2022). A wader perspective to Boreal Baltic coastal grasslands: from habitat availability to breeding site selection and nest survival. Doktoritöö. Tartu Ülikool.
- Kauhala, K., & Kowalczyk, R. (2011). Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology*, 57:584–598, doi: 10.1093/czoolo/57.5.584
- Kemenszky, P., Jánoska, F., Nagy, G., Csivincsik, Á. (2022). The golden jackal (*Canis aureus*) and the African swine fever pandemic: Its role is controversial but not negligible (a diet analysis study). *Veterinary Medicine and Science*, 8:97–103, doi:10.1002/vms3.636
- Khorozyan, I., & Heurich, M. (2023). Where, why and how carnivores kill domestic

animals in different parts of their ranges: An example of the Eurasian lynx. *Global Ecology and Conservation*, 46:e02585, doi: 10.1016/j.gecco.2023.e02585

Koepfli, K.-P., Pollinger, J., Godinho, R., Robinson, J., Lea, A., Hendricks, S., Schweizer, R. M., Thalmann, O., Silva, P., Fan, Z., Yurchenko, A. A., Dobrynin, P., Makunin, A., Cahill, J. A., Shapiro, B., Álvares, F., Brito, J. C., Geffen, E., Leonard, J. A., ... Wayne, R. K. (2015). Genome-wide Evidence Reveals that African and Eurasian Golden Jackals Are Distinct Species. *Current Biology*, 25:2158–2165, doi:10.1016/j.cub.2015.06.060

Kojola, I., Henttonen, H., Heikkinen, S., Ranc, N. (2024). Golden jackal expansion in northernmost Europe: Records in Finland. *Mammalian Biology*, 104:101–105, doi:10.1007/s42991-023-00382-3

Krofel, M., Giannatos, G., Ćirović, D., Stoyanov, S., Newsome, T. M. (2017). Golden jackal expansion in Europe: A case of mesopredator release triggered by continent-wide wolf persecution? *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 28:9–15, doi: 10.4404/hystrix-28.1-11819

Krofel, M., Hočevar, L., Fležar, U., Topličanec, I., Oliveira, T. (2022). Golden jackal as a new kleptoparasite for Eurasian lynx in Europe. *Global Ecology and Conservation*, 36:e02116, doi: 10.1016/j.gecco.2022.e02116

Lange, P. N. A. M. J. G., Lelieveld, G., De Knegt, H. J. (2021). Diet composition of the golden jackal *Canis aureus* in south-east Europe – a review. *Mammal Review*, 51:207–213, doi: 10.1111/mam.12235

Lanszki, J., Giannatos, G., Heltai, M., Legakis, A. (2009). Diet composition of golden jackals during cub-rearing season in Mediterranean marshland in Greece. *Mammalian Biology*, 74:72–75, doi: 10.1016/j.mambio.2008.03.004

Lanszki, J., Hayward, M. W., Nagyapáti, N. (2018). Feeding responses of the golden jackal after reduction of anthropogenic food subsidies. *PLOS ONE*, 13:e0208727, doi: 10.1371/journal.pone.0208727

- Lanszki, J., Hayward, M. W., Ranc, N., Zalewski, A. (2022). Dietary flexibility promotes range expansion: The case of golden jackals in Eurasia. *Journal of Biogeography*, 49:993–1005, doi: 10.1111/jbi.14372
- Lanszki, J., Kurys, A., Heltai, M., Csányi, S., Ács, K. (2015). Diet Composition of the Golden Jackal in an Area of Intensive Big Game Management. *Annales Zoologici Fennici*, 52:243–255, doi: 10.5735/086.052.0403
- Männil, P., & Ranc, N. (2022). Golden jackal (*Canis aureus*) in Estonia: Development of a thriving population in the boreal ecoregion. *Mammal Research*, 67:245–250, doi:10.1007/s13364-021-00615-1
- Marinov, M., Ionică, A., Mihalca, A., Vasile, A., Dorosencu, A., Tudor, M., Kiss, J., Bolboaca, L. (2022). New Insights into the Trophobiology and Human Perception of the Golden Jackal *Canis aureus* Linnaeus, 1758 (Mammalia: Canidae) in the Danube Delta and Surroundings: between Myth and Reality. *Acta Zoologica Bulgarica* Vaadatud 18.05.2024  
[https://www.researchgate.net/publication/358261974\\_New\\_Insights\\_into\\_the\\_Trophobiology\\_and\\_Human\\_Perception\\_of\\_the\\_Golden\\_Jackal\\_Canis\\_aureus\\_Linnaeus\\_1758\\_Mammalia\\_Canidae\\_in\\_the\\_Danube\\_Delta\\_and\\_Surroundings\\_between\\_Myth\\_and\\_Reality](https://www.researchgate.net/publication/358261974_New_Insights_into_the_Trophobiology_and_Human_Perception_of_the_Golden_Jackal_Canis_aureus_Linnaeus_1758_Mammalia_Canidae_in_the_Danube_Delta_and_Surroundings_between_Myth_and_Reality)
- Markov, G., & Lanszki, J. (2012). Diet composition of the golden jackal, *Canis aureus* in an agricultural environment. *Folia Zoologica*, 61:44–48, doi:10.25225/fozo.v61.i1.a7.2012
- Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., Baubet, E., Hohmann, U., Monaco, A., Ozoliņš, J., Cellina, S., Podgórski, T., Fonseca, C., Markov, N., Pokorny, B., Rosell, C., Náhlik, A. (2015). Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science*, 71:492–500, doi: 10.1002/ps.3965
- OpenAI. (2024). ChatGPT-4 (19. mai versioon) [suur keelemudel]. <https://chat.openai.com/>
- Penezić, A., & Ćirović, D. (2015). Diet of adult and juvenile golden jackals (*Canis aureus*)

during cubs' dependency stage. *Balkan Journal of Wildlife Research*, 2:27–32,  
doi:10.15679/bjwr.v2i1.27

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,  
doi:10.1007/s10592-017-1045-4

Prugh, L. R., & Sivy, K. J. (2020). Enemies with benefits: Integrating positive and negative interactions among terrestrial carnivores. *Ecology Letters*, 23:902–918,  
doi:10.1111/ele.13489

Põdra, M. (2021). Expansion of alien American mink, *Neovison vison*, and translocation of captive-bred European mink, *Mustela lutreola*: Assessing impact on the native species' conservation. Doktoritöö. Tallinna Ülikool.

Radović, A., & Kovačić, D. (2010). Diet composition of the golden jackal (*Canis aureus* L.) on the Pelješac Peninsula, Dalmatia, Croatia. *Periodicum Biologorum*, 112:219–224, Vaadatud 20.04.2024 <https://hrcak.srce.hr/clanak/88026>

Raichev, E. G., Tsunoda, H., Newman, C., Masuda, R., Georgiev, D. M., Kaneko, Y. (2013). The Reliance of the Golden Jackal (*Canis aureus*) on Anthropogenic Foods in winter in Central Bulgaria. *Mammal Study*, 38:19–27, doi: 10.3106/041.038.0102

Ranc, N., Krofel, M., Wilmers, C. C., Warton, D., Maiorano, L., Cagnacci, F., Acosta-Pankov, I., Álvares, F., Banea, O., Berce, T., Červinka, J., Čirović, D., Ćosić, N., Gál, L., Giannatos, G., Guimarães, N., Hatlauf, J., Heltai, M., Ivanov, G., Lanszki, J., Lapini, L., Männil, P., Melovski, D., Migli, D., Mladenovic, J., Pavanello, M., Penezić, A., Petrova, A., Šálek, M., Sallay, A., Selanec, I., Selimovic, A., Sforza, T., Stojanov, A., Szabó, L., Trbojević, I., Trbojević, T., Urban, P. (2022). Humans shield golden jackals from wolves in their expansion across Europe. *Ecology*.

Remm, J., Kalda, O., Valdmann, H., Moks, E. (2015). *Eesti imetajad: Liikide tundmaõppimise teejuht*. Tartu Ülikooli ökoloogia- ja maateaduste instituut.

- Ricciardi, A., Hoopes, M. F., Marchetti, M. P., Lockwood, J. L. (2013). Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs*, 83:263–282, doi: 10.1890/13-0183.1
- Roženko, M. & Volokh, A. (2010). The golden jackal (*Canis aureus* L., 1758) as a new species in the fauna of Ukraine Vaadatud 20.04.2024  
<http://elar.tsatu.edu.ua/handle/123456789/4170>
- Roženko, M., Kormyženko, V. Rozhenko, M., Kormyzenko, V. (2018). Some aspects of the golden jackal invasion in the south of Ukraine. G. Giannatos et al. (Eds.), Proceedings of the 2nd International Jackal Symposium. Marathon Bay, Attiki, Greece, 9:19.
- Rueness, E. K., Asmyhr, M. G., Sillero-Zubiri, C., Macdonald, D. W., Bekele, A., Atickem, A., & Stenseth, N. C. (2011). The Cryptic African Wolf: *Canis aureus lupaster* Is Not a Golden Jackal and Is Not Endemic to Egypt. *PLOS ONE*, 6:e16385, doi:10.1371/journal.pone.0016385
- Šálek, M., Červinka, J., Banea, O. C., Krofel, M., Ćirović, D., Selanec, I., Penezić, A., Grill, S., Riegert, J. (2014). Population densities and habitat use of the golden jackal (*Canis aureus*) in farmlands across the Balkan Peninsula. *European Journal of Wildlife Research*, 60:193–200, doi: 10.1007/s10344-013-0765-0
- Salgado, I. (2018). Is the raccoon (*Procyon lotor*) out of control in Europe? *Biodiversity and Conservation*, 27:2243–2256, doi: 10.1007/s10531-018-1535-9
- Scheinin, S., Yom-Tov, Y., Motro, U., Geffen, E. (2006). Behavioural responses of red foxes to an increase in the presence of golden jackals: A field experiment. *Animal Behaviour*, 71:577–584, doi: 10.1016/j.anbehav.2005.05.022
- Schmidt, N. M., Asferg, T., Forchhammer, M. C. (2004). Long-term patterns in European brown hare population dynamics in Denmark: Effects of agriculture, predation and climate. *BMC Ecology*, 4:15,doi: 10.1186/1472-6785-4-15
- Smith, R. K., Vaughan Jennings, N., Harris, S. (2005). A quantitative analysis of the

abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review*, 35:1–24, doi:10.1111/j.1365-2907.2005.00057.x

Spasov, N., & Acosta-Pankov, I. (2019a). Dispersal history of the golden jackal (*Canis aureus moreoticus* Geoffroy, 1835) in Europe and possible causes of its recent population explosion. *Biodiversity Data Journal*, 7:e34825, doi:10.3897/BDJ.7.e34825

Spasov, N., & Acosta-Pankov, I. (2019b). Dispersal history of the golden jackal (*Canis aureus moreoticus* Geoffroy, 1835) in Europe and possible causes of its recent population explosion. *Biodiversity Data Journal*, 7:e34825, doi:10.3897/BDJ.7.e34825

Stefanović, M., Bogdanowicz, W., Adavoudi, R., Martínez-Sosa, F., Doan, K., Flores-Manzanero, A., Srinivas, Y., Banea, O. C., Ćirović, D., D'Amico, G., Djan, M., Giannatos, G., Hatlauf, J., Hayrapetyan, V., Heltai, M., Homel, K., Hulva, P., Ionică, A. M., Jhala, Y. V., ... Pilot, M. (2024). Range-wide phylogeography of the golden jackals (*Canis aureus*) reveals multiple sources of recent spatial expansion and admixture with dogs at the expansion front. *Biological Conservation*, 290:110448, doi: 10.1016/j.biocon.2024.110448

Šalda, T. (2019). Lambakasvatust pidurdavad liha madal hind ja saakalid. *Maaleht*, 17. jaanuar. Vaadatud 18.05.2024  
<https://maaelu.postimees.ee/6501036/lambakasvatust-pidurdavad-liha-madal-hind-ja-saakalid>

Šprem, N., Barukčić, V., Jazbec, A., Ugarković, D., Ilić, I., Pokorny, B. (2024). Factors affecting hunting efficiency in the case of golden jackal. *European Journal of Wildlife Research*, 70:19, doi: 10.1007/s10344-024-01770-x

Tennekes, M. (2018). tmap: Thematic Maps in R. *Journal of Statistical Software*, 84, doi:10.18637/jss.v084.i06

Tsunoda, H. (2022). Niche Overlaps and Partitioning Between Eurasian Golden Jackal



*Canis aureus* and Sympatric Red Fox *Vulpes vulpes*. *Proceedings of the Zoological Society*, 75:143–151, doi: 10.1007/s12595-022-00431-8

Veeroja, R., Männil, P., Jõgusalu, I., Kübarsepp, M. (2023). *Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2023*. Tartu: Keskkonnaagentuur.  
[https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/Ulukid/SEIREARUANNE\\_2023.pdf](https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/Ulukid/SEIREARUANNE_2023.pdf)

Viranta, S., Atickem, A., Werdelin, L., Stenseth, N. Chr. (2017). Rediscovering a forgotten canid species. *BMC Zoology*, 2:6, doi: 10.1186/s40850-017-0015-0

Wennink, J., Lelieveld, G., Knegt, H. J. de, Klees, D. J. C. (2019). Habitat Suitability Analysis for the golden jackal (*Canis aureus*) in the Netherlands. *Lutra*, 62:13–29.  
Vaadatud 2.05.2024  
[https://www.researchgate.net/publication/334970695\\_A\\_Habitat\\_Suitability\\_Analysis\\_for\\_the\\_golden\\_jackal\\_Canis\\_aureus\\_in\\_the\\_Netherlands](https://www.researchgate.net/publication/334970695_A_Habitat_Suitability_Analysis_for_the_golden_jackal_Canis_aureus_in_the_Netherlands)

Wilson, D. E., & Mittermeier, R. A. (2009). *Handbook of the mammals of the world*. Lynx ed.

Yom-Tov, Y., Ashkenazi, S., & Viner, O. (1995). Cattle predation by the golden jackal *Canis aureus* in the Golan Heights, Israel. *Biological Conservation*, 73:19–22.  
doi:10.1016/0006-3207(95)90051-9

Yom-Tov, Y., Balaban, A., Hadad, E., Weil, G., Roll, U. (2021). The plight of the Endangered mountain gazelle *Gazella gazella*. *Oryx*, 55:771–778,  
doi:10.1017/S003060531900108X

Zuberogoitia, I. (2018). Facing Extinction, Last Call for the European Mink. *Annals of Reviews & Research*, 2, doi:10.19080/ARR.2018.02.555581

## Internetiallikad:

Internet 1. The Royal Society. What is the human impact on biodiversity? Vaadatud 16.05.2024

<https://royalsociety.org/news-resources/projects/biodiversity/human-impact-on-biodiversity/>

Internet 2. Schlimme, K. *Neovison vison* (American mink). Animal Diversity Web.

Vaadatud 16.02.2024 [https://animaldiversity.org/accounts/Neovison\\_vison/](https://animaldiversity.org/accounts/Neovison_vison/)

Internet 3. IUCN. (2018). IUCN Red List of Threatened Species: *Canis aureus*. *IUCN Red List of Threatened Species*, 2018:e.T118264161A163507876,

doi:10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T118264161A163507876.en

Internet 4. Large Canivore Initiative for Europe kodulehekül. *Golden jackal*. Vaadatud

8.02.2024 <https://www.lcie.org/Large-carnivores/Golden-jackal>

Internet 5. IUCN. (2015). IUCN Red List of Threatened Species: *Capreolus capreolus*.

*IUCN Red List of Threatened Species*, 2016:e.T42395A22161386,

doi:10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T42395A22161386.en

Internet 6. IUCN. (2008). IUCN Red List of Threatened Species: *Carassius carassius*. *IUCN Red List of Threatened Species* 2008:e.T3849A10117321,

doi:10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3849A10117321.en

Internet 7. IUCN. (2008). IUCN Red List of Threatened Species: *Lacerta viridis*. *IUCN Red List of Threatened Species*, 2009:e.T61530A12507156,

doi:10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T61530A12507156.en

Internet 8. IUCN. (2015). IUCN Red List of Threatened Species: *Martes foina*. *IUCN Red List of Threatened Species*, 2016:e.T29672A45202514,

doi:10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T29672A45202514.en

Internet 9. IUCN. (2015). IUCN Red List of Threatened Species: *Meles meles*. *IUCN Red List of Threatened Species*, 2016:e.T29673A45203002,

doi:10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T29673A45203002.en

Internet 10. IUCN. (2015). IUCN Red List of Threatened Species: *Mustela nivalis*. *IUCN Red List of Threatened Species*, 2019:e.T70207409A147993366,

doi:10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T70207409A147993366.en

Internet 11. IUCN. (2016). IUCN Red List of Threatened Species: *Zamenis longissimus*. *IUCN Red List of Threatened Species*, 2017:e.T157266A49063773, doi:10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T157266A49063773.en

Internet 12. IUCN. (2016). IUCN Red List of Threatened Species: *Vulpes vulpes*. *IUCN Red List of Threatened Species*, 2021:e.T23062A193903628, doi:10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T23062A193903628.en

Internet 13. IUCN. (2021). IUCN SSC Amphibian Specialist Group: *Pelophylax ridibundus*. *IUCN Red List of Threatened Species*, 2023:e.T58705A63864334, doi:10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T58705A63864334.en

Internet 14. IUCN. (2004). IUCN Red List of Threatened Species: *Emys orbicularis*. *IUCN Red List of Threatened Species*, 1996:e.T7717A97292665, doi:10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T7717A12844431.en

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Astrid Kiili

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Hariliku šaakali (*Canis aureus*) toitumisharjumuste mõju inimtegevusele Euroopas“, mille juhendajad on Raido Kont ja Triin Kaasiku reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

*Astrid Kiili*

**19.05.2024**