



ZAKLJUČNO POROČILO O REZULTATIH CILJNEGA RAZISKOVALNEGA PROJEKTA

A. PODATKI O RAZISKOVALNEM PROJEKTU

1. Osnovni podatki o raziskovalnem projektu

Šifra	V4-1825	
Naslov	Divjad v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah: težave, izzivi in rešitve	
Vodja	18112 Boštjan Pokorny	
Naziv težišča v okviru CRP	4.2.1. Reševanje težav povezanih s pojavljanjem divjadi v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah	
Obseg učinkovitih ur raziskovalnega dela	579	
Cenovna kategorija	C	
Obdobje trajanja	11.2018 - 10.2020	
Nosilna raziskovalna organizacija	404	Gozdarski inštitut Slovenije
Raziskovalne organizacije - soizvajalke	481	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta
	2547	Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko
	2790	Univerza na Primorskem, Fakulteta za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije
	2872	Visoka šola za varstvo okolja
Raziskovalno področje po šifrantu ARRS	4	BIOTEHNIKA
	4.01	Gozdarstvo, lesarstvo in papirništvo
	4.01.01	Gozd - gozdarstvo
Družbeno-ekonomski cilj	02.	Okolje
Raziskovalno področje po šifrantu FORD	4	Kmetijske vede in veterina
	4.01	Kmetijstvo, gozdarstvo in ribištvo

2. Sofinancerji

Sofinancerji		
1.	Naziv	Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano
	Naslov	Dunajska 22, 1000 Ljubljana

B. REZULTATI IN DOSEŽKI RAZISKOVALNEGA PROJEKTA

3. Povzetek raziskovalnega projekta¹

SLO

Intenzivna urbanizacija povzroča večanje obsega urbane in polurbane krajine in s tem zmanjševanje ter drobljenje tradicionalnih habitatov prostoživečih živali. Zaradi sočasnega zaraščanja kmetijske krajine se povečuje kontaktna cona med urbanimi območji in naravnimi habitatami prostoživečih živali. Posledično številne živalske vrste (tudi divjadi) vedno pogosteje živijo v naseljih in drugih antropogeno spremenjenih habitatih, zato so vedno pogostejše interakcije prostoživečih živali z ljudmi, kar pogosto povzroča nastanek različnih konfliktov. Proučevanje vrst divjadi, konfliktov z njimi, možnosti zmanjševanja le-teh in upravljanja s populacijami v naseljih ter drugih nelovnih površinah je še posebej pomembno, saj v primeru nastanka škod na nelovnih površinah odgovarja država kot lastnica divjadi. V CRP projektu, ki je potekal v obdobju 2018–2020, smo skušali pridobiti nova znanja, ki bi omogočala lažje reševanje problematike vedno pogostejšega pojavljanja divjadi v naseljih in drugih nelovnih površinah. V vsebinskem poročilu, ki je priloga temu tehničnemu poročilu, so sistematično in celostno predstavljeni/e: (i) stanje v Evropi; (ii) problemi, ki jih povzroča divjad na nelovnih površinah v Sloveniji, s posebnim poudarkom na (iii) trkih z vozili; (iv) ugotovitve o nekaterih bioloških značilnosti izbranih vrst divjadi v urbanem okolju, pridobljene s telemetrijskim spremljanjem malih zveri (lisice, šakala) in izotopskimi analizami prehrane lisic; (v) genetske značilnosti izbranih vrst divjadi v suburbani krajini; (vi) odnos ljudi do divjadi v urbanih območjih in družbena sprejemljivost ukrepov, in sicer na primeru nutrije kot invazivne tujerodne vrste ter izbrane specifične situacije, tj. zahajanja divjadi na pokopališča. Četudi pomemben del javnosti v splošnem ne podpira drastičnih/letalnih ukrepov zoper divjad v urbanem okolju, pa strategije za dolgoročno učinkovito reševanje problematike konfliktov z divjadjo na nelovnih površinah – poleg spremljajočih ukrepov, kot so zmanjšanje dostopnosti prehranskih virov antropogenega izvora, zmanjševanje habitatne primernosti (delov) urbanega okolja in ozaveščanje javnosti – vendarle morajo vsebovati tudi metode in tehnike za odganjanje, premestitev ter tudi odvzem osebkov iz urbanega okolja. Sobivanje ljudi in divjadi v urbanem okolju ima pomembne vplive na počutje prebivalcev, gospodarstvo, dojemanje vrst, pomena/uspehov naravovarstva in smiselnosti upravljanja populacij ter na razumevanje zdravstvenih tveganj; slednje je postalo še posebej aktualno v letu 2020 zaradi pandemije bolezni covid-19. Zaradi tega odnos ljudi do divjadi v urbanem okolju pomembno vpliva na splošno dojemanje divjadi in drugih prostoživečih živali, a tudi na razumevanje pomena varstva in upravljanja populacij.

ANG

Intensive urbanization causes an increase in the extent of urban and semi-urban landscapes, resulting in a reduction and fragmentation of traditional wildlife habitats. The concurrent overgrowth of agricultural landscapes has increased the contact zone between urban areas and natural habitats. As a result, wildlife (including many game species) live in settlements and other anthropogenically modified habitats, which leads to more frequent interactions with humans, often resulting in various conflicts. The study of game species, conflicts with them, the possibility of reduction of conflicts and management of populations in settlements is particularly important since in the case of damage in non-hunting areas the state is responsible as the owner of the game. In the CRP project that took place during 2018–2020, we tried to gain new knowledge that will facilitate solving the problem of the increasingly frequent occurrence of wildlife in settlements and other non-hunting areas. In the final substantive report which is annexed to this technical one, the following issues are systematically and comprehensively presented: (i) the situation in Europe; (ii) problems caused by game in non-hunting areas in Slovenia, with special emphasis on (iii) collisions with vehicles; (iv) main findings on some biological characteristics of selected game species in the urban environment obtained by telemetry of small carnivores (red fox, golden jackal), and isotopic analyses of the diet of foxes; (v) genetic characteristics of selected wildlife species in the suburban landscape; (vi) human attitudes towards wildlife in urban areas and social acceptability of possible measures (management actions), i.e. in the case of coypu as an invasive alien species, and in a specific situations such as presence of wildlife in cemeteries. Although a significant part of the public does not support drastic/lethal measures against wildlife in urban environments, strategies to effectively resolve conflicts with wildlife in non-hunting areas in the long term should – in addition to accompanying measures such as reducing the availability of anthropogenic food resources, reducing habitat suitability of the (parts of) urban environment, and raising public awareness –

include also methods and techniques to catch, relocate, and/or remove individuals of targeted species from the urban environment. The coexistence of people and wildlife in urban environments has important implications for public wellbeing, the economy, perceptions of species, the importance/success of conservation and population management, and understanding of health risks; the latter has become particularly important since 2020, i.e. with the pandemic of Covid-19 disease. Consequently, people's attitudes towards wildlife in the urban environment have a significant impact on general perceptions of game species and other wildlife, but also on understanding the importance of conservation and management of populations.

4. Poročilo o realizaciji predloženega programa dela oz. ciljev raziskovalnega projekta²

V CRP projektu, ki je potekal v obdobju 2018–2020, smo skušali pridobiti nova znanja, ki bi omogočala lažje reševanje problematike vedno pogostejšega pojavljanja divjadi v naseljih in na drugih nelovnih površinah. Osnovni cilji projekta so bili (skladno z njimi so bili oblikovani tudi delovni svežnji):

1. Identificirati in katalogizirati realne in zaznane probleme, ki jih divjad povzroča na nelovnih površinah v Sloveniji.
2. Pripraviti pregled problematike, povezane s prisotnostjo in upravljanjem divjadi v urbanem okolju, in metod, ki jih za preprečevanje konfliktnih dogodkov med divjadjo in ljudmi uporabljajo v urbanih območjih, na prometnicah ter drugih nelovnih površinah v tujini.
3. Ovrednotiti dejavnike, ki vplivajo na verjetnost za nastanek trkov s prostoživečimi parkljarji na prometnicah, in analizirati učinkovitost odvrtačalnih ukrepov za zmanjšanje števila trkov na cestah oz. za zmanjšanje zahajanja parkljaste divjadi na avtoceste.
4. Določiti nekatere biološke značilnosti in vplive izbranih vrst divjadi v (sub)urbanem okolju v primerjavi s kmetijsko oz. gozdnato krajino.
5. Določiti meta-populacijske genetske strukture izbranih vrst divjadi in kontaktne cone urbanih populacij s populacijami iz naravnega okolja.
6. Proučiti in praktično preizkusiti primernost (izvedljivost, učinkovitost, selektivnost) izbranih načinov odstranitve osebkov različnih vrst divjadi iz urbanih območij in z drugih nelovnih površin.
7. Preveriti odnos ljudi do pojavljanja različnih vrst divjadi v urbanih območjih in družbeno sprejemljivost izbranih ukrepov za aktivno upravljanje populacij v teh območjih.
8. Informirati javnost in oblikovati primerno družbeno okolje za aktivno upravljanje z divjadjo v urbanih območjih in na drugih nelovnih površinah.
9. Pripraviti protokole za ravnanje v primeru potrebe po odstranitvi osebkov različnih vrst divjadi iz urbanih predelov oz. z drugih nelovnih površin.
10. Diseminirati rezultate h končnim uporabnikom.

Navedeni cilji projekta so bili doseženi, in sicer cilja 6 in 9 v prilagojeni obliki (skladno z dogovorom s sofinancerjem), preostali cilji pa v celoti oz. so bili le-ti tudi preseženi. Ključne ugotovitve, znanstvena spoznanja, rezultati in učinki raziskovalnega projekta so predstavljeni v nadaljevanju, podrobneje pa so izhodišča, metodologija, dobljeni rezultati/ugotovitve in razprava po posameznih sklopih podani v obsežnem vsebinskem poročilu (Pokorny in sod. 2020a), ki je priloženo temu poročilu.

Identifikacija problemov, ki jih divjad povzroča na nelovnih površinah v Sloveniji

- Naredili smo analizo pojavljanja konfliktnih oz. škodnih dogodkov zaradi prisotnosti divjadi v urbanem okolju in na drugih nelovnih površinah v obdobju 2008–2018 (skupaj 1.570 škodnih primerov, od tega 78 % v naseljih, 16 % v sadovnjakih, po 3 % pa na ograjenih površinah in v vinogradih).
- Podatke smo objavili v: (i) preglednem znanstvenem članku o problematiki pojavljanja divjadi v naseljih v znanstveni reviji Zlatorogov zbornik (Bužan in sod. 2020a); (ii) dveh strokovnih člankih v reviji Lovec (Flajšman in sod. 2020; Pokorny in sod. 2020b).
- Nastala je pregledna diplomatska naloga na temo upravljanja nutrije kot tujerodne vrste in reševanja konfliktov z njo (Papež, 2020).

Pregled stanja (problematike prisotnosti in upravljanja divjadi v urbanem okolju ter metod za preprečevanje konfliktnih dogodkov) v Evropi

- Pripravili smo zelo obsežen in temeljit pregled ter sintezo znanstvene literature, ki vključuje >200 relevantnih virov; osredotočili smo se na taksone/vrste, ki so najbolj zanimivi/e tudi v slovenskem prostoru.
- Objavili smo pregledni znanstveni članek o stanju v Evropi (Bužan in sod. 2020a).
- Podrobnejše informacije glede stanja v posameznih evropskih državah smo pridobili s spletnimi intervjuji, in sicer z raziskovalci, ki so v posameznih državah ključni poznavalci divjadi (17 držav: 13 držav Evropske unije, Rusija, Srbija, Švica in Velika Britanija).

Trki z divjadjo na prometnicah

- Ta sklop smo izvajali v več podsklopih oz. aktivnostih: (i) vpliv ukrepov zoper covid-19 na povoz divjadi; (ii) analiza ukrepov za zmanjšanje števila trkov z divjadjo na državnih cestah; (iii) analiza stanja in ukrepov za zmanjšanje števila trkov z divjadjo na avtocestah in na železniških progah.
- Vpliv epidemije covid-19 na število povožene divjadi: širšem evropskem konzorciju smo v raziskavo vključili podatke o 364.827 prostoživečih živalih, od tega 31.237 iz Slovenije, ki so bile v obdobju 1. 1. 2015 – 30. 6. 2020 povožene na cestah v enajstih evropskih državah, in ugotavljali zmanjšanje števila povožene divjadi v obdobju spomladanske zaustavitve javnega življenja v letu 2020 (16. marec – 30 junij) v primerjavi z napovedanimi vrednostmi glede na pretekle trende. V Sloveniji je bilo najbolj izrazito zmanjšanje (za 32,7 %) zaznано med 11. in 13. tednom, tj. v drugi polovici marca. Skupaj s kolegi iz tujine (enajst držav) smo objavili izvirni znanstveni članek v reviji Biological Conservation (Bil in sod. 2021).
- Za 456 odsekov cest v skupni dolžini 425 km, na katere smo v obdobju april–december 2019 partnerji v projektni skupini namestili dve vrsti odvrtačih naprav (zvočna odvrtača: 40 odsekov v skupni dolžini 11,9 km; modri odsevniki: 416 odsekov v dolžini 414,7 km), smo ugotavljali spremembe v številu povoženih prostoživečih parkljarjev po namestitvi odvrtač. Ob upoštevanju vpliva epidemije covid-19 na zmanjšanje števila povožene divjadi (za 11,7 % v obdobju marec – junij) smo ocenili, da so odsevniki prispevali k 15–20 % zmanjšanju števila povoženih parkljarjev (predvsem srnjadi).
- Ustvarili smo prve celostne baze povožene divjadi na avtocestah in železniških progah v Sloveniji. V sklopu CRP projekta smo prostorsko nadgradili Osrednji slovenski lovsko-informacijski sistem (OSLIS), in sicer tako, da je mogoče za vse infrastrukturne odseke enostavno pridobiti podatke o številu povoženih parkljarjev v poljubno izbranih obdobjih.

Določitev nekaterih bioloških značilnosti izbranih vrst divjadi v (sub)urbanem okolju

- Ta delovni sklop smo izvajali v dveh podsklopih, in sicer: (i) raziskave prostorskega vedenja malih zveri (lisic in šakalov) s telemetrijo; (ii) določanje prehrane lisic z izotopskimi analizami.
- Telemetrično spremljanje lisice (samice) je potekalo na območju Črne vasi na Ljubljanskem barju (v času med 7. 11. 2019 in 25. 4. 2020; 170 dni, 789 lokacij), sedmih šakalov pa na sežanskem in senožeškem Krasu (do 10. 11. 2020 so telemetrične ovratnice zajele 14.267 GPS lokacij spremljanih šakalov). Za vse spremljane osebe smo izvedli analize velikosti domačega okoliša, prepotovanih dnevnih razdalj, habitatnega izbora (določitev preferenčnih točk) in aktivnosti v odvisnosti od sezonskega (reproduktivnega) cikla za samice. Ekološko/evolucijsko je zlasti pomembno dejstvo, da je proučevanje potekalo na območju, ki so ga šakali kolonizirali šele v sedanjem času kot posledico širjenja njihovega areala. Ugotovitve lahko predstavljajo pomembna izhodišča za razumevanje nadaljnega širjenja vrste drugam v srednjeevropski prostor, za katerega je značilna visoka stopnja urbanizacije in drugih antropogenih vplivov.
- Člani projektne skupine smo pripravili in objavili znanstveno monografijo Evrazijski šakal (Potočnik in sod. 2019), ki je prvo knjižno delo o tej vrsti v evropskem prostoru, z njim pa smo uspešno povezali pretekli s pričujočim CRP projektom.
- Za določitev prehrane lisic z metodo izotopskih analiz smo zbrali in analizirali 117 vzorcev mišičnine te vrste. Analiza je pokazala, bi v Sloveniji težko delili lisice na izključno ruralne in urbane. Med lisicami, ki so bile uplenjene v različnih območjih Slovenije, pa je mogoče opaziti razlike v izotopskih razmerjih; še posebej so izstopale lisice iz submediteranskega območja.

Določitev genetskih značilnosti izbranih vrst divjadi v suburbani krajini

- Molekularno-genetske analize divjadi se pri nas v preteklosti skoraj niso izvajale, zato smo v sklopu CRP projekta začeli s širšimi analizami genetske variabilnosti populacij izbranih – za urbano krajino najbolj zanimivih – vrst divjadi. Izvedli smo genetske analize srnjadi na celotnem območju države in v modelnem lovišču osrednje Slovenije, začeli pa smo tudi z genotipizacijo divjih prašičev, lisic in kun belic. Z analizami bomo (na vzorcih, ki smo jih zbrali tekom projekta) nadaljevali tudi po zaključku projekta.
- Analize genetske strukture so pokazale obstoj treh gručk/klastrov srnjadi v Sloveniji, ki odražajo zgodovino vrste, zgodovinske razlike v upravljanju srnjadi in trenutne populacijske goste v Sloveniji. Ugotovili smo značilen vpliv genetskih dejavnikov, npr. stopnje heterozigotnosti, na parametre fitnesa samic (tj. na telesne mase in razmnoževalno sposobnost). Določitev populacijske strukture in sorodstvenih razmerij srnjadi na mikronivoju, tj. v majhnem (2.400 ha velikem) lovišču osrednje Slovenije, je potrdila izrazit vpliv naravnih in antropogenih barrier na prostorsko vedenje srnjadi.
- Rezultate genetskih raziskav srnjadi smo objavili v dveh izvirnih znanstvenih člankih (Zlatorogov zbornik – Bončina in sod. 2019; Animals – Bužan in sod. 2020b); objavili smo tudi izviren metodološki članek, ki je pomemben za delo v prihodnje (ZooKeys – Bužan in sod. 2020c). Rezultate smo večkrat predstavili tudi na znanstvenih srečanjih, v tem projektne sklopu je nastala tudi magistrska naloga (Gerič 2020).

Odnos ljudi do divjadi v urbanih območjih in družbena sprejemljivost ukrepov

- Cilji delovnega svežnja so bili preveriti odnos ljudi do pojavljanja izbranih vrst divjadi v urbanih območjih oz. v različnih situacijah (nutrija kot invazivna tujerodna vrsta nasploh; divjad/srnjad na pokopališčih) in družbeno sprejemljivost izbranih ukrepov za aktivno upravljanje populacij v teh območjih oz. v takšnih situacijah.
- Informacije/podatke smo pridobivali z javnomnenjskimi raziskavami, ki smo jih izvedli v obliki dveh zaključenih magisterijev kot pomembnih dosežkov projekta (Kumprej 2020; Kuronja 2020).
- V tem delovnem sklopu dobljene ugotovitve bodo pomembno pripomogle k upravljanju divjadi na nelovnih površinah in upravljanju z nutrijo ter drugimi tujerodnimi vrstami. Na osnovi dveh javnomnenjskih raziskav z dovolj velikim in reprezentativnim vzorcem ugotavljamo, da bi za sprejemljive ukrepe lahko obveljali tisti, ki ne vključujejo usmrtilcev živali. Najbolj sprejemljivi so pasivni načini zaščite manjših, po površini obvladljivih nelovnih površin (kot so pokopališča). Kakršnikoli ukrepi pa morajo biti pospremljeni z ustreznim izobraževanjem in obveščanjem prebivalstva o potrebnosti teh ukrepov.

Informiranje javnosti in diseminacija rezultatov

- Med izvajanjem projekta smo izvajali intenzivno diseminacijo rezultatov h končnim uporabnikom in splošni javnosti, in sicer prek različnih pristopov/poti prenosa informacij: (i) priprava namenske spletne strani projekta; (ii) objava sedmih znanstvenih člankov; (iii) objava dveh strokovnih člankov; (iv) izvedba 18 predavanj na mednarodnih znanstvenih konferencah in na strokovnih dogodkih, namenjenih splošni javnosti oz. končnim uporabnikom; (v) večkratno pojavljanje v medijih oz. v sredstvih javnega obveščanja; (vi) vključitev vsebin in izsledkov projekta v študijski proces na sodelujočih visokošolskih zavodih, vključno z nastankom treh magistrskih in ene diplomske naloge; (vii) izdelali smo več poročil za končne uporabnike, in sicer za vsebine, ki se prepletajo z vsebinami CRP projekta in za katere smo projektne aktivnosti vodili komplementarno; (viii) proaktivno sodelovanje z resornim ministrstvom in drugimi deležniki; (ix) objava znanstvene monografije Evrazijski šakal, ki predstavlja vez med že zaključenim CRP projektom o šakalu in pričujočim projektom; (x) organizacija strokovno-znanstvenega posvetovanja o problematiki divjadi na nelovnih površinah po koncu projekta.

5. Ocena stopnje realizacije programa dela na raziskovalnem projektu in zastavljenih raziskovalnih ciljev³

Izveden projekt je v celoti sledil temi razpisa »Reševanje težav, povezanih s pojavljanjem divjadi v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah«, ki je imela opredeljene naslednje glavne cilje:

- a) identificirati probleme, ki jih divjad povzroča na nelovnih površinah v Sloveniji (»cilj A«),
- b) proučiti različne načine odstranitve živih osebkov divjadi iz urbanih predelov in drugih nelovnih površin, kjer uporaba orožja ni možna (»cilj B«),
- c) pregled uporabljenih metod v tujini (»cilj C«),
- d) priprava protokolov in praktični preizkus predlaganih najprimernejših načinov odstranitve divjadi iz urbanih predelov (»cilj D«),
- e) preveriti odnos ljudi do pojavljanja divjadi v urbanih predelih (»cilj E«).

Z izvedbo projekta smo dosegli oz. bistveno presegle večino teh ciljev, in sicer:

- »Cilj A« smo dosegli z izvedbo delovnega svežnja 1, tj. s preučitvijo v preteklosti zabeleženih konfliktov med človekom in divjadjo v urbanem okolju in na drugih nelovnih površinah oz. z analizo različnih podatkovnih baz in objav v sredstvih javnega obveščanja. S poglobljeno izvedbo delovnega svežnja 3, namenjenega zelo perečemu problemu trkov vozil z divjadjo, smo realizacijo tega cilja še dodatno zagotovili.
- »Cilj B« smo prilagojeno dosegli z izvedbo delovnega svežnja 2, v katerem smo naredili pregled načinov (prednosti, težav) odstranitve osebkov divjadi iz urbanih predelov drugod po Evropi, in delovnega svežnja 7, v katerem smo proučili družbeno sprejemljivost ukrepov.
- »Cilju C« je bil v celoti namenjen delovni sveženj 2; cilj smo dosegli z: (i) zelo temeljitim pregledom objavljene znanstvene in strokovne literature; (ii) neposrednim kontaktiranjem relevantnih odločevalcev in raziskovalcev v drugih evropskih državah.
- »Cilj D« smo dosegli z vključitvijo članov projektne skupine v pripravo podzakonskega dokumenta, namenjenega poseganju v populacije divjadi na nelovnih površinah znotraj ljubljanskega avtocestnega območja.
- »Cilju E« je bil namenjen delovni sveženj 7, v katerem smo poleg družbene sprejemljivosti ukrepov preverjali tudi odnos ljudi do pojavljanja divjadi v urbanih predelih.

Zaradi zelo kompleksne strukture projekta, ki je vključeval tako poudarjene znanstveno-raziskovalne kot tudi zelo aplikativne vsebine, pred začetkom izvajanja projekta nismo posebej postavili splošne raziskovalne hipoteze, temveč smo le-te postavljali parcialno, smiselno znotraj posameznih delovnih svežnjev. Le-ti in dobljeni rezultati v povezavi s predvidevanji so podrobno predstavljeni v vsebinskem poročilu (Pokorny in sod. 2020a), ki

je priloženo temu poročilu.

6. Spremembe programa dela raziskovalnega projekta oziroma spremembe sestave projektne skupine⁴

Zaradi epidemije covid-19, ki je oteževala izvedbo nekterih projektnih aktivnosti v letu 2020, se je izvajanje projekta podaljšalo za en mesec, tj. do 30. 11. 2021, vsebinskih sprememb pa ni bilo.
--

7. Najpomembnejši dosežki projektne skupine na raziskovalnem področju⁵

Dosežek														
1.	<table border="1"> <tr> <td>COBISS ID</td> <td>58008835</td> <td>Vir: vpis v obrazec</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">Naslov</td> <td><i>SLO</i></td> <td>Omejitve prometa zaradi covid-19 so preprečile številne smrti prostoživečih živali na cestah: primerjalna analiza iz 11 držav</td> </tr> <tr> <td><i>ANG</i></td> <td>COVID-19 related travel restrictions prevented numerous wildlife deaths on roads : a comparative analysis of results from 11 countries</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">Opis</td> <td><i>SLO</i></td> <td>Na cestah po vsem svetu vsako leto izgubi življenje več milijonov prostoživečih živali. Spomladi 2020 se je obseg cestnega prometa globalno zmanjšal zaradi pandemije covid-19. Zbrali smo relevantne podatke o povozu izbranih vrst prostoživečih živali iz Češke, Estonije, Finske, Madžarske, Izraela, Norveške, Španije, Švedske, Škotske, Anglije in Slovenije. V vseh preučevanih državah v zabeleženem povozu prevladujejo veliki sesalci, zlasti parkljarji (različne vrste iz družine jelenov in divji prašič) in zveri, medtem ko so informacije o manjših sesalcih in pticah pomanjkljive. Pričakovano število povoženih živali v letu 2020 smo napovedali na podlagi časovne serije registriranega povozu v obdobju 2015–2019, ki predstavlja pričakovano smrtnost na cestah v običajnih prometnih razmerah. Nato smo primerjali napovedane (modelne) in dejanske podatke o številu povoženih velikih sesalcev v obdobju spomladanske zaustavitve javnega življenja v letu 2020. Rezultati so pokazali različne ravni zmanjšanja števila povoženih živali med državami, in sicer v odvisnosti od strogosti sprejetih epidemioloških ukrepov. Na Švedskem, kjer so bili ukrepi zoper covid-19 najmanj drastični, v celotnem obdobju raziskave (druga polovica marca do konca junija) nismo ugotovili značilnega zmanjšanja števila povoženih živali v primerjavi z napovedmi; nasprotno je bilo v Estoniji zmanjšanje kar za 37,4 %. Največje zmanjšanje povozu je bilo v prvih dveh/treh tednih sprejetih ukrepov; v Estoniji, Španiji, Izraelu in na Češkem je bilo tedaj zmanjšanje >40 %. Epidemiološki ukrepi, sprejeti spomladi 2020, so omogočili preživetje velikega števila prostoživečih živali, ki bi bile v običajnih prometnih razmerah verjetno povožene. Pomembni učinki le nekaj tednov trajajočega zmanjšane prometa kažejo na izjemne negativne vplive prometa na smrtnost prostoživečih živali in potrebo po povečanju globalnih prizadevanj za ohranitev prostoživečih živali, vključno s sistematičnim zbiranjem podatkov o povozu.</td> </tr> <tr> <td><i>ANG</i></td> <td>Millions of wild animals are killed annually on roads worldwide. During spring 2020, the volume of road traffic was reduced globally as a consequence of the COVID-19 pandemic. We gathered data on wildlife-vehicle collisions (WVC) from Czechia, Estonia, Finland, Hungary, Israel, Norway, Slovenia, Spain, Sweden, and for Scotland and England within the United Kingdom. In all studied countries WVC statistics tend to be dominated by large mammals (various deer species and wild boar), while information on smaller mammals as well as birds are less well recorded. The expected number of WVC for 2020 was predicted on the basis of 2015–2019 WVC time series representing expected WVC numbers under normal traffic conditions. Then, the forecasted and reported WVC data were compared. The results indicate varying levels of WVC decrease between countries during the COVID-19 related traffic flow reduction (CRTR). While no significant change was determined in Sweden, where</td> </tr> </table>	COBISS ID	58008835	Vir: vpis v obrazec	Naslov	<i>SLO</i>	Omejitve prometa zaradi covid-19 so preprečile številne smrti prostoživečih živali na cestah: primerjalna analiza iz 11 držav	<i>ANG</i>	COVID-19 related travel restrictions prevented numerous wildlife deaths on roads : a comparative analysis of results from 11 countries	Opis	<i>SLO</i>	Na cestah po vsem svetu vsako leto izgubi življenje več milijonov prostoživečih živali. Spomladi 2020 se je obseg cestnega prometa globalno zmanjšal zaradi pandemije covid-19. Zbrali smo relevantne podatke o povozu izbranih vrst prostoživečih živali iz Češke, Estonije, Finske, Madžarske, Izraela, Norveške, Španije, Švedske, Škotske, Anglije in Slovenije. V vseh preučevanih državah v zabeleženem povozu prevladujejo veliki sesalci, zlasti parkljarji (različne vrste iz družine jelenov in divji prašič) in zveri, medtem ko so informacije o manjših sesalcih in pticah pomanjkljive. Pričakovano število povoženih živali v letu 2020 smo napovedali na podlagi časovne serije registriranega povozu v obdobju 2015–2019, ki predstavlja pričakovano smrtnost na cestah v običajnih prometnih razmerah. Nato smo primerjali napovedane (modelne) in dejanske podatke o številu povoženih velikih sesalcev v obdobju spomladanske zaustavitve javnega življenja v letu 2020. Rezultati so pokazali različne ravni zmanjšanja števila povoženih živali med državami, in sicer v odvisnosti od strogosti sprejetih epidemioloških ukrepov. Na Švedskem, kjer so bili ukrepi zoper covid-19 najmanj drastični, v celotnem obdobju raziskave (druga polovica marca do konca junija) nismo ugotovili značilnega zmanjšanja števila povoženih živali v primerjavi z napovedmi; nasprotno je bilo v Estoniji zmanjšanje kar za 37,4 %. Največje zmanjšanje povozu je bilo v prvih dveh/treh tednih sprejetih ukrepov; v Estoniji, Španiji, Izraelu in na Češkem je bilo tedaj zmanjšanje >40 %. Epidemiološki ukrepi, sprejeti spomladi 2020, so omogočili preživetje velikega števila prostoživečih živali, ki bi bile v običajnih prometnih razmerah verjetno povožene. Pomembni učinki le nekaj tednov trajajočega zmanjšane prometa kažejo na izjemne negativne vplive prometa na smrtnost prostoživečih živali in potrebo po povečanju globalnih prizadevanj za ohranitev prostoživečih živali, vključno s sistematičnim zbiranjem podatkov o povozu.	<i>ANG</i>	Millions of wild animals are killed annually on roads worldwide. During spring 2020, the volume of road traffic was reduced globally as a consequence of the COVID-19 pandemic. We gathered data on wildlife-vehicle collisions (WVC) from Czechia, Estonia, Finland, Hungary, Israel, Norway, Slovenia, Spain, Sweden, and for Scotland and England within the United Kingdom. In all studied countries WVC statistics tend to be dominated by large mammals (various deer species and wild boar), while information on smaller mammals as well as birds are less well recorded. The expected number of WVC for 2020 was predicted on the basis of 2015–2019 WVC time series representing expected WVC numbers under normal traffic conditions. Then, the forecasted and reported WVC data were compared. The results indicate varying levels of WVC decrease between countries during the COVID-19 related traffic flow reduction (CRTR). While no significant change was determined in Sweden, where
COBISS ID	58008835	Vir: vpis v obrazec												
Naslov	<i>SLO</i>	Omejitve prometa zaradi covid-19 so preprečile številne smrti prostoživečih živali na cestah: primerjalna analiza iz 11 držav												
	<i>ANG</i>	COVID-19 related travel restrictions prevented numerous wildlife deaths on roads : a comparative analysis of results from 11 countries												
Opis	<i>SLO</i>	Na cestah po vsem svetu vsako leto izgubi življenje več milijonov prostoživečih živali. Spomladi 2020 se je obseg cestnega prometa globalno zmanjšal zaradi pandemije covid-19. Zbrali smo relevantne podatke o povozu izbranih vrst prostoživečih živali iz Češke, Estonije, Finske, Madžarske, Izraela, Norveške, Španije, Švedske, Škotske, Anglije in Slovenije. V vseh preučevanih državah v zabeleženem povozu prevladujejo veliki sesalci, zlasti parkljarji (različne vrste iz družine jelenov in divji prašič) in zveri, medtem ko so informacije o manjših sesalcih in pticah pomanjkljive. Pričakovano število povoženih živali v letu 2020 smo napovedali na podlagi časovne serije registriranega povozu v obdobju 2015–2019, ki predstavlja pričakovano smrtnost na cestah v običajnih prometnih razmerah. Nato smo primerjali napovedane (modelne) in dejanske podatke o številu povoženih velikih sesalcev v obdobju spomladanske zaustavitve javnega življenja v letu 2020. Rezultati so pokazali različne ravni zmanjšanja števila povoženih živali med državami, in sicer v odvisnosti od strogosti sprejetih epidemioloških ukrepov. Na Švedskem, kjer so bili ukrepi zoper covid-19 najmanj drastični, v celotnem obdobju raziskave (druga polovica marca do konca junija) nismo ugotovili značilnega zmanjšanja števila povoženih živali v primerjavi z napovedmi; nasprotno je bilo v Estoniji zmanjšanje kar za 37,4 %. Največje zmanjšanje povozu je bilo v prvih dveh/treh tednih sprejetih ukrepov; v Estoniji, Španiji, Izraelu in na Češkem je bilo tedaj zmanjšanje >40 %. Epidemiološki ukrepi, sprejeti spomladi 2020, so omogočili preživetje velikega števila prostoživečih živali, ki bi bile v običajnih prometnih razmerah verjetno povožene. Pomembni učinki le nekaj tednov trajajočega zmanjšane prometa kažejo na izjemne negativne vplive prometa na smrtnost prostoživečih živali in potrebo po povečanju globalnih prizadevanj za ohranitev prostoživečih živali, vključno s sistematičnim zbiranjem podatkov o povozu.												
	<i>ANG</i>	Millions of wild animals are killed annually on roads worldwide. During spring 2020, the volume of road traffic was reduced globally as a consequence of the COVID-19 pandemic. We gathered data on wildlife-vehicle collisions (WVC) from Czechia, Estonia, Finland, Hungary, Israel, Norway, Slovenia, Spain, Sweden, and for Scotland and England within the United Kingdom. In all studied countries WVC statistics tend to be dominated by large mammals (various deer species and wild boar), while information on smaller mammals as well as birds are less well recorded. The expected number of WVC for 2020 was predicted on the basis of 2015–2019 WVC time series representing expected WVC numbers under normal traffic conditions. Then, the forecasted and reported WVC data were compared. The results indicate varying levels of WVC decrease between countries during the COVID-19 related traffic flow reduction (CRTR). While no significant change was determined in Sweden, where												

	Dosežek	
		the state-wide response to COVID-19 was the least intensive, a decrease as marked as 37.4% was identified in Estonia. The greatest WVC decrease, more than 40%, was determined during the first weeks of CRTR for Estonia, Spain, Israel, and Czechia. Measures taken during spring 2020 allowed the survival of large numbers of wild animals which would have been killed under normal traffic conditions. The significant effects of even just a few weeks of reduced traffic, help to highlight the negative impacts of roads on wildlife mortality and the need to boost global efforts of wildlife conservation, including systematic gathering of roadkill data.
	Objavljeno v	Biological Conservation; 2021; Vol. 256, article 109076; str. 1-6; Impact Factor: 4.711; Srednja vrednost revije / Medium Category Impact Factor: 2.683; A': 1; Avtorji / Authors: Bíl Michal, Andrášik Richard, Cicha Vojtěch, Arnon Amir, Kruus Maris, Langbein Jochen, Náhlik András, Niemi Milla, Pokorny Boštjan, Colino-Rabanal J. Victor, Rolandsen Christen, Seiler Andreas
	Tipologija	1.01 Izvirni znanstveni članek
2.	COBISS ID	57505795 Vir: vpis v obrazec
	Naslov	<i>SLO</i> Divjad v naseljih: težave, izzivi in rešitve
		<i>ANG</i> Game species in the urban environment: problems, challenges, and solutions
	Opis	<i>SLO</i> Mnoge vrste prostoživečih živali, tudi divjadi, se širijo v naselja, kar ima za posledico vedno več interakcij (tudi konfliktnih) s prebivalci. Ker v slovenskem prostoru manjka znanj o bioloških značilnostih vrst, vzrokih za konflikte in možnih ukrepih za reševanje le-teh v urbanem okolju, smo naredili pregled tujih znanstvenih ugotovitev in priporočil iz >200 virov, s poudarkom na tistih vrstah divjadi iz razreda sesalcev, ki se v Sloveniji že pojavljajo v mestnem in primestnem okolju: divji prašič, navadni jelen, evropska srna, lisica, jazbec, kuna belica, navadni polh in nutrija. Za vse vrste smo predstavili tudi najpomembnejše ugotovitve o škodnih dogodkih, ki so jih na nelovnih površinah povzročile v obdobju 2008–2018. Celovit pregled ugotovitev iz tujine omogoča začetek sistematičnega reševanja konfliktov z divjadjo v urbanem okolju pri nas. Hkrati je prispevek k sobivanju med ljudmi in divjadjo, saj odnos in izkušnje ljudi do divjadi v urbanem okolju pomembno vplivajo na splošno dojemanje prostoživečih živali, a tudi na razumevanje pomena varstva in upravljanja populacij.
		<i>ANG</i> Many species of wildlife, including game species, have been spreading into urban areas which has resulted in new interactions (including conflicts) with residents. For urban environment in Slovenia, there is a lack of knowledge about the biological characteristics of species, the causes of conflicts, and possible measures to resolve them; therefore, we reviewed foreign scientific findings and recommendations (>200 references). We focused on the following mammalian game species that are of specific interest of Slovenia due to their presence in urban and suburban environments: wild boar, red deer, European roe deer, red fox, European badger, stone marten, edible dormouse, and coypu. For all species, we also presented the most important findings on damages on non-hunting areas in the period 2008–2018. A comprehensive review enables the beginning of a systematic resolution of conflicts with wildlife in the urban environment in Slovenia. Moreover, it is a contribution to the coexistence between humans and wildlife, as attitudes and experiences towards game species in the urban environment have an important impact on the general perception of wildlife, but also on understanding the importance of conservation and management of populations.
	Objavljeno v	Zlatorogov zbornik; 2020; Vol. 7, iss. 7, str. 3-51; Avtorji / Authors: Bužan Elena, Lužnik Martina, Alagić Ajša, Flajšman Katarina, Adamič Matevž, Pokorny Boštjan

	Dosežek	
	Tipologija	1.02 Pregledni znanstveni članek
3.	COBISS ID	40688899 Vir: COBISS.SI
	Naslov	<p><i>SLO</i> Prvi vpogled v populacijsko genetsko strukturo in v odvisnost med heterozigotnostjo in fitnessom srnjadi med Alpami in Dinaridi</p> <p><i>ANG</i> First insights into the population genetic structure and heterozygosity-fitness relationship in roe deer inhabiting the area between the Alps and Dinaric mountains</p>
	Opis	<p><i>SLO</i> Pri samicah srnjadi (srnah) v kontaktnem območju med Alpami in Dinaridi smo ugotavljali genetsko variabilnost, strukturo populacije in vpliv genetskih dejavnikov na dva parametra fitnesa (telesna masa in sposobnost razmnoževanja), in sicer z molekularnimi analizami mikrosatelitov 214 osebkov, odvzetih v Sloveniji. Ugotovljene prostorske razlike v genetski variabilnosti vrste je mogoče razložiti z zgodovino populacije, različnimi (zgodovinskimi) pristopi k upravljanju populacij in/ali različno povezanostjo med subpopulacijami. Populacijska genetska struktura srnjadi v Sloveniji potrjuje jasno pripadnost osebkov določenemu območju, hkrati pa se kaže tudi obstoj dotoka genov iz drugih območij. Stopnja genetske diferenciacije se med populacijami razlikuje, kar je mogoče razložiti z učinkom naravnih geografskih ovir ali prisotnostjo antropogenih barier, kot so urbana območja in avtoceste. Dokazali smo, da genetski dejavniki, vključno s heterozigotnostjo, vplivajo na telesno maso, kar potrjuje, da heterozigotnost pozitivno vpliva na telesno kondicijo prostoživečih živali. Ker pa je učinek genetskih dejavnikov običajno prikrit ali preglashen z vplivom okoljskih dejavnikov, tj. razpoložljivostjo prehranskih virov, so za boljše napovedovanje potrebni podatki o skupnem vplivu zunanjih (okoljskih) in notranjih (genetskih) dejavnikov na kondicijo ter druge lastnosti osebkov. Takšen pristop bi omogočil tudi boljše napovedovanje populacijske dinamike ciljnih vrst in posledično še bolj trajnostno, znanstveno podprto upravljanje populacij.</p> <p><i>ANG</i> We determined the genetic variability, population structure, and influence of genetic factors on two parameters of fitness (body mass and reproductive ability) in roe deer females in the contact zone between the Alps and the Dinaric Mountains by utilising microsatellite variations in 214 individuals collected throughout Slovenia, Central Europe. Spatial differences in the genetic diversity of the species can be explained by population history, different approaches to population management and/or different connectivity among subpopulations. The population genetic structure confirms the high site fidelity of roe deer, but also shows the existence of admixtures of genes among different areas. Levels of genetic differentiation vary among populations, which can be explained by the effect of natural geographical barriers or the presence of anthropogenic barriers such as urban areas and highways. We found evidence that genetic factors, including individual heterozygosity, influence body mass, confirming that heterozygosity positively affects fitness in wild populations. However, as the effect of genetic factors is usually masked or overruled by the influence of environmental factors, i.e., availability of resources, data on the joint influence of external and intrinsic factors on fitness and other life-history traits are needed to better predict the population dynamics of targeted species, which would enable sustainable, science-based population management.</p>
	Objavljeno v	MDPI AG; Animals; 2020; Vol. 10, iss. 12; str. 1-25; Impact Factor: 2.323; Srednja vrednost revije / Medium Category Impact Factor: 1.318; A': 1; Avtorji / Authors: Bužan Elena, Gerič Urška, Potušek Sandra, Flajšman Katarina, Pokorny Boštjan
	Tipologija	1.01 Izvirni znanstveni članek
4.	COBISS ID	27293955 Vir: COBISS.SI

		Dosežek	
	Naslov	SLO	Genotipizacija prostoživečih parkljarjev: uspešna izolacija in analize DNK iz množično dostopnih kosti so lahko poceni, hitre in enostavne
		ANG	Genetic characterisation of wild ungulates: successful isolation and analysis of DNA from widely available bones can be cheap, fast and easy
	Opis	SLO	Molekularno-genetske analize prostoživečih parkljarjev so lahko koristno orodje pri upravljanju s populacijami in za boljše razumevanje njihovih bioloških in ekoloških vlog v širšem prostorsko-časovnem okviru. Preučevali smo različne načine optimizacije metod in zniževanja stroškov genetskih analiz z uporabo lahko dostopnih kostnih tkiv (čeljustnic in trofej), zbranih v okviru rednega odvzema divjadi. Uspešna izolacija in analiza DNK iz široko dostopnih kostnih tvorb sta lahko poceni, hitri in enostavni. V pričujoči raziskavi smo raziskali možnosti uporabe kosti za pridobivanje visokokakovostne jedrne DNK za analize mikrosatelitov. Določili smo uporabnost spremenjenega postopka demineralizacije z uporabo dveh komercialno dostopnih kompletov (kitov) za izolacijo DNK, ki se bistveno razlikujeta po ceni. Vzorčni materiali so vključevali kosti in za primerjavo mišična tkiva štirih prostoživečih parkljarjev: gamsa (<i>Rupicapra rupicapra</i>), evropske srne (<i>Capreolus capreolus</i>), divjega prašiča (<i>Sus scrofa</i>) in alpskega kozoroga (<i>Capra ibex</i>). Za mlajše (tj. nekaj let stare) kosti so rezultati potrdili, da so bile koncentracije DNK in določljivost mikrosatelitov po predhodni demineralizaciji dovolj dobri tudi pri uporabi cenejših kompletov, za (tudi več kot sto let) stare kosti pa je predhodna demineralizacija in uporaba posebej zasnovanega izolacijskega kompleta privedla do uspešnejše ekstrakcije DNK. Poleg bistveno nižjih materialnih stroškov je delo s cenejšimi kompleti veliko hitrejše, zaradi česar je genetska analiza z njimi precej bolj učinkovita.
		ANG	Genetic characterisation of wild ungulates can be a useful tool in wildlife management and in obtaining a greater understanding of their biological and ecological roles in a wider spatiotemporal context. Different ways of optimising methodologies and reducing the costs of genetic analyses using widely available bone tissues collected within regular hunting allocations were examined. Successful isolation and analysis of DNA from widely available bones can be cheap, fast and easy. In particular, this study explored the possibility of using bones for extracting high quality nuclear DNA for microsatellite analysis. The utility of applying a modified demineralisation process using two commercially available DNA isolation kits, which differ significantly in price, was evaluated. The sample sets included bones and, for comparison, muscle tissues from four wild ungulate species: chamois (<i>Rupicapra rupicapra</i>), roe deer (<i>Capreolus capreolus</i>), wild boar (<i>Sus scrofa</i>), and Alpine ibex (<i>Capra ibex</i>). For the recent bones, these results confirmed that the DNA concentrations and microsatellite amplification were sufficiently high, even when using low-cost kits, after prior demineralisation. For old bones, prior demineralisation and use of a specially designed isolation kit led to a more successful extraction of DNA. Besides reducing kit-related costs, low-cost kits are much faster and therefore make genetic analysis more efficient.
	Objavljeno v	Pensoft Publishers; ZooKeys; 2020; Vol. 965; str. 141-156; Impact Factor: 1.143; Srednja vrednost revije / Medium Category Impact Factor: 1.322; Avtorji / Authors: Bužan Elena, Potušek Sandra, Urzi Felicita, Pokorny Boštjan, Šprem Nikica	
Tipologija	1.01 Izvirni znanstveni članek		
5.	COBISS ID	302880768	Vir: COBISS.SI
	Naslov	SLO	Evrazijski šakal
		ANG	Eurasian (golden) jackal
		Monografija, ki je konec leta 2019 izšla v nakladi kar 21.000 izvodov, je sploh prvo knjižno delo o evrazijskem šakalu v evropskem prostoru. V njej so avtorji podrobno predstavili sistematiko in zgodovinski razvoj šakala in	

Dosežek		
Opis	SLO	njegovo razširjanje v Evropi in Sloveniji; biološke značilnosti vrste, medvrstne odnose in vplive na druge vrste; družbene vidike širjenja tega prišleka; varstvo in upravljanje vrste v Sloveniji; izsledke dveletnega monitoringa šakala pri nas, ki je sicer potekal v sklopu drugega CRP projekta (V1-1626), nanj pa se je zelo navezoval tudi pričujoči projekt. Slednje velja še posebej za poglavja, ki obravnavajo širjenje vrste v kulturno krajino in polurbane predele, ekosistemsko vlogo vrste ter tveganja, ki jih širjenje vrste predstavlja (npr. prenos bolezni, plenilski vpliv).
	ANG	The monography, which was published in 21,000 copies at the end of 2019, is the first book work on the Eurasian (golden) jackal in Europe. In this pioneer book, the authors presented in detail the systematic and historical development of the golden jackal and its spread in Europe and Slovenia; biological characteristics of the species, interspecific relations and impacts on other species; the social aspects of the spread of this newcomer; species protection and management in Slovenia; and results of the two-year monitoring of the Eurasian jackal in Slovenia, which was implemented through previous CRP project (V1-1626), to which a very this project was also strongly related. The latter applies in particular to the chapters dealing with the spread of the species into the cultural landscape and semi-urban areas, the ecosystem role of the species and the risks posed by the spread of Eurasian jackal (e.g. disease transmission, predatory impact).
Objavljeno v	Lovska zveza Slovenije; 2019; 248 str.; Avtorji / Authors: Potočnik Hubert, Pokorny Boštjan, Flajšman Katarina, Kos Ivan	
Tipologija	2.01 Znanstvena monografija	

8. Najpomembnejši dosežek projektne skupine na področju gospodarstva, družbenih in kulturnih dejavnosti⁶

Dosežek			
1.	COBISS ID	57345027	Vir: vpis v obrazec
	Naslov	SLO	Organizacija in izvedba strokovno-znanstvenega posvetovanja "Problematika divjadi na nelovnih površinah"
		ANG	Organization of a professional-scientific conference "Problems of game on non-hunting areas"
	Opis	SLO	Ob zaključku projekta smo organizirali in izvedli strokovno-znanstveno posvetovanje »Problematika divjadi na nelovnih površinah« (zaradi epidemije covid-19, ki je onemogočila kakovostno izvedbo dogodka v letu 2020, smo ga v soglasju s sofinancerjem projekta izvedli 27. 3. 2021). Z namenom boljšega prenosa raziskovalnih dosežkov h končnim uporabnikom smo dogodek izvedli v sodelovanju s Strokovno-znanstvenim svetom Lovske zveze Slovenije, tj. kot 12. Slovenski lovski dan. Dogodek je potekal v obliki video konference, katere se je udeležilo prek 150 udeležencev oz. predstavnikov vseh ključnih odločevalcev in ciljnih uporabnikov projektne ugotovitve – Ministrstva za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano, Ministrstva za okolje in prostor, Zavoda za gozdove Slovenije, lovske inšpekcije in Lovske zveze Slovenije. Skupaj je bilo 21 predavanj, razdeljenih v tri dele: (i) stanje v Sloveniji in domače izkušnje (sedem predavanj predstavnikov relevantnih institucij in upravljavcev lovišč); (ii) izkušnje iz Evrope (uvodni pregled stanja, narejen v sklopu CRP projekta, in tri vabljena predavanja uglednih strokovnjakov iz tujine – Velike Britanije in Španije); (iii) znanje in ugotovitve slovenskih raziskovalcev divjadi (deset predavanj, od tega osem, pripravljenih v sklopu CRP projekta). Pripravili smo zbornik povzetkov v slovenskem in angleškem jeziku (https://www.lovska-zveza.si/wp-

Dosežek		content/uploads/2021/03/Zbornik-izvleckov_12.-Slovenski-lovski-dan_27.3.2021.pdf), dogodek pa je bil tudi medijsko dobro pokrit (https://www.lovska-zveza.si/tag/problematika-divjadi-na-nelovnih-povrsinah/), vključno s samostojno, 29-minutno televizijsko oddajo (https://www.lovska-zveza.si/publikacije/oddaja-dober-pogled/).	
ANG		At the end of the project, we organized a professional-scientific conference "Problematic of game species in non-hunting areas" (in agreement with the project co-funder, the conference was on 27 March 2021 as the Covid-19 epidemic disabled the organization of a quality event in 2020). Aiming to better disseminate the research results to the end-users, the event was organized in collaboration with the Scientific Council of Hunting Association of Slovenia, i.e. as the 12th Slovenian Hunting Day. The event was held in the form of a videoconference with the participation of more than 150 participants, among them also several representatives of all relevant decision makers and key end-users of the project results: the Ministry of Agriculture, Forestry and Food, the Ministry of Environment and Spatial Planning, the Slovenia Forest Service, the Hunting Inspectorate, and the Hunting Association of Slovenia. The total of 21 talks were divided into three parts: (i) the situation in Slovenia and domestic experiences (seven presentations by representatives of relevant institutions and hunting ground managers); (ii) experiences from Europe (introductory overview of the situation prepared within the framework of the CRP project, and three invited presentations by eminent experts from Great Britain and Spain); (iii) knowledge and findings of Slovenian wildlife researchers (ten presentations, eight of which were prepared within the framework of the CRP project). We prepared the Abstract book in Slovenian and English (https://www.lovska-zveza.si/wp-content/uploads/2021/03/Zbornik-izvleckov_12.-Slovenski-lovski-dan_27.3.2021.pdf), and the event was also well covered by the media (https://www.lovska-zveza.si/tag/problematika-divjadi-na-nelovnih-povrsinah/), including a stand-alone 29-minute TV reportage (https://www.lovska-zveza.si/publikacije/oddaja-dober-pogled/).	
Šifra	B.01	Organizator znanstvenega srečanja	
Objavljeno v	Pokorny Boštjan (urednik), 12. Slovenski lovski dan, problematika divjadi na nelovnih površinah, 27. marec 2021. Zbornik izvlečkov = Programme and selection of abstracts. [Ljubljana]: Lovska zveza Slovenije, 2021. 45 str. https://www.lovska-zveza.si/wp-content/uploads/2021/03/Zbornik-izvleckov_12.-Slovenski-lovski-dan_27.3.2021.pdf .		
Tipologija	2.30	Zbornik strokovnih ali nerecenziranih znanstvenih prispevkov na konferenci	
2.	COBISS ID	29220355	Vir: COBISS.SI
	Naslov	SLO	Konflikti z divjadjo na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008-2018
		ANG	Conflicts between humans and game species on non-hunting areas of Slovenia in the period 2008-2018
	Opis	SLO	Številne živalske vrste vse pogosteje živijo v naseljih in drugih antropogeno spremenjenih habitatih, kar pogosto povzroča različne konfliktna situacije z ljudmi. Takšni konflikti lahko vplivajo na družbo, dejavnosti in interese ljudi ter lahko povzročijo negativen odnos do prostoživečih živali in celo nasilne aktivnosti zoper njih. Zato je zelo pomembno najti celostne rešitve za upravljanje divjadi na nelovnih površinah. Da bi bolje razumeli problematiko in olajšali aktivno upravljanje divjadi v urbanem okolju, smo analizirali vse primere prijavljenih škod na nelovnih površinah v obdobju 2008–2018. Skupaj je bilo v tem obdobju prijavljenih 1.570 konfliktnih dogodkov, ki so jih povzročile naslednje vrste divjadi: jelenjad (N = 410, 26 %), divji prašič (N = 297, 19 %), lisica (N = 209, 13 %), srnjad (N = 193, 12 %), kuna belica (N = 179, 12 %) in šoja

Dosežek		(N = 130, 8 %); večje število konfliktov so povzročile še siva vrana, poljski zajec in jazbec, sporadične primere pa tudi navadni polh, damjak, fazan in muflon. Ne glede na vrsto povzročitelja je bila večina škodnih dogodkov na poljščinah (N = 846, 54 %), domačih živalih (N = 285, 18 %), lastnini, povezani s kmetijstvom (N = 177, 11 %), nepremičninah (N = 148, 9 %), rastlinah (N = 79, 5 %) in vozilih (N = 26, 2 %).
ANG		Many animal species are more and more likely to live in settlements and other anthropologically altered habitats, which often results in various conflict situations. Such conflicts can affect the society, activities and interests of people, and can provoke a negative attitude towards wildlife and even violent interventions against it. Therefore, it is very important to find integrated solutions for game management in non-hunting areas. In order to better understand the problematic and to facilitate the active management of game species in the urban environment, we analysed all cases of reported damages on non-hunting areas in Slovenia, i.e. for all game species and several different types of damages caused in the period 2008–2018. In this period, there was a total of 1,570 reported conflict events caused by the following game species: red deer (N=410, 26%), wild boar (N=297, 19%), red fox (N=209, 13%), roe deer (N=193, 12%), stone marten (N=179, 12%), and Eurasian jay (N=130, 8%); moreover, several conflicts were caused also by hooded crow, brown hare and European badger, and a sporadic damage cases were related to edible dormouse, fallow deer, pheasant and mouflon. Regardless the species, most of the damage was done on crops (N=846, 54%), followed by livestock and pets (N=285, 18%), objects and materials connected to agriculture (N=177, 11%), real estate (N=148, 9%), plants (N=79, 5%), and vehicles (N=26, 2%), respectively.
Šifra		F.17 Prenos obstoječih tehnologij, znanj, metod in postopkov v prakso
Objavljeno v		Slovensko lovsko društvo; Lovec; 2020; Letn. 103, št. 9; str. 401-406; Avtorji / Authors: Flajšman Katarina, Alagić Ajša, Bužan Elena, Adamič Matevž, Pokorny Boštjan
Tipologija		1.04 Strokovni članek
3.	COBISS ID	1541586372 Vir: COBISS.SI
	Naslov	SLO Prostorski vzorci imunogenetske in nevtralne variabilnosti vplivajo na izbrane parametre fitnesa evropske srne
		ANG Spatial patterns of immunogenetic and neutral variation influence on selected fitness parameters in roe deer
	Opis	SLO Evropska srna (<i>Capreolus capreolus</i>) se v svoji vseevropski razširjenosti srečuje s široko raznolikostjo okoljskih in podnebnih razmer, zato mnogi dejavniki oblikujejo njene lastnosti in povzročajo veliko spremenljivost parametrov fitnesa. Vendar je vpliv genetike (npr. heterozigotnosti) na fitnes in razmnoževalno sposobnost srnjadi premalo raziskan. Zato smo želeli po vsej Sloveniji določiti: (i) prostorsko porazdelitev nevtralne in imunogenetske variabilnosti, (ii) povezavo med nevtralnim/adaptivnim genetskim potencialom in okoljskimi pogoji, (iii) vpliv genske variabilnosti na telesno maso in razmnoževalno sposobnost (merjeno s prisotnostjo in številom rumenih teles v jajčnikih) enoletnih srn. Genetsko analizo smo naredili na 15 nevtralnih lokusih (mikrosatelitih) in adaptivnem glavnem histokompatibilnem kompleksu (MHC; DRB exon 2) z uporabo sodobne tehnologije naslednje generacije. Ugotovili smo pozitivno soodvisnost med heterozigotnostjo, standardizirano telesno maso in reproduktivno sposobnostjo (potencialno velikostjo legla) enoletnih srn (mladic). To kaže, da genetska raznolikost pomembno vpliva na fitnes in prirastek srnjadi. Rezultati tudi potrjujejo, da ima genski pretok pomembno vlogo pri oblikovanju MHC polimorfizma v velikem prostorskem merilu, medtem ko je prepletenost med genskim pretokom in selekcijo močnejša pri

	Dosežek	
		povezanih populacijah.
	ANG	Across its pan-European distribution, roe deer (<i>Capreolus capreolus</i>) faces a wide diversity of environmental and climatic conditions, therefore several factors shape its life-history traits and cause significant variability in parameters of fitness. However, the effect of genetics (e.g., heterozygosity) on fitness and reproductive performance of roe deer has been understudied so far. Therefore, we aimed to determine throughout Slovenia: (i) spatial distribution of neutral and immunogenetic variation, (ii) connection between neutral vs. adaptive potential and environmental conditions, (iii) effect of genetic variation on body mass and reproductive ability (measured by the presence and number of corpora lutea in ovaries) of yearling roe deer does. Genetic analysis was performed on 15 neutral loci (microsatellites) and adaptive major histocompatibility complex (MHC; DRB exon 2) using the next generation approach. Our results show a positive relationship between mean microsatellite heterozygosity, standardized body mass and reproductive ability (potential litter size) of primiparous does. This suggests that genetic diversity has an important influence on fitness and increment rates in roe deer. Moreover, our data also confirm that gene flow plays a prominent role in shaping MHC polymorphism across large spatial scale, while the interplay between gene flow and selection is stronger in connected populations.
	Šifra	B.03 Referat na mednarodni znanstveni konferenci
	Objavljeno v	s. n.]; Book of abstracts; 2019; Str. 84; Avtorji / Authors: Bužan Elena, Flajšman Katarina, Pokorny Boštjan
	Tipologija	1.12 Objavljeni povzetek znanstvenega prispevka na konferenci
4.	COBISS ID	35491843 Vir: COBISS.SI
	Naslov	SLO Težave in dileme upravljanja z divjadjo na slovenskih pokopališčih
		ANG Problems and dilemmas with management game species at Slovenian cemeteries
	Opis	SLO Pokopališča predstavljajo pomemben del našega okolja in so običajno umeščena v bližino mest oziroma naselij. Zaradi tega prihaja do konfliktov med živalmi in ljudmi, saj na pokopališča zahajajo tudi živali in lahko povzročajo škodo. Največ težav na pokopališčih imajo običajno z divjadjo, ki je podvržena lovski zakonodaji oziroma upravljanju. Upravljanje z divjadjo je pomembno zaradi porušeni naravnih razmer, vendar se lahko izkaže tudi za težavno, npr. na nelovnih površinah. Lov se običajno izvaja s strelnim orožjem in ima zaradi tega določene omejitve, kje se lahko izvaja. Zato je treba na pokopališčih poiskati druge rešitve kako odpraviti probleme z divjadjo in s kakšnimi posegi bi se strinjali upravljavci pokopališč ter prebivalci Slovenije. Med prejetimi odgovori upravljalcev pokopališč so kot rešitve najpogosteje navajali pasivno zaščito, kot so ograje, ki so jih v večji meri označili kot učinkovite za divjad. V odgovorih so zapisali tudi, da jim več težav kot divjad na nekaterih območjih povzročajo polži, golobi in domače mačke. V spletni anketi smo želeli ugotoviti, ali anketiranci obiskujejo pokopališča, kako pogosto in katera. Zanimalo nas je, ali so na pokopališčih videli živali, kako pogosto in katere. Med odgovori so najpogosteje navedli ptiče in mačke, medtem ko druge živali redkeje opazijo na pokopališčih. Pogosteje pa na pokopališčih vidijo živalske iztrebke. V nadaljevanju nas je zanimalo, ali se strinjajo z določenimi ukrepi, s katerimi bi preprečili težave z divjadjo na pokopališčih. Večini anketirancev so se popolnoma nesprejemljivi zdeli ukrepi, zaradi katerih bi žival izgubila življenje, medtem ko se je večina popolnoma strinjala z uporabo pasivnih zaščit.
		Cemeteries represent an important part of our environment and are usually located in the vicinity of towns and settlements. Therefore, they represent a hotspot of conflicts between wildlife and humans as wild animals frequently visit cemeteries and cause damage. The biggest

Dosežek		
	ANG	problem at cemeteries is usually related to game species which are subjected to hunting laws and population management. Generally, game management is needed because natural conditions and interactions are demolished; however, in non-hunting areas population management is very difficult or even impossible. Hunting is usually realized by firearms, and due to this it has certain restrictions where it is allowed. Therefore, it is essential to seek for other solutions related to maintain problems with game on cemeteries as well as for procedures that would be acceptable both for graveyard managers and residents of Slovenia. Amongst answers received by graveyard managers, most commonly given solution was passive protection, i.e. fences which have been proven as game efficient. Their answers also include statements that game-related problems are of minor importance as more severe problems are caused by snails, pigeons, and domestic cats. In an online survey, we tried to find out if interviewees visit graveyards, how often, and which ones. We were also interested if they have seen animals whilst visiting graveyards, how often, and which species. Answers portrayed birds and cats as the most commonly seen species, while other animals have been rarely observed at cemeteries. However, they noticed animal faeces/excrements more often. We also asked whether they would or would not agree with certain measures for reducing game-related problems at cemeteries. The majority strongly opposed measures due to which animal would perish. On the contrary, majority completely agreed with implementation of a passive protection.
Šifra		D.10 Pedagoško delo
Objavljeno v		[K. Kumprej]; 2020; X f., 82 str.; Avtorji / Authors: Kumprej Katarina, Šorgo Andrej (mentor)
Tipologija		2.09 Magistrsko delo
5.	COBISS ID	25036291 Vir: COBISS.SI
	Naslov	SLO Odnos do nutrij (Myocastor coypus) in znanje o njih
		ANG Attitude towards nutrias (Myocastor coypus) and knowledge about them
	Opis	SLO Invazivne tujerodne vrste so zaznan globalni problem zaradi številnih negativnih vplivov, ki jih imajo na ekosisteme ter na številne dejavnosti človeka. V naši raziskavi smo se osredotočili na nutrijo (Myocastor coypus), tujerodno invazivno vrsto, ki se uspešno širi po Sloveniji. Namen raziskave je bil ugotoviti obstoječe znanje ter mnenja prebivalcev Slovenije s ciljem, da bi ta spoznanja vgradili v upravljanje z vrsto. V ta namen smo izdelali spletni vprašalnik, ki je vključeval naslednje sklope: (a) neposredne izkušnje z nutrijo; (b) mnenje o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju; (c) mnenje o nutrijah in upravljanju z njimi v naravnem in urbanem okolju; (d) obstoječe znanje o nutrijah; (e) viri informacij, iz katerih so anketirani dobili največ podatkov o nutriji. V celoti je anketni vprašalnik izpolnilo 464 ljudi iz celotne Slovenije. Ugotavljamo, da: (a) vse vedenje o nutriji so pridobili iz medijev; (b) za upravljanje z nutrijami se zdi najbolj sprejemljiv ukrep: ulov nutrije, nato sterilizacija in izpustitev nazaj v naravo; (c) tujerodne vrste so enako pomembne kot avtohtone in so z znanstvenega vidika celo bolj zanimive; (d) obstoječe znanje anketirancev o nutrijah je dobro. Na osnovi analize pridobljenih mnenj ugotavljamo, da bi za sprejemljive ukrepe lahko obveljali le tisti, ki ne bi vključevali usmrtilcev živali, morali pa bi biti pospremljeni z ustreznim izobraževanjem in obveščanjem prebivalstva o potrebnosti teh ukrepov.
		Invasive alien species are a perceived global problem due to the many negative impacts they have on ecosystems and on many human activities. In the thesis, we focused on coypu (nutria), which has been successfully spreading across Slovenia. The purpose of our research was to find out people's knowledge and opinion, aiming to use this information when it comes actual for management of invasive mammal species. We created an

Dosežek	
ANG	online questionnaire which included the following topics: (a) questions about direct experiences with nutrias; (b) opinion about the acceptability of different measures regarding management of the species in an urban and natural environment; (c) opinion about nutrias in an urban and natural environment; (d) the current knowledge about nutrias; and (e) sources from which respondents acquired their knowledge about nutrias. There were 464 respondents in total, living all around Slovenia. We found out that: (a) respondents received the majority of information from the media; (b) the most acceptable management measure would be capturing, sterilization and up-following release of nutrias; (c) people understand alien species as equal to the native ones, and they even think that they are more interesting from a scientific point of view; (d) respondents have good knowledge about the research subject. Based on the results, we believe that the correct measures would be the ones that are non-lethal; moreover, they should be accompanied by educating people and informing them about the necessities for such actions.
Šifra	D.10 Pedagoško delo
Objavljeno v	[B. Kuronja]; 2020; IX f., 81 str.; Avtorji / Authors: Kuronja Bojana, Šorgo Andrej (mentor)
Tipologija	2.09 Magistrsko delo

9. Drugi pomembni rezultati projektne skupine⁷

Izvedene aktivnosti za druge končne uporabnike, ki nadgrajujejo CRP projekt: 1. Namestitvev in vzdrževanje svetlobnih odvrtačal (modrih odsevnikov) in zvočnih odvrtačal na >430 km problematičnih odsekov državnih cest (v letih 2019 in 2020). Poročila za končne uporabnike: 1. Al Sayegh Petkovšek S., Kotnik K., Pokorny B. 2020a. Odvrtačanje divjadi iz AC in HC: vsi avtocestni odseki. Letno poročilo za DARS. Velenje, Visoka šola za varstvo okolja: 90 str. 2. Al Sayegh Petkovšek S., Kotnik K., Pokorny B. 2020b. Strokovne podlage za izdelavo navodil in tehničnih specifikacij za zagotavljanje migracijskih koridorjev in zmanjšanje smrtnosti prostoživečih živali na območju javne železniške infrastrukture. Velenje, Visoka šola za varstvo okolja: 133 strani. 3. Al Sayegh Petkovšek S., Kunej U., Alagić A., Flajšman K., Levanič T., Pokorny B., 2020c. Namestitvev zvočnih in svetlobnih (modrih) odvrtačal za divjad na odsekih državnih cest v letih 2018–2020: poročilo monitoringa. Velenje in Ljubljana, Visoka šola za varstvo okolja in Gozdarski inštitut Slovenije: 71 str. 4. Alagić A., Pokorny B., Ferreira A., Kozamernik E. 2019. Biokoridor: projektna naloga za Mestno občino Ljubljana. Končno poročilo. Ljubljana, Gozdarski inštitut Slovenije: 45 str. 5. Potočnik H., Gojznicar J., Kos A., Kos I. 2019. Naravovarstvena problematika nutrije (*Myocastor coypus*) in pižmovke (*Ondatra zibethicus*) v Krajinskem parku Ljubljansko barje. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 73 str. Intervju, promocija projekta: 1. Pokorny B. (intervjuvanec), 2019. Na sivo vrano se bo v mestih treba navaditi. Naš čas, 3. 10. 2019, str. 24. 2. Pokorny B. (intervjuvanec), 2019. V urbanem okolju so si dom našle tudi nekatere divje živali. Naš čas, 7. 11. 2019, str. 13. 3. Pokorny B. (intervjuvanec), 2020. Divjad v okolici mesta Velenje. VTV, oddaja Dobro jutro, 2. 3. 2020.

10. Pomen raziskovalnih rezultatov projektne skupine⁸

10.1. Pomen za razvoj znanosti⁹

SLO

Naraščanje prisotnosti in številčnosti divjadi v naseljih je novodoben pojav. Divjad se je v večjem številu v urbanem okolju začela pojavljati šele v zadnjih desetletjih, zato tudi v svetovnem merilu manjka znanj o bioloških značilnostih vrst znotraj mest, o njihovi vlogi in vplivih, medvrstnih odnosih, populacijski dinamiki in sposobnosti širjenja, o prehajanju v neurbano okolje ter stikih z neurbanimi populacijami. Manjka tudi širša družbena razprava oz. konsenz, kaj si z vrstami divjadi v urbanem okolju sploh želimo, zaradi česar s populacijami trenutno ni možno ustrezno upravljati. Na voljo tudi ni informacij, ki bi

pomagale razumeti vzroke za naraščajočo populacijsko dinamiko različnih vrst divjadi v urbanem okolju in za neželene interakcije z ljudmi, zaradi česar je trenutno reševanje problematike prisotnosti divjadi v urbanem okolju praviloma intuitivno in ni podprto z ustreznimi znanstvenimi dognanji. Premalo tudi vemo o primernosti in učinkovitosti posameznih ukrepov za zmanjšanje števila konfliktnih dogodkov, pa tudi o primernih ukrepih, s katerimi bi lahko (v primeru potrebe) številčnost posameznih vrst divjadi v urbanem okolju zmanjšali. V slovenskem prostoru do pričujočega projekta ni bilo opravljene še nobene znanstvene raziskave o divjadi na nelovnih površinah, zato smo z izvedbo projekta pridobili popolnoma nova znanja, in sicer o: bioloških značilnostih (prehrana, prostorsko vedenje) malih zveri v urbanem okolju; genetski strukturiranosti populacij srnjadi v Sloveniji, vključno z vplivom antropogenih krajinskih elementov (infrastrukture); odnosu prebivalcev do pojavljanja divjadi v urbanem okolju (npr. na pokopališčih) in o družbeni sprejemljivosti različnih upravljaljskih ukrepov; vplivu zmanjšane prometa zaradi epidemije covid-19 na smrtnost divjadi na cestah v Sloveniji (in Evropi) ter o učinkovitosti odvračalnih ukrepov za zmanjšanje števila trkov oz. za preprečevanje zahajanja divjadi na avtoceste; možnostih uporabe sodobnih analitskih tehnik (npr. določanje izotopskih razmerij, molekularno-genetske analize) za spoznavanje bioloških značilnosti vrst. Do oddaje končnega poročila smo z navedenih področij že objavili sedem znanstvenih člankov (več jih je še v postopku objave oz. v pripravi); zaradi aktualnosti tematike pričakujemo, da bodo imela objavljena dela veliko mednarodno odmevnost. Za razvoj domače znanosti in stroke je pomembno, da so bile v izvedbo projekta povezane vse slovenske institucije, ki se ukvarjajo z raziskavami divjadi, s čimer je bilo zagotovljeno prepletanje številnih znanj z različnih področij biotehniških, naravoslovnih in družboslovnih ved. Poleg pozitivnega učinka na krepitev interdisciplinarnosti raziskav v Sloveniji bo to povezovanje v prihodnje omogočilo razvoj pomembnega, a v preteklosti podhranjenega raziskovalnega področja (raziskave prostoživečih živali), za kar je zelo pomembno tudi vzpostavljeno sodelovanje s kolegi iz tujine. Za vključevanje v mednarodno raziskovalno sfero je poleg ustvarjenih znanstvenih objav (večina jih je nastala oz. nastajajo v sodelovanju s tujimi raziskovalci) zelo pomembna tudi organizacija mednarodnega strokovno-znanstvenega posvetovanja o divjadi v urbanem okolju, ki je bilo poleg prenosa najnovejših znanstvenih spoznanj znotraj raziskovalne sfere pomembno tudi za prenos le-teh h končnim uporabnikom. Izvedba projekta je tako ustvarila dobre pogoje za bistveno povečano (domačo in mednarodno) prepoznavnost, aktivnost ter mobilnost slovenskih raziskovalcev s področja raziskav prostoživečih živali.

ANG

A rapid increase of the presence and abundance of wildlife/game species in urban environment is a recent phenomenon. Therefore, there is a lack of knowledge on the biology of species in urban areas, their ecosystem roles and impacts, interspecific interactions, population dynamics, and their ability to spread and cross into non-urban habitats where they can interact with non-urban populations. Moreover, there is a lack of wider social discussion or consensus about the expected objectives concerning the wildlife in urban areas, which hampers population management. Thus, mitigation of problems connected with the presence of wildlife in the urban environment is currently more or less intuitive, and is not supported by appropriate scientific knowledge. Last but not the least, there is a lack of knowledge on suitability and effectiveness of mitigation measures that can reduce the number of conflicting events and/or reduce the abundance of some wildlife species in the urban environment. Before very this project, there had been no scientific study on urban wildlife in our country; therefore, the implementation of the project provided new knowledge on urban wildlife (and game species on non-hunting areas) in Slovenia but also in a broader European scale. Indeed, we have obtained new scientific findings about: biological characteristics (nutrition, spatial behaviour) of mesocarnivores in the urban environment; population genetic structure of roe deer in Slovenia, including the influence of anthropogenic landscape structures (i.e., infrastructure); the attitude of humans to the appearance of different wildlife species in the urban environment (e.g. on cemeteries), and the social acceptability of management measures; the influence of traffic reduction due to covid-19 epidemic on roadkill of wildlife in Slovenia (and Europe), and on the effectiveness of different mitigation measures to reduce the number of collisions and to prevent the wildlife entering the highways; possibilities and perspectives of using modern analytical techniques (e.g. determination of stable isotopic ratio, molecular-genetic analysis) for understanding the biological characteristics of species. Until the preparation of this final report, we have published scientific findings from these topics in seven scientific papers (and several more are in the publishing or preparation phases). We expect high international impact of these publications as the topic of urban wildlife is currently very important worldwide. For the

domestic scientific and professional development it is important that all Slovene research institutions which are leading in the field of game research cooperated in the project, which allowed interdisciplinary integration of knowledge, i.e. from biotechnology, natural sciences and social sciences. In addition to the positive impact on development of the interdisciplinary research in Slovenia, this will also accelerate future development of an important research field (wildlife research), which had been neglected in the past. For the last, established cooperation with researchers from abroad is also important. Besides scientific publications (majority of them have been prepared or are preparing in collaboration with foreign colleagues), organization of the international scientific-professional meeting on urban wildlife is of great importance for active participation of Slovene wildlife researchers in international research community. Besides the exchange of the latest scientific findings within the research arena, the organisation of the meeting was also very important for transfer of the new scientific findings to the end-users. Therefore, project implementation provided very good background for much higher (domestic and international) visibility, activity, and mobility of Slovene wildlife researchers.

10.2. Pomen za razvoj Slovenije¹⁰

SLO

Pridobljena znanja med samo izvedbo projekta in možnost večjega dostopa do tujih znanj bodo Ministrstvu za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano v prihodnje omogočila precej lažjo obvladovanje izzivov, ki jih predstavlja naraščajoč trend prisotnosti, številčnosti in razširjenosti divjadi v urbanem okolju in na drugih nelovnih površinah, in sicer zlasti v smislu možnega aktivnega upravljanja populacij. Poleg tega bo boljše razumevanje vplivnih dejavnikov za nastanek trkov z divjadjo na prometnicah ter učinkovitosti možnih omilitvenih/odvračalnih ukrepov upravljavcem s cestami kot zainteresiranim končnim uporabnikom v prihodnje omogočilo racionalno in smotrno izvajanje preizkušenih ukrepov za zmanjšanje naletov divjadi na vozila. Posledično se bo povečala cestno-prometna varnost za vse udeležence v cestnem prometu, zmanjšali pa se bosta gospodarska škoda, ki nastaja zaradi trkov, ter smrtnost različnih vrst divjadi na prometnicah. Zaradi možnosti zmanjšanja gospodarske škode in zmanjšanja števila konfliktnih dogodkov bo izvedba projekta pomembno prispevala k povečanju blaginje prebivalcev Slovenije in bo imela dolgoročno blagodejen vpliv na kakovost življenja, še zlasti v urbanih in primestnih območjih. Projektne ugotovitve bodo omogočile sprejemanje ustreznih upravljavskih odločitev, vključno s tistimi za zmanjšanje števila in obsega konfliktnih dogodkov, za katere lahko pričakujemo, da se bodo v prihodnje še stopnjevali zaradi povečevanja kontaktnih con med urbanim okoljem in naravnimi habitati ter posledično vedno pogostejše prisotnosti divjadi v urbanem okolju. Zaradi trenutnega pomanjkanja sistematično pridobljenih znanj o divjadi v urbanem okolju, interdisciplinarnosti in sistematičnega pristopa k reševanju te problematike zagotavlja projekt promocijo države v mednarodnih strokovnih in znanstvenih krogih; številne objave, predstavitve, organizacija mednarodnega strokovno-znanstvenega posvetovanja, sodelovanje v postopkih sprejemanja upravljavskih odločitev in pogosto pojavljanje v medijih zagotavljajo tudi promocijo slovenske znanosti v splošni javnosti. Vključevanje večjega števila mladih sodelavcev (npr. diplomantov več študijskih programov) v izvedbo projekta zagotavlja boljše usposabljanje in vzgojo lastnih kadrov, ki bodo v prihodnje lahko na pričujočem raziskovalnem področju prevzeli pomembno vlogo v domačem in širšem evropskem raziskovalnem prostoru. S takojšnjim vključevanjem projektnih vsebin in dosežkov v relevantne vsebine študijskih programov je bilo poskrbljeno tudi za neposredno povezavo med raziskovalnim in študijskim procesom ter za razvoj znanstvenih talentov. Pridobljene ugotovitve pa bodo v pomoč tudi vsem inštitucijam, ki so (ne)posredno vpletene v reševanje konfliktov zaradi pojavljanja divjadi v urbanih predelih (lovci, policija, gasilci, različne inšpekcijske službe, veterinarji, upravljavci cest, lokalne skupnosti itd.).

ANG

New knowledge and scientific findings obtained by the project realisation and increased possibility for the access to foreign knowledge will enable the Ministry of Agriculture, Forestry and Food to cope successfully with challenges and issues due to increasing abundance and spatial presence of game species in the urban environment and in other non-hunting areas, i.e. by enabling active management of populations. Moreover, a better understanding of the factors affecting the risk for collisions, and of the effectiveness of mitigation measures will ensure road managers as one of the key end-users adequate and rational implementation of tested deterrents and other mitigation measures to reduce the

number of game-vehicle collisions at the most problematic road sections. Consequently, road safety will increase for all road users, while the economic damage resulting from collisions as well as the mortality of wildlife on the roads will importantly decrease. Due to decrease of the economic damage and the reduction of the conflict events in urban areas, the project will significantly increase the welfare of Slovenian inhabitants, and will have in the long-term positive effects on the quality of life, particularly in urban and suburban areas. Realisation of the project is important for a broader society also because project findings enable adopting of suitable management decisions, including those for reducing number and extend of conflicts, which are expected to increase in the future by increasing the contact zones between settlements and natural habitats (wildland-urban interface), and consequently by higher abundance of wildlife in urban areas. Due to the current lack of systematically acquired knowledge on game in the urban environment, a systematic approach addressing the relevant and important problems ensured a promotion of our country within the professional and scientific community. Several scientific and professional papers, presentations, organization of an international professional-scientific meeting, cooperation in processes of adopting management decisions, and frequent media coverage also provided the adequate promotion of Slovenian science in the general public. Integration of several young co-workers (e.g. graduates of different study programmes) in the project realisation provided nice possibility for education of our own excellent researchers, who will be able in the future to take leadership in the field of wildlife research in Slovenia as well as in international scientific community. Immediate integration of project findings into the content of relevant courses on wildlife ecology and management provided also a direct link between the research and the study process as well as enabled the development of young talents. Moreover, our findings (will) also help all institutions that are (in)indirectly involved in management and solving of conflicts connected with the occurrence of game species in urban areas (hunters, police, firefighters, various inspection services, veterinarians, road managers, local communities, etc.).

11. Vpetost raziskovalnih rezultatov projektne skupine

11.1. Vpetost raziskave v domače okolje

Kje obstaja verjetnost, da bodo vaša znanstvena spoznanja deležna zaznavnega odziva?

- v domačih znanstvenih krogih
- pri domačih uporabnikih

Kdo (poleg sofinancerjev) že izraža interes po vaših spoznanjih oziroma rezultatih?^{1.1}

Lovska zveza Slovenije, območna združenja upravljalcev lovišč, Ministrstvo za okolje in prostor, Zavod za gozdove Slovenije, Zavod RS za varstvo narave, pedagoške organizacije (visokošolske, srednješolske), mediji.

11.2. Vpetost raziskave v tuje okolje

Kje obstaja verjetnost, da bodo vaša znanstvena spoznanja deležna zaznavnega odziva?

- v mednarodnih znanstvenih krogih
- pri mednarodnih uporabnikih

Navedite število in obliko formalnega raziskovalnega sodelovanja s tujini raziskovalnimi inštitucijami:^{1.2}

Skupno izvajanje magistrskega študijskega programa: 1. Nov Erasmus sporazum, gostovanje visokošolskih učiteljev v tujini: 1 + 1. Sodelovanje pri skupnih objavah, nastalih v sklopu projekta: 4 izvorni znanstveni članki.

Kateri so rezultati tovrstnega sodelovanja:^{1.3}

Skupno izvajanje magistrskega študijskega programa Wildlife management, conservation and control, pri katerem kot partnerji Univerze v Sassariju (Sardinija, Italija) sodelujemo

Biotehniška fakulteta in Visoka šola za varstvo okolja (<https://veterinaria.uniss.it/en/node/2276>). Sodelovanje prek Erasmus sporazumov in gostovanje na Szent István University, Gödöllő, Madžarska (VŠVO, B. Pokorny: gostujoča predavanja, predstavitev projektnih vsebin študentom). Sodelovanje pri skupnih objavah, konkretno pri štirih znanstvenih člankih, nastalih v sklopu projekta, z več raziskovalnimi organizacijami iz tujine: University of Sassari, Sassari (Italija); CDV Transport Research Centre, Brno (Češka); University of Sopron, Sopron (Madžarska); Norwegian Institute for Nature Research, Troindheim (Norveška); Mammal Research Institute, Bialowieza (Poljska); Univesity of Zagreb, Faculty for Agronomy, Zagreb (Hrvška).

12. Označite, katerega od navedenih ciljev ste si zastavili pri projektu, katere konkretne rezultate ste dosegli in v kakšni meri so doseženi rezultati uporabljeni

Cilj		
F.01	Pridobitev novih praktičnih znanj, informacij in veščin	
	Zastavljen cilj	<input checked="" type="radio"/> DA <input type="radio"/> NE
	Rezultat	Dosežen
	Uporaba rezultatov	Uporabljen bo v naslednjih 3 letih
F.02	Pridobitev novih znanstvenih spoznanj	
	Zastavljen cilj	<input checked="" type="radio"/> DA <input type="radio"/> NE
	Rezultat	Dosežen
	Uporaba rezultatov	V celoti
F.03	Večja usposobljenost raziskovalno-razvojnega osebja	
	Zastavljen cilj	<input checked="" type="radio"/> DA <input type="radio"/> NE
	Rezultat	Dosežen
	Uporaba rezultatov	Delno
F.04	Dvig tehnološke ravni	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	
	Uporaba rezultatov	
F.05	Sposobnost za začetek novega tehnološkega razvoja	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	
	Uporaba rezultatov	
F.06	Razvoj novega izdelka	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	
	Uporaba rezultatov	
F.07	Izboljšanje obstoječega izdelka	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	
	Uporaba rezultatov	
F.08	Razvoj in izdelava prototipa	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE

	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.09	Razvoj novega tehnološkega procesa oz. tehnologije	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.10	Izboljšanje obstoječega tehnološkega procesa oz. tehnologije	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.11	Razvoj nove storitve	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.12	Izboljšanje obstoječe storitve	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.13	Razvoj novih proizvodnih metod in instrumentov oz. proizvodnih procesov	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.14	Izboljšanje obstoječih proizvodnih metod in instrumentov oz. proizvodnih procesov	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.15	Razvoj novega informacijskega sistema/podatkovnih baz	
	Zastavljen cilj	<input checked="" type="radio"/> DA <input type="radio"/> NE
	Rezultat	Dosežen bo v naslednjih 3 letih <input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	Uporabljen bo v naslednjih 3 letih <input type="text"/>
F.16	Izboljšanje obstoječega informacijskega sistema/podatkovnih baz	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.17	Prenos obstoječih tehnologij, znanj, metod in postopkov v prakso	
	Zastavljen cilj	<input checked="" type="radio"/> DA <input type="radio"/> NE
	Rezultat	Dosežen bo v naslednjih 3 letih <input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	Uporabljen bo v naslednjih 3 letih <input type="text"/>

F.18	Posredovanje novih znanj neposrednim uporabnikom (seminarji, forumi, konference)	
	Zastavljen cilj	<input checked="" type="radio"/> DA <input type="radio"/> NE
	Rezultat	Dosežen <input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	V celoti <input type="text"/>
F.19	Znanje, ki vodi k ustanovitvi novega podjetja ("spin off")	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.20	Ustanovitev novega podjetja ("spin off")	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.21	Razvoj novih zdravstvenih/diagnostičnih metod/postopkov	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.22	Izboljšanje obstoječih zdravstvenih/diagnostičnih metod/postopkov	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.23	Razvoj novih sistemskih, normativnih, programskih in metodoloških rešitev	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.24	Izboljšanje obstoječih sistemskih, normativnih, programskih in metodoloških rešitev	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.25	Razvoj novih organizacijskih in upravljavskih rešitev	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.26	Izboljšanje obstoječih organizacijskih in upravljavskih rešitev	
	Zastavljen cilj	<input checked="" type="radio"/> DA <input type="radio"/> NE
	Rezultat	Dosežen bo v naslednjih 3 letih <input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	Uporabljen bo v naslednjih 3 letih <input type="text"/>
F.27	Prispevek k ohranjanju/varovanje naravne in kulturne dediščine	
	Zastavljen cilj	<input checked="" type="radio"/> DA <input type="radio"/> NE

	Rezultat	Dosežen <input type="checkbox"/>
	Uporaba rezultatov	Uporabljen bo v naslednjih 3 letih <input type="checkbox"/>
F.28	Priprava/organizacija razstave	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.29	Prispevek k razvoju nacionalne kulturne identitete	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.30	Strokovna ocena stanja	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.31	Razvoj standardov	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.32	Mednarodni patent	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.33	Patent v Sloveniji	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.34	Svetovalna dejavnost	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>
F.35	Drugo	
	Zastavljen cilj	<input type="radio"/> DA <input checked="" type="radio"/> NE
	Rezultat	<input type="text"/>
	Uporaba rezultatov	<input type="text"/>

Komentar

Neposredni rezultati raziskovalnega projekta glede na pomen in razvojne cilje so: • Pridobitev novih znanstvenih spoznanj in razumevanje ekoloških značilnosti vrst divjadi (sesalcev) v urbanem okolju. • Poznavanje javnega mnenja o divjadi v urbanem okolju in o družbeni sprejemljivosti različnih upravljavskih ukrepov. • Izhodišča za pripravo protokolov za reševanje problematike pojavljanja divjadi na nelovnih površinah. • Poznavanje

genetskih značilnosti najbolj pogostih vrst divjadi v Sloveniji, kar omogoča še boljše, trajnostno upravljanje populacij divjadi v prihodnje. • Večja informiranost, ozaveščenost in usposobljenost končnih uporabnikov (upravljalcev populacij) ter odločevalcev. • Razvoj in večja uporabnost podatkovnih baz na področju upravljanja divjadi (natančno evidentiranje lokacij trkov z divjadjo). • Dvig znanstvene odličnosti in mednarodne vpetosti članov projektne skupine. Dolgoročni rezultati raziskovalnega projekta pa so: • Trajnostno in uspešno upravljanje z divjadjo tudi na nelovnih površinah. • Možnost sprejema protokolov in sistematičnega sprejemanja ukrepov za reševanje konfliktnih situacij z divjadjo v urbanih območjih in na drugih nelovnih površinah. • Dvig strpnosti do divjadi v urbanem okolju in povečanje družbene sprejemljivosti ukrepov. • Povečana cestnoprometna varnost. • Dvig znanstvene odličnosti, mednarodne vpetosti in prepoznavnosti slovenskih raziskovalcev divjadi.

13. Označite potencialne vplive oziroma učinke vaših rezultatov na navedena področja

	Vpliv	Ni vpliva	Majhen vpliv	Srednji vpliv	Velik vpliv	
G.01	Razvoj visokošolskega izobraževanja					
G.01.01.	Razvoj dodiplomskega izobraževanja	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.01.02.	Razvoj podiplomskega izobraževanja	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.01.03.	Drugo: <input type="text"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02	Gospodarski razvoj					
G.02.01	Razširitev ponudbe novih izdelkov/storitev na trgu	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.02.	Širitev obstoječih trgov	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.03.	Znižanje stroškov proizvodnje	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.04.	Zmanjšanje porabe materialov in energije	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.05.	Razširitev področja dejavnosti	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.06.	Večja konkurenčna sposobnost	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.07.	Večji delež izvoza	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.08.	Povečanje dobička	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.09.	Nova delovna mesta	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.10.	Dvig izobrazbene strukture zaposlenih	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.11.	Nov investicijski zagon	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.02.12.	Drugo: <input type="text"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.03	Tehnološki razvoj					
G.03.01.	Tehnološka razširitev/posodobitev dejavnosti	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.03.02.	Tehnološko prestrukturiranje dejavnosti	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.03.03.	Uvajanje novih tehnologij	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.03.04.	Drugo: <input type="text"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.04	Družbeni razvoj					
G.04.01	Dvig kvalitete življenja	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.04.02.	Izboljšanje vodenja in upravljanja	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.04.03.	Izboljšanje delovanja administracije in javne uprave	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.04.04.	Razvoj socialnih dejavnosti	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.04.05.	Razvoj civilne družbe	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
G.04.06.	Drugo: <input type="text"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	

G.05.	Ohranjanje in razvoj nacionalne naravne in kulturne dediščine in identitete					
G.06.	Varovanje okolja in trajnostni razvoj					
G.07	Razvoj družbene infrastrukture					
G.07.01.	Informacijsko-komunikacijska infrastruktura					
G.07.02.	Prometna infrastruktura					
G.07.03.	Energetska infrastruktura					
G.07.04.	Drugo:					
G.08.	Varovanje zdravja in razvoj zdravstvenega varstva					
G.09.	Drugo:					

Komentar

Komentar glede neposrednih in dolgoročnih rezultatov ter učinkov projekta je za obe skupini vplivov podan zgoraj. Na tem mestu komentiramo dosežke na področju diseminacije rezultatov, ki so ključni za implementacijo rezultatov in za ustrezne učinke projekta. Tekom izvajanja projekta smo izvedli številne aktivnosti, namenjene promociji projekta, predstavitvi dosežkov splošni, strokovni in znanstveni javnosti, doseganju kakovostnih znanstvenih dosežkov ter dvigu znanstvene odličnosti (članov) projektne skupine. Te aktivnosti so zlasti:

- Objavili smo šest izvirnih znanstvenih člankov in enega preglednega, vsi so neposredno povezani z vsebino CRP projekta (Bončina in sod., 2019; Apollonio in sod., 2020; Bužan in sod., 2020a,b,c; Bíl in sod., 2021; Stronen in sod., 2021).
- Strokovni javnosti smo projekt predstavili z dvema strokovnima člankoma v reviji Lovec (Flajšman in sod., 2020; Pokorny in sod., 2020).
- Izvedli smo 18 predavanj na mednarodnih znanstvenih konferencah in na strokovnih dogodkih, namenjenih splošni javnosti oz. končnim uporabnikom (seznam je podan v poglavju 8.2 vsebinskega poročila).
- Širši javnosti smo projekt in problematiko divjadi v urbanem okolju večkrat predstavili v regionalnih medijih (npr. Radio Velenje, tednik Naš čas, televizija VTV).
- Vsebine CRP projekta smo v študijskih letih 2018/19, 2019/20 in 2020/21 vključili v izvedbo več predmetov na petih študijskih programih, ki jih izvajajo projektni partnerji; v sklopu projekta so nastale tri magistrske naloge (Gerič, 2020; Kumprej, 2020; Kuronja, 2020) in ena diplomska naloga (Papež, 2020).
- Izdelali smo več poročil za končne uporabnike, in sicer za vsebine, ki se prepletajo z vsebinami CRP projekta in za katere smo projektne aktivnosti vodili komplementarno (Pokorny in sod., 2018; Alagić in sod., 2019; Potočnik in sod., 2019; Al Sayegh Petkovšek in sod., 2020a-f).
- Objavili smo znanstveno monografijo Evrazijski šakal (Potočnik in sod., 2019b), in sicer v zelo veliki nakladi (21.000 izvodov). Monografija predstavlja vez med že zaključenim CRP projektom o šakalu, pri izvedbi katerega so sodelovali člani te projektne skupine (tri institucije in štirje raziskovalci), in pričujočim projektom.
- Po zaključku projekta (27. 3. 2021) smo skladno s projektnimi cilji organizirali strokovno-znanstveno posvetovanje na temo problematike divjadi na nelovnih površinah (21 predavateljev, od tega trije tuji raziskovalci; prek 150 udeležencev). Z namenom doseganja sinergističnih učinkov sodelovanja smo dogodek izvedli v sodelovanju s Strokovno-znanstvenim svetom Lovske zveze Slovenije, tj. kot 12. Slovenski lovski dan.
- S sofinancerjem smo sodelovali pri pripravi Odločbe za izredni poseg v populacije divjadi, ne glede na lovno dobo, na nelovnih površinah na območju dela lovišča Rakovnik-Škofljica znotraj obroča avtocestne obvoznice okrog Ljubljane (341-100/2020/7), ki bo v prihodnje predstavljala model, kako upravljati z divjadjo na večjih kompleksih nelovnih površin.

14. Naslov spletne strani za projekte, odobrene na podlagi Javnih razpisov za sofinanciranje ciljnih raziskovalnih projektov za leta 2017, 2018 in 2019¹⁴

<http://divjad.np.gozdis.si/>

C. IZJAVE

Podpisani izjavljam/o, da:

- so vsi podatki, ki jih navajamo v poročilu, resnični in točni;
- se strinjamo z obdelavo podatkov v skladu z zakonodajo o varstvu osebnih podatkov za potrebe ocenjevanja in obdelavo teh podatkov za evidence ARRS;
- so vsi podatki v obrazcu v elektronski obliki identični podatkom v obrazcu v pisni obliki (v primeru, da poročilo ne bo oddano z digitalnima podpisoma);
- so z vsebino zaključnega poročila seznanjeni in se strinjajo vsi soizvajalci projekta;
- bomo sofinancerjem istočasno z zaključnim poročilom predložili tudi elaborat na zgoščenki (CD), ki ga bomo posredovali po pošti, skladno z zahtevami sofinancerjev.

Podpisi:

*zastopnik oz. pooblaščen oseba
raziskovalne organizacije prijaviteljice:*

in

vodja raziskovalnega projekta:

Gozdarski inštitut Slovenije

Boštjan Pokorny

ŽIG

Datum:

12.5.2021

Oznaka poročila: ARRS-CRP-ZP-2021/13

¹ Napišite povzetek raziskovalnega projekta (največ 3.000 znakov v slovenskem in angleškem jeziku). [Nazaj](#)

² Navedite cilje iz prijave projekta in napišite, ali so bili cilji projekta doseženi. Navedite ključne ugotovitve, znanstvena spoznanja, rezultate in učinke raziskovalnega projekta in njihovo uporabo ter sodelovanje s tujimi partnerji. Največ 12.000 znakov vključno s presledki (približno dve strani, velikost pisave 11). [Nazaj](#)

³ Realizacija raziskovalne hipoteze. Največ 3.000 znakov vključno s presledki (približno pol strani, velikost pisave 11). [Nazaj](#)

⁴ Navedite morebitna bistvena odstopanja in spremembe od predvidenega programa dela raziskovalnega projekta, zapisanega v prijavi raziskovalnega projekta. Navedite in utemeljite tudi spremembe sestave projektne skupine v zadnjem letu izvajanja projekta. Če sprememb ni bilo, navedite »Ni bilo sprememb«. Največ 6.000 znakov vključno s presledki (približno ena stran, velikosti pisave 11). [Nazaj](#)

⁵ Navedite dosežke na raziskovalnem področju, ki so nastali v okviru tega projekta. Raziskovalni dosežek iz obdobja izvajanja projekta (do oddaje zaključnega poročila) vpišete tako, da izpolnite COBISS kodo dosežka – sistem nato sam izpolni naslov objave, naziv, IF in srednjo vrednost revije, naziv FORD področja ter podatek, ali je dosežek uvrščen v A'' ali A'. [Nazaj](#)

⁶ Navedite dosežke na področju gospodarstva, družbenih in kulturnih dejavnosti, ki so nastali v okviru tega projekta. Dosežke iz obdobja izvajanja projekta (do oddaje zaključnega poročila) vpišete tako, da izpolnite COBISS kodo dosežka – sistem nato sam izpolni naslov objave, naziv, IF in srednjo vrednost revije, naziv FORD področja ter podatek, ali je dosežek uvrščen v A'' ali A'.

Dosežek na področju gospodarstva, družbenih in kulturnih dejavnosti je po svoji strukturi drugačen kot dosežek na raziskovalnem področju. Povzetek dosežka na raziskovalnem področju je praviloma povzetek bibliografske enote (članka, knjige), v kateri je dosežek objavljen.

Povzetek dosežka na področju gospodarstva, družbenih in kulturnih dejavnosti praviloma ni povzetek bibliografske enote, ki ta dosežek dokumentira, ker je dosežek sklop več rezultatov raziskovanja, ki je lahko dokumentiran v različnih bibliografskih enotah. COBISS ID zato ni enoznačen, izjemoma pa ga lahko tudi ni (npr. prehod mlajših sodelavcev v gospodarstvo na pomembnih raziskovalnih nalogah, ali ustanovitev podjetja kot rezultat projekta ... - v obeh primerih ni COBISS ID). [Nazaj](#)

⁷ Navedite rezultate raziskovalnega projekta iz obdobja izvajanja projekta (do oddaje zaključnega poročila) v primeru, da katerega od rezultatov ni mogoče navesti v točkah 7 in 8 (npr. v sistemu COBISS rezultat ni evidentiran). Največ 2.000 znakov, vključno s presledki. [Nazaj](#)

⁸ Pomen raziskovalnih rezultatov za razvoj znanosti in za razvoj Slovenije bo objavljen na spletni strani: <http://sicris.izum.si/> za posamezen projekt, ki je predmet poročanja. [Nazaj](#)

⁹ Največ 4.000 znakov, vključno s presledki. [Nazaj](#)

¹⁰ Največ 4.000 znakov, vključno s presledki. [Nazaj](#)

^{1 1} Največ 500 znakov, vključno s presledki. [Nazaj](#)

^{1 2} Največ 500 znakov, vključno s presledki. [Nazaj](#)

^{1 3} Največ 1.000 znakov, vključno s presledki. [Nazaj](#)

^{1 4} Izvajalec mora za projekte, odobrene na podlagi Javnega razpisa za izbiro raziskovalnih projektov Ciljnega raziskovalnega programa »CRP 2017« v letu 2017 in Ciljnega raziskovalnega programa »CRP 2019« v letu 2019 ter Javnega razpisa za izbiro raziskovalnih projektov Ciljnega raziskovalnega programa »Zagotovimo.si hrano za jutri« v letu 2018, na spletnem mestu svoje RO odpreti posebno spletno stran, ki je namenjena projektu. Obvezne vsebine spletne strani so: vsebinski opis projekta z osnovnimi podatki glede financiranja, sestava projektne skupine s povezavami na SICRIS, faze projekta in njihova realizacija, bibliografske reference, ki izhajajo neposredno iz izvajanja projekta ter logotip ARRS in drugih sofinancerjev. Spletna stran mora ostati aktivna še 5 let po zaključku projekta. [Nazaj](#)

Obrazec: ARRS-CRP-ZP/2021 v1.00

AF-17-C4-81-73-5B-A4-F0-CC-B9-8C-31-F4-33-A3-3D-AE-5D-0A-71



DIVJAD V NASELJIH, NA CESTAH IN DRUGIH NELOVNIH POVRŠINAH: TEŽAVE, IZZIVI IN REŠITVE (V4-1825)

Ciljni raziskovalni program »Zagotovimo.si hrano za jutri«

KONČNO POROČILO

Gozdarski inštitut Slovenije
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta
Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko
Univerza na Primorskem, Fakulteta za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije
Visoka šola za varstvo okolja



November 2020

Financer: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano (MKGP)
Dunajska 22, 1000 Ljubljana

Javna agencija za raziskovalno dejavnost RS (ARRS)
Bleiweisova cesta 30, 1000 Ljubljana

Skrbnici pogodbe: mag. Alenka Korenjak (MKGP)
Ljiljana LUČIČ (ARRS)

Vsebinski spremljevalec: dr. Matevž Adamič (MKGP)

Naslov projekta: **DIVJAD V NASELIH, NA CESTAH IN DRUGIH NELOVNIH POVRŠINAH: TEŽAVE, IZZIVI IN REŠITVE**

Šifra projekta: V4–1825

Izvajalci: Gozdarski inštitut Slovenije
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta
Univerza na Primorskem, Fakulteta za matematiko, naravoslovje
in informacijske tehnologije
Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko
Visoka šola za varstvo okolja

Vodja projekta: prof. dr. Boštjan POKORNY

Avtorji poročila: prof. dr. Boštjan POKORNY
dr. Katarina FLAJŠMAN
Ajša ALAGIĆ
prof. dr. Tom LEVANIČ
dr. Hubert POTOČNIK
Jaka ČRTALIČ
Franc KLJUN
Maša ZAGORAC
Rebeka LAHARNAR
prof. dr. Ivan KOS
prof. dr. Elena BUŽAN
Urška GERIČ
Sandra POTUŠEK
Felicita URZI
prof. dr. Andrej ŠORGO
doc. dr. Samar Al SAYEGH PETKOVŠEK

Število izvodov: 3

Kraj in datum: Velenje, Koper, Ljubljana in Maribor, november 2020

Vodja projekta: prof. dr. Boštjan Pokorny

Direktor GIS: doc. dr. Primož SIMONČIČ



KLUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

- KG** nelovne površine / urbano okolje/ divjad / prostoživeči parkljarji / male zveri / glodavci / divji prašič / evropska srna / navadni jelen / lisica / kuna belica / jazbec / navadni polh / nutrija / konflikti / genetske analize / populacijska struktura / sorodstvena razmerja / telemetrija / prehrana / družbena sprejemljivost / odvzem / odlov / ukrepi / pasti / upravljanje populacij
- AV** POKORNY, Boštjan / FLAJŠMAN, Katarina / ALAGIČ, Ajša / LEVANIČ, Tom / POTOČNIK, Hubert / ČRTALIČ, Jaka / KLJUN, Franc / ZAGORAC, Maša / LAHARNAR, Rebeka / KOS, Ivan / BUŽAN, Elena / GERIČ, Urška / POTUŠEK, Sandra / URZI, Felicita / ŠORGO, Andrej / AL SAYEGH PETKOVŠEK, Samar
- KZ** Večna pot 2, 1000 Ljubljana
ZA Gozdarski inštitut Slovenije
LI 2020
- IN** **DIVJAD V NASELJIH, NA CESTAH IN DRUGIH NELOVNIH POVRŠINAH: TEŽAVE, IZZIVI IN REŠITVE**
- Ciljni raziskovalni program »Zagotovimo.si hrano za jutri« (projekt V4–1825)
- TD** KONČNO POROČILO
- OP** X, 207 s., 43 tab., 76 sl., 520 ref.
IJ SL
Jl sl
- AI** Intenzivna urbanizacija povzroča večanje obsega urbane in polurbane krajine in s tem zmanjševanje ter drobljenje tradicionalnih habitatov prostoživečih živali. Zaradi sočasnega zaraščanja kmetijske krajine se povečuje kontaktna cona med urbanih območji in naravnimi habitatih prostoživečih živali. Posledično številne živalske vrste (tudi divjadi) vedno pogosteje živijo v naseljih in drugih antropogeno spremenjenih habitatih, zato so vedno pogostejše interakcije prostoživečih živali z ljudmi, kar pogosto povzroča nastanek različnih konfliktov. Proučevanje vrst divjadi, konfliktov z njimi, možnosti zmanjševanja le-teh in upravljanja s populacijami v naseljih ter drugih nelovnih površinah je še posebej pomembno, saj v primeru nastanka škod na nelovnih površinah odgovarja država kot lastnica divjadi. V CRP projektu, ki je potekal v obdobju 2018–2020, smo skušali pridobiti nova znanja, ki bi omogočala lažje reševanje problematike vedno pogostejšega pojavljanja divjadi v naseljih in drugih nelovnih površinah. V poročilu so sistematično in celostno predstavljeni/e: (i) stanje v Evropi; (ii) problemi, ki jih povzroča divjad na nelovnih površinah v Sloveniji, s posebnim poudarkom na (iii) trkih z vozili; (iv) ugotovitve o nekaterih bioloških značilnosti izbranih vrst divjadi v urbanem okolju, pridobljene s telemetrijskim spremljanjem malih zveri (lisice, šakala) in izotopskimi analizami prehrane lisic; (v) genetske značilnosti izbranih vrst divjadi v suburbani krajini; (vi) odnos ljudi do divjadi v urbanih območjih in družbena sprejemljivost ukrepov, in sicer na primeru nutrije kot invazivne tujerodne vrste ter izbrane specifične situacije, tj. zahajanja divjadi na pokopališča. Četudi pomemben del javnosti v splošnem ne podpira drastičnih/letalnih ukrepov zoper divjad v urbanem okolju, pa strategije za dolgoročno učinkovito reševanje problematike konfliktov z divjadjo na nelovnih površinah – poleg spremljajočih ukrepov, kot so zmanjšanje dostopnosti prehranskih virov antropogenega izvora, zmanjševanje habitatne primernosti (delov) urbanega okolja in ozaveščanje javnosti – vendarle morajo vsebovati tudi metode in tehnike za odganjanje, premestitev ter tudi odvzem osebkov iz urbanega okolja. Sobivanje ljudi in divjadi v urbanem okolju ima pomembne vplive na počutje prebivalcev, gospodarstvo, dožemanje vrst, pomena/uspehov naravovarstva in smiselnosti upravljanja populacij ter na razumevanje zdravstvenih tveganj; slednje je postalo še posebej aktualno v letu 2020 zaradi pandemije bolezni Covid-19. Zaradi tega odnos ljudi do divjadi v urbanem okolju pomembno vpliva na splošno dožemanje divjadi in drugih prostoživečih živali, a tudi na razumevanje pomena varstva in upravljanja populacij.

KAZALO VSEBINE

1	UVOD	1
1.2	NAMEN IN CILJI IZVEDBE PROJEKTA	4
2	PREGLED STANJA V EVROPI	5
2.1	PREGLED OBJAV O DIVJADI V URBANEM OKOLJU	5
2.1.1	Uvod	5
2.1.2	Material in metode	7
2.1.3	Prostoživeči parkljarji	8
2.1.4	Male (srednje velike) zveri	14
2.1.5	Glodavci	22
2.2	STANJE V EVROPSKIH DRŽAVAH: PROBLEMI IN PRISTOPI	28
2.2.1	Uvod	28
2.2.2	Metode dela	28
2.2.3	Ugotovitve in razprava	29
3	PROBLEMI, KI JIH POVZROČA DIVJAD NA NELOVNIH POVRŠINAH V SLOVENIJI	38
3.1	ŠKODE NA NELOVNIH POVRŠINAH V SLOVENIJI	38
3.1.1	Uvod	38
3.1.2	Rezultati in razprava	39
3.2	PREGLED OBJAV V MEDIJIH	52
4	TRKI Z DIVJADJO NA PROMETNICAH	54
4.1	OPREDELITEV PROBLEMA	54
4.2	VPLIV UKREPOV ZOPER COVID-19 NA POVOZ DIVJADI	59
4.2.1	Uvod	59
4.2.2	Material in metode	59
4.2.3	Rezultati in razprava	61
4.3	UKREPI ZA ZMANJŠANJE TRKOV Z DIVJADJO NA DRŽAVNIH CESTAH	64
4.3.1	Uvod	64
4.3.2	Pregled literature in dosedanjih raziskav	64
4.3.3	Ključne ugotovitve	69
4.4	UKREPI ZA ZMANJŠANJE TRKOV Z DIVJADJO NA AVTOCESTAH	75
4.4.1	Namen in cilji	75
4.4.2	Material in metode	77
4.4.3	Ugotovitve	80
4.5	POVOZ DIVJADI NA ŽELEZNIŠKIH PROGAH	81
4.5.1	Uvod	81
4.5.2	Problematika povoza živali na železnicah v Sloveniji	81
4.5.3	Zaključne ugotovitve	87
5	BIOLOŠKE ZNAČILNOSTI IZBRANIH VRST DIVJADI V (SUB)URBANEM OKOLJU	88
5.1	PROSTORSKO VEDENJE DVEH SINANTROPNIH OZ. SINURBANIH VRST – LISICE IN ŠAKALA	88
5.1.1	Uvod	88
5.2.2	Metode	92
5.2.3	Rezultati in razprava	99
5.1.4	Pregled nabavljene opreme za telemetrijo malih zveri in usmeritve za nadaljnje delo	116

5.2	PREHRANSKE ZNAČILNOST LISIC V URBANIH OKOLJIH V SLOVENIJI	117
5.2.1	Uvod.....	117
5.2.2	Prehranske značilnosti lisic	118
5.2.3	Metode	119
5.2.4	Rezultati	123
5.2.5	Razprava	125
6	DOLOČITEV GENETSKIH ZNAČILNOSTI IZBRANIH VRST DIVJADI V SUBURBANI KRAJINI . 126	
6.1	IZHODIŠČA	126
6.2	DOLOČITEV GENETSKE STRUKTURE SRNJADI V SLOVENIJI	127
6.2.1	Uvod.....	127
6.2.2	Material in metode	128
6.2.3	Rezultati in razprava	136
6.3	GENETSKA POVEZANOST IN SORODSTVENA RAZMERJA SRNJADI	149
6.3.1	Uvod.....	149
6.3.1	Material in metode	150
6.3.3	Rezultati in razprava	153
6.4	GENETSKA STRUKTURA LISIC V SLOVENIJI.....	159
6.4.1	Uvod.....	159
6.4.2	Material in metode	160
6.4.3	Preliminarni rezultati	162
7	ODNOS LJUDI DO DIVJADI V URBANIH OBMOČJIH IN SPREJEMLJIVOST UKREPOV	164
7.1	IZHODIŠČA IN UVODNA POJASNILA.....	164
7.2	UPRAVLJANJE Z DIVJADJO NA POKOPALIŠČIH.....	164
7.2.1	Uvod.....	164
7.2.2	Metode dela.....	165
7.2.3	Rezultati	166
7.2.4	Sklepi.....	169
7.3	ODNOS DO NUTRIJ IN ZNANJE O NJIH	171
7.3.1	Uvod.....	171
7.3.2	Metode dela.....	172
7.3.3	Rezultati	172
7.3.4	Sklepi.....	176
7.4	POVZETEK Z ZAKLJUČKI.....	178
8	INFORMIRANJE JAVNOSTI IN DISEMINACIJA REZULTATOV	179
8.1	AKTIVNOSTI ZA PREDSTAVITEV CRP PROJEKTA IN PRENOS DOSEŽKOV V JAVNOST	179
8.2	BIBLIOGRAFSKI DOSEŽKI PROJEKTNE SKUPINE.....	181
8.2.1	Objavljena dela in dela v postopu objave	181
8.2.2	Dela v nastajanju.....	184
9	ZAKLJUČEK.....	185
10	VIRI IN LITERATURA	187
11	ZAHVALA	Napaka! Zaznamek ni definiran.

KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1:	Pregled intervjuvancev o stanju divjadi v urbanem okolju v Evropi in njihovih odzivov... 29
Preglednica 2:	Povzetek odgovorov o stanju divjadi v urbanem okolju v evropskih državah: najbolj problematične vrste in glavne težave. 30
Preglednica 3:	Pregled aktivnosti za regulacijo številčnosti oz. odstranitvev divjadi iz urbanih območij in ravnanje z ujetimi živalmi v drugih evropskih državah. 33
Preglednica 4:	Pregled medijskih in spletnih objav o vplivih koronavirusa in epidemioloških ukrepov na obnašanje živali ter njihovo pogostejše pojavljanje v urbanem okolju v letu 2020. 36
Preglednica 5:	Število letno prijavljenih škodnih dogodkov, ki jih je povzročila divjad na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 39
Preglednica 6:	Število prijavljenih škodnih primerov po posameznih vrstah škode, ki jih je na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 povzročila parkljasta divjad 43
Preglednica 7:	Število prijavljenih škodnih primerov po posameznih vrstah škode, ki jih je na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 povzročila mala divjad 44
Preglednica 8:	Pregled medijskih in spletnih objav o divjadi v urbanem okolju v slovenskem prostoru. . 52
Preglednica 9:	Število povoženih osebkov različnih vrst iz družine jelenov v tistih evropskih državah, za katere obstajajo zanesljivi podatki 55
Preglednica 10:	Evidentiran povoz prostoživečih parkljarjev v Sloveniji v obdobju 2002–2019 56
Preglednica 11:	Evidentiran povoz izbranih vrst male divjadi v Sloveniji v obdobju 2010–2019 58
Preglednica 12:	Vir uporabljenih podatkov za določitev vpliva epidemioloških ukrepov zoper bolezen Covid-19 na število povožene divjadi (predvsem parkljarjev) po posameznih državah 59
Preglednica 13:	Število povoženih živali v obdobju 1. 1. 2015 – 30. 6. 2020, ki smo jih vključili v določitev vpliva epidemioloških ukrepov zoper bolezen Covid-19 na trke z divjadjo 60
Preglednica 14:	Število povoženih parkljarjev na opremljenih odsekih cest v Pomurskem LUO po namestitvi modrih odsevnikov v enoletnem obdobju (365 dni) od datuma namestitve odvrtačal (2019–2020) v primerjavi z istimi obdobji v letih 2015–2019 70
Preglednica 15:	Število povožene srnjadi na opremljenih odsekih cest v Pomurskem LUO po namestitvi modrih odsevnikov v enoletnem obdobju (365 dni) od datuma namestitve odvrtačal (2019–2020) v primerjavi z istimi obdobji v letih 2015–2019 71
Preglednica 16:	Registriran povoz po avtocestnih bazah v letih 2014, 2016 in 2018 76
Preglednica 17:	Število povozov po vrstah prostoživečih živali na odsekih železniških prog v obdobju 1. 1. 2015 – 31. 12. 2019 82
Preglednica 18:	Seznam pododsekov, kjer smo evidentirali največje zgojitve povozov 84
Preglednica 19:	Pregled atraktivnih točk oz. točk vračanja lisice 105
Preglednica 20:	Pregled nabavljene opreme za telemetrično spremljanje malih zveri v CRP projektu ... 116
Preglednica 21:	Podatki o vzorcih, uporabljenih za izotopske analize oz. določitev prehranskih značilnosti lisic v Sloveniji. 120
Preglednica 22:	Podatki o razmerju stabilnih izotopov ogljika in dušika, deležu ogljika in dušika ter C:N razmerju v mišičnini analiziranih lisic. 123

Preglednica 23: Regionalizirani podatki o razmerju stabilnih izotopov ogljika in dušika v mišičnini analiziranih lisic	123
Preglednica 24: Pregled vnaprej definiranih raziskovalnih območij (»populacij«) in podatki o velikosti vzorca v posameznih območjih oz. o številu samic srnjadi (večinoma mladice), ki smo jih vključili v določitev genetske strukture srnjadi v Sloveniji	128
Preglednica 25: Podroben opis 14 mikrosatelitnih lokusov	131
Preglednica 26: Podatki o p-vrednostih za 13 polimorfni mikrosatelitnih lokusov	136
Preglednica 27: Znotrajpopulacijska genetska variabilnost populacij evropske srne v Sloveniji	137
Preglednica 28: Parne vrednosti F_{ST} med desetimi populacijami evropske srne v Sloveniji	138
Preglednica 29: Rezultat analize molekularne variance (AMOVA) v hierarhičnem zaporedju	144
Preglednica 30: Rezultat analize molekularne variance (AMOVA) v hierarhičnem zaporedju	154
Preglednica 31: Pregled potomcev srnjadi in njihovih potencialnih očetov (srnjakov)	155
Preglednica 32: Pregled potomcev srnjadi in njihovih potencialnih mater (srn)	155
Preglednica 33: Pregled vnaprej definiranih raziskovalnih območij (»populacij«) in podatki o velikosti vzorca v posameznih območjih oz. o številu lisic, ki smo jih vključili v določitev genetske strukture te vrste Sloveniji.	161
Preglednica 34: Opis 18 mikrosatelitnih lokusov, ki smo jih uporabili v molekularnih analizah lisic	161
Preglednica 1: Frekvence in opisne statistike odgovorov na vprašanje »Ali ste kdaj na pokopališču videli katero od spodaj zapisanih živali«	166
Preglednica 2: Frekvence in opisne statistike odgovorov na vprašanje o njihovem (ne)strinjanju s sprejemljivostjo navedenih ukrepov, s katerimi bi upravitelj pokopališč uravnaval število prostoživečih živali na pokopališčih	166
Preglednica 3: Rezultati PCA vprašalnika o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z divjadjo na pokopališčih	168
Preglednica 39: Neposredne izkušnje z nutrijami	172
Preglednica 40: Frekvenca in opisna statistika trditev, ki se navezujejo na mnenje o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju	172
Preglednica 41: Rezultati PCA vprašalnika o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju	174
Preglednica 42: Frekvence in opisna statistika trditev, ki se navezujejo na mnenje o nutrijah in upravljanju z njimi v naravnem in urbanem okolju	175
Preglednica 4: Rezultati PCA vprašalnika o mnenju o nutrijah in upravljanju z njimi v naravnem in urbanem okolju	176

KAZALO SLIK

Slika 1:	Nutrija (<i>Ondatra zibethicus</i>) je invazivna tujerodna vrsta, ki je vedno pogostejše prisotna v evropskih mestih, tudi v Ljubljani in Kopru	27
Slika 2:	Vrane in golobi lahko s svojim iztrebljanjem povzročajo onesnaževanje nekaterih kulturno-zgodovinskih objektov in s tem sprožajo negativna čustva ljudi; prizor izpred katedrale Notre-Dame v Parizu	32
Slika 3:	Število škodnih dogodkov na nelovnih površinah (ne glede na vrsto divjadi in vrsto škode) po lovskoupravljaljskih območjih v obdobju 2008–2018	40
Slika 4:	Prostorska razporeditev vseh prijavljenih škodnih primerov (ne glede na vrsto divjadi in vrsto škode) na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018.....	40
Slika 5:	Škodni primeri na nelovnih površinah v Sloveniji po vrstah škode v obdobju 2008–2018	41
Slika 6:	Število škodnih primerov po LUO-jih glede na vrsto divjadi, ki je škodo povzročila.....	42
Slika 7:	Število škodnih primerov na nelovnih površinah glede na mesec dogodka in vrsto škode (združeno za vse vrste divjadi, obdobje 2008–2018).	42
Slika 8:	Pregled škodnih primerov (ne glede na vrsto škode) na nelovnih površinah v Sloveniji po posameznih vrstah divjadi v obdobju 2008–2018	43
Slika 9:	Prostorski prikaz vseh in izbranih prijavljenih škod, ki jih je v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila jelenjad.....	46
Slika 10:	Prostorski prikaz vseh in izbranih prijavljenih škod, ki jih je v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročil divji prašič.....	47
Slika 11:	Prostorski prikaz vseh in izbranih prijavljenih škod, ki jih je v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila srnjad.....	48
Slika 12:	Prostorski prikaz vseh in izbranih prijavljenih škod, ki jih je v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila lisica.....	49
Slika 13:	Prostorski prikaz vseh in izbranih prijavljenih škod, ki jih je v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila kuna belica.....	50
Slika 14:	Prostorski prikaz prijavljenih škod, ki so jih v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročile druge vrste divjadi: jazbec, poljski zajec, navadni polh, damjak in muflon, fazan ter šoja	51
Slika 15:	Relativno zmanjšanje (v %) dnevne intenzitete prometa v enajstih evropskih državah v obdobju ODSUC-19 (11. do 26. zaporedni teden v letu 2020) v primerjavi z istim tednom v letu 2019 ...	60
Slika 16:	Ocena zmanjšanja (v %) števila povožene divjadi v enajstih evropskih državah v obdobju ODSUC-19 (11.–26. zaporedni teden v letu 2020) v primerjavi s pričakovanim številom v tem obdobju	62
Slika 17:	Časovne serije in zmanjšanje števila povožene divjadi (v % glede na pričakovano število) v Sloveniji v posameznih zaporednih tednih v letu 2020 v obdobju ODSUC-19.....	63
Slika 18:	Modri odsevnik, nameščen na obcestni smernik	68
Slika 19:	Primerjava med skupnim številom povoženih osebkov treh vrst parkljarjev (srnjad, jelenjad, divji prašič) in samo srnjadi (v oklepaju) na opremljenem odseku državne ceste 443/321 (Odranci – Beltinci) po namestitvi modrih odsevnikov	72
Slika 20:	Primerjava med skupnim številom povoženih osebkov treh vrst parkljarjev (srnjad, jelenjad, divji prašič) in samo srnjadi na opremljenem odseku državne ceste 726/1322 (Srednja Bistrica – Razkrižje) po namestitvi modrih odsevnikov.....	73

Slika 21: Primerjava med skupnim številom povoženih osebkov treh vrst parkljarjev (srnjad, jelenjad, divji prašič) in samo srnjadi na opremljenem odseku državne ceste 442/1318 (Martjanci – Dobrovnik) po namestitvi modrih odsevnikov	74
Slika 22: Povož divjadi na AC odseku Grosuplje – Ivančna Gorica v letu 2019.	78
Slika 23: Povož divjadi na AC odseku Bertoki – Koper v letu 2019.	79
Slika 24: Prikaz pododsekov slovenskih železniških prog z zgotovitvijo povozov velikih sesalcev (prostoživečih parkljarjev in velikih zveri) na letni ravni za obdobje 1. 1. 2015 – 31. 12. 2019 ...	85
Slika 25: Povož velikih sesalcev na odseku železniške proge Verd – Logatec v obdobju 1. 1. 2015 – 31. 12. 2019.	86
Slika 25: Na železniških progah prihaja tudi do masovnega povozu prostoživečih parkljarjev: avgusta 2007 je bilo na odseku Vrhnika–Postojna (pri Bistri) hkrati povoženih 15 divjih prašičev	87
Slika 27: Karta širšega območja Ljubljanskega barja in območje, kjer je potekalo telemetrično spremljanje lisice	92
Slika 28: Karta proučevanega območja telemetrične študije lisice in razporeditev rabe prostora.	93
Slika 29: Raba tal preučevanega območja telemetrične študije lisice na območju Črne vasi na Ljubljanskem barju.....	93
Slika 30: Proučevano območje telemetrične študije šakalov na Krasu.	94
Slika 31: Lisica, ujeta 7. 11. 2019 pri Črni vasi, v prehodni zabojni pasti pred nameščanjem telemetrične ovratnice	96
Slika 32: Odlovljeni in z GPS telemetričnimi ovratnicami opremljeni šakali v času trajanja projekta 2018–2020	97
Slika 33: Lokacije lisice, ki jih je zajela GPS ovratnica med 7. 11. 2019 in 25. 4. 2020	100
Slika 34: Velikosti in obseg domačega okoliša lisice po cenilki minimalnih konveksnih poligonov	100
Slika 35: Povečevanje domačega okoliša lisice (izračunanega z metodo MCP) z daljšanjem časa telemetričnega spremljanja.....	101
Slika 36: Kernel cenilka domačega okoliša oz. območje aktivnosti lisice	101
Slika 37: Minimalne prepotovane dnevne razdalje lisice v obdobju spremljanja	102
Slika 38: Spreminjanje velikosti dnevnih območij (100 % MCP), na katerih se je zadrževala lisica, in prepotovanih minimalnih dnevnih razdalj med posameznimi socialnimi obdobji	103
Slika 39: Primerjava dnevnih in nočnih prepotovanih razdalj lisice.....	103
Slika 40: Aktivnost lisice ob posameznih urah	103
Slika 41: Raster oddaljenosti točk/lokacij, na katerih je bila registrirana lisica, od najbližje stavbe in najbližje ceste	104
Slika 42: Oddaljenost posnetih lokacij lisice od najbližje stavbe oz. ceste v primerjavi z naključno oddaljenimi točkami v prostoru kaže, da se je lisica v bližini stavb in cest zadrževala pogosteje, kot bi to pričakovali pri naključni rabi prostora	104
Slika 43: Atraktivne točke oz. točke vračanja lisice.....	106
Slika 44: Razporeditev domačih okolišev telemetrično spremljanih šakalov na območju senožeškega in sežanskega krasa med leti 2018 in 2020.	107
Slika 45: Dnevna dinamika povprečne razdalje med šestimi lokacijami v posameznem dnevu, ki so jo prepotovali posamezni osebki šakalov v obdobju njihovega spremljanja	107

Slika 46:	Gibanje in domači okoliš samca Bineta med 27. 9. in 10. 12. 2019.....	110
Slika 47:	Gibanje in domači okoliš samice Nadje med 2. 12. 2019 in 6. 3. 2020.....	110
Slika 48:	Gibanje in domači okoliš samice Jane med 27. 9. 2019 in 31. 10. 2020.....	111
Slika 49:	Gibanje in domači okoliš samca Jana med 11. 7. 2020 in 31. 10. 2020.....	111
Slika 50:	Gibanje in domači okoliš samice Neje med 18. 11. 2019 in 31. 10. 2020.....	112
Slika 51:	Gibanje in domači okoliš samca Luka med 8. 4. 2018 in 2. 11. 2018.....	112
Slika 52:	Gibanje in domači okoliš samca Trstelja med 18. 11. 2018 in 17. 5. 2020.....	113
Slika 53:	Oddaljenost šakalov od najbližjega naselja oz. ceste v primerjavi z naključno oddaljenimi točkami v prostoru kaže, da se šakali naseljem in cestam ne izogibajo, prav tako pa se jim ne približujejo pogosteje, kot bi to pričakovali pri naključni rabi prostora.....	114
Slika 54:	Aktivnost šakalje samice (Jana) v različnih obdobjih letnega socialnega cikla.....	114
Slika 55:	Potovalna aktivnost (mediane razdalj med zaporednima lokacijama) šakalje samice (Nadja) v predparitvenem obdobju v primerjavi z obdobjem parjenja je bila značilno večja.....	115
Slika 56:	Vrednosti $\delta^{13}\text{C}$ in $\delta^{15}\text{N}$ v mišičnini lisic v Sloveniji, razdeljene na štiri regije.....	124
Slika 57:	Prostorski prikaz lokacij vzorčenja enoletnih srn (mladic), razdeljenih v 10 skupin/populacij ..	129
Slika 58:	Genetska struktura populacij evropske srne v Sloveniji, pridobljena s programom STRUCTURE.....	138
Slika 59:	Genetska struktura evropske srne v Sloveniji na podlagi Q vrednosti iz programa STRUCUTRE.....	139
Slika 60:	Populacijska struktura srnjadi, določena s programom Geneland za neodvisni model.....	139
Slika 61:	Razporeditev vzorcev glede na koordinate in gostoto gruče, z neodvisnim modelom.....	140
Slika 62:	Populacijska struktura srnjadi, določena s programom Geneland za povezan model.....	140
Slika 63:	Razporeditev vzorcev glede na koordinate in gostoto gruče, s povezanim modelom.....	141
Slika 64:	Kumulativna varianca glede na število glavnih osi v PCA analizi.....	141
Slika 65:	BIC vrednosti za število gruč.....	141
Slika 66:	Razporeditev diskriminant glede na to, kakšen procent variabilnosti v podatkih pojasnijo.....	142
Slika 67:	Delitev gruč srnjadi v Sloveniji, prepoznanih z DAPC analizo.....	142
Slika 68:	Razporeditev populacij v gruče (klastre).....	143
Slika 69:	Palični graf, ki prikazuje verjetnost števila članov za vsak osebek.....	143
Slika 70:	Jedrna gostota glede na Mantelov test izolacije z distanco z regresijsko premico.....	144
Slika 71:	Lokacije odvzema osebkov srnjadi v obdobju maj 2017 – februar 2018, za katere smo izvedli genetske analize, s prikazom najpomembnejših barier v lovišča Oljka, Šmartno ob Paki.....	151
Slika 72:	Lokacije odvzema osebkov srnjadi, za katere smo ugotovili starševske povezave.....	154
Slika 73:	Lovskoupravljavska območja in regije, kjer smo vzorčili lisice za izvedbo genetskih analiz.....	160
Slika 74:	Genetska struktura lisice v Sloveniji na podlagi Q vrednosti iz programa STRUCUTRE.....	162
Slika 75:	Model določanja gruč navadne lisice v Sloveniji na podlagi genetskih raziskav.....	163
Slika 76:	Analiza glavnih komponent (PCA analiza) je za 12 vnaprej definiranih skupin/populacij po geografskem izvoru ločila dve skupini lisic, tj. iz jugozahodne in severovzhodne Slovenije.....	163

1 UVOD

Intenzivna urbanizacija na eni strani in zaraščanje kmetijske krajine na drugi povzročata širitev kontaktne cone med urbaniimi območji in naravnimi habitatimi prostoživečih živali (angl. *wildland–urban interface*; [Radeloff in sod., 2005](#)), kar ima za posledico vedno več interakcij med ljudmi in prostoživečimi živalmi, vključno s tistimi vrstami, ki jih uvrščamo med divjad. Le-te se vedno pogosteje pojavljajo v naseljih in na drugih nelovnih površinah. Zaradi hitrega naraščanja številčnosti (vsaj nekaterih) vrst, nenavajenosti ljudi na prisotnost divjadi na nelovnih površinah in drugačnih bioloških značilnosti osebkov/populacij, ki živijo v urbanih območjih (npr. večji razmnoževalni potencial/uspeh ter vedenjske spremembe zaradi izpostavljenosti antropogenim motnjam), se večajo in stopnjujejo tudi neljubi dogodki (t. i. konflikti oz. konfliktni dogodki) med ljudmi ter prostoživečimi živalmi v naseljih oz. na nelovnih površinah nasploh (zbrano v [Bužan in sod., 2020a](#)). Dejstvo, da je tu upravljanje z divjadjo močno oteženo, pogosto pa tudi povsem onemogočeno, konflikte le še stopnjuje.

O konfliktih med ljudmi in prostoživečimi živalmi govorimo, ko potrebe in vedenje živali negativno vplivajo na interese ljudi oz. ko imajo dejavnosti slednjih negativne vplive na potrebe živali ([Madden, 2004](#)). Tovrstni konflikti lahko prizadenejo družbo, dejavnosti in interese ljudi na različne načine in v različnem obsegu, npr. kot poškodbe in škoda na lastnini (na objektih, vozilih, parkih in vrtovih, kmetijskih površinah, rekreacijskih območjih in na domačih živalih), kot povečano tveganje za udeležence v cestnem prometu, pripevajo k prenosu bolezni na ljudi in domače živali, znani so tudi neposredni napadi na domače živali (vključno s hišnimi ljubljenci, npr. mačkami, psi in nekaterimi vrstami glodavcev) ter celo na ljudi ([Conover, 2002](#); [Madden, 2004](#); [Treves in sod., 2006](#); [Langbein in sod., 2011](#); [Pokorny in sod., 2014](#); [Putman in sod., 2014](#); [Soulsbury in White, 2015](#)). V več evropskih državah so kot problematične posledice/dogodki prepoznani še onesnaževanje okolja (z razmetavanjem smeti in iztrebki); posledična degradacija spomenikov in higienske težave na plažah, parkih ter vrtovih; hrup; škode na pokopališčih in čustvene reakcije prebivalcev; strah pred napadi in širjenjem bolezni; škode na infrastrukturi, npr. na obzidjih ter namakalnih sistemih itd. ([Bužan in sod. 2020a](#)). Vsi naštetih konflikti so problematični tudi zato, ker lahko povzročijo negativen odnos ljudi do prostoživečih živali nasploh in tako privedejo do zahtev po – pogosto neupravičeni – letalni odstranitvi osebkov in celo vrst iz mestnega oz. primestnega okolja ([Delahay in sod., 2009](#); [Can in sod., 2014](#); [Pokorny in sod., 2014](#); [Wilson, 2016](#)).

Za razliko od drugih (npr. zavarovanih) vrst prostoživečih živali je s tistimi vrstami, ki so opredeljene kot divjad (v Sloveniji: [Ur. l. RS, št. 101/2004, 81/2014](#)), možno aktivno upravljati oz. posegati v njihove populacije, seveda upoštevajoč določila *Zakona o divjadi in lovstvu* (ZDLov-1: [Ur. l. RS, št. 16/2004 in kasnejši](#)). Vendar je usmerjanje razvoja populacij oz. reševanje konfliktov med prebivalci in divjadjo v urbanem okolju bistveno težavnejše kot na lovnih površinah, in sicer zaradi številnih zakonskih omejitev ter zelo slabega (če sploh) sprejemanja potrebnih upravljaljskih ukrepov (npr. za sivo vrano: [Jelenko Turinek in sod., 2016](#); [Špur in sod., 2016, 2017](#)). Težavnejše pa je tudi v primerjavi z nekaterimi drugimi vrstami prostoživečih živali, ki živijo v urbanem okolju (zlasti z glodavci in nevretenčarji), saj ima mestno prebivalstvo pogosto zelo negativno mnenje o lovstvu in njegovi vlogi pri upravljanju populacij prostoživečih živali ([Špur in sod., 2016](#); [Liordos in sod., 2017](#)). Kompleksna interakcija kulturnih, družbenih in osebnih dejavnikov namreč določa dojemanje vrst, ki povzročajo konflikt, opredeljuje pa tudi odnos ljudi, da določene ukrepe sprejmejo oz. bi celo želeli sodelovati pri njihovi izvedbi ([Špur in sod., 2017](#)).

Zaradi zelo različnega dojemanja javnosti (npr. na eni strani tistih, ki jim je zaradi nekega konfliktnega dogodka nastala škoda oz. negativna izkušnja, na drugi strani pa splošne javnosti, ki pogosto *a priori* nasprotuje kakršnemukoli aktivnemu upravljanju oz. poseganju v populacije v mestnem okolju) je upravljanje z urbanimi populacijami divjadi velik družbeni izziv; prisotnost več skupin deležnikov z zelo različnimi znanji in interesi lahko namreč močno oteži proces odločanja in izvedbo ukrepov, ki so zato pogosto kratkoročni in neceloviti. Nerešeni oz. le parcialno rešeni konflikti pa predstavljajo vedno večjo oviro pri učinkovitem upravljanju in varstvu številnih vrst po celem svetu ([Madden in McQuinn, 2014](#)). Med drugim povzročajo/spodbujajo nenaklonjenost oz. celo sovražnost, ki se lahko razvije do posameznih vrst v primeru prepogostih in preobsežnih konfliktov in/ali neprimerne komunikacije; to ima lahko pomembne posledice, ki se kažejo bodisi neposredno v preganjanju neželenih vrst ali posredno v spreminjanju življenjskih okolij s ciljem zmanjšanja ugodnih pogojev za obstoj teh vrst. Končne odločitve o izvedbi ukrepov morajo zato – poleg poznavanja biologije vrst, populacijskih trendov in dejanskih problemov – temeljiti tudi na dojetju družbene sprejemljivosti nekega ukrepa, ki pa ne temelji nujno na racionalnih temeljih, saj nanje delujejo različni dejavniki bodisi kot spodbujevalci ali zaviralci sprejemljivosti ([Ajzen, 1991](#)). Vendar je prav zato sprejemljivost ukrepov možno povečati z ustreznim informiranjem javnosti in s prenosom relevantnih znanj h končnim uporabnikom ter strokovni javnosti, čemur je bil v delu namenjen tudi CRP projekt *Divjad v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah: težave, izzivi in rešitve* (v nadaljevanju: CRP projekt) oz. pregleden članek, ki je nastal v sklopu tega ([Bužan in sod., 2020a](#)).

Čeprav se v urbanem okolju srečujemo tudi s številnimi drugimi (zlasti sinantropnimi vrstami) prostoživečih živali in konflikti, ki nastajajo med njimi in prebivalci (npr. številne vrste glodavcev in ptic), usmerjanje razvoja oz. kontrola njihovih populacij ni v pristojnosti *Ministrstva za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano* kot sofinancerja CRP projekta. Zato smo se v njem omejili zgolj na tiste vrste prostoživečih živali, ki so divjad, in se (lahko) pojavljajo v urbanem okolju in na drugih antropogeno spremenjenih površinah, na katerih je klasično upravljanje s populacijami (tj. izvajanje lova) močno oteženo oz. celo onemogočeno bodisi zaradi zakonskih omejitev, ki veljajo za nelovne površine ([Ur. l. RS, št. 16/2004](#)), bodisi zaradi pričakovanih negativnih odzivov javnosti oz. trenutno premajhne družbene sprejemljivosti nekaterih, zlasti letalnih, upravljavskih ukrepov (npr. [Špur in sod., 2016](#); [Liordos in sod., 2017](#)). Proučevanje vrst divjadi, konfliktov z njimi, možnosti zmanjševanja le-teh in upravljanja s populacijami v naseljih ter drugih nelovnih površinah je zelo pomembno, saj trenutno tudi v širšem evropskem prostoru manjka celovitih tovrstnih informacij in znanj ([Putman in sod., 2014](#)). Sistematično iskanje ustreznih, celostnih rešitev pa je izjemno pomembno tudi zaradi dejstva, da v primeru nastanka škod na nelovnih površinah pri nas odgovarja država kot lastnica divjadi ([Ur. l. RS, št. 101/2004](#)), ki pa trenutno nima izdelanih protokolov oz. navodil za ukrepanje v primeru pojava divjadi v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah, kjer lahko živali v specifičnih situacijah predstavljajo nevarnost za ljudi in premoženje. Zato je na podlagi izkušenj iz drugih držav, kjer se s problematiko zahajanja in prisotnosti divjadi v urbanem okolju srečujejo že dlje časa, najprej treba preizkusiti učinkovitost, tehnično izvedljivost in družbeno sprejemljivost možnih ukrepov, ter šele nato zbrati najprimernejše med njimi (podobno, kot smo že storili za sivo vrano (*Corvus cornix*): [Jelenko Turinek in sod., 2016](#)); šele po tem je mogoče oblikovati ustrezne protokole in tako sistematično zmanjšati/preprečiti tveganje za nastanek konfliktnih situacij.

Skupine oz. vrste divjadi, ki jih glede na pojavljanje v naseljih in na drugih nelovnih površinah v Sloveniji ter na (pričakovane) konflikte, ki se ob tem pojavljajo, obravnavamo v pričujočem poročilu oz. so bile kot ciljne vrste vključene v CRP projekt, so: (i) prostoživeči parkljarji: divji prašič (*Sus scrofa*), evropska srna/srnjad (*Capreolus capreolus*) in navadni jelen/jelenjad (*Cervus elaphus*); (ii) male (oz. srednje velike) zveri: lisica (*Vulpes vulpes*), jazbec (*Meles meles*) in kuna belica (*Martes foina*); (iii) glodavci: navadni polh (*Glis glis*) in nutrija (*Ondatra zibethicus*) kot invazivna tujerodna vrsta. V izvedbo projekta nismo vključili sive vrane, saj smo jo že obravnavali v predhodnem projektu ([Jelenko Turinek in sod., 2016](#)), pa tudi ne šakala (*Canis aureus*), ki v Sloveniji v naseljih še ne povzroča težav (drugače je v Bolgariji in Srbiji), hkrati pa so bili potencialni konflikti s to vrsto podrobno predstavljeni v monografiji Evrazijski šakal ([Potočnik in sod., 2019b](#)).

1.2 NAMEN IN CILJI IZVEDBE PROJEKTA

Z izvedbo projekta smo po ciljnih skupinah divjadi želeli prispevati k lažjemu in učinkovitejšemu reševanju naslednjih izzivov: (i) prostoživeči parkljarji – povečanje cestno-prometne varnosti (zmanjšanje tveganja za trke na neograjenih cestah, zmanjšanje zahajanja na avtoceste, vzpostavitev protokola ravnanja v primeru pojavljanja znotraj avtocestnega koridorja), zmanjšanje drugih konfliktnih dogodkov; (ii) male zveri – spoznavanje bioloških in ekoloških značilnosti vrst (prostorsko vedenje, prehrana); (iii) glodavci – vzpostavitev primerne družbenega okolja in preizkus ukrepov za izločitev nutrije kot invazivne tujerodne vrste iz okolja. Za vse ciljne vrste smo želeli pripraviti protokole za ravnanje v primeru njihovega obsežnejšega pojavljanja, ki bi imelo za posledico nastanek večjih konfliktnih dogodkov oz. škod v urbanem okolju in na drugih nelovnih površinah. Za izbrane vrste (srnjad, divji prašič, lisica) smo z izvedbo molekularno-genetskih analiz želeli določiti populacijsko genetsko strukturo oz. morebiten vpliv urbanizacije in antropogenih barier na strukturiranost populacij ter na genski pretok.

Konkretni cilji so bili: (i) pripraviti pregled znanj, problemov (konfliktov) in pristopov, povezanih s prisotnostjo in upravljanjem divjadi v urbanem okolju v drugih (evropskih) državah; (ii) identificirati probleme, ki jih povzroča divjad na nelovnih površinah v Sloveniji; (iii) ovrednotiti dejavnike, ki vplivajo na verjetnost za nastanek trkov s prostoživečimi parkljarji na prometnicah, in analizirati učinkovitost odvrčalnih ukrepov za zmanjšanje števila trkov; (iv) določiti nekatere biološke značilnosti izbranih vrst divjadi v (sub)urbanem okolju; (v) določiti populacijsko genetsko strukturo in nekatere druge genetske značilnosti izbranih vrst divjadi v Sloveniji; (vi) proučiti in preizkusiti primernost (izvedljivost, učinkovitost, selektivnost) odlova izbranih vrst divjadi na nelovnih površinah; (vii) preveriti odnos ljudi do pojavljanja divjadi v urbanih območjih in družbeno sprejemljivost ukrepov za aktivno upravljanje populacij v teh območjih; (viii) informirati javnost in začeti pripravljati primerno družbeno okolje za aktivno upravljanje z divjadjo na nelovnih površinah; (ix) pripraviti protokole za ravnanje v primeru potrebe po odstranitvi osebkov različnih vrst z nelovnih površin; (x) prenesti (diseminirati) rezultate h končnim uporabnikom in v javnost, vključno s pripravo strokovno-znanstvenega posveta o divjadi v urbanem okolju.

Struktura poročila je takšna, da nekatera poglavja smiselno združujejo povezane cilje: cilj (vi) je pridružen cilju (iv), saj smo možnost odlova izbranih vrst ocenjevali v sklopu izvedbe telemetrije; cilj (viii) pa je priključen cilju (x), saj gre za ozko povezane aktivnosti; cilj (ix) v pričujoče poročilo še ni vključen. Tako je poročilo sestavljeno iz sedmih vsebinsko ločenih sklopov (poglavij), ki so samostojne vsebinske enote; kljub temu je seznam referenc pripravljen kot skupen seznam.

2 PREGLED STANJA V EVROPI

2.1 PREGLED OBJAV O DIVJADI V URBANEM OKOLJU

2.1.1 Uvod

Intenzivna urbanizacija, tj. prostorsko širjenje naselij, industrijskih območij, prometnic in drugih infrastrukturnih objektov, povzroča večanje obsega urbane krajine in s tem zmanjševanje ter drobljenje tradicionalnih habitatov prostoživečih živali (Putman in sod., 2014). Urbanizacija med drugim povzroča zmanjševanje biotske raznovrstnosti, drobljenje krajine oz. za živali primernih habitatov, pogostejši vnos (invazivnih) tujerodnih vrst v naravno okolje in večjo onesnaženost okolja (Gehrt, 2010; Wierzbowska in sod., 2017). Med stopnjo urbanizacije in vitalnostjo oz. zdravstvenim stanjem mnogih vrst prostoživečih živali obstaja značilna negativna soodvisnost, ki je posledica večje izpostavljenosti onesnažilom, močnejšega fiziološkega stresa, večje številčnosti in raznolikosti zajedavcev v mestih ter večje verjetnosti za prenos le-teh med gostiteljskimi organizmi (Murray in sod., 2019). Tudi zato je v urbanih območjih raznolikost živalskih vrst majhna, življenjska združba je zelo homogena; prevladujejo generalisti oz. *sinantropne* vrste, ki se hitro prilagodijo na prisotnost ljudi (McKinney, 2002). Sočasno z urbanizacijo pa se v večini evropskih držav dogaja tudi obraten proces: zaradi opuščanja kmetovanja prihaja do zaraščanja kmetijske krajine in povečevanja površine grmišč ter gozdov. Oba procesa skupaj povzročata širitev kontaktne cone med urbanih območji in naravnimi habitatih prostoživečih živali (angl. *wildland-urban interface*; Radeloff in sod., 2005), kar ima za posledico vedno več interakcij (tudi konfliktnih) med ljudmi in prostoživečimi živalmi, vključno s tistimi vrstami, ki jih uvrščamo med divjad.

Sinantropne vrste (tj. vrste, ki imajo koristi od aktivnosti ljudi in/ali antropogenega okolja) glede na njihov odziv na urbanizacijo tradicionalno uvrščamo v dve skupini: t. i. urbane prilagodljivce (angl. *urban adapters*) in urbane izkoriščevalce (angl. *urban exploiters*) (McKinney, 2002; Kark in sod., 2007). Glede na relativen vpliv naravnih in urbaniziranih območij na populacijsko dinamiko vrst jih opredeljujemo tudi kot: (i) urbane uporabnike (angl. *urban utilizers*); za njihovo kratkotrajno pojavljanje v urbanem okolju je ključno priseljevanje oz. disperzija iz okoliških habitatov; (ii) urbane prebivalce (angl. *urban dwellers*); v urbanih območjih oblikujejo samostojne/stalne delne populacije, njihovo pojavljanje je neodvisno od priseljevanj iz okoliških habitatov (Baker in sod., 2003; Fischer in sod., 2015). Čeprav je v primerjavi z naravnimi ekosistemi živalska združba v mestnih okoljih revna, pa njeni številčnost in pestrost v zadnjih letih naraščata v mnogih delih sveta; veliko vrstno pestrost urbanih prebivalcev so, npr., v primeru sesalcev ugotovili predvsem v južni in srednji Evropi, kjer je takih vrst vsaj 35 (Santini in sod., 2018).

Sesalci, ki so se prilagodili na urbano okolje, pripadajo različnim redovom (npr. glodavci (Rodentia), netopirji (Chiroptera), zveri (Carnivora), sodoprsti kopitarji oz. parkljarji (Artiodactyla)) in se zelo razlikujejo po velikosti, načinu prehrane, disperziji, razmnoževalni sposobnosti in drugih znakih življenjskih strategij. Kljub temu imajo urbane vrste nekatere skupne značilnosti, ki jim omogočajo uspešno prilagajanje na drugačno, specifično mestno okolje. Za nekatere vrste urbanih uporabnikov so, npr., značilni večji možgani, kar se lahko odraža kot večja vedenjska prilagodljivost na spremenljive razmere v različnih okoljih (naravno in urbanizirano), med katerimi pogosto prehajajo (Sol in sod., 2008; Snell-Rood in Wick, 2013). Za urbane vrste je značilen povečan razmnoževalni potencial/uspeh (Minias, 2016): pogosto imajo večja legla in zgodnejši začetek razmnoževanja, kar naj bi delovalo kot protiutež večji umrljivosti zaradi pogostejših povozov, konfliktov z ljudmi, intenzivnejšega plenjenja nekaterih vrst (Santini in sod., 2018) in slabšega zdravstvenega stanja zaradi onesnaženosti okolja ter večje izpostavljenosti zajedavcem (Murray in sod., 2019). Mnogo večje in pogostejše antropogene motnje oz. povečana vznemirjenost živali v mestnem okolju imajo za posledico vedenjske spremembe (npr. večja nočna aktivnost), kar lahko sicer poveča dostop do dodatnih virov hrane (Ditchkoff in sod., 2006), a tudi prispeva k pogostejšim povozom, npr. na mestnih vpadnicah (Cook in Blumstein, 2013). Predvsem v času razmnoževanja so (srednje) veliki sesalci bolj izpostavljeni trkom z vozili (Lima in Bednekoff, 1999; Langbein in sod., 2011). Ima pa življenje v mestih za sinantropne vrste tudi številne prednosti: (i) manjša medvrstna konkurenca, še zlasti zaradi odsotnosti specialistov (Filippi-Codaccioni in sod., 2009); (ii) prisotnost specifičnih okolij/struktur, ki zagotavljajo skrivališča in/ali večji razmnoževalni uspeh (Wang in sod., 2015); (iii) bistveno večja, pogosto celoletna dostopnost prehranskih virov, zlasti antropogenega izvora (Shochat in sod., 2006); (iv) manjše temperaturne razlike in višje temperature, kar podaljšuje razmnoževalno obdobje; ter (v) manjši plenilski pritisk zaradi odsotnosti velikih plenilcev (Adams, 1994). Zaradi vseh navedenih dejavnikov lahko – kljub povečani smrtnosti – nekatere vrste prostoživečih živali v urbanem okolju živijo stalno in dosegaajo velike številčnosti, kar ustvarja mnoge interakcije (tudi konfliktne) z ljudmi.

Med vrstami, ki so v Sloveniji z Uredbo o določitvi divjadi in lovnih dob (Ur. l. RS, št. 101/2004, 81/2014) opredeljene kot divjad, se v evropskih mestih najpogosteje pojavljajo naslednji taksoni oz. vrste: (i) male (oz. srednje velike) zveri (angl. *mesocarnivores*): lisica (Harris in Rayner, 1986a; König, 2008), kuna belica (Herr, 2008) in jazbec (Harris, 1984); (ii) sodoprsti kopitarji oz. parkljarji: divji prašič (Kotulski in König, 2008; Cahill in sod., 2012; Licoppe in sod., 2013; Podgórski in sod., 2013) in predstavniki družine jelenov (Cervidae), zlasti evropska srna, v omejenem obsegu tudi navadni jelen in damjak (*Dama dama*) (Putman in sod., 2014); (iii) glodavci: navadni polh in

tujerodna nutrija (Carter in Leonard, 2002); (iv) vrani (Corvidae): šoja (*Garrulus glandarius*) in predvsem siva vrana (Vrezec, 2010; Pokorny in sod., 2014). Med njimi največ konfliktov/težav v urbanem okolju Evrope povzroča divji prašič (Bužan in sod., 2020a).

Za razumevanje tveganj in upravljaljskih možnosti v urbanem okolju oz. na nelovnih površinah je proučevanje in pregled že opravljenih raziskav divjadi v širšem geografskem merilu, konfliktov z njimi in možnosti zmanjševanja le-teh zelo pomembno. V tujih znanstvenih publikacijah so bila v zadnjih dveh desetletjih objavljena nekatera pregledna dela, ki obravnavajo pojavljanje in konflikte s posameznimi ciljnim vrstami/skupinami divjadi v urbanem okolju (prostoživeči parkljarji: Putman in sod., 2014; lisica: Plumer in sod., 2014; jazbec: Delahay in sod., 2009; nutrija: Carter in Leonard, 2002), in kompleksna dela, ki združeno obravnavajo več različnih konfliktov (Soulsbury in White, 2015). Za pripravo celovite slike o divjadi v urbanem okolju smo povezali vsa ta dela, poleg njih pa še številna druga, ki obravnavajo bodisi posamezne aspekte biologije neke vrste ali pa določene konflikte; najpomembnejše ugotovitve predstavljamo v pričujočem poglavju, objavljene pa bodo tudi v preglednem znanstvenem članku (Bužan in sod., 2020a). Upošteva aktualno epidemiološko situacijo v povezavi z boleznijo Covid-19, ki odpira številna nova vprašanja glede možnega prenosa virusa SARS-CoV-2 (zlasti s predstavnikov družine kun; Manes in sod., 2020) in drugih povzročiteljev zoonoz s prostoživečih živali na ljudi ter mnogih bolezni na domače živali, smo poseben poudarek pri vsaki vrsti namenili tudi zdravstvenemu vidiku.

2.1.2 Material in metode

Opravili smo pregled in sintezo svetovne literature o prostoživečih živalih (s poudarkom na velikih sesalcih, zlasti parkljarjih, zvereh in nutriji) v urbanem okolju ter o konfliktih, ki nastajajo zaradi prisotnosti divjadi v mestih/naseljih. Literaturo smo v prvi fazi zajemali v spletnih zbirkah (*Web of Science, Science Direct, Google Scholar*), in sicer po ključnih besedah, besednih zvezah oz. kombinacijah besed v angleškem jeziku, npr. kot kombinacijo: (i) predpone *urban* z relevantnimi samostalniki (*wildlife, ecosystems, ungulates, deer, wild boar, mesocarnivores, fox, martens, badger, coypu*); (ii) vseh naštetih vrstnih imen s krajevno specifičnimi samostalniki, ki opredeljujejo urbano okolje (npr. *cities, towns, settlements*); (iii) med vsemi naštetimi vrstnimi imeni, različnimi izrazi za urbano okolje in najpogostejšimi besedami za izražanje konfliktov med ljudmi in divjadjo (npr. *conflict, damage, fear*). V drugi fazi smo literaturo pregledovali po principu snežne kepe, tj. s preverjanjem seznama referenc v relevantnih člankih oz. drugih prispevkih. Skupno smo zbrali in pregledali več kot 200 virov. Upoštevali smo predvsem objave o tistih vrstah divjadi, ki v Sloveniji povzročajo konflikte na nelovnih površinah ([poglavje 3](#)).

2.1.3 Prostoživeči parkljarji

Prostoživeči parkljarji so skupina divjadi, ki lahko zaradi svoje splošne razširjenosti in številčnosti, velikih prehranskih potreb, socio-vedenjskih lastnosti (npr. življenje v srednje velikih in velikih skupnostih: vse vrste, z izjemo srnjadi), izrazitega generalističnega značaja in relativno dobre prilagojenosti na življenje v bližini ljudi (divji prašič, srnjad) močno vplivajo na okolje, tudi v urbani in suburbani krajini. Pri tem je zelo pomembno, da se številčnost in prostorska razširjenost večine vrst prostoživečih parkljarjev vse od druge svetovne vojne povsod po Evropi hitro povečujeta (Apollonio in sod., 2010; Massei in sod., 2015); v zadnjih letih zaradi naraščanja številčnosti in njihovih vplivov marsikje v svetu govorijo o t. i. preštevilčnosti (angl. *overabundance*) parkljarjev kot taksonomske skupine (Coté in sod., 2004; Carpio in sod., 2020).

Naraščanje številčnosti in širjenje areala (skoraj vseh v Evropi živečih vrst) parkljarjev je posledica mnogih okoljskih in antropogenih dejavnikov, ki imajo za posledico večanje količine razpoložljivih habitatov in izboljševanje njihove primernosti (npr. odseljevanje ljudi s podeželja, zaraščanje krajine, naraščanje površine gozdov, spremenjene kmetijske prakse s ciljem povečevanja produktivnosti zemljišč in kmetijskih donosov, povečevanje količine visokokakovostnih prehranskih virov antropogenega izvora, vedno pogostejši obrodi plodonosnih listavcev), a tudi naravovarstvenih uspehov (npr. večanje števila in obsega zavarovanih območij) ter zmanjšanega lovnege pritiska (Apollonio in sod., 2010; Massei in sod., 2015). Vse te spremembe sočasno spremljata hitra urbanizacija in širitev urbane krajine, zaradi česar se dramatično povečuje kontaktna cona med urbani območji in prvobitnim življenjskim prostorom prostoživečih živali, ki deluje kot vmesnik med divjino in naselji (Radeloff in sod., 2005). Posledično narašča tudi število interakcij med prostoživečimi parkljarji in urbanim okoljem (Putman, 2011; Putman in sod., 2014): če so bili, npr., v Veliki Britaniji še pred tremi desetletji parkljarji prepoznani zgolj kot občasni obiskovalci mest (Chapman, 1991), so tudi v večjih mestih vse od začetka 21. stoletja tam stalni prebivalci (npr. Rotherham, 2001; Rotherham in sod., 2012). Seveda pa se večina vrst zaradi različnih vzrokov (npr. razlike v habitatni primernosti, dostopnosti prehranskih virov in stopnji antropogenih motenj) še vedno izogiba mestnim središčem, zato pa toliko bolj zahaja in dosega večje gostote na obrobju mest oz. v primestnem okolju (Ciach in Fröhlich, 2019), kjer nastaja glavnina interakcij z ljudmi in kjer imajo precej bolj pomembno ekosistemsko vlogo.

Prostoživeči parkljarji so zaradi naraščanja številčnosti in vplivov na okolje pogosto obravnavani predvsem kot konfliktne vrste (npr. Fuller in Gill, 2001; Coté in sod., 2004; Massei in sod., 2015).

Vendar imajo v ekosistemih in krajini – tudi primestni – številne ekosistemske vloge (Csányi in sod., 2014), zaradi česar je njihovo prisotnost in pogostnost treba prepoznati kot prednost in priložnost, s populacijami pa upravljati holistično ter na objektivnih znanstvenih izhodiščih (Apollonio in sod., 2017). Ker pa so bile celovite ekosistemske vloge tako divjega prašiča (Pokorny in Jelenko, 2013) kot tudi prežvekovalcev oz. velikih rastlinojedov (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2015; Pokorny in sod., 2017) v slovenski znanstveni literaturi že celovito/pregledno predstavljene, se v tem poglavju vendarle omejujemo predvsem na konflikte, ki jih (lahko) prisotnost parkljarjev povzroča v urbanem okolju.

Divji prašič

Številčnost in razširjenost divjih prašičev sta se v številnih evropskih državah, vključno s Slovenijo, v zadnjih desetletjih močno povečali (Massei in sod., 2015). Na rast številčnosti vrste vplivajo številni zunanji dejavniki, kot so mile zime, povečevanje deleža gozda, intenzivna pridelava kulturnih rastlin, prekomerno gnojenje travinja, intenzivno dopolnilno oz. zimsko krmljenje v nekaterih državah (v Sloveniji le-to ni dovoljeno), zmanjšan relativni lovni pritisk (kot posledica večje številčnosti divjih prašičev in manjšega števila lovcev) in odzivi populacije na lov. Na rast številčnosti in prostorsko širjenje vrste vplivajo tudi notranji dejavniki oz. biološke značilnosti, kot so velik razmnoževalni potencial, vzdržljivost in odpornost, generalistična in oportunistična prehrana, velika prilagodljivost na okoljske spremembe, pa tudi inteligentnost (Schley in Roper, 2003; Barrios-Garcia in Ballari, 2012; Massei in sod., 2015). Kognitivna sposobnost divjih prašičev je zelo velika (Broom in sod., 2009), kar jim med drugim omogoča izkoriščanje prednosti (npr. dostopnosti prehranskih virov) v mestnih okoljih.

V Evropi naseljuje divji prašič različne urbane habitate, npr. primestne gozdove, večje parke ali območja odlagališč odpadkov; vedno pogosteje se pojavlja v številnih evropskih predmestjih, a tudi v samih mestnih središčih (Licoppe in sod., 2013; Podgórski in sod., 2013; Castillo-Contreras in sod., 2018a). Vrsta zdaj že stalno živi tudi v zelo velikih mestih oz. metropolah, kot so Barcelona, Berlin, Budimpešta, Rim, Ženeva, Katovice, Kraków in Varšava (Kotulski in König, 2008; Cahill in sod., 2012; Fischer in sod., 2004; Bobek in sod., 2011; Licoppe in sod., 2013; Sütő in sod., 2020); vedno pogosteje se pojavlja v Beogradu, pa tudi znotraj ljubljanskega avtocestnega obroča, kjer je že vrsto let stalno prisoten na območju Golovca. Največ podatkov je za Berlin, kjer so Jansen in sod. (2007) ocenili, da je že tedaj v urbanih in primestnih območjih te metropole živelo približno 5.000 divjih prašičev. Genetske analize te vrste na območju Berlina so pokazale, da osebki v treh med seboj izoliranih primestnih gozdovih tvorijo samostojne gruče (angl. *cluster*); v nasprotju z

njimi je genotip v drugih (pozidanih) delih mesta enak genotipu prašičev iz podeželske okolice. Zelo pomembna je ugotovitev, da velika večina odvzetih prašičev v mestnem okolju glede na genotip izvira iz ruralnega zaledja, kar kaže na stalen dotik novih osebkov v prej izpraznjeno okolje oz. stalno polnjenje ponorskega dela populacije iz donorskega dela (Stillfried in sod., 2017a). Ugotovitev ima odločilen vpliv za pravilno upravljanje z vrsto v urbanih okoljih, saj kaže, da enkratna odstranitev divjih prašičev iz mest ni dovolj za dolgoročno zmanjšanje številčnosti vrste v mestih, če hkrati bistveno ne zmanjšamo populacije v zaledju. Na to opozarjajo tudi ugotovitve in strategija za zmanjšanje dotoka divjih prašičev iz zalednih habitatov v Barcelono, kjer skušajo – poleg intenziviranja odstrela v zaledju – zmanjšati primernost potencialnih koridorjev med mestnim središčem in gozdnatim zaledjem, in sicer s posekom drevnine v nekaj stometrskem robnem pasu ter rednim čiščenjem habitatov ob vodotokih (Castillo-Contreras in sod., 2018a). Na pomen perifernih zelenih območij in povezovalnih zaplat drevnine za kolonizacijo središč madžarskih mest opozarjajo tudi Sütő in sod. (2020), ki za zmanjšanje številčnosti divjih prašičev v Budimpešti priporočajo čiščenje/posek vegetacije, kar je pravzaprav edina dolgoročna rešitev za pregon vrste iz mesta. Telemetrijska raziskava je namreč pokazala, da se prašiči v glavnem mestu Madžarske največ časa zadržujejo v gozdnih zaplatah oz. drugih območjih z bogato/gosto vegetacijo, urbanega območja pa sploh ne zapuščajo (Csókás in sod., 2020). V tem kontekstu je pomembna tudi ugotovitev iz Poljske, da so se sposobni divji prašiči, ki jih odlovimo v mestih in preselimo v zaledne habitate, zelo hitro vrniti nazaj v mesta, tudi na daljše razdalje: sedem ujetih in s telemetrijskimi oddajniki opremljenih prašičev, ki so jih preselili 30–40 km od kraja odlova v mestu Vistula, se je po 24–48 urah že vrnilo v mesto (Bobek in sod., 2011).

(Sub)urbana območja so za divjega prašiča privlačna tudi zato, ker je v njih lov prepovedan; v naselja jih privabljajo tudi ljudje, ki jim namensko ponujajo hrano, oz. lahko dostopni in pogosti prehranski viri, ki jih najdejo bodisi v smetnjakih ali pa so povezani s krmljenjem drugih živali (Cahill in sod., 2012; Licoppe in sod., 2013). Tako so se, npr., v narodnem parku Collserola, ki se nahaja znotraj mestnega območja Barcelone, divji prašiči na ljudi in na mestno okolje privadili prav zaradi hrane antropogenega izvora (smeti) in tudi neposrednega krmljenja s strani okoliških prebivalcev (Cahill in sod., 2012). Kasneje so se iz tega gozdnatega predela začeli širiti v mestno središče vzdolž z grmovjem in drevjem porastlih predelov, zlasti ob vodotokih, ki predstavljajo najpomembnejši koridor za vdor divjih prašičev in drugih vrst divjadi v mestna središča (Castillo-Contreras in sod., 2018a). Poleg habitatne heterogenosti urbanih ekosistemov (npr. prisotnost zelenih površin, parkov, vodotokov in drugih vodnih teles), ki povečuje verjetnost premikov divjih prašičev v urbano okolje (Podgórski in sod., 2013), imajo v Barceloni značilen vpliv na prisotnost

in lokalne gostote divjih prašičev tudi kolonije potepuških mačk oz. krmljenje le-teh z mačjimi briketi (Castillo-Contreras in sod., 2018a). Zaradi dostopnosti visokoenergetske hrane antropogenega izvora je prirastek telesnih mas divjih prašičev v času najbolj intenzivne rasti v urbanem okolju (Barcelona: 3,9 kg/mesec) precej večji kot v gozdnatem zaledju (Collserola: 2,3 kg/mesec) (Castillo-Contreras in sod., 2018b), kar ima za posledico značilno večje (do 35 %) končne telesne mase osebkov, ki se v mestih prehranjujejo s hrano antropogenega izvora (Cahill in sod., 2012). Nasprotno s temi ugotovitvami pa Stillfried in sod. (2017b) v Berlinu niso ugotovili značilnih razlik v povprečni sestavi hrane med osebki iz urbanega in ruralnega okolja; a četudi niso ugotovili pomembnejše zastopanosti antropogenih virov hrane v prehrani urbanih divjih prašičev, jim le-ti (npr. odpadki) vendarle predstavljajo pomemben in lahko dostopen vir hrane v času prehranske ožine, zaradi česar imajo boljšo celoletno energetsko preskrbljenost. Zaradi tega imajo urbani divji prašiči v povprečju poleg večjih telesnih mas tudi večji razmnoževalni potencial kot osebki, ki živijo izven mest: v Barceloni so bile, npr., v obdobju 2013–2018 samice oplojene precej bolj zgodaj (pri starosti 9–11 mesecev) kot v gozdnatem zaledju (14–16 mesecev) (Castillo-Contreras in sod., 2018b), na Poljskem pa svinje v povprečju v mestih vodijo 5,3 mladiče, v gozdnih ekosistemih pa le 3,8 (Bobek in sod., 2011).

Naraščanje številčnosti divjih prašičev v mestih ima za posledico vedno več konfliktov s prebivalci. Tako je do leta 2010 v 44 mestih iz 15 držav (v Evropi: Belgija, Francija, Italija, Nemčija, Poljska, Romunija, Španija, Velika Britanija; drugje: Izrael, Indija, Japonska, Kitajska, Koreja, Singapur in ZDA) prišlo do konfliktov zaradi prisotnosti divjih prašičev: 36 % mest je doživelo le en ali dva incidenta, 64 % pa jih je poročalo o večjem številu neljubih dogodkov (Cahill in sod., 2012). Licoppe in sod. (2013) v pregledu stanja v Evropi med najpogostejšimi konflikti navajajo trke z vozili, ki so pogosto prepoznani kot glavna težava (Jansen in sod., 2007), pa tudi škodo v parkih, na vrtovih oz. v vrtnarstvu (za Italijo: Amici in sod., 2012), sadjarstvu in vinogradništvu (za Španijo: Arques in sod., 2009).

Javnost v Evropi med najbolj nevarne konflikte z divjim prašičem v urbanih območjih uvršča napade na ljudi, katerim sledijo problemi javnega zdravja (Goulding in Roper, 2002; Licoppe in sod., 2013). Dejansko obstajajo podatki o občasnih napadih prašičev na ljudi v mestih (Cahill in sod., 2012), npr. tudi v Beogradu (Gačić, 2020 – ustni vir). Precej večje tveganje pa predstavlja možnost prenosa zoonoz, saj so lahko divji prašiči pomemben dejavnik prenosa bolezni na ljudi (Meng in sod., 2009), npr. leptospiroze (*Leptospira* spp.) (Ortuño in sod., 2007), potencialno smrtno okužbe pri ljudeh (Jansen in sod., 2005). Zaradi krmljenja z odpadki in hrano za hišne

ljubljenčke obstaja nevarnost prenosa toksoplazmoze (povzročitelj *Toxoplasma gondii*) (Richomme in sod., 2010; Opsteegh in sod., 2011; Beral in sod., 2012) in ehinokokoze (povzročitelj *Echinococcus granulosus/multilocularis*) (Boucher in sod., 2005; Martín–Hernando in sod., 2008; Onac in sod., 2013). Pomembna je tudi nevarnost prenosa hepatitisa E (HEV) na ljudi in domače prašiče, kar kažejo podatki o relativno visoki stopnji okuženosti divjih prašičev s HEV v dveh kontrastnih okoljih (Španija in Švedska) ter podobnost sevov HEV med ljudmi, domačimi in divjimi prašiči (Wang in sod., 2019). Vendar pa v primerjavi z ruralnimi populacijami urbane populacije divjih prašičev kažejo manjšo prevalenco virusnih obolenj, vključno s hepatitisom E in tudi Aujeszkijevo boleznijo (Schielke in sod., 2009; Pannwitz in sod., 2012). V povezavi z možnim prenosom bolezni na domače živali velja izpostaviti tuberkulozo (povzročitelj: *Mycobacterium bovis*), katere pomemben gostitelj (npr. na Iberskem polotoku) je prav divji prašič (Gortázar in sod., 2012), in še zlasti afriško prašičjo kugo (APK; angl. *African swine fever*), ki predstavlja izredno veliko tveganje za populacije divjih prašičev in za domače prašiče oz. prašičerejo kot dejavnost, ima pa lahko tudi pomembne vplive na preskrbo s hrano, ekonomijo, razvoj podeželja, socialo in politične odločitve (FAO in OIE, 2020). Ker pa problematika APK v urbanih okoljih v Sloveniji zaradi odsotnosti farm domačih prašičev ni zelo aktualna (problem predstavlja predvsem/izključno na podeželju), hkrati pa so bila o njej v zadnjih letih objavljena številna pregledna znanstvena dela (zbrano v Blome in sod., 2020), je v tem poročilu posebej ne obravnavamo.

Vpliv divjega prašiča na biotsko raznovrstnost v mestni in primestni krajini je še vedno slabo raziskan, a lahko glede na dobro poznano ekosistemsko vlogo in vplive vrste v naravnih habitatih (zbrano v Genov in Massei, 2004; Barrios-Garcia in Ballari, 2012; Pokorny in Jelenko, 2013) predvidevamo, da ima tako negativne kot pozitivne vplive. Zaradi drugih neželenih vplivov pa je treba tudi v urbanem okolju populacijo aktivno upravljati, vključno z izvajanjem ukrepov za odstranitev vrste iz naselij. Za to v evropskih državah uporabljajo različne metode oz. pristope (pregled po državah je podan v poglavju 2.2). V urbanem območju Barcelone, npr., divje prašiče odlavljajo na različne načine, npr. v manjše obore, škatlaste pasti, s pomočjo pihalnikov in padajočih mrež; kot najbolj učinkovite so se pokazale mreže, a jih je mogoče uporabiti le na odprtem prostoru oz. v primestni krajini; nasprotno je mogoče prašiče s pihalniki uspavati tudi v samem mestnem jedru, a je metoda finančno in časovno zahtevna (Torres-Blas in sod., 2020). Ponekod razmišljajo tudi o uporabi kontracepcije (Massei in sod., 2011), kar pa lahko negativno vpliva na netarčne vrste (Licoppe in sod., 2013). Najbolj učinkovit pa je integralen pristop, ki vključuje zmanjšanje razpoložljivosti prehranskih virov antropogenega izvora in čim večji odvzem, zlasti mladičev ter lanščakov/lanščakinj (González-Crespo in sod., 2018).

Pri odločitvah, kako upravljati z divjim prašičem v urbanem okolju, je treba upoštevati tudi odnos prebivalcev do vrste oz. družbeno sprejemljivost različnih ukrepov: v Barceloni, kjer številčnost vrste in konflikti z njo zelo hitro naraščajo, popoln odvzem vrste iz mestnega okolja za anketirance (tudi tiste z najbolj odklonilnim stališčem do vrste) sploh ni sprejemljiv; 37 % jih podpira izvedbo ukrepov za zmanjšanje konfliktov, 27 % bi želelo prašiče vrniti v naravno okolje, 16 % pa želi z njimi sobivati v trenutnih razmerah, pri čemer imajo predhodne negativne izkušnje največji vpliv na odnos do vrste in na sprejemanje ukrepov (Conejero in sod., 2019).

Predstavniki družine jelenov

Primestna območja so lahko za prostoživeče parkljarje (poleg divjega prašiča tudi za prežvekovalce) privlačen življenjski prostor, ki jim zagotavlja dodaten antropogeni vir hrane (Putman in sod., 2014), obenem pa jim nudi tudi druge optimalne življenjske pogoje, kot je mir pred lovom ali plenilci in zmerne zimske temperature (Podgórski in sod., 2013). Kljub nekaterim antropogenim motnjam, kot sta hrup in predvsem nočno osvetljevanje, ki močno vplivata na prostorsko razporeditev in stopnjo širjenja parkljarjev znotraj urbanih območij (dokazano, npr., za srnjad v Krakóvu, Poljska: Ciach in Fröhlich, 2019), se prostoživeči prežvekovalci vedno pogosteje pojavljajo v urbanem okolju. Tako se, npr., v Veliki Britaniji srnjad, muntjaki (*Muntiacus reevesi*), damjaki in ponekod tudi jelenjad pojavljajo na obrobju, vedno pogosteje pa tudi v središčih velikih mest, kot so Aberdeen, Bristol, Edinburg, Glasgow, London, Southampton in Sheffield (Chapman, 1991; McCarthy in Rotherham, 1996; McCarthy in sod., 1999; Rotherham, 2001; Rotherham in sod., 2012). V letu 2020 so, verjetno zaradi epidemioloških ukrepov v povezavi s Covid-19 oz. omejitve javnega življenja, znana bolj pogosta in dlje časa trajajoča opažanja različnih vrst iz družine jelenov, zlasti pa damjakov, v angleških mestih tudi podnevi (o podobnem fenomenu poročajo tudi iz Italije), o čemer obstajajo filmski zapisi (zbrano na <http://divjad.np.gozdis.si/>). Tudi v slovenskih medijih se občasno pojavijo foto-dokumentirani zapisi o srnjadi v središču mest, npr. v Ljubljani (Husejnović, 2015), Kopru (Kolednik, 2018) in Mariboru (Anonymus, 2020b).

V evropskih državah se vrste iz družine jelenov (v praktično vseh državah srnjad, v Skandinaviji tudi los (*Alces alces*), na Finskem še belorepi jelen (*Odocoileus virginianus*)) dokaj pogosto pojavljajo v urbanem okolju, kjer so najpogosteje udeležene v trkih z vozili (zbrano v Langbein in sod., 2011). Število le-teh se je sicer v obdobju marec–junij 2020 zaradi omejitve javnega življenja in posledičnega izrazitega zmanjšanja gostote prometa povsod po Evropi izrazito zmanjšalo, in sicer v sedmih državah z značilnim zmanjšanjem za 18,9 %, v Sloveniji pa za 11,7 % (Bíl in sod., 2020; za podrobnosti glejte poglavje 4.2). Poleg prometnih nesreč prežvekovalci znotraj mest

občasno povzročajo škodo tudi na vrtovih in v parkih, na igriščih za golf in živih mejah (npr. Coles, 1997; Bužan in sod., 2020a), v predmestnih območjih pa na kmetijskih površinah, npr. v vrtnarstvu (Putman in Moore, 1998; Putman in Langbein, 2003; Reimoser in Putman, 2011). Občasno povzročajo škodo tudi na pokopališčih: v Sloveniji so, npr., znani primeri iz Celja (Marolt, 2018) in Velenja (Anonymus, 2020a). Konflikti so lahko pogostejši v primeru prostorskih sprememb; tako je izgradnja vrtov in igrišča za golf na Costa del Sol (Malaga, Španija) povzročila velike težave z navadnim jelenom in damjakom, ki pred tem nista povzročala škod (Duarte in sod., 2012).

Kolonizacija mest s strani velikih rastlinojedov lahko ima pomembne vplive tudi na varnost oz. zdravje prebivalcev. Poleg izrazito povečanega tveganja za trke z vozili (zbrano v Langbein in sod., 2011) se s tem poveča možnost prenosa bolezni na ljudi, domače živali in hišne ljubljence (Simpson, 2002; Jansen in sod., 2007; Schielke in sod., 2009). Prenašajo lahko, npr., tuberkulozo, bolezen modrikastega jezika, notranje zajedavce in druge patogene (Frölich in sod., 2002; Ward in sod., 2009). S povečanjem števila jelenjadi v mestnih okoljih naj bi se povečevala okuženost ljudi z lymsko boreliozo (Barbour in Fish, 1993); vendar druge študije (Levi in sod., 2012; Myrsetrud in sod., 2016) izkazujejo dvom, da imajo predstavniki družine jelenov pomembno vlogo za širjenje te bolezni, saj povzročiteljske bakterije (npr. *Borrelia burgdorferi*) dejansko živijo v klopih (Ixodoidea, npr. vrsta *Ixodes ricinus*), ki se v primeru odsotnosti prostoživečih prežvekovalcev, npr. jelenjadi ali srnjadi, pač prisesajo na drugega gostitelja (Telford in sod., 1988; Jaenson in Tällerklint, 1992). Specifičnost urbanega okolja (npr. višje temperature) pa vendarle lahko vpliva na prenos okužb s tistimi zajedavci, ki jih kot vektorji prenašajo členonožci; tako je, npr., raziskava na Poljskem pokazala, da je prisotnost glist/nematod (*Setaria* sp.) večja pri srnjadi iz urbanega okolja (Kowal in sod., 2013). Pri tem je pomembno izpostaviti, da so prostoživeči parkljarji pogosto samo rezervoar bolezni in/ali prenašalec patogenov na druge vrste, sami pa ne obolevajo (East in sod., 2011; Ferroglio in sod., 2011). Njihov potencialen epidemiološki vpliv pa je še mnogo bolj kot v mestih izrazit v primestnih in podeželskih območjih (Frölich in sod., 2002; Delahay in sod., 2007; Ward in sod., 2009; Ferroglio in sod., 2011; Ward in Smith, 2012).

2.1.4 Male (srednje velike) zveri

Pričujoče poročilo obravnava primarno divjad, zato uporabljamo izraz »male zveri« skladno z lovskoupravljaljsko terminologijo, ki s takšnim poimenovanjem loči druge predstavnike reda Carnivora od velikih zveri; med »male zveri« torej sodijo tudi po velikosti srednje velike zveri, kot so lisica, šakal in jazbec. Za razliko od parkljarjev, ki so se v evropska mesta začeli naseljevati šele

pred nekaj desetletji (Putman in sod., 2014), so male zveri sopotnice ljudi v urbanem okolju precej dlje časa; zgodovinski zapisi o prisotnosti lisic v Varšavi so, npr., že iz 19. stoletja (Krauze-Gryz in sod., 2019), okrog leta 1930 je ta vrsta poselila več urbanih območij v Veliki Britaniji (Harris, 1981). Nekatere vrste (npr. lisica, jazbec, severnoameriški rakun (*Procyon lotor*)) lahko v mestih zaradi ugodnih habitatnih pogojev, večje varnosti (odsotnost velikih zveri in lova) ter dostopnosti antropogenih prehranskih virov dosejajo celo višje populacijske gostote kot v naravnem okolju (Bateman in Fleming, 2012). Zato so ekosistemske vloge in vplivi malih zveri v mestih še posebej izrazite/i, kar velja za vsa okolja z visokimi gostotami teh vrst, še zlasti pa za tista, v katerih ni velikih zveri (Roemer in sod., 2009).

V primerjavi s parkljarji je prisotnost in vplive malih zveri v urbanem okolju težje zaznati, kar je posledica njihove pretežno nočne aktivnosti in manj spektakularnih oz. vsem vidnih posledic, kot so trki s parkljarji ali ritje divjih prašičev, npr. na nogometnih igriščih (Kotulski in König, 2008). Kljub temu ima precej večja številčnost malih zveri in stalno bivanje v neposredni bližini ljudi (pogosto tudi v zgradbah, npr. hišah) za posledico mnoge interakcije in konflikte s prebivalci. Tako lahko nekatere vrste predstavljajo neposredno nevarnost zaradi napadov in/ali prenosa bolezni; dokaj pogosti so napadi na domače živali in plenjenje ljudem simpatičnih vrst (npr. ptic pevk), kar povzroča emocionalni odziv ljudi; v večini primerov pa male zveri povzročajo materialno škodo (npr. na vrtovih, stavbah, avtomobilih). Čeprav so v evropskih mestih kot konfliktne vrste ponekod prepoznani tudi rakunasti pes (*Nyctereutes procyonoides*), severnoameriški rakun, evrazijski šakal, vidra (*Lutra lutra*) in navadni dihur (*Mustela putorius*) (glejte poglavje 2.2), se v nadaljevanju omejujemo na tri najbolj razširjene in najbolj pogoste prebivalke urbanega okolja (lisico, kuno belico in jazbeca), za katere v znanstveni literaturi obstaja tudi največ podatkov.

Lisica

Prisotnost lisic v urbanem okolju je znana iz Severne Amerike (npr. Adkins in Stott, 1998), Avstralije (Robinson in Marks, 2001), Japonske (Kato in sod., 2017) in Evrope, kjer glede na znanstveno objavljene podatke živi v mestih v Veliki Britaniji, Nemčiji, Franciji, Švici, Estoniji, na Danskem, Norveškem, Finskem in Poljskem (Christensen, 1985; Nielsen, 1990; Gloor in sod., 2001; Soulsbury in sod., 2010; Atterby in sod., 2015; Kauhala in sod., 2016; Krauze-Gryz in sod., 2019), težave pa povzroča tudi na Češkem, Hrvaškem, Portugalskem, Luksemburgu, Latviji, Rusiji, Bolgariji in Srbiji (zbrano v Bužan in sod., 2020a). Najstarejši zapisi o prisotnosti lisic v velikih mestih so iz 19. stoletja (Varšava: Krauze-Gryz in sod., 2019), v 30-ih letih prejšnjega stoletja so že živele v več angleških mestih, vključno z Londonom (Harris, 1981). V 80-ih letih so se lisice v večjem

številu začele pojavljati tudi v srednjeevropskih mestih, kjer so pogoste predvsem na obrobju velikih naselij, a tudi v stanovanjskih soseskah (Chautan in sod., 2000; Contesse in sod., 2004; Soulsbury in sod., 2010). Tudi v Sloveniji so vedno pogostejša opažanja lisic v mestih, o čemer občasno poročajo tudi mediji (Bužan in sod., 2020a).

Zaradi dolgotrajne prisotnosti vrste obstajajo dokaj številni podatki o populacijskih gostotah in trendih lisic v mestih; v Veliki Britaniji, npr., spremljajo populacije lisic, njihovo gostoto, dinamiko in odzive na upravljavske ukrepe v urbanem okolju od 70-ih let prejšnjega stoletja (Harris, 1981; Harris in Rayner, 1986a, 1986b; Harris in Smith, 1987). Od tedaj populacijske gostote izrazito naraščajo (izražene kot število osebkov/km²): v Bristolu so pred izbruhom garij (*Sarcoptes scabiei* var. *vulpes*) dosegle kar 7,8–37,0 osebkov/km² (po izbruhu garij so upadle pod 5,5); visoke gostote urbanih lisic so tudi v drugih delih sveta, npr. v Švici (Zürich: 11,5), Avstraliji (Melbourne: 3–16) in ZDA (država Illinois: 3,7–5,3) (zbrano v Soulsbury in sod., 2010). Poleg višjih populacijskih gostot se mestne lisice od tistih iz ne-urbanih ekosistemov razlikujejo še v drugih biološko-ekoloških značilnostih: imajo manjši teritorij oz. domači okoliš (Harris in Rayner, 1986b), spremenjeno vedenje zaradi prometa v mestih, v prehrani pa manjši delež glodavcev in več antropogenih virov, kot so hrana iz smetnjakov in kompostnikov, sadje z vrtov ter hrana za domače živali (Contesse in sod., 2004). Kot zanimivost: razen pri lisicah je bila atraktivnost suhe mačje hrane (briketov) kot pomembnega antropogenega prehranskega vira za urbane zveri potrjena tudi v Arizoni (ZDA), in sicer za progastega skunka (*Mephitis mephitis*) in severnoameriškega rakuna (Theimer in sod., 2015). Lisice se v mestih pogosto ne bojijo ljudi in psov, v nekaterih primerih celo pridejo po pasjo hrano, nekateri prebivalci pa jih tudi namensko hranijo (König, 2008).

Lisice so uspešne urbane prebivalke, saj so zelo prilagodljive, generalistične plenilke, ki nimajo posebnih prehranskih ali habitatnih zahtev, imajo velik razmnoževalni potencial in sposobnost disperzije na velike razdalje, zato uspešno kolonizirajo nova območja (Soulsbury in sod., 2010). Širjenje lisic v urbano okolje je pogosto sledilo povečanju populacij izven mest zaradi izboljšanja zdravstvenega stanja in/ali zmanjšanja odstrela (Chautan in sod., 2000). Tako so, npr., v Estoniji bistveno povečanje števila urbanih lisic zaznali leta 2008, kmalu po uspešnem peroralnem cepljenju proti steklini; od tedaj so kolonizirale že večino estonskih mest (Plumer in sod., 2014). Največji vir smrtnosti lisic v mestih je promet, predvsem v času razmnoževanja in osamosvajanja mladičev (Baker in sod., 2007). Zaradi omejitve disperzije pa imajo pomemben vpliv na zmanjšanje številčnosti v mestih tudi upravljanje (odstrel) in izbruhi bolezni, kot sta steklina in garjavost, v primestnem zaledju (Chautan in sod., 2000; Soulsbury in sod., 2010; Plumer in sod., 2014).

Raziskava rabe prostora urbanih zveri v poljskem mestu Vroclav je pokazala, da je prostorska razporeditev vrst odvisna od razpoložljivosti prehranskih virov in kritja, obstoja struktur, ki omogočajo neopazne premike, ter medvrstne konkurence. Lisice so na urbana okolja slabše prilagojene kot kune belice: preferenčno izbirajo habitate na obrobju mest, izogibajo pa se gosto pozidanim predelom (Duduš in sod., 2014). Slednje so ugotovili tudi v Berlinu, kjer so genetske analize potrdile obstoj urbane populacije z majhno disperzijo prek meja mesta; znotraj Berlina glavne migracijske koridorje predstavljajo ceste in železnice, vzdolž katerih se lisice največ premikajo (Frantz in Kimmig, 2019). Ker pa na njih pogosto prihaja do povoza, so prostorski premiki lisic v urbanem okolju omejeni (*ibid.*). To lahko ima za posledico zmanjšano genetsko variabilnost vrste v urbanem okolju, omejen genski pretok in genetsko diferenciacijo med podeželskimi in mestnimi populacijami (Robinson in Marks, 2001; Gloor, 2002; Wandeler in sod., 2003). Relativno izolirane urbane populacije lisic so poleg večje možnosti križanja v ožjem sorodstvu (Frankham, 1998) izpostavljene tudi novim selekcijskim pritiskom (npr. zaradi vpliva prometa, strupenih snovi in svetlobnega onesnaževanja), kar še dodatno diferencira urbane populacije od podeželskih in poveča tveganje za pojav ter širjenje bolezni.

Čeprav imajo ljudje do lisic v mestih v splošnem pozitiven odnos, so pogosto zaskrbljeni zaradi nevarnosti prenosa bolezni (König, 2008). Največje tveganje, ki ga povzroča prisotnost urbanih lisic, je prav prenos virusnih bolezni in zajedavcev na domače živali in ljudi, npr. stekline (*Rabies lyssavirus*), ehinokokoze, različnih glist oz. nematod (npr. *Toxocara canis*, *Dirofilaria immitis*, *Angiostrongylus vasorum*) in garij; v Estoniji je bilo, npr., v mestih garjavih 8 % lisic (Plumer in sod., 2014). Zaradi možnih stikov lisic z domačimi živalmi je pomembno osveščanje javnosti o načinih ravnanja pri morebitnih stikih, vendar na način, da se ne povečuje neutemeljenega strahu pred lisicami (ali katerokoli drugo vrsto). Za zmanjšanje obolevnosti urbanih lisic za steklino ali okuženosti z zajedavci namreč tudi v mestih obstajajo učinkovite preventivne metode, ki temeljijo na polaganju vab s cepivi in/ali zdravili, npr. antihelmintiki (Hegglin in sod., 2004). V primeru potrebe po zmanjšanju števila lisic v mestih pa je pomembno predvsem, da se jim onemogoči dostop do hrane. Kontrola z odstrelom se je v Veliki Britaniji izkazala kot neuspešna (Harris in Smith, 1987); tudi v Nemčiji jo odsvetujejo, predvsem zaradi pozitivnega odnosa javnosti do urbanih lisic (König, 2008). Ponekod lisice lovijo v pasti in jih tretirajo zoper bolezni, v nekaterih primerih pa preselijo na druge lokacije, vendar tak ukrep v večini primerov ni smiseln (Soulsbury in sod., 2010). Kljub temu je uravnavanje številčnosti z odstrelom (na obrobju mest) prevladujoč ukrep za zmanjšanje številčnosti in konfliktov z lisicami v naseljih v Evropi, v nekaterih državah pa izvajajo tudi odlov s pastmi ([poglavje 2.2](#)).

Lisica je kot konfliktna vrsta v urbanem okolju prepoznana v enajstih evropskih državah (Bužan in sod., 2020a). Poleg zdravstvenih tveganj velja izpostaviti še napade na domače živali (kokoši, mačke, pse), občasne vstopi v stavbe, zelo redki pa so primeri napadov na ljudi (Contesse in sod., 2004; Soulsbury in sod., 2010; Plumer in sod., 2014). Spomladi 2020 sta prisotnost (legla) lisic in posledičen strah pred napadi precej vznemirjenosti povzročila v Celju, kjer so se odločili za odlov z uporabo pasti; vendar le-ta ni bil uspešen, saj so se lisice pasti praviloma izogibale, ko pa se je en osebek ujel, so ga še pred prihodom pristojnih izpustili prebivalci, ki se z odlovom niso strinjali (Terjav, 2020 – ustni vir). Da je odlov lisic s pastmi v urbanem okolju zelo težaven, smo v sklopu izvedbe pričujočega CRP projekta ugotovili tudi na območju Ljubljane in Kopra.

Jazbec

Jazbeci v Evropi in Aziji naseljujejo predvsem izvenmestne habitate in manj urbanizirane predele na obrobju mest, kot so parki, veliki vrtovi in primestni gozdovi. Ker imajo manjši razmnoževalni potencial in slabše razvito sposobnost vedenjskih adaptacij kot lisice in kune belice, so jazbeci mesta začeli kolonizirati precej kasneje, v celinski Evropi šele v zadnjih dveh desetletjih (npr. v Švici: Geiger in sod., 2018). Dlje časa so v urbanem okolju prisotni v Veliki Britaniji, kjer je jazbec zavarovana, ikonska vrsta (Harris in sod., 2010). Zaradi tega praktično vse raziskave urbanih jazbecov izvirajo iz te države in kažejo, da se dobro prilagajajo na življenje v mestih. Ekološke značilnosti urbanih osebkov/populacij so zato precej drugačne od ruralnih: razlikujejo se, npr., po gostoti populacij, velikosti domačega okoliša, obnašanju in rabi jazbin ter prostora (Davison in sod., 2008, 2009; Huck in sod., 2008a, 2008b; Delahay in sod., 2009; Harris in sod., 2010; Ward in sod., 2016; Scott in sod., 2018).

Z analizo razporeditve jazbin v štirih britanskih mestih so ugotovili, da je gostota jazbin v mestih primerljiva tisti iz ruralnega okolja. Čeprav imajo jazbeci v urbanem okolju preferenco do lokacij z zmerno gostoto prebivalstva, je populacijska gostota te vrste tako v mestnem kot primestnem okolju odvisna predvsem od razpoložljivosti primernih lokacij za izgradnjo jazbin (tj. habitatnega tipa in naklona) in ne od dejavnikov, ki odražajo prehranske razmere (Huck in sod., 2008a). Kljub enaki gostoti jazbin jazbeci v mestih uporabljajo značilno manjše število le-teh kot na podeželju; zlasti manj časa preživijo v zunanjem krogu jazbin, ki so pomembne predvsem za hitro in varno premikanje znotraj življenjskega okoliša. Prav te (zunanje, a pogosto neuporabljene) jazbine imajo za posledico veliko gostoto jazbin v urbanem okolju, kar povečuje konflikte; vendar pa to dejstvo omogoča relativno enostaven in za javnost sprejemljiv način zmanjševanja le-teh, tj. s selektivnim zapiranjem/uničevanjem manj pomembnih jazbin (Davison in sod., 2008).

S telemetričnim spremljanjem jazbecev v britanskem mestu Brighton so ugotovili, da so vrtovi najpomembnejši prostor za prehranjevanje, pasovi grmovja pa so pomembni za premike osebkov znotraj življenjskega okoliša. Spremljani osebki so imeli zelo majhen okoliš (povprečna velikost za skupine je bila 9,3 ha, za osebkke pa 4,9 ha), ki je precej manjši od vseh znanih podatkov iz ruralnega okolja; vse aktivnosti so bile omejene na neposredno bližino glavnih jazbin (Davison in sod., 2009). V tem mestu so ugotovili zelo visoke populacijske gostote jazbecev (2,4 skupine/km²; Scott in sod., 2018), kar je precej več kot drugod v Angliji in Wellsu (0,48 ± 0,03 skupine/km²; Judge in sod., 2014). Genetske raziskave so pokazale, da je to posledica velike gostote socialnih skupin v mestih in ne števila osebkov v posamezni skupini. V primerjavi z ruralnimi populacijami je bilo v mestu precej večje prehajanje med skupinami (zlasti samic), zaradi česar je lokalno (znotraj mest oz. med skupinami) znaten pretok genov; kljub temu je bila genetska variabilnost (pestrrost alelov) manjša v primerjavi z ruralnimi populacijami, kar kaže, da so – navkljub veliki notranji dinamiki – urbane populacije navzven zelo izolirane (Huck in sod., 2008b).

Nočna aktivnost jazbecev je v mestih krajša zaradi motečih dejavnikov, kot so prisotnost ljudi, svetlobno onesnaževanje in promet; slednji je glavni vzrok umrljivosti te vrste, še zlasti v spomladanskem času (Harris in sod., 2010). Enako je tudi v Sloveniji, kjer je povoz za odstrelom daleč najpomembnejši dejavnik smrtnosti jazbecev: v obdobju 2010–2019 je bila pri nas registrirana smrtnost 13.747 osebkov, od tega jih je bilo 8.365 odstreljenih (61 %), 4.891 (36 %) pa povoženih (4.855 na cestah, 36 na železnicah); vsi ostali dejavniki skupaj so povzročili smrt 491 jazbecev, tj. le 10 % števila povoženih (Oslis, 2020).

Čeprav so jazbeci med ljudmi dokaj priljubljeni, lahko v mestih vsaj občasno povzročajo precejšnjo škodo. O prepoznanih konfliktih z vrsto (poškodbe stavb, uničevanje parkovnih površin, strah ljudi) v urbanem okolju v pregledu stanja v Evropi sicer poročajo samo iz Avstrije, Luksemburga in Velike Britanije (poglavje 2.2). V slednji so največje težave (in odškodnine) povezane s škodo, ki jo jazbeci povzročajo na stavbah in pri kopanju jazbin, še zlasti na ali v bližini pokopališč; ostali konflikti so brskanje po smetnjakih, polomljene ograje, kopanje po travnikih in gredicah, izkopavanje jam za iztrebke (latrine) na vrtovih (Huck in sod., 2008a; Delahay in sod., 2009; Ward in sod., 2016). Težave zaradi prehranjevanja z vrtnimi pridelki so sicer pogoste, še zlasti v sušnih in vročih letih, ko je na razpolago malo nevretenčarjev; vendar je škoda večinoma majhna, največ je nastane maja in junija, ko ima zelenjava velik delež v prehrani te vrste (Delahay in sod., 2009; Harris in sod., 2010). Jazbeci v urbanem okolju lahko predstavljajo tudi zdravstveno tveganje, saj so pomemben rezervoar nekaterih bolezni, npr. tuberkuloze (Gortázar in sod., 2012).

Za preprečevanje škod oz. zmanjšanje številčnosti jazbecev v mestih je v Avstriji dovoljen odlov s pastmi in izpust v ruralno okolje, v Luksemburgu (izjemoma) in Veliki Britaniji (ob predhodnem dovoljenju in obvezni izgradnji nadomestnih jazbin na ustreznem mestu) pa so ukrepi usmerjeni predvsem v zapiranje ali uničevanje jazbin ([poglavje 2.2](#)). Znanih je več metod: namestitve enosmernih vrat (jazbeci lahko jazbino zapustijo, vanjo pa se ne morejo vrniti); izsuševanje okolice jazbin; zasutje; uporaba odvrtač ([Delahay in sod., 2009](#)). Kar 81 % ukrepov, izvedenih na jazbinah, je bilo uspešnih; nasprotno je odvzem jazbecev manj učinkovit ukrep, so pa v le 0,4 % vseh ukrepov v britanskih mestih jazbece odlovili ali usmrtili ([Ward in sod., 2016](#)).

Kuna belica

Kuna belica je v srednji in zahodni Evropi poznana kot sinantropna vrsta, saj si življenjski prostor pogosto poišče v antropogenih habitatih, tako na podeželju kot tudi v mestih: npr. na podstrešjih, skednjih in podobnih zgradbah, v parkih in drugih urbanih območjih. Spontano naseljevanje kun belic v mesta se je v Evropi začelo po letu 1950, o urbanih populacijah so kasneje poročali iz več držav, npr. Italije (Rim: [Gippoliti in Amori, 2006](#)), Luksemburga ([Herr, 2008](#)), Madžarske (Budimpešta: [Tóth in sod., 2009](#)), Poljske (Krakóv: [Wierzbowska in sod., 2017](#)); o številnih stikih z ljudmi v slovenski Istri je poročal tudi [Polak \(1995\)](#). Generalističen habitatni izbor in široka prehranjevalna niša sta vrsti omogočila, da v urbanih območjih dosega velike gostote ([Herr, 2008](#); [Herr in sod., 2009a](#)). Na urbane ekosisteme je prilagojena bolje kot lisica; po ugotovitvah iz poljskih mest ima preferenco do gosto pozidanih delov in mestnega središča, izogiba pa se odprtim površinam in industrijskim območjem ([Duduš in sod., 2014](#)); povsem enako so ugotovili tudi na Češkem ([Červinka in sod., 2014](#)).

V raziskavah prehrane kun, ki živijo v naseljih, so pogosto zabeležili hrano antropogenega izvora (npr. perutnina, kunci, različno sadje, jajca), ki pa se sezonsko in v različnih okoljih pojavlja v različnih deležih ([Lanszki in sod., 1999, 2009](#); [Wierzbowska in sod., 2017](#)). V Bolgariji so z analizami iztrebkov kun belic v naseljih in gozdnih habitatih ugotovili, da se urbane kune pozno spomladi in zgodaj poleti precej pogosteje prehranjujejo s sadjem in drugimi sadeži, medtem ko so nevretenčarji in glodavci v njihovi prehrani manj zastopani ([Hisano in sod., 2016](#)). Tudi v Sloveniji so prehranski viri kun belic v kulturni krajini raznoliki in pogosto povezani s človeško dejavnostjo, kot so hrana s smetišč ali gospodinjski odpadki ([Polak, 1995](#)); torej imajo kune v urbanem okolju tudi pomembno sanitarno vlogo. [Lanszki in sod. \(2009\)](#) poročajo o še drugih pozitivnih učinkih za ljudi, ki jih imajo kune belice v naseljih, saj pogosto lovijo hišne miši (*Mus musculus*) in podgane (*Rattus rattus*).

Čeprav so kune belice izjemno dobro prilagojene na urbano okolje, pa ima urbanizacija zelo majhen, neizrazit vpliv na socialne odnose in prostorsko organiziranost te teritorialne vrste, saj je le-ta močno filogenetsko determinirana in je zato zgolj pod zmernimi vplivi okolja (Herr in sod., 2009a). S telemetričnim, dve leti trajajočim spremljanjem kun belic v dveh mestih v Luksemburgu je Herr (2008) ugotovil skoraj izključno nočno aktivnost (v izogib stikom z ljudmi in prometom); celoletni teritoriji in aktivnosti proučevanih osebkov so bili v celoti omejeni na notranjost mest, ki jih kune niso zapuščale. Zelo zanimiva je ugotovitev, da se je odrasla kuna, ki jo je preselil v dokaj oddaljeni gozd, zelo hitro vrnila nazaj v mesto. V primerjavi z ruralnimi populacijami so bile v mestih ugotovljene visoke populacijske gostote (4,7–5,8 odraslih osebkov/km²), medtem ko so bili celoletni življenjski okoliši manjši (samci: 112 ± 25 ha; samice: 37 ± 22 ha) (Herr in sod., 2009a). Kune belice so bistveno bolj kot druge zveri sposobne izkoriščati človekova bivališča: v mestih imajo prebivališča najpogosteje v stavbah, pogosto tudi v hišah, v katerih živijo ljudje (v Luksemburgu je bilo, npr., kar 42 % vseh prebivališč kun v naseljenih hišah); raba hiš se poveča pozimi, verjetno zato, ker so izolirane in je tam toplejše okolje (Herr in sod., 2010). Ta sposobnost vrsti omogoča zelo dobro adaptacijo na urbano okolje in opredeljuje njen sinantropni značaj, vendar pa ima za posledico tudi večje število konfliktov – tudi takšnih, ki povzročajo veliko materialno škodo in jih pri drugih vrstah ne poznamo.

Najpogostejši konflikti s kunami v naseljih so (prilagojeno po Herr, 2008): (i) plenjenje kokoši, prehranjevanje z jajci in plenjenje drugih domačih živali; (ii) prehranjevanje z vrtninami oz. sadjem; (iii) škoda na objektih, npr. hišah (pregriznjena izolacija, izločki, iztrebki itd.), ter avtomobilih, kjer lahko pregrizejo cevi, kable in izolacijo oz. jih onesnažijo s smrdljivimi izločki; slednje oz. povzročanje škode na avtomobilih nasploh je najverjetneje povezano s teritorialnim vedenjem oz. označevanjem teritorija (Herr in sod., 2009b); (iv) motnje zaradi povzročene hrupa, kadar so se naselile v objektih; (v) prenos bolezni, tudi zoonoz, saj so rezervoar zunanjih zajedavcev (klopov, garij), notranjih zajedavcev (nematod, trakulj, enoceličarjev), bakterij in virusov (npr. virusa pasje kuge – *Canine morbillivirus*) (Akdesir in sod., 2018). Potencialno epidemiološko tveganje zaradi prisotnosti kun v mestih in morebitnih stikov s prebivalci je postalo še posebej aktualno v letu 2020, tj. zaradi pandemije bolezni Covid-19, saj so predstavniki družine kun (Mustelidae) ena izmed znanstveno potrjenih živalskih skupin, s katerih je možen prenos virusa SARS-CoV-2 (tudi mutiranega) na ljudi, kar bi lahko postalo še zlasti nevarno, če bi virus začel krožiti v prostoživečih populacijah, še posebej tistih iz bližine ljudi (Manes in sod., 2020). Vendar je treba poudariti, da do priprave pričujočega poročila virus SARS-CoV-2 ni bil potrjen niti pri kunah belicah niti pri kateremkoli drugem prostoživečem predstavniku kun, temveč so ga odkrili v specifičnih razmerah

zelo intenzivne farmske reje ameriškega minka (*Neovison vison*), v Evropi tujerodne vrste, in sicer na Danskem, Norveškem in v Španiji; virus so povsod na farme zanesli okuženi zaposleni (*ibid.*). Glede na sorodstvene povezave z minki in virološke raziskave bi lahko bili infekciji mnogo bolj kot kune belice izpostavljeni dihurji ([Shi in sod., 2020](#)), ki pa so v urbanem okolju mnogo manj pogosti. Z vidika potencialnega širjenja bolezni Covid-19 prisotnosti kun v urbanem okolju torej nikakor ni primerno stigmatizirati in mistificirati, so pa vsekakor potrebne sistematične raziskave pojavnosti in razlik v incidenci koronavirusov v kunah, ki živijo v urbanem okolju, s tistimi iz ruralne in gozdnate krajine; poleg tega so lahko za prepoznavanje morebitnih stikov z ljudmi oz. povečanega tveganja zelo zanimive tudi raziskave prostorskega vedenja kun belic v urbanem okolju, ki smo jih z GPS-telemetrijo začeli izvajati v sklopu pričujočega CRP projekta ([poglavje 5.1](#)).

Kuna belica spada v skupino najbolj problematičnih vrst divjadi glede konfliktnosti v urbanem okolju (skoraj izključno zaradi škod na avtomobilih in objektih) predvsem v srednjeevropskem prostoru: na Češkem, Hrvaškem, Madžarskem, v Italiji, Nemčiji, Švici, Luksemburgu in Bolgariji ([Bužan in sod., 2020a](#)). Za odpravljanje konfliktov z njo obstaja več priporočil: najpomembneje jim je onemogočiti vstop v stavbe (zapreti je treba vse odprtine, večje od 5 cm), npr. z uporabo enosmernih vrat. Manj oz. samo začasno so uspešni odvrtačni ukrepi, ki delujejo na principu hrupa (npr. radio), vonja (kemična odvrtačala) ali motenj (pogosto obiskovanje podstrešja), saj se kune nanje hitro navadijo. Tveganje za nastanek škod na avtomobilih je tudi mogoče zmanjšati z nekaterimi preprostimi ukrepi. Kjer onesnažujejo avtomobile z markiranjem, je smiselno pogostejše pranje le-teh (kar sicer ni vedno učinkovito); grizenje kablov/cevi pa je mogoče učinkovito preprečiti, če so prevlečeni v posebne valovite plastične ovoje. Metode za kontrolo številčnosti kun v urbanem okolju so nasprotno zelo težavne: odstrel ni dovoljen, praviloma tudi ni učinkovit; odlov in preselitve pa so zelo težavni in težko izvedljivi ukrepi (zbrano v [Herr, 2008](#)).

2.1.5 Glodavci

Od štirih vrst glodavcev, ki so v Sloveniji divjad ([Ur. l. RS, št. 101/2004, 81/2014](#)), sta z vidika pojavljanja v naseljih zanimivi dve vrsti – domorodni navadni polh in tujerodna nutrija. Čeprav so upravljavski izzivi in problematika, ki jo povzroča prisotnost teh vrst v urbanem okolju, v širšem evropskem prostoru manj poudarjeni, se predvsem številčnost in prostorska razširjenost nutrije pri nas hitro povečujeta, kar velja tudi za mesta, npr. Ljubljano in Koper ([Papež, 2020](#)). Zaradi tega se v nadaljevanju nekoliko podrobneje osredotočamo na to vrsto, medtem ko za polha podajamo le nekatere osnovne informacije, povezane z njegovo prisotnostjo na obrobju naselij.

Navadni polh

Navadni polh je pogost prebivalec človeških bivališč, zato so interakcije med polhom in človekom zelo stare in pogoste (Kryštufek in Flajšman, 2007). Ko se naseli v hišo, je lahko za stanovalce zelo moteč zaradi hrupa in škode, ki jo povzroča zlasti na pohištvu, električni napeljavi in optičnih kabljih; poleg tega polhi kradejo in poškodujejo hrano (npr. oreščke), onesnažujejo prostor z iztrebki in urinom, grizejo vodne pipe, plastične rezervoarje in leseno konstrukcijo (Büchner in sod., 2018). V sadovnjakih naredijo največ škode spomladi z objedanjem cvetnih popkov, s čimer zmanjšajo rodnost dreves, v jeseni pa poškodujejo zrelo sadje; pogosto tudi glodajo skorjo tanjših vej, in sicer zaradi brušenja zob. Zaradi tega v nekaterih državah, npr. na Madžarskem, polhe (zlasti navadnega) obravnavajo kot konfliktno vrsto (Babai in sod., 2017); o konfliktih, ki jih povzroča navadni polh, poročajo tudi iz Latvije, Litve, Poljske, Češke, Romunije, Bolgarije, Nemčije, Švice, Italije, Francije, Velike Britanije in Irana (zbrano v Büchner in sod., 2018). Čeprav se tudi v Sloveniji ljudje nad polhi v naseljih pogosto pritožujejo, pa je bilo v obdobju 2008–2018 prijavljenih in obravnavanih le šest škodnih primerov (od tega štiri v Savinjsko-Kozjanskem LUO), in sicer na nepremičninah – električni napeljavi, ostrešju in vratih (Bužan in sod., 2020a).

Polhi so v mestih – podobno kot drugi glodavci – pomembni gostitelji klopov in rezervoar klopnih patogenov: v Franciji, Nemčiji, na Nizozemskem in Češkem je bil navadni polh prepoznani kot dejavnik tveganja za večji pojav lymške borelioze (Földvári in sod., 2005; Vorou in sod., 2007); podobno je bilo ugotovljeno za vrtnega polha (*Eliomys quercinus*) in podleska (*Muscardinus avellanarius*) v srednji in vzhodni Evropi (Földvári in sod., 2005; Richter in sod., 2011).

V Veliki Britaniji je navadni polh prepoznani kot tujerodna vrsta in ga lahko lastniki hiš prosto lovijo, število ulovljenih osebkov pa med leti močno niha (Trout in Mogg, 2017). Nasprotno je v večini držav Evropske unije vrsta zavarovana, a istočasno niso vzpostavljeni mehanizmi za kompenzacijo škod, kar sproža dodatne konflikte (Büchner in sod., 2018). Slovenija sodi med države, kjer se lahko polha legalno lovi (to pravico imajo vsi državljani, ki pridobijo dovolilnico), a kot divjad seveda samo na lovnih površinah in v lovni dobi, ki traja med 1. oktobrom in 30. novembrom (Ur. l. RS, št. 101/2004, 81/2014). Kot zanimivost: po podatkih, ki so jih upravljavcem lovišč dolžni posredovati polharji, je bilo po letu 2005 v Sloveniji največ polhov ulovljenih leta 2011 (skoraj 68.000), najmanj pa leta 2019 (samo 31) (Oslis, 2020); ekstremne razlike v številu ulovljenih polhov z izrazitimi viški vsako drugo oz. tretje leto kažejo na močan vpliv prehranskih razmer, kar ima za posledico tudi medletno spremenljivost v pojavljanju polhov v naseljih.

Nutrija

Nutrija izvira iz subtropskih območij Južne Amerike (Woods in sod., 1992); danes je kot tujerodna vrsta prisotna na vseh celinah, z izjemo Avstralije in Antarktike (Carter in Leonard, 2002). V Evropo je bila kot farmska žival za gojenje krzna vnesena iz severne Argentine konec 19. stoletja (Woods in sod., 1992). Čeprav so nutrije ponekod tudi namerno izpustili za biološko zatiranje neželenih vodnih rastlin, je bila glavna pot vnosa v ekosisteme pobeg in predvsem izpustitev s farm; ko je cena krzna drastično upadla, so namreč rejci začeli opuščati vzrejo in jih množično spuščati v naravo (Carter in Leonard, 2002). Po najnovejših podatkih je nutrija stabilne populacije formirala v desetih evropskih državah, v še desetih pa je v naravi prisotna in kaže prve zametke populacij; po prostorskih modelih naj bi v večini držav, vključno s Slovenijo, >50 % površine (na nivoju 5 x 5 km rastrskih celic) imelo ustrezne habitate za nutrijo (Schertler in sod., 2020).

V Sloveniji je bila v naravi prvič opažena leta 1936/37, ko naj bi bilo v okolici Ptuja odstreljenih več nutrij; leta 1988 je bil najden poginul osebek pri Litiji (Hönigsfeld in sod., 2009). Po letu 1989, ko so pobegnile s farme v Notranjih Goricah, so se hitro širile po Ljubljanskem barju (Ljubljanci s pritoki); po letu 1990, ko so jo opazili na Rižani pri Bertokih, pa tudi po slovenski obali (Kryštufek, 1996; Leskovic, 2012). Zdaj je vrsta razširjena predvsem vzdolž Ljubljanice, Rižane in Save, pojavlja pa se tudi v nekaterih drugih rekah. V obdobju 2015–2019 je bilo v Sloveniji odvzetih 1.925 nutrij (1.907 odstreljenih, 18 povoženih), daleč največ v Notranjskem LUO (1.392 osebkov: v loviščih Brezovica, Tomišelj, Rakovnik–Škofljica, Borovnica, Ig, Rakitna), sledijo Zahodnovisokokraško (171: Vrhnika, Gorica), Primorsko (167: Koper, Strunjan), Zasavsko (95: Litija, Pugled, Kresnice, Laze, Radeče) in Gorenjsko LUO (86: Pšata, Dobrova, Horjul, Šmarna gora); posamezne nutrije so bili odvzete tudi v Pomurskem (5: Lendava, Ljutomer), Kamniško-Savinjskem (5: Domžale), Savinjsko-Kozjanskem (2: Šentjur pri Celju, Žalec), Kočevsko-Belokranjskem (1: Ribnica) in Triglavskem LUO (1: Smast) (Lisjak, 2020). Nutrije so torej pri nas večinoma prisotne v primestnih loviščih; ponekod so se (predvsem zaradi krmljenja) tako udomačile, da se sprehajajo po središčih mest, kot sta Ljubljana in Koper (Papež, 2020).

Nutrija je prebivalec vodnih ekosistemov, zlasti rek in vodnih kanalov; posebej so zanjo primerna območja z bogatimi združbami vodnih rastlin, ki so njen glavni vir hrane. Občasno se lahko hrani tudi z nevretenčarji, kot so sladkovodne školjke, in z jajci ptic, ki gnezdijo na tleh (Baroch in sod., 2002). V naravnem območju razširjenosti in v kmetijskih območjih Evrope so nočne živali; v urbanem okolju pa so – zaradi prilagoditve na dostopnost antropogenih virov hrane, zlasti krmljenja – aktivne predvsem podnevi (Meyer in sod., 2005). Ko niso aktivne, se skrivajo v 1–6 m

dolgih rovih na brežinah vodotokov (Woods in sod., 1992); znani so tudi bistveno daljši rovi, celo do 46 m (LeBlanc, 1994). Nutrije imajo zelo velik razmnoževalni potencial: samice kotijo prve mladiče pri 3–8 mesecih starosti, pariyo se vse leto, letno imajo 2–3 legla, v vsakem leglu je do 12 mladičev, v povprečju pa 3–6 (zbrano v Schertler in sod., 2020). Zmerne oz. tople zime vplivajo ugodno na rast populacije, in sicer tako zaradi zmanjšane smrtnosti kot tudi večjega števila legel (Woods in sod., 1992). Vrsta se zato v Evropi hitro širi, številčnost populacij pa se povečuje, saj nima pomembnih naravnih plenilcev oz. ni vzpostavljenih dejavnikov upora okolja, ki bi omejevali rast populacije (Shaffer in sod., 1992; Carter in sod., 1999; Cocchi in Riga, 2001; Bertolino in sod., 2005; Randall in Foote, 2005). Zaradi ekološke plastičnosti in prilagodljivosti je porast populacij zaznan tudi v suboptimalnih habitatih (Scaravelli, 2002). Kljub številnim programom in aktivnostim za izločitev vrste iz ekosistemov oz. vsaj za zaustavitev širjenja, ki se izvajajo v Evropi, se vrsta hitro in nezadržno širi; prostorski modeli in napovedi kažejo, da se bo tudi v prihodnje, saj še ni poselila vseh primernih območij (Schertler in sod., 2020).

Na širjenje vrste v Evropi pomembno vpliva tudi kolonizacija mest, v katerih so nutrije v večjem številu prisotne v Nemčiji (Scheide, 2013), Avstriji, Češki, Italiji (zbrano v Schertler in sod., 2020) in tudi Sloveniji (Papež, 2020). Čeprav naj bi po nekaterih raziskavah urbanizacija prostora negativno vplivala na prisotnost nutrij (Bertolino in Ingegno, 2009), so druge raziskave jasno pokazale lokalne adaptacije vrste na urbano okolje (Meyer in sod., 2005) in prednosti življenja v mestih, kot so krmljenje, milejša klima in toplotno onesnaženje rek, kar vse vpliva na večji razmnoževalni uspeh in manjšo smrtnost (Carter in Leonard, 2002; Verbeylen, 2002; Scheide, 2013). Zaradi tega naj bi urbanizacija in prisotnost ljudi (tj. bližina naselij in gostota prebivalstva) v Evropi pozitivno vplivali na pojavljanje nutrij (Schertler in sod., 2020).

Nutrije imajo v okolju – tudi v mestni in primestni krajini – številne negativne vplive, ki so v prvi vrsti posledica objedanja obrežne vegetacije in kopanja rovov, kar povzroči erozijo rečnih bregov in spreminjanje obrežnih habitatov (Panzacchi in sod., 2007; Bertolino in Genovesi, 2009; Hönigsfeld in sod., 2009). Slednje ima posreden vpliv na druge vrste, povečajo se tudi možnosti poplavljanja in stroški za vzdrževanje vodotokov. Vrsta povzroča pomembno škodo na kmetijskih pridelkih, zlasti koruzi in sladkorni pesi (zbrano v Schertler in sod., 2020), žrtje močvirske in obrežne vegetacije pa lahko posredno ogroža ptice, saj vpliva na razpoložljivost primernih habitatov za gnezdenje in prehranjevanje (Bertolino in sod., 2005). Povzroča tudi poškodbe dreves, udiranje in lomljenje spomenikov ter drugih skulptur (Walther in sod., 2011). Poleg tega lahko uničuje lesene zgradbe, privezne doke, čolne in celo ladje ter druge strukture ob vodi (Wade

in Ramsey, 1986). Pomemben je tudi zdravstveni vidik: vrsta je rezervoar za virus hepatitisa E (Serracca in sod., 2015) in potencialen vektor več zoonoz, npr. toksoplazmoze, tularemije, trihineloze, leptospiroze in alveolarne ehinokokoze (LeBlanc, 1994; Carter in Leonard, 2002; Nardoni in sod., 2011; Križman in sod., 2020); nutrije lahko obolevajo tudi za papilomatozo, steklino, salmonelo, paratifusom in kokcidiozo (Woods in sod., 1992). V Toskani (Italija) so, npr., serološke raziskave pokazale, da je bila s povzročiteljem leptospiroze (*Leptospira interrogans*) okužena četrtna nutrij (Fratini in sod., 2015). V Sloveniji sta bila marca 2020 v lovišču Borovnica uplenjena dva osebka, okužena z razvojno obliko male lisičje trakulje (*Echinococcus multilocularis*), ki povzroča človeku nevarno bolezen alveolarno ehinokokozo (Križman in sod., 2020).

Zaradi negativnih vplivov na okolje oz. biotsko raznolikost je nutrija uvrščena na svetovni seznam stotih najnevarnejših invazivnih tujerodnih vrst (Lowe in sod., 2004) in na Uredbo EU o preprečevanju in obvladovanju vnosa in širjenja invazivnih tujerodnih vrst (Ur. l. EU, št. 1143/2014), ki zahteva, da države članice sprejmejo ukrepe za preprečevanje širjenja teh vrst oz. odstranitev iz narave. Vendar le-ta ni enostavna ne z izvedbenega vidika in ne upošteva nasprotovanje prebivalcev; tako je nedavna slovenska raziskava javnega mnenja pokazala, da bi za sprejemljive ukrepe za odstranitev nutrij iz mest lahko obveljali le tisti, ki ne vključujejo usmrtitve živali (Kuronja, 2020). Kljub temu obstaja nekaj primerov dobre prakse: nutrije so, npr., uspešno odstranili z dveh manjših območij v ZDA (Carter in Leonard, 2002) in nekaj večjih območij v Veliki Britaniji, kjer so jo po enajst let trajajočih aktivnostih celo iztrebili (Gosling, 1981; Gosling in Baker, 1989). Starejši pristopi so sicer pogosto vključevali uporabo strupov, medtem ko so se pasti in ukrepi za spreminjanje habitatov začeli uporabljati v novejšem času (Genovesi in Carnevali, 2011). V večini evropskih držav sta danes dovoljena dva načina kontrole te vrste: odstrel (ki ga v naseljih ni mogoče izvajati) in lovljenje v pasti (živolovke) z naknadno evtanazijo (Cocchi in Riga, 2001). Najpogosteje se uporablja različne kletke, uspeh odlova pa je odvisen od vrste vabe; pogosti sta krompir in korenje (Bertolino in sod., 2005). Na podlagi britanskih izkušenj, kjer so uspeli iztrebiti nutrije, Gosling in Baker (1989) predlagata izvedbo letalnih ukrepov zlasti v območjih z visokimi populacijskimi gostotami, s čimer se pomembno zmanjša disperzija drugam. Tudi Panzacchi in sod. (2007) poudarjajo nujnost preprečitve širjenja vrste v nova območja, saj so stroški zgodnjih ukrepov mnogo manjši, kot je kasnejša kontrola že vzpostavljenih populacij.

Za razliko od večine drugih evropskih držav imamo s tega vidika v Sloveniji ugodno situacijo: nutrija je namreč divjad z lovno dobo prek celega leta (Ur. l. RS, št. 101/2004), kar omogoča takojšen

odvzem osebkov, ki se na novo pojavijo v nekem okolju. Tako je mogoče zaustaviti novo kolonizacijo mest, kjer nutrija še ni prisotna. Vendar pa mora za to država kot lastnica divjadi zagotoviti ustrezne pogoje; ob trenutnem nasprotovanju večinskega dela slovenske javnosti izvedbi kakršnihkoli ukrepov, ki bi imeli za posledico smrt nutrij (Kuronja, 2020), in izkušnjah iz tujine z demonstracijami, npr. iz sosednjega Trsta (Anonymus, 2018), je nesmiselno pričakovati, da bi lovci bolj intenzivno izvajali odstrel nutrij, sploh v bližini naselij. Poleg ustreznemu informiranju in ozaveščanju javnosti o negativnih vplivih nutrij na naravo in okolje bi bilo za intenziviranje kontrole populacij smiselno spodbujati rabo odstreljenih nutrij kot naravnega vira, npr. zelo kakovostnega mesa, ki vsebuje malo maščob in holesterola ter veliko beljakovin (Tulley in sod., 2000). V nasprotju s tem, npr., v Italiji trupla odstreljenih nutrij uvrščajo med odpadke z visokim tveganjem, ki jih je treba zažgati ali pokopati; pred izbruhom slinavke in parkljevke so jih sicer lahko uporabljali za proizvodnjo krme (Panzacchi in sod., 2010). Ustrezna raba odstreljenih nutrij in s tem osmislitev odstrela, ki ga lahko kot takšnega lažje sprejme pomemben del javnosti, se je ponekod že pokazal kot učinkovit način zmanjšanja populacijskih gostot te vrste (Carter in Leonard, 2002; Scheide, 2013).

V samih mestih, kjer ni mogoče izvajati neposrednih ukrepov za kontrolo populacije oz. je njihova izvedba zelo otežena, lahko na zmanjšanje številčnosti nutrij vplivamo tudi z zmanjšanjem dostopnosti prehranskih virov oz. zmanjšanjem preživitvene sposobnosti in stopnje reprodukcije (Schertler in sod., 2020). Prepoved krmljenja nutrij (slika 1) in ozaveščanje prebivalstva sta zato nujna in zelo učinkovita načina za zmanjšanje številčnosti urbanih nutrij, kar so dokazali v nemškem mestu Cottbus, kjer so pred prepovedjo beležili naraščajoče konflikte zaradi napadov nutrij na domače živali in celo na ljudi, po prepovedi hranjenja pa so se tako številčnost nutrij kot tudi konflikti močno zmanjšali (Walther in sod., 2011).



Slika 1: Nutrija (*Ondatra zibethicus*) je invazivna tujerodna vrsta, ki je vedno pogostejše prisotna v evropskih mestih, tudi v Ljubljani in Kopru (foto: K. Flajšman, 2018).

2.2 STANJE V EVROPSKIH DRŽAVAH: PROBLEMI IN PRISTOPI

2.2.1 Uvod

Pregled ugotovitev o biologiji vrst v urbanem okolju, konfliktih, ki jih tam povzročajo, in izkušnjah z reševanjem le-teh, ki smo ga pripravili v [poglavju 2.1](#), nudi vpogled v splošno stanje v Evropi. Vendar temelji na znanstveno-raziskovalnem pristopu, tj. poglobljeni analizi podatkov zgolj za tista okolja, kjer so se izvajale posamezne raziskave, in za tiste vsebinske sklope, ki so znanstveno najbolj zanimivi. Pri tem so konkretne (aplikativne oz. upravljavske) izkušnje pogosto skrite, kot so skrite tudi izkušnje in znanja iz mnogih držav, kjer se je divjad v urbanem okolju začela pogosteje pojavljati šele v zadnjih letih oz. kjer podatkov (še) ni dovolj, da bi jih objavili na vsem dostopen način. To pomanjkljivost smo skušali odpraviti z neposrednim pridobivanjem osnovnih (a za cilje projekta in nadaljnje usmeritve bistvenih) informacij glede stanja v posameznih evropskih državah; del teh spoznanj smo splošni javnosti predstavili v preglednem znanstvenem članku ([Bužan in sod., 2020a](#)), podrobneje pa jih podajamo v nadaljevanju tega poglavja.

2.2.2 Metode dela

Za vpogled v stanje v posameznih evropskih državah smo naredili spletne intervjuje, in sicer z raziskovalci, s katerimi že vrsto let sodelujemo pri raziskavah divjadi. Zanje na podlagi referenc in znanj vemo, da so v posameznih državah ključni poznavalci divjadi (tudi v urbanem okolju) oz. da imajo dostop do informacij, ki so nas zanimale. Kontaktirali smo raziskovalce iz 25 evropskih držav ([preglednica 1](#)). Po dvakratnem posredovanju (večina jih je sicer odgovorila takoj) smo prejeli odgovore za 17 držav (13 držav Evropske unije, Rusijo, Srbijo, Švico in Veliko Britanijo); ker so bile med njimi tudi vse Sloveniji sosednje oz. bližnje države, smo za namene projekta iskanje novih informacij s tem končali, saj smo ocenili, da smo dobili dovolj relevantnih informacij oz. celovit vpogled v stanje v nam najbolj zanimivih državah. Skupaj s kolegi iz tujine pa nameravamo pripraviti pregledni znanstveni članek o stanju divjadi v urbanih okoljih v Evropi, zato bomo po zaključku projekta nabor držav in prejetih informacij še dopolnili.

Vprašanja, ki smo jih zastavili intervjuvancem, so vključevala opredelitev najbolj problematičnih vrst divjadi in glavnih konfliktov z njimi v urbanih okoljih, aktivnosti za reševanje težav (vključno s konkretiziranjem morebitnih ukrepov za izločitev živali iz naselij), odgovornosti za izvedbo ukrepov in komunikacijo (če je) s prebivalci ter tudi nekaterih zanimivosti ([preglednice 2–4](#)).

Preglednica 5: Pregled intervjuvancev o stanju divjadi v urbanem okolju v Evropi in njihovih odzivov.

Država	Raziskovalec	Kontaktni e-mail	Odziv
Avstrija	dr. Andreas Daim	andreas.daim@boku.ac.at	DA
Bolgarija	dr. Stoyan Stoyanov	stoyans@abv.bg	DA
Belgija	dr. Jim Casaer	jim.casaer@inbo.be	NE
Češka	dr. Miloš Ježek	jezekm@fld.czu.cz	DA
Estonija	dr. Peep Männil	peep.mannil@gmail.com	NE
Finska	dr. Heidi Krüger	heidi.kruger@mmm.fi	DA
Francija	dr. Mark Hewison	Mark.Hewison@toulouse.inra.fr	NE
Hrvaška	prof. dr. Nikica Šprem	nsprem@agr.hr	DA
Italija	prof. dr. Marco Apollonio	marcoapo@uniss.it	DA
Latvija	prof. dr. Jānis Ozoliņš	janis.ozolins@silava.lv	DA
Litva	prof. dr. Algimantas Paulauskas	a.paulauskas@gmf.vdu.lt	NE
Luksemburg	dr. Sandra Cellina	cecellina@yahoo.com	DA
Madžarska	prof. dr. András Náhlik	nahlik@emk.nyme.hu	DA
Nemčija	dr. Oliver Keuling	Oliver.Keuling@tiho-hannover.de	DA
Norveška	dr. Atle Mysterud	atle.mysterud@ibv.uio.no	NE
Poljska	prof. dr. Maciej Skorupski	maskorup@up.poznan.pl	NE
Portugalska	prof. dr. Carlos Fonseca	cfonseca@ua.pt	DA
Romunija	prof. dr. Ionescu Ovidiu	o.ionescu@unitbv.ro	NE
Rusija	dr. Nikolay Markov	nimarkov@mail.ru	DA
Slovaška	prof. dr. Jaroslav Slamečka	qslamecka@is.uniag.sk	NE
Srbija	prof. dr. Dragan Gačić	dragan.gacic@sfb.bg.ac.rs	DA
Španija	prof. dr. Jorge Ramón López Olvera	Jordi.Lopez.Olvera@uab.cat	DA
Švedska	prof. dr. Göran Ericsson	goran.ericsson@slu.se	DA
Švica	dr. Claude Fischer	claud.fischer@hesge.ch	DA
Velika Britanija	dr. Jochen Langbein	jochen.l1@langbeinwildlife.co.uk	DA

2.2.3 Ugotovitve in razprava

V *preglednici 2* so povzeti odgovori glede stanja v drugih evropskih državah. V urbanem okolju Evrope največ konfliktov povzroča divji prašič. Le-ta je kot vrsta, ki povzroča težave v naseljih, naveden v trinajstih državah; v devetih (Avstrija, Češka, Hrvaška, Italija, Madžarska, Nemčija, Portugalska, Srbija, Španija) je izpostavljen kot najbolj problematična vrsta. V preostalih državah so na prvem mestu navedeni še bober (*Castor fiber*) v Latviji, rakunasti pes na Finskem, severnoameriški rakun v Luksemburgu, lisica in kuna belica v Bolgariji, lisica v Rusiji, muntjak in damjak v Veliki Britaniji, gosi na Švedskem ter domači golob (*Columba livia domestica*) v Švici; kot konfliktne vrste so izpostavljene tudi evrazijski šakal, rjavi medved (*Ursus arctos*), volk (*Canis lupus*), vidra, navadni dihur, los, belorepi jelen, pirenejski kozorog (*Capra pyrenaica*), poljski zajec (*Lepus europaeus*), divji kunec (*Oryctolagus cuniculus*), kormoran (*Phalacrocorax carbo*), kavka (*Corvus monedula*), siva gos (*Anser anser*), belolična gos (*Branta leucopsis*), različne vrste galeb in papig. Poleg najpogostejših in splošno razširjenih vrst divjadi (divji prašič, male zveri, srnjad) so kot problematične pogosto prepoznane tujerodne vrste, a tudi zavarovane vrste, zlasti zveri.

Preglednica 6: Povzetek odgovorov o stanju divjadi v urbanem okolju v evropskih državah: najbolj problematične vrste in glavne težave.

Država	Najbolj problematične vrste divjadi	Glavne težave/konflikti
Avstrija	Divji prašič, jazbec, bober, vidra, kormoran, srnjad, poljski zajec (podatki za Dunaj).	Škode v vrtovih in parkih, strah ljudi (divji prašič); jazbine v parkih, tudi strah (jazbec); trki z vozili (srnjad, poljski zajec).
Bolgarija	Lisica, kuna belica, dihur, šakal, divji prašič (v nekaterih mestih vzdolž Donave); tudi rumenonogi galeb (<i>Larus michahellis</i>).	Napadi na živino in druge domače živali (zveri); redkeje trki z vozili (divji prašič, male zveri) in škoda na avtomobilih (kuna belica).
Češka	Divji prašič, rakun, kuna belica, lisica, srnjad; ponekod v zadnjem času tudi volk.	Škode v parkih/vrtovih (divji prašič); škode na avtomobilih (kuna); napadi na domače živali (rakun, lisica); trki z vozili (srnjad); plenjenje ovac in telet (volk).
Finska	Rakunasti pes in divji kunec (invazivni tujerodni vrsti), belorepi jelen (invazivna vrsta), srnjad, belolična gos, galebi, rjavi medved, volk in los.	Škode v parkih/vrtovih (belorepi jelen, kunec); onesnaženje parkov in plaž z iztrebki (belolična gos); iztrebki v vrtovih (rakunasti pes); trki z vozili (belorepi jelen, srnjad); strah (volk); napadi na ljudi (galebi, belolična gos).
Hrvaška	Divji prašič srnjad, lisica, kuna belica.	Trki z vozili, škode v vrtovih, interakcije z domačimi živalmi.
Italija	Divji prašič, kuna belica (severna Italija), nutrija (npr. v Firencah), galebi, občasno tudi volk.	Škode v vrtovih, strah ljudi (divji prašič); razmetavanje smetnjakov (divji prašič, galebi); škode na avtomobilih (kuna belica); plenjenje mačk in psov (volk).
Latvija	Bober, lisica, divji prašič, siva vrana, los (poredko); tudi galebi (niso divjad).	Škode na lastnini in v parkih, trki z vozili, tveganje za prenos bolezni.
Luksemburg	Rakun in divji prašič; tudi kuna belica, različne vrste vranov, domači golob, lisica in jazbec (a se teh ne lovi).	Strah pred napadi in prenosom bolezni; motnje (prevračanje cvetličnih korit, iztrebljanje v vrtovih, atrijih in na terasah, privzdigovanje pločnikov); trki z vozili večinoma izven naselij (srnjad).
Madžarska	Divji prašič, srnjad, kuna belica.	Škode v vrtovih in parkih, strah ljudi (divji prašič); objedanje grmovja in drevja v parkih, trki z vozili (srnjad); škode na vozilih (kuna belica).
Nemčija	Divji prašič, rakun, divji kunec, kuna belica, lisica, siva gos.	Škode na lastnini in v parkih, motnje, trki z vozili.
Portugalska	Divji prašič, lisica, jelenjad, srnjad, domači golob.	Trki z vozili, škode v parkih in na pridelkih, škode na infrastrukturi (na zidovih, namakalnih sistemih itd.).
Rusija	Lisica, parkljarji (predvsem los), rjavi medved.	Trki z vozili (los); strah ljudi (rjavi medved).
Srbija	Divji prašič (sploh v Beogradu), rjavi medved (zahodna Srbija – naselja na Tari in Goliji), lisica, šakal, srnjad (osrednja Srbija in Vojvodina).	Trki z vozili, interakcije in škoda na domačih živalih; škoda v vrtovih in napadi na ljudi v beograjskih parkih (divji prašič).
Španija	Divji prašič, domači golob, različne vrste papig, občasno tudi pirenejski kozorog.	Škode na zelenih površinah, onesnaženje mest z razmetavanjem odpadkov, trki z vozili in zastoji v prometu, agresivno vedenje do hišnih ljubljencev in ljudi.

Preglednica 2: Povzetek odgovorov o stanju divjadi v urbanem okolju v evropskih državah: najbolj problematične vrste in glavne težave (nadaljevanje).

Država	Najbolj problematične vrste divjadi	Glavne težave/konflikti
Švedska	Gosi, divji prašič, srnjad, domači golob, kavka, los.	Trki z vozili (srnjad, los); škode v parkih in na vrtovih (gosi, divji prašič); onesnaževanje (ptice); strah ljudi (los).
Švica	Domači golobi in vrane (niso divjad); lisica in kuna belica (obe sta pogosti, a so konflikti redki).	Onesnaževanje z iztrebki in degradacija spomenikov (golobi); hrup (vrane); trganje vreč in razmetavanje odpadkov (lisica); uničevanje izolacije v hišah (kuna belica).
Velika Britanija	Anglija: muntjak, damjak, srnjad, jelenjad (redko), jazbec, lisica; Škotska: predvsem srnjad (a zgolj občasno).	Trki z vozili, škode na lastnini, vrtovih, parkih in pokopališčih; poškodbe stavb oz. konstrukcij (jazbec – zavarovana vrsta).

Najpogostejši konflikti zaradi prisotnosti divjadi v urbanem okolju so v vseh evropskih državah podobni ([preglednica 2](#)): največkrat so omenjeni (i) trki z vozili (v 15-ih državah, tj. v vseh z izjemo Italije in Švice, kjer pa sta se intervjuvanca osredotočila predvsem na pravo mestno okolje), kar velja še posebej za srnjad (v Skandinaviji pa tudi losa); sledijo (ii) škode, ki jih v parkih in na vrtovih povzročajo predvsem divji prašič, a tudi druge vrste parkljarjev in ponekod jazbec (v 13-ih državah). Zelo pogosto so navedene/i tudi: (iii) interakcije in napadi na domače živali ter hišne ljubljence (povsod, kjer sta v primestnem okolju prisotna volk in/ali rjavi medved, povzročajo pa jih tudi nekatere male zveri, npr. rakun in lisica); (iv) strah ljudi, in sicer bodisi zaradi možnih napadov živali ali prenosa bolezni; (v) onesnaževanje okolja (parkov, vrtov, dvorišč, atrijev, tudi plaž) zaradi iztrebljanja na javnih in zasebnih površinah ter zaradi razmetavanja in raznašanja odpadkov. Zgolj v srednjeevropskem prostoru (Češka, Italija, Madžarska) kot zelo pogost problem prepoznavajo (vi) škode, ki jih povzroča kuna belica na avtomobilih. Med manj pogostimi konflikti, ki jih izpostavljajo le v posameznih državah, velja omeniti: (vii) škode ne lastnini, objektih, konstrukcijah, infrastrukturi (npr. zidovih, namakalnih sistemih in pločnikih) ter pokopališčih; (viii) motnje, npr. zaradi hrupa in prevračanja cvetličnih korit; (ix) dejanske napade na ljudi, npr. divjih prašičev v Beogradu ali galebov in gosi na Finskem.

Kot zanimivost izpostavljamo težavo, ki jo prepoznavajo v Švici: degradacijo spomenikov zaradi iztrebljanja ptic (golobov in vran); da gre za zelo resen problem, ki lahko pri ljudeh zbuja zelo velik emocionalni odziv, kaže [slika 2](#), ki je nastala v Franciji (v Parizu, ob notredamski cerkvi). Ta in vse druge prepoznane konfliktne situacije lahko pomembno vplivajo na dožemanje nekaterih vrst prostoživečih živali v urbanih ekosistemih in kličejo po izvedbi ustreznih upravljaljskih ukrepov.



Slika 2: Vrane in golobi lahko s svojim iztrebljanjem povzročajo onesnaževanje nekaterih kulturno-zgodovinskih objektov in s tem sprožajo negativna čustva ljudi; prizor izpred katedrale Notre-Dame v Parizu (foto: B. Pokorny, 2015).

Za zmanjšanje konfliktov z divjadjo v urbanem okolju oz. za izločitev osebkov iz naselij v evropskih državah uporabljajo različne metode, npr. za divjega prašiča: intenziven odstrel v primestnem zaledju; odstrel tudi v mestih, a z uporabo dušilcev/blažilcev poka in nočne optike (npr. v Avstriji, na Švedskem); uporaba pasti (Češka, Madžarska, Španija, Nemčija, Portugalska, Latvija, Avstrija, Srbija); lov z lokom (Madžarska, Španija); uporaba anestetikov oz. uspavalnih pušk in kasnejša evtanazija ali izpust v druga območja (Portugalska, Španija) (zbrano v [Bužan in sod., 2020a](#)). Odstrel in predvsem odlov (praviloma s pastmi, tudi z uspavalnimi puškami) uporabljajo v nekaterih državah (sistematično in dokaj pogosto v Avstriji, Nemčiji, Španiji, na Češkem, Finskem, Madžarskem in Švedskem) tudi za druge vrste, zlasti za male zveri. Glede na pričakovane reakcije javnosti je zelo zanimivo, kaj storijo z ujetimi živalmi: v nekaterih državah jih praviloma pokončajo (Bolgarija, Češka, Finska, Nemčija, Španija), spet druge jih večinoma premestijo v druga območja (Latvija, Portugalska, Rusija, Srbija); v nekaterih državah (Avstrija, Madžarska) pa so zelo pragmatični – živali (zlasti divje prašiče) po odlovu v urbanem okolju nikoli ne pokončajo, temveč jih izpustijo v ograjene parke in/ali lovne obore, kjer pa nato izvedejo ukrepe za regulacijo številčnosti. Zelo zanimiv je tudi selektiven pristop, ki ga imajo v Luksemburgu, kjer živali sicer odlavljajo zgolj izjemoma: osebkke rakuna kot invazivne tujerodne vrste in vse obolele (garjave) lisice pokončajo, zdrave osebkke domorodnih vrst pa premestijo drugam ([preglednica 3](#)).

Preglednica 7: Pregled aktivnosti za regulacijo številčnosti oz. odstranitve divjadi iz urbanih območij in ravnanje z ujetimi živalmi v drugih evropskih državah.

Država	Aktivnosti za regulacijo številčnosti v urbanih območjih	Ravnanje z ujetimi živalmi
Avstrija	Odlov (s pastmi) divjih prašičev in jazbecev ter prestavitvev drugam; normalen lov v primestnih območjih (nočna optika in dušilci/blazilci poka so dovoljeni za vse lovce); zaščita določenih območij z ograjami.	Prestavitvev v druga območja (tj. v ograjene parke); kasneje odstrel, če je potrebna regulacija številčnosti (javnost sprejema le odstranitev brez neposredne povzročitve smrti).
Bolgarija	V mestih ni večjih škod po divjadi, zato tudi ni posebnih ukrepov. V vaseh na podeželju lahko lovci izvajajo odlov zveri.	Lovci na vasi ujeje dihurje in lisice običajno pokončajo, ni pa legalne procedure.
Češka	Bodisi odstrel bodisi uporaba pasti (divji prašič, srnjad, rakun, lisica); uporaba pasti (rakun).	Večinoma po ujetju živali vseh vrst pokončajo, v zelo redkih primerih jih peljejo v živalske vrtove.
Finska	Odstrel, odlov z uporabo uspaval ter kasnejšo usmrtnost (rakunasti pes, divji kunec); preganjanje s psi (belolična gos); preganjanje in tudi odstrel (volk, rjavi medved, los).	Večinoma živali po ujetju pokončajo.
Hrvaška	Odvzem v urbanih območjih je z zakonodajo dovoljen, vendar pa se v praksi skoraj ne izvaja.	Neenotno: živali po ujetju bodisi pokončajo bodisi jih premestijo izven urbanih območij.
Italija	Ni nobenih sistematičnih aktivnosti in tudi ni protokolov za reševanje te naraščajoče problematike, kar ljudi pogosto iritira; občasno odlov živali.	Neurejeno, praviloma pa živali v redkih primerih odlova premestijo v javna zavetišča.
Latvija	Ni intenzivnih aktivnosti: če je nujno, se uporablja odlov s pastmi ali z uspavalnimi puškami.	Ujete živali vedno premestijo izven urbanih območij.
Luksemburg	Uporaba pasti ni legalna, lov v naseljih pa je prepovedan. Zelo izjemoma je glede na utemeljeno prošnjo izdano dovoljenje za odlov in premestitev kun ali zaprtje jazbin; lisice lahko izjemoma odstrelijo, če so garjave. Lovijo lahko tudi rakune (ti nato niso premeščeni v naravo).	Odvizno od vrste in zdravstvenega stanja osebkov: praviloma premestitev (domorodne vrste, zdravi osebki) ali pokončanje (invazivne tujerodne vrste, tudi hudo bolni osebki domorodnih vrst).
Madžarska	Divji prašič: lov z lokom ali odlov s pastmi (samo občasno); srnjad: odlov (zelo redko).	Premestitev v lovne obore (divji prašič) oz. v gozd (srnjad).
Nemčija	Divji prašič, srnjad, lisica in kuna: odstrel ali odlov, kar izvedejo t. i. »mestni lovci« (prostovoljci, ki pa so uradno imenovani); v zelo izjemnih primerih (npr. jelenjad): uspavanje in premestitev drugam.	Vrste, ki so divjad, pripadajo lovcem in se tretirajo kot obnovljiv naravni vir (meso, kožuh).
Portugalska	Zelo poredko: odstrel, odlov s pastmi ali uspavalnimi puškami in premestitev drugam.	Večinoma jih izpustijo drugam, občasno jih tudi pokončajo.

Preglednica 3: Pregled aktivnosti za regulacijo številčnosti oz. odstranitev divjadi iz urbanih območij in ravnanje z ujetimi živalmi v drugih evropskih državah (nadaljevanje).

Država	Aktivnosti za regulacijo številčnosti v urbanih območjih	Ravnanje z ujetimi živalmi
Rusija	Parkljarji: odlov in premestitev izven urbanih območij; rjavi medved: običajno odstrel.	Premestitev izven urbanih območij.
Srbija	Izjemoma odstrel in odlov s pastmi (divji prašič).	Premestitev izven urbanih območij.
Španija	Odlov (fizično, npr. s pastmi, ali z uporabo anestetikov), lov z lokom; dovolj stran od naselij tudi odstrel na podlagi posebnih dovoljenj.	Ujete živali pokončajo, razen, če jih uporabijo v znanstvene namene.
Švedska	Večinoma odstrel v nočnem času, a z uporabo dušilca/blazilca poka; tudi normalen lov izven mest.	/
Švica	Nobene letalne metode in ne odlov s pastmi niso dovoljene; za plašenje ptic uporabljajo ujede ali drone.	/
Velika Britanija	Kontrola parkljarjev z letalnimi metodami se v urbanih območjih zelo redko uporablja, saj se odločevalci bojijo negativnih reakcij javnosti; če jazbeci povzročajo velike škode, jih je dovoljeno preseliti, a jim je treba ob tem zgraditi nove jazbine.	/

Poleg izločitev živali (z odstrelom ali odlovom) iz urbanega okolja uporabljajo ponekod še nekatere druge ukrepe za zmanjšanje konfliktov (glejte tudi [poglavje 2.1](#)), kot je ograjevanje izpostavljenih površin, preganjanje osebkov (npr. s psi, ujedami in celo droni) in uničevanje (oz. vsaj zapiranje) jazbin ([preglednica 3](#)).

Letalne ukrepe in odlov v sodelovanju z mestnimi/lokalnimi oblastmi praviloma izvajajo lovci, ki so v Nemčiji in Avstriji t. i. »mestni lovci«; ponekod izvajajo ukrepe tudi drugi, npr. za to usposobljene zasebne organizacije, ki vključujejo tudi veterinarje (Španija), posebne interventne skupine (imenujejo jih celo angl. *special task forces*) in policija (npr. Finska). V slednji so sicer odgovornosti podrobno razdeljene – za odstranitev velikih zveri in losov ukrepe izvajajo policija in interventne skupine, za invazivne tujerodne vrste (rakunasti pes, divji kunec) pa večinoma javni uslužbenci ter tudi lovci. Ker gre pri vseh ukrepih za zelo občutljivo družbeno vprašanje, je zelo pomembno, kako posamezne države ukrepe predstavljajo javnosti oz. ali z njo sploh komunicirajo: kjer komunikacija poteka, so zanjo praviloma odgovorne lokalne oblasti oz. odločevalci; v večini držav pa komunikacije ni oz. javnosti vnaprej zavestno ne obveščajo, saj se bojijo motečih aktivnosti zaščitnikov živali, ki bi otežili/onemogočili izvedbo ukrepov ([preglednica 4](#)).

Preglednica 8: Odgovornost za izvedbo ukrepov za odstranitev živali in za komunikacijo z javnostjo v primeru trdih (npr. letalnih) ukrepov v drugih evropskih državah.

Država	Odgovornost za izvedbo ukrepov	Odgovornost za in način komunikacije
Avstrija	Odlov: mestni upravljavci populacij (gozdarske organizacije); odstrel: običajni lovci.	V primeru odlova upravljavci populacij poskrbijo za informacije in sestanke.
Bolgarija	Občinske oblasti v sodelovanju z veterinarji in zavetišči (a zgolj za potepuške pse in mačke).	Komunikacijski program je bil zastavljen za odlov potepuških psov v Sofiji (javna organizacija <i>Eco-balance</i>).
Češka	Lovci v vseh primerih.	Lokalne/občinske oblasti (a samo v nekaterih mestih).
Finska	Policija in posebne interventne skupine lovcev (volk, medved, los); upravljavci populacij (rakunasti pes); javni uslužbenci (kunec, rakunasti pes); posebne ekipe (gosi).	Zelo malo komunikacije, se pa stanje sedaj izboljšuje.
Hrvaška	Občinske oz. mestne oblasti prek različnih služb.	Občinske oz. mestne oblasti prek različnih služb.
Italija	V posameznih primerih za odlov živali prevzame pobudo policija, občasno ob pomoči prostovoljcev (večinoma lovcev).	Ni nobene komunikacije, prej nasprotno: informacije se skrivajo, saj obstaja tveganje, da bodo zaščitniki živali povzročali težave.
Latvija	Občinske službe v sodelovanju z veterinarji, zavetišči in lovci.	Občinske oblasti, vendar pa komunikacija sledi šele po izvedenih aktivnostih.
Luksemburg	Če je odlov dovoljen, ga izvajajo za to usposobljene osebe: evtanazijo veterinarji, morebiten odstrel ulovljenih živali pa javni uslužbenci.	Ker se aktivnosti izvajajo izjemoma in zgolj na podlagi prošnje, je javnost že vnaprej seznanjena in pred izdajo dovoljenja tudi konzultirana.
Madžarska	Tudi vsa naselja so umeščena v neko lovišče, ki pa morajo za uporabo kateregakoli orožja zaprositi policijo.	Komunikacija ni pogosta in ni obvezna, v nekaterih občinah pa jo vseeno izvajajo.
Nemčija	»Mestni lovci« izvajajo aktivnosti, zanje so odgovorne lokalne oblasti.	Odgovorne zanje so lokalne oblasti, vendar pa običajno ni tovrstne komunikacije z javnostjo.
Portugalska	Javne službe v sodelovanju z lovci.	Posebnih komunikacijskih programov ni.
Rusija	Pristojni za področje lovstva, ki skušajo v primeru pritožb prebivalstva pridobiti posebno dovoljenje za regulacijo številčnosti.	Posebnih komunikacijskih programov ni.
Srbija	Upravljavci lovišč in posebne interventne skupine.	Posebne komunikacije do javnosti ni, aktivnosti pa se izvajajo na podlagi odobritve resornega Ministrstva za kmetijstvo, gozdarstvo in upravljanje z vodami (Direktorata za gozdove).
Španija	Lovci za odstrel, usposobljene zasebne organizacije za odlov.	Praviloma ne, gre za diskretne in tihe aktivnosti, ki sicer niso prikrite, a tudi ne posebej izpostavljene oz. propagirane.
Švedska	Regionalne oz. državne oblasti.	/
Švica	/	/
Velika Britanija	Škotska: organizacija <i>Scottish Natural Heritage</i> lahko organizira odstrel, kar pa je zgolj izjema.	/

Globalni ukrepi za preprečevanje širjenja virusa SARS-CoV-2 oz. bolezni Covid-19 so v letu 2020 po eni strani močno omejili gibanje prebivalcev v naseljih in mobilnost med kraji, po drugi pa zelo povečali obisk ljudi v naravi in posledično vznemirjanje prostoživečih živali v gozdovih. V tem obdobju, ki so ga že poimenovali »antropavza« (angl. *Anthropause*), so pričakovane tudi večje spremembe vedenja živali (Bates in sod., 2020), npr. pogostejše zahajanje v urbano okolje, kar lahko predstavlja dodaten vir konfliktov. Po mnenju intervjuvancev v večini držav večjega pojavljanja divjadi v naseljih v letu 2020 sicer ni bilo opaziti; da so epidemiološki ukrepi vplivali na večjo prisotnost divjadi v mestih pa poročajo kolegi iz Hrvaške, Portugalske, Velike Britanije (npr. za damjaka) in Italije (divji prašič, srnjad in jelenjad; tudi volk). To potrjujejo tudi zapisi v medijih in objavljeni posnetki, ki smo jih zbrali kot nadgradnjo projektnih aktivnosti (*preglednica 5*); v prihodnje bo smiselno v povezavi z epidemiološkimi ukrepi podrobneje proučiti spremembe obnašanja živali (Rutz in sod., 2020) in vpliv na pojav konfliktov z njimi, kar smo za trke z vozili na evropskem nivoju že storili (Bíl in sod., 2020; *poglavje 4.2*).

Preglednica 9: Pregled medijskih in spletnih objav o vplivih koronavirusa in epidemioloških ukrepov na obnašanje živali ter njihovo pogostejše pojavljanje v urbanem okolju v letu 2020.

Naslov objave	Povezava
12 photos of animals taking over towns and cities on lockdown	https://www.countryliving.com/uk/news/g32066174/animals-deserted-towns-cities-lockdown/
5 ways the coronavirus is affecting animals around the world	https://www.weforum.org/agenda/2020/04/coronavirus-animals-wildlife-biodiversity-tiger-boar-pandas-zoos/
An Earth Day like no other, in photos: Animals take over during coronavirus lockdown	https://globalnews.ca/news/6851572/earth-day-2020-coronavirus/
Animals are rewilding our cities. On YouTube, at least	https://www.nytimes.com/2020/04/15/magazine/quarantine-animal-videos-coronavirus.html
As coronavirus restrictions empty streets around the world, wildlife roam further into cities	https://www.cnbc.com/2020/04/10/coronavirus-empty-streets-around-the-world-are-attracting-wildlife.html
Cameras reveal possible uptick in urban wildlife	https://www.newswise.com/coronavirus/cameras-reveal-possible-uptick-in-urban-wildlife
Coronavirus lockdown gives animals rare break from noise pollution	https://www.dw.com/en/coronavirus-lockdown-gives-animals-rare-break-from-noise-pollution/a-53106214
Coronavirus: Animals takeover cities during self-isolation	https://www.bbc.co.uk/newsround/51977924
Coronavirus: The wildlife species enjoying lockdown	https://www.bbc.com/news/av-uk-52273387/coronavirus-the-wildlife-species-enjoying-lockdown
Coronavirus: What the lockdown could mean for urban wildlife	https://theconversation.com/coronavirus-what-the-lockdown-could-mean-for-urban-wildlife-134918
Coronavirus: Wild animals enjoy freedom of a quieter world	https://www.bbc.com/news/world-52459487
Emboldened wild animals venture into locked-down cities worldwide	https://www.theguardian.com/world/2020/mar/22/animals-cities-coronavirus-lockdowns-deer-raccoons
Fake news about wild animals reclaiming urban spaces may seem cute, but it's dangerous	https://qz.com/india/1849226/fake-news-of-wild-animals-in-cities-amid-coronavirus-is-dangerous/
Have you seen the old bucks who walk the streets of London	https://www.youtube.com/watch?v=yr8-kB62KXE&feature=youtu.be

Preglednica 5: Pregled medijskih in spletnih objav o vplivih koronavirusa in epidemioloških ukrepov na obnašanje živali ter njihovo pogostejše pojavljanje v urbanem okolju v letu 2020 (nadaljevanje).

Naslov objave	Povezava
How covid-19 pandemic has affected wildlife	https://wildlifefos.org/chronological-news/how-covid-19-pandemic-has-affected-wildlife/
How has the COVID-19 lockdown impacted wildlife?	https://wildlife.org/how-has-the-covid-19-lockdown-impacted-wildlife/
How is coronavirus affecting animals?	https://www.qub.ac.uk/coronavirus/analysis-commentary/how-is-coronavirus-affecting-animals/
How the coronavirus has changed animals' landscape of fear	https://www.scientificamerican.com/article/how-the-coronavirus-has-changed-animals-landscape-of-fear/
In photos: Wild animals roam in cities under coronavirus lockdown	https://www.axios.com/coronavirus-animals-roam-locked-down-areas-photos-d562784e-1a82-4b50-b4e5-4b566806944b.html
Ljudje silijo v gozdove, divjad v mesta	https://www.slovenskenovice.si/novice/slovenija/ljudje-silijo-v-gozdove-divjad-v-mesta-300409
Ob pandemiji prazne ulice mest zavzemajo divje živali	https://www.dnevnik.si/1042925981
Photos show wildlife roaming freely as humans are on coronavirus lockdown, from 'bear parties' in Yosemite to lion naps on South Africa's streets	https://www.insider.com/coronavirus-wild-animals-roam-freely-humans-lockdown-national-parks-close-2020-4
Pumas in Santiago: Wildlife takes to cities amid coronavirus lockdown	https://www.france24.com/en/20200403-pumas-in-santiago-wildlife-takes-to-cities-amid-coronavirus-lockdown
Pumas on the streets of Santiago: Wildlife takes to cities amid coronavirus lockdown	https://www.youtube.com/watch?v=dHr6aFr_icU
Rats have not changed, we have	https://www.theatlantic.com/science/archive/2020/06/pandemic-rats-urban-wildlife/612775/
Red deer in English suburbs: not an urban myth	http://whydidthedeercrosstheroad.langbeinwildlife.co.uk/?p=250
The coronavirus lockdown is a threat for many animals, not a blessing	https://www.wired.com/story/coronavirus-lockdown-conservation/
The pandemic stilled human activity: What did this 'anthropause' mean for wildlife?	https://www.sciencemag.org/news/2020/08/pandemic-stilled-human-activity-what-did-anthropause-mean-wildlife
These locked-down cities are being reclaimed by animals	https://www.weforum.org/agenda/2020/04/covid-19-cities-lockdown-animals-goats-boar-monkeys-zoo/
Urban wildlife sightings surge as coronavirus pandemic continues	https://www.youtube.com/watch?v=UQf9i1HrcAk&list=PLAhzAYW9G5vUmIxfQE1-YtDzbZQFjCgxr&index=22&app=desktop
Us or them? Urban wildlife in the age of Coronavirus	https://www.deccanherald.com/opinion/in-perspective/us-or-them-urban-wildlife-in-the-age-of-coronavirus-864994.html
Why you're spotting more wildlife during COVID-19	https://www.sciencenewsforstudents.org/article/covid-19-why-more-wildlife-pandemic-coronavirus
Wild animals are reclaiming cities and streets during coronavirus lockdown	https://nypost.com/2020/04/17/wild-animals-are-reclaiming-cities-during-coronavirus-lockdown/
Wild animals explore quiet city streets as humans stay in during coronavirus lockdown	https://www.kidsnews.com.au/animals/wild-animals-explore-quiet-city-streets-as-humans-stay-in-during-coronavirus-lockdown/news-story/c9b67da619b8798934442b6bab2dd23a
Wild animals wander through deserted cities under Covid-19 lockdown	http://www.rfi.fr/en/international/20200330-wild-animals-wander-through-deserted-cities-under-covid-19-lockdown-ducks-paris-puma-santiago-civet-kerala
Wildlife comes out to play while humans stay locked away in cities amid coronavirus pandemic	https://www.youtube.com/watch?v=ysGGlxrwuk
Wildlife deaths from coronavirus disinfectant use alarm scientists	https://www.nationalgeographic.com/animals/2020/08/disinfectant-public-cities-pandemic-urban-wildlife-cvd/
With cities on lockdown, animals are finding more room to roam	https://edition.cnn.com/2020/05/01/world/gallery/animals-coronavirus-trnd/index.html
With humans in lockdown, animals flourish	https://www.mnn.com/earth-matters/animals/stories/animals-return-humans-coronavirus-lockdown

3 PROBLEMI, KI JIH POVZROČA DIVJAD NA NELOVNIH POVRŠINAH V SLOVENIJI

3.1 ŠKODE NA NELOVNIH POVRŠINAH V SLOVENIJI

3.1.1 Uvod

V Sloveniji za škodo, ki jo divjad povzroči na nelovnih površinah, praviloma odgovarja država; upravljavec lovišča je odgovoren le v primeru, če je škoda nastala po njegovi krivdi, npr. v primeru neuresničevanja z lovskoupravljavskimi načrti oz. načrti lovišč zahtevanega odvzema neke vrste (ZDLov-1; [Ur. l. RS, št. 16/2004](#)). Oškodovanec mora tovrstno škodo pisno prijaviti pooblaščenцу (tj. pristojnemu uslužbencu Zavoda za gozdove Slovenije; ZGS), ki ga imenuje pristojni minister za področje lovstva. Vse prijavljene škode na nelovnih površinah in podatki o izvedenih postopkih se zato arhivirajo na Ministrstvu za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano (MKGP). Za namene izvedbe CRP projekta nam je podatke o prijavljenih škodah po divjadi na nelovnih površinah v obdobju 2008–2018 pripravil vsebinski spremljevalec, dr. Matevž Adamič.

Ugotovitve smo strokovni javnosti oz. končnim uporabnikom že večkrat predstavili, in sicer prek predavanja na strokovnem posvetovanju ([Alagić in sod., 2019](#)) ter strokovnega članka, objavljenega v reviji *Lovec* ([Flajšman in sod., 2020](#)); vključili smo jih tudi v pregledni znanstveni članek, objavljen v strokovno-znanstveni publikaciji Zlatorogov zbornik ([Bužan in sod., 2020a](#)). V pričujočem poročilu te ugotovitve podajamo nekoliko bolj podrobno, vključno s kartografskim prikazom pojavnosti najpogostejših vrst konfliktnih dogodkov, ki jih na nelovnih površinah povzročajo tiste vrste divjadi, ki na teh površinah povzročajo največ škod. Pri tem poudarjamo, da se podatki nanašajo na vse nelovne površine, kot jih določa ZDLov-1 ([Ur. l. RS, št. 16/2004](#)). Podatki torej poleg nelovnih površin v mestnih in primestnih območjih (tj. površine naselij in zaselkov; javni in zasebni parki ter pokopališča; z ograjo obdani industrijski in drugi objekti; otroška in športna igrišča, redno obiskovana in označena sprehajališča, kopališča in podobni objekti) vključujejo tudi vse površine, kjer je iz naravovarstvenih razlogov trajno prepovedan lov na vse vrste divjadi; vrtove, nasade, sadovnjake, drevsnice in intenzivne kmetijske kulture, ograjene z ograjo; vse vrste obor, z izjemo lovnih; površine, na katere dostop ni dovoljen. Vključeni pa niso podatki za površine javnih cest in železniških prog, kjer nastaja škoda zaradi trkov vozil z divjadjo, saj teh podatkov ni v arhivu MKGP (škode v prometu namreč ne obravnava pooblaščenec MKGP).

3.1.2 Rezultati in razprava

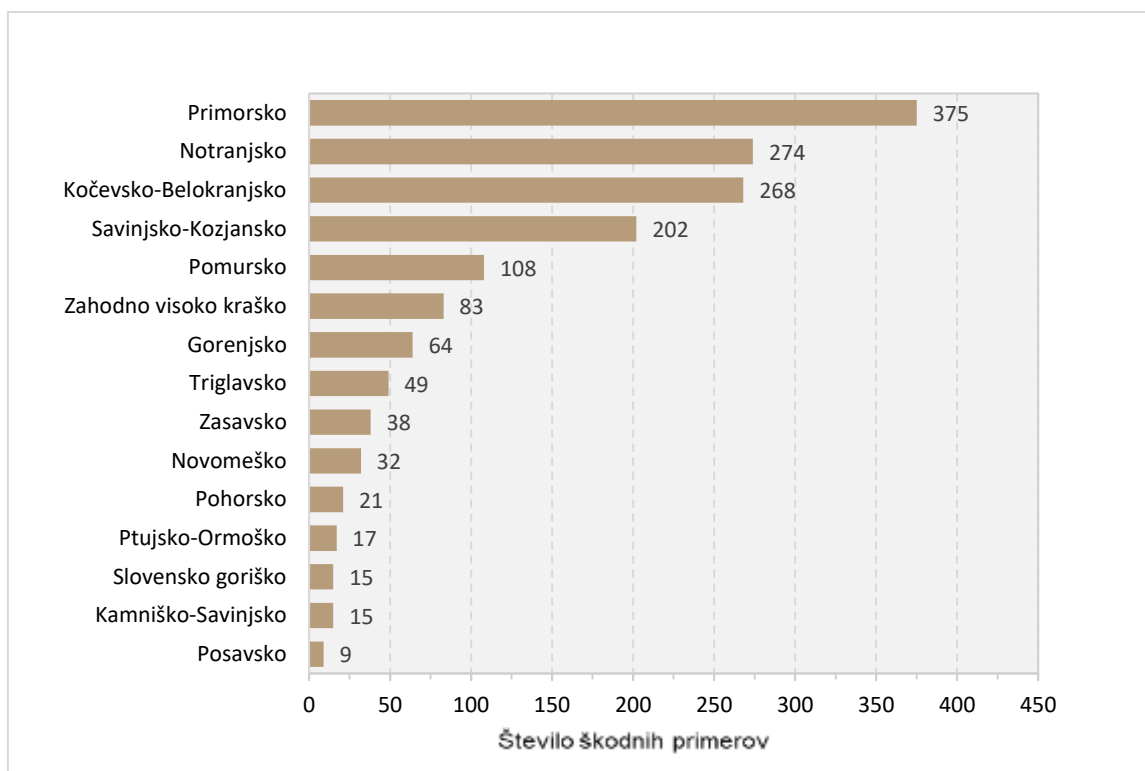
Splošne ugotovitve

V enajstletnem obdobju (2008–2018) je bilo v Sloveniji na nelovnih površinah prijavljenih 1.570 škodnih primerov, ki jih je povzročila divjad. 1.217 dogodkov (78 %) je bilo v naseljih, 256 (16 %) v sadovnjakih, po 44 (3 %) pa na ograjenih površinah in v vinogradih. Posamezni škodni dogodki (skupaj 9; 1 %) so bili prijavljeni na drugih nelovnih površinah: na golf igrišču, v intenzivnih nasadih, v drevesnicah in na pokopališču ([Flajšman in sod., 2020](#)). Letno je bilo v povprečju prijavljenih 143 škodnih primerov: najmanj, 86, v letu 2014, in največ, 238, v letu 2010 ([preglednica 6](#)). Razmeroma velika medletna nihanja so verjetno posledica razpoložljivosti hrane v življenjskem okolju divjadi (predvsem količina gozdnega obroda), vremenskih razmer (trajanje poletnih sušnih obdobj in snežne odeje), jakosti antropogenih motenj v gozdu in tudi ažurnosti oškodovancev pri prijavih.

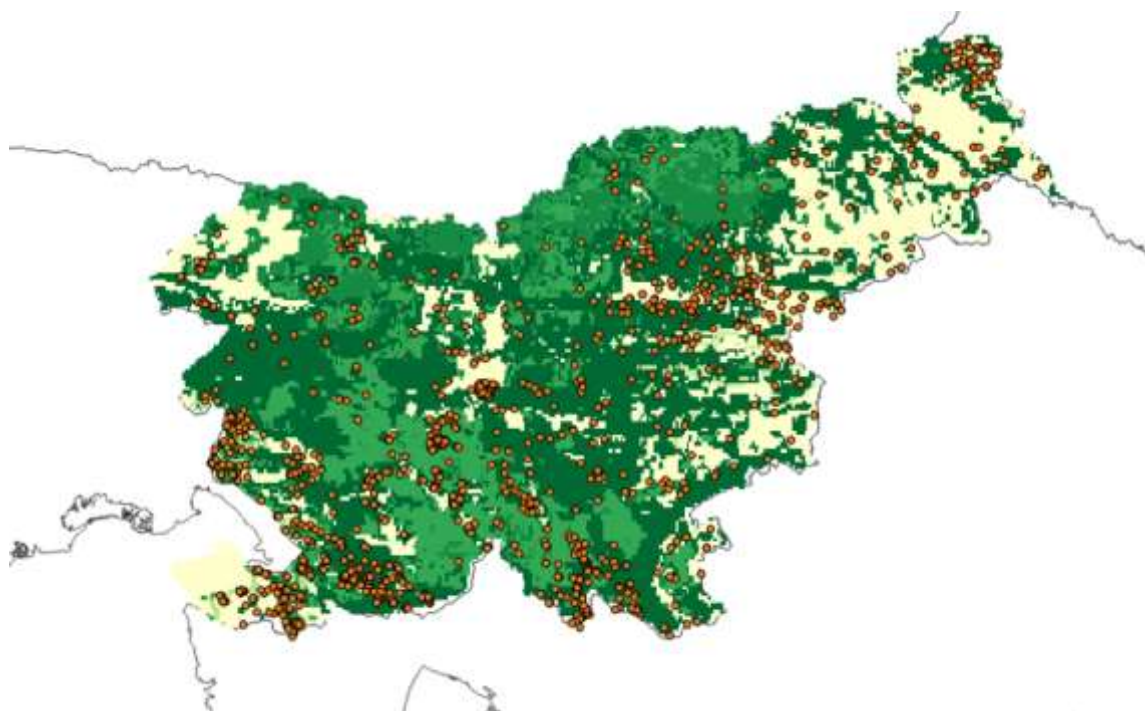
Preglednica 10: Število letno prijavljenih škodnih dogodkov, ki jih je povzročila divjad na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 (vir: [Flajšman in sod., 2020](#)).

Leto	Število dogodkov
2008	101
2009	128
2010	238
2011	122
2012	116
2013	214
2014	86
2015	93
2016	115
2017	178
2018	179
Skupaj	1.570

Največ škodnih primerov (375; 24 %) je bilo prijavljenih v Primorskem lovskoupravljavskem območju (LUO), sledijo Notranjsko (274; 17 %), Kočevsko-Belokranjsko (268; 17 %), Savinjsko-Kozjansko (202; 13 %) in Pomursko LUO (108; 7 %); v preostalih LUO-jih je bilo v tem obdobju zabeleženih med 9 in 83 škodnih dogodkov na nelovnih površinah, najmanj v Posavskem, Kamniško-Savinjskem, Slovenskogoriškem, Ptujsko-Ormoškem in Pohorskem LUO, v katerih sta bila v povprečju vsako leto prijavljena po največ dva škodna dogodka ([slika 3](#)). Takšna prostorska razporeditev prijavljenih škodnih primerov z izrazito prevlado v Primorskem, Notranjskem in Kočevsko-Belokranjskem LUO (skupaj 58 % vseh prijavljenih dogodkov; [slika 4](#)) je posledica dejstva, da so vključene tudi škode, ki jih je divjad (zlasti jelenjad in divji prašič) povzročila na nelovnih površinah izven naselij, še zlasti v sadjarstvu, vinogradništvu in poljedelstvu.

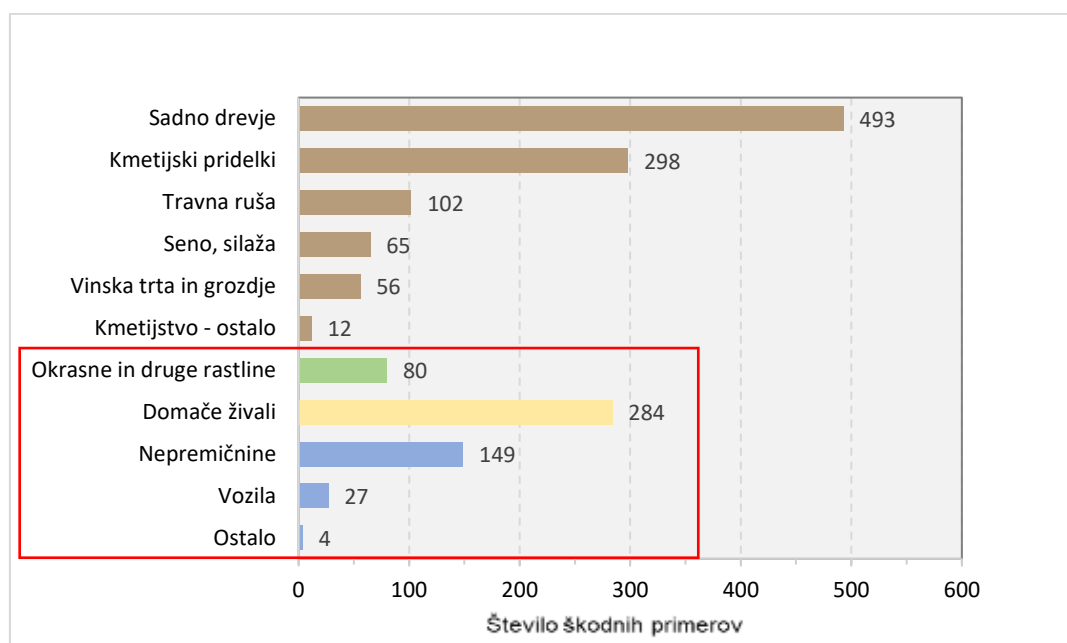


Slika 3: Število škodnih dogodkov na nelovnih površinah (ne glede na vrsto divjadi in vrsto škode) po lovsokupravljavskih območjih v obdobju 2008–2018 (vir: Flajšman in sod., 2020).



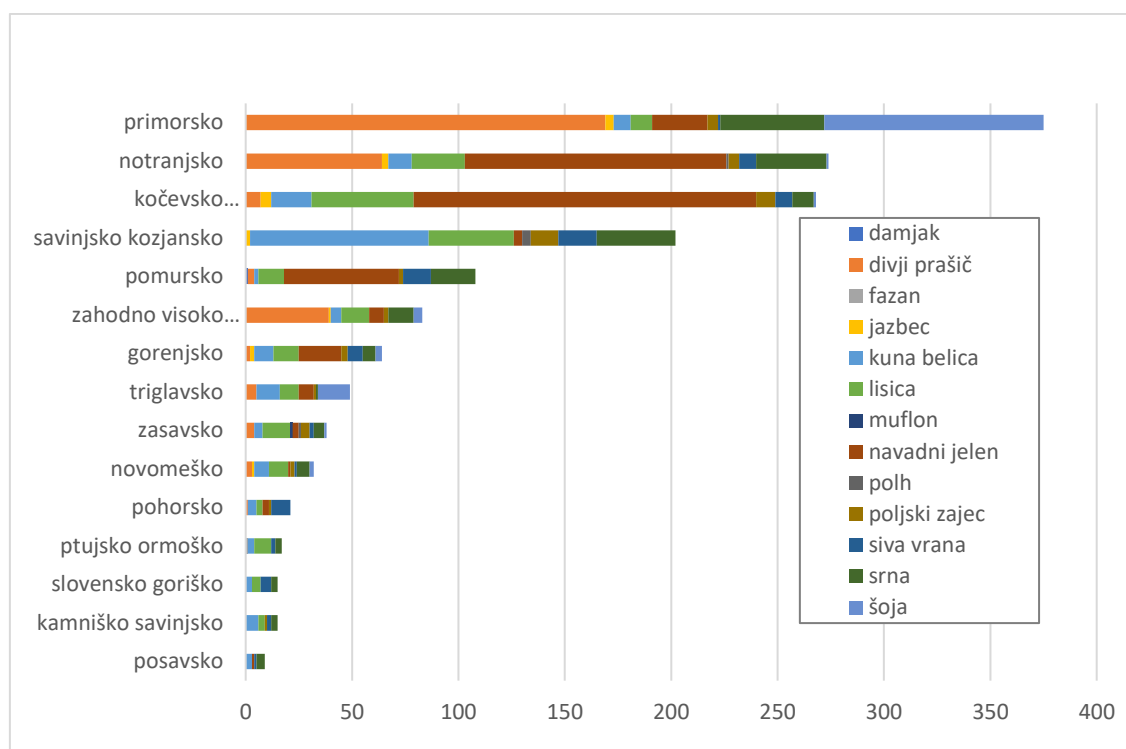
Slika 4: Prostorska razporeditev vseh prijavljenih škodnih primerov (ne glede na vrsto divjadi in vrsto škode) na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 (vir: Flajšman in sod., 2020).

Glede na vrsto nastale škode smo le-to razdelili v nekaj večjih skupin, in sicer kot škodo na: (i) različnih področjih kmetijstva, od sadjarstva, vinogradništva, poljedelstva in drugega; (ii) okrasnih in drugih rastlinah, kamor spada predvsem različno drevje, cvetje in podobno; (iii) domačih živalih, tj. predvsem na rejnih živalih (kokoši in druga perutnina), nekaj je bilo tudi pokončanih hišnih ljubljencev; (iv) nepremičninah, vozilih in materialu. Skoraj tretjina (31 %) vseh prijavljenih škodnih primerov je bila na sadnem drevju. Sledila je škoda na različnih kmetijskih pridelkih (19 %), med katerimi je približno tretjina škode nastala na krompirju. Med škodo na domačih živalih, ki predstavlja 18 % vseh škodnih primerov, je šlo v treh četrtinah primerov za škodo na kokoših. Škoda na nepremičninah je predstavljala 9 % vseh dogodkov, pri čemer se je več kot polovica zabeležene škode nanašala na ostrejša različnih objektov, večinoma stanovanjskih hiš (*slika 5*).



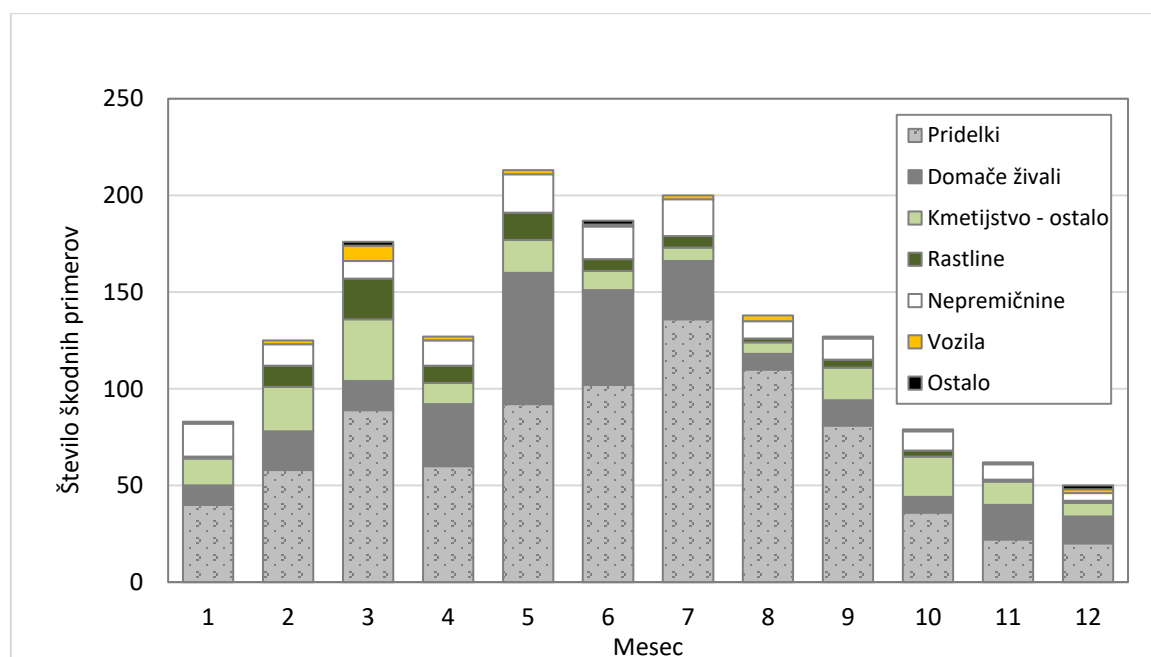
Slika 5: Škodni primeri na nelovnih površinah v Sloveniji po vrstah škode (v rdečem okvirju so škode, vezane na urbano okolje) v obdobju 2008–2018 (vir: Bužan in sod., 2020a).

Med posameznimi LUO-ji je mogoče opaziti velike razlike, kakšne vrste je nastala škoda in katera divjad jo povzroča (*slika 6*). V Primorskem in Notranjskem LUO daleč največ škode na nelovnih površinah povzroča divji prašič, ki je škodo pogosto povzročal še v Zahodnovisokokraškem in Zasavskem LUO. Jelenjad je kot povzročiteljica škode prevladovala v Notranjskem, Kočevsko-Belokranjskem in Pomurskem LUO. Skoraj vsi škodni primeri, ki jih je povzročila šoja, so bili prijavljeni v Primorskem LUO (velika večina) in Triglavskem LUO. Nasprotno so konflikti s srnjadjo in lisico prisotni po celotni Sloveniji. Podobno velja tudi za kuno belico, pri kateri pa je bil vendarle izrazito večji delež škodnih dogodkov zabeležen v Savinjsko-Kozjanskem LUO (*slike 9–14*).



Slika 6: Število škodnih primerov po LUO-jih glede na vrsto divjadi, ki je škodo povzročila.

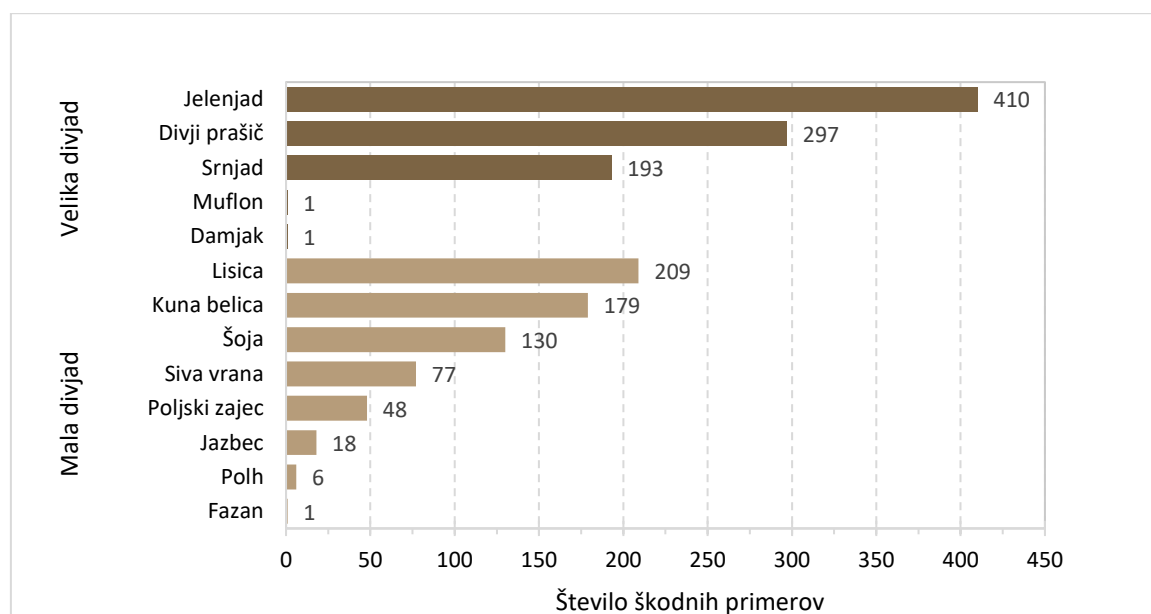
Škode na nelovnih površinah pri nas najpogosteje nastanejo v času vegetacijske dobe (med marcem in septembrom), kar je posledica tega, da se največ prijavljene škode nanaša na kmetijske pridelke (*slika 7*).



Slika 7: Število škodnih primerov na nelovnih površinah glede na mesec dogodka in vrsto škode (združeno za vse vrste divjadi, obdobje 2008–2018).

Pregled nastale škode po vrstah divjadi

V obdobju med leti 2008 in 2018 je v Sloveniji največ škodnih primerov na nelovnih površinah povzročila jelenjad (410 prijavljenih škod; 26 % vseh dogodkov); sledijo divji prašič (297; 19 %), lisica (209; 13 %), srnjad (193; 12 %), kuna belica (179; 11 %) in šoja (130; 8 %). Ostale vrste so povzročile škodo v skupaj 10 % primerov, od tega največ siva vrana (77; 5 %) in poljski zajec (48; 3 %). Zabeleženi so bili tudi posamezni primeri, ko so škodo povzročili jazbec, navadni polh, fazan (*Phasianus colchicus*), muflon (*Ovis orientalis musimon*) in damjak (slika 8).



Slika 8: Pregled škodnih primerov (ne glede na vrsto škode) na nelovnih površinah v Sloveniji po posameznih vrstah divjadi v obdobju 2008–2018 (vir: Flajšman in sod., 2020).

Preglednica 11: Število prijavljenih škodnih primerov po posameznih vrstah škode, ki jih je na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 povzročila parkljasta divjad (vir: Flajšman in sod., 2020).

	Jelenjad	Divji prašič	Srnjad	Ostali parkljarji (muflon, damjak)
Sadno drevje	207	51	59	1
Kmetijski pridelki	88	117	75	-
Travna ruša	1	91	-	-
Vinska trta in grozdje	2	30	18	-
Seno, silaža	43	2	-	1
Okrasne in druge rastline	40	-	35	-
Domače živali	-	2	-	-
Nepremičnine	27	4	3	-
Vozila	1	-	1	-
Druge vrste škode	1	-	2	-
Skupaj	410	297	193	2

Jelenjad je v raziskovalnem obdobju polovico vse prijavljene škode na nelovnih površinah povzročila na sadnem drevju (večinoma znotraj naselij, v nekaj primerih tudi v ograjenih sadovnjakih). V 21 % je škoda nastala na kmetijskih pridelkih (večinoma različne vrste zelenjave in krompir), po 10 % škodnih primerov je bilo vezanih na vinsko trto, na okrasne in druge rastline, npr. ciprese v naseljih ([preglednica 7](#)). Prostorska razporeditev najpomembnejših vrst škod po jelenjadi na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 je prikazana na [sliki 9](#).

Divji prašič je na nelovnih površinah največ škode povzročil zaradi prehranjevanja s kmetijskimi pridelki (39 % vseh škodnih dogodkov), predvsem s krompirjem in koruzo. V 31 % dogodkov je škoda nastala zaradi ritja travne ruše, v 17 % je bila povzročena na sadnem drevju, 10 % vseh škodnih dogodkov pa je nastalo na grozdju ([preglednica 7](#)). Izpostaviti velja tudi dva zanimiva primera škode na domačih živalih: v enem primeru je bil poškodovan pes, v drugem pa domača raca. Prostorska razporeditev najpomembnejših vrst škod po divjem prašiču na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 je prikazana na [sliki 10](#).

Srnjad je bila v 39 % primerov povzročiteljica škode na pridelkih (predvsem različna zelenjava, radič in fižol), v 31 % dogodkov je šlo za objedanje sadnega drevja, 18 % vse škode je bilo prijavljene na okrasnih rastlinah in na cipresah v naseljih, 9 % zaradi objedanja vinske trte, prijavljen pa je bil tudi dogodek, ko je srnjad osmukala cvetje in vence na pokopališču ([preglednica 7](#)). Prostorska razporeditev najpomembnejših vrst škod po srnjadi na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 je prikazana na [sliki 11](#).

Preglednica 12: Število prijavljenih škodnih primerov po posameznih vrstah škode, ki jih je na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 povzročila mala divjad (vir: [Flajšman in sod., 2020](#)).

	Lisica	Kuna belica	Šoja	Siva vrana	Poljski zajec	Jazbec	Navadni polh	Fazan
Domače živali	203	78	-	-	-	1	-	-
Sadno drevje	-	-	125	3	45	-	1	1
Nepremičnine	-	80	-	30	-	-	5	-
Vozila	-	19	-	6	-	-	-	-
Kmetijski pridelki	-	-	3	11	1	3	-	-
Seno, silaža	1	2	-	14	-	2	-	-
Kmetijstvo: drugo	3	-	-	8	-	-	-	-
Travna ruša	-	-	-	1	-	9	-	-
Okrasne in druge rastline	-	-	-	4	1	-	-	-
Vinska trta in grozdje	-	-	2	-	1	3	-	-
Drugo	2	-	-	-	-	-	-	-
Skupaj	209	179	130	77	48	18	6	1

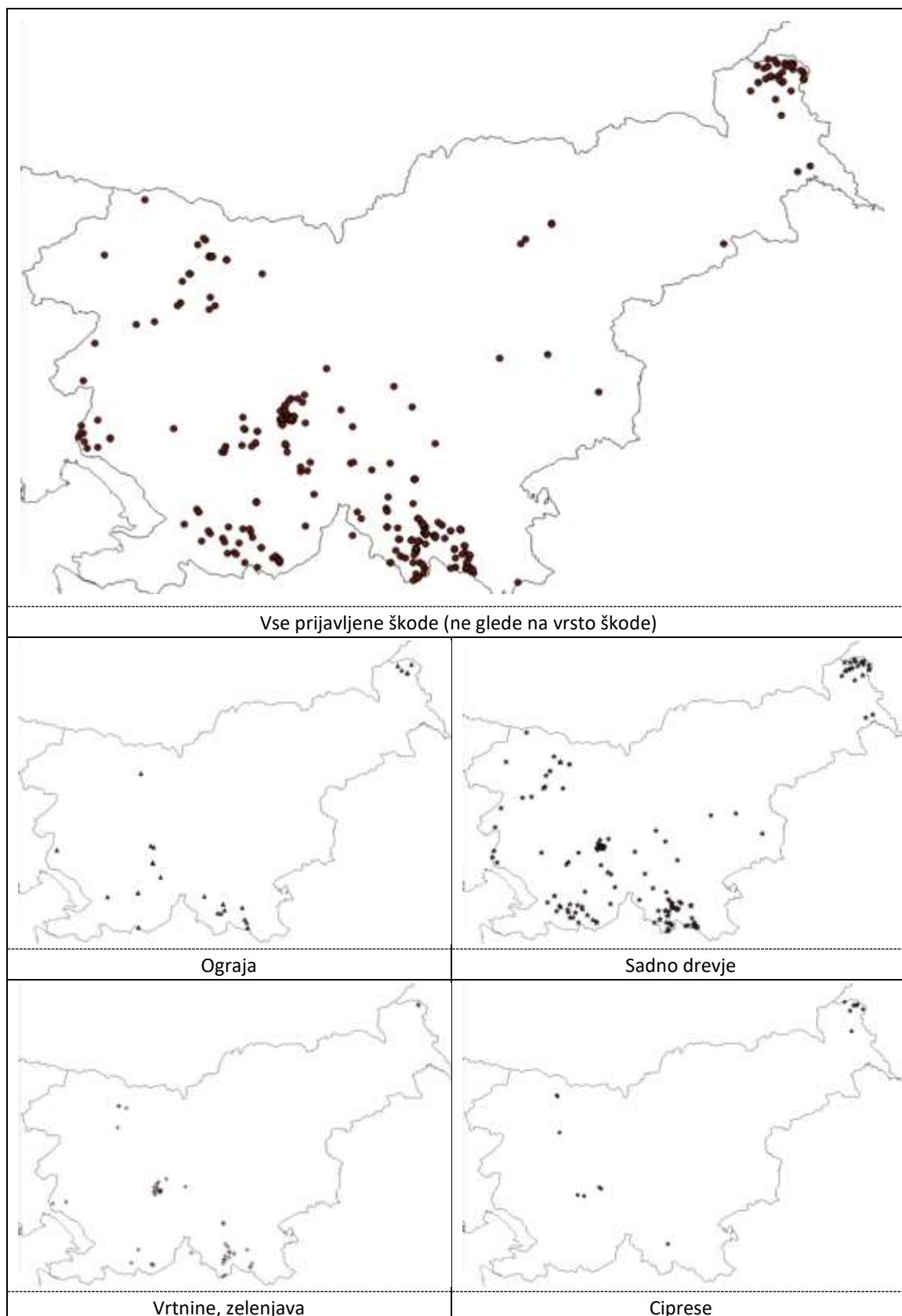
Lisica je bila na lestvici povzročiteljev škodnih primerov na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 med vsemi vrstami divjadi z 209 primeri na tretjem mestu, za jelenjadjo in divjim prašičem. V skoraj vseh primerih je šlo za škodo na domačih živalih (97 %), večinoma na kokoših, prijavljene so bile tudi škode na racah, jagenjčkih, domačih kuncih in fazanih. Le pet dogodkov ni bilo povezanih z domačimi živalmi; šlo je za poškodbe silaže, silažne folije, vreč zemlje in celo novoletne dekoracije ter škodo v bazenu ([preglednica 8](#)). Škodni primeri so se pojavljali na območju celotne države, največ v Kočevsko-Belokranjskem in Savinjsko-Kozjanskem LUO ([slika 12](#)).

V proučevanem obdobju so oškodovanci v Sloveniji prijavili 179 škodnih primerov, ki jih je na nelovnih površinah povzročila kuna belica: najpogosteje (45 % primerov) je šlo za škodo na nepremičninah, predvsem na ostrešjih; 44 % škod je bilo zaradi plenjenja domačih živalih (kokoši, race, golobi, druge vrste ptic, npr. papige; nekaj je bilo celo primerov pljenjenih jagenjčkov); v 11 % pa so nastale poškodbe avtomobilov, predvsem elektronike ([preglednica 8](#)). Daleč največ prijavljenih in obravnavanih škod je bilo v Savinjsko-Kozjanskem LUO ([slika 13](#)), kar pa verjetno ni le posledica konfliktnosti kun, temveč predvsem odgovornega odnosa pooblaščenca ZGS do obravnave prijavljenih škod.

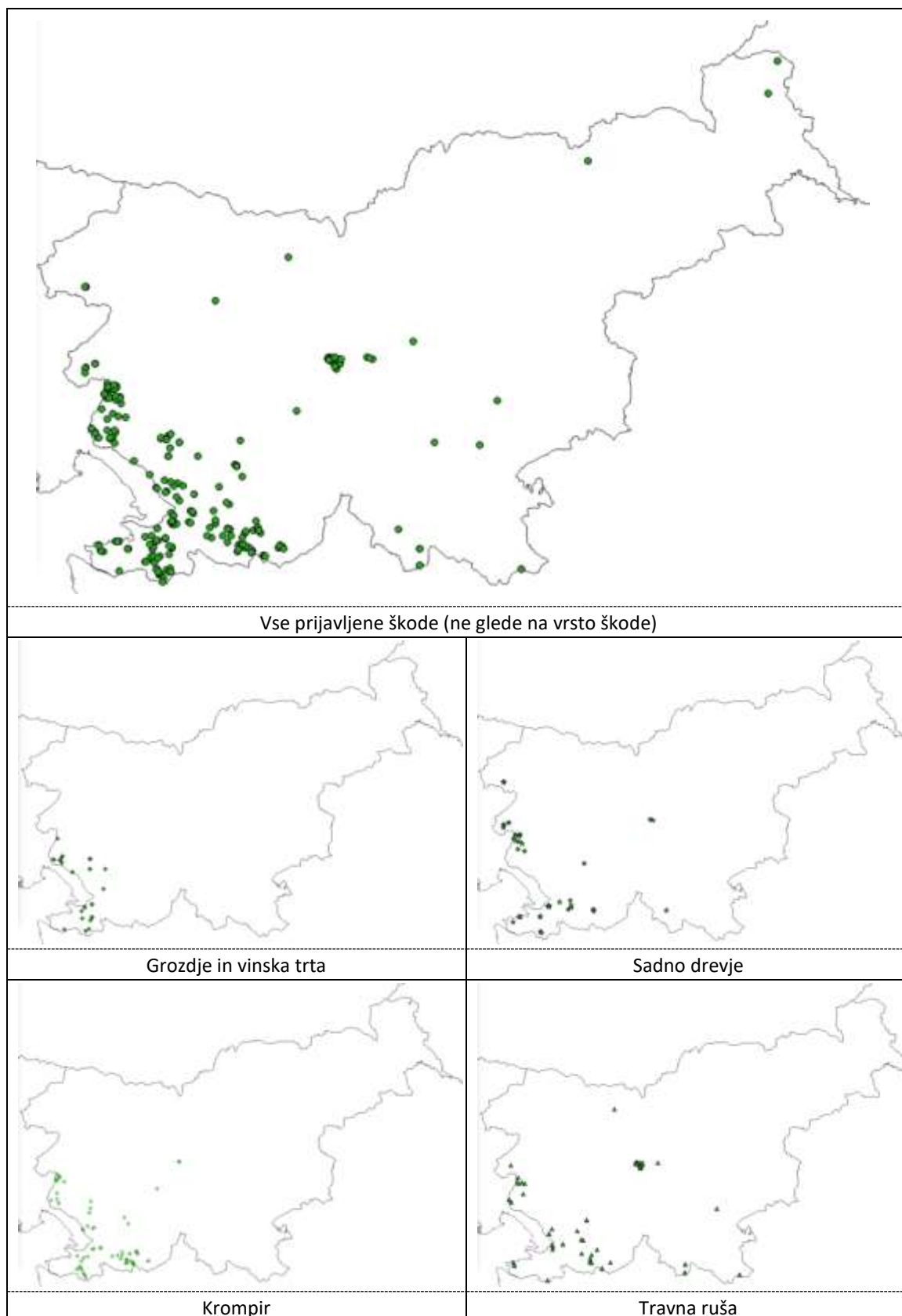
Tudi jazbeci občasno pri nas povzročajo škode na nelovnih površinah, a predvsem izven urbanega okolja. V proučevanem obdobju je bilo na nelovnih površinah prijavljenih 18 škodnih dogodkov, največ na travni ruši (50 %); po nekaj primerov je bilo na kmetijskih pridelkih (kоруza, grozdje) in silaži, v enem primeru naj bi jazbec poškodoval mačko ([preglednica 8](#); [slika 14](#)).

Šoja je večinoma povzročala škodo na sadnem drevju (96 %), nekaj drugih primerov se je nanašalo na škodo na pridelkih in grozdju (oboje po 2 %). Velika večina vseh prijav škode, ki jo je povzročila ta vrsta, je bila v Primorskem LUO, nekaj primerov je bilo prijavljenih tudi v Triglavskem LUO ([slika 14](#)). Siva vrana je največ škode povzročila na nepremičninah, predvsem na oknih hiš. Več primerov se je nanašalo tudi na škodo na senu in silaži, na kmetijskih pridelkih in ostali lastnini, povezani s kmetijstvom (npr. rastlinjaki). V nekaj primerih je šlo še za škodo na avtomobilih, okrasnih rastlinah, sadnem drevju in travni ruši ([preglednica 8](#)).

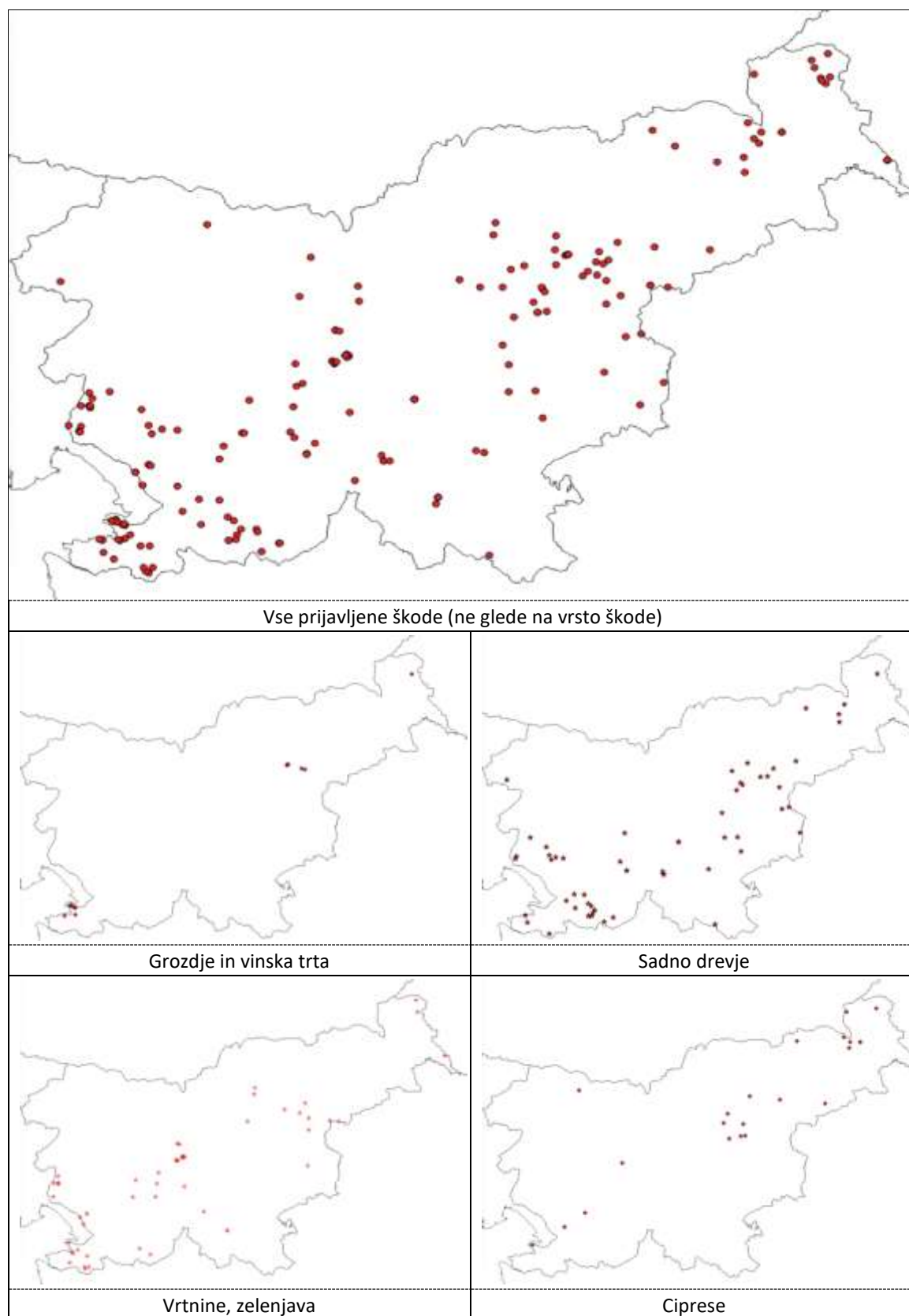
Pri poljskem zajcu velja izpostaviti predvsem škodo na sadnem drevju, ki je prevladujoča škoda po tej vrsti. Posamezne primere škodnih dogodkov na nelovnih površinah sta povzročila še navadni polh in fazan ([preglednica 8](#)). Prostorska razporeditev škod po drugih vrstah divjadi na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 je prikazana na [sliki 14](#).



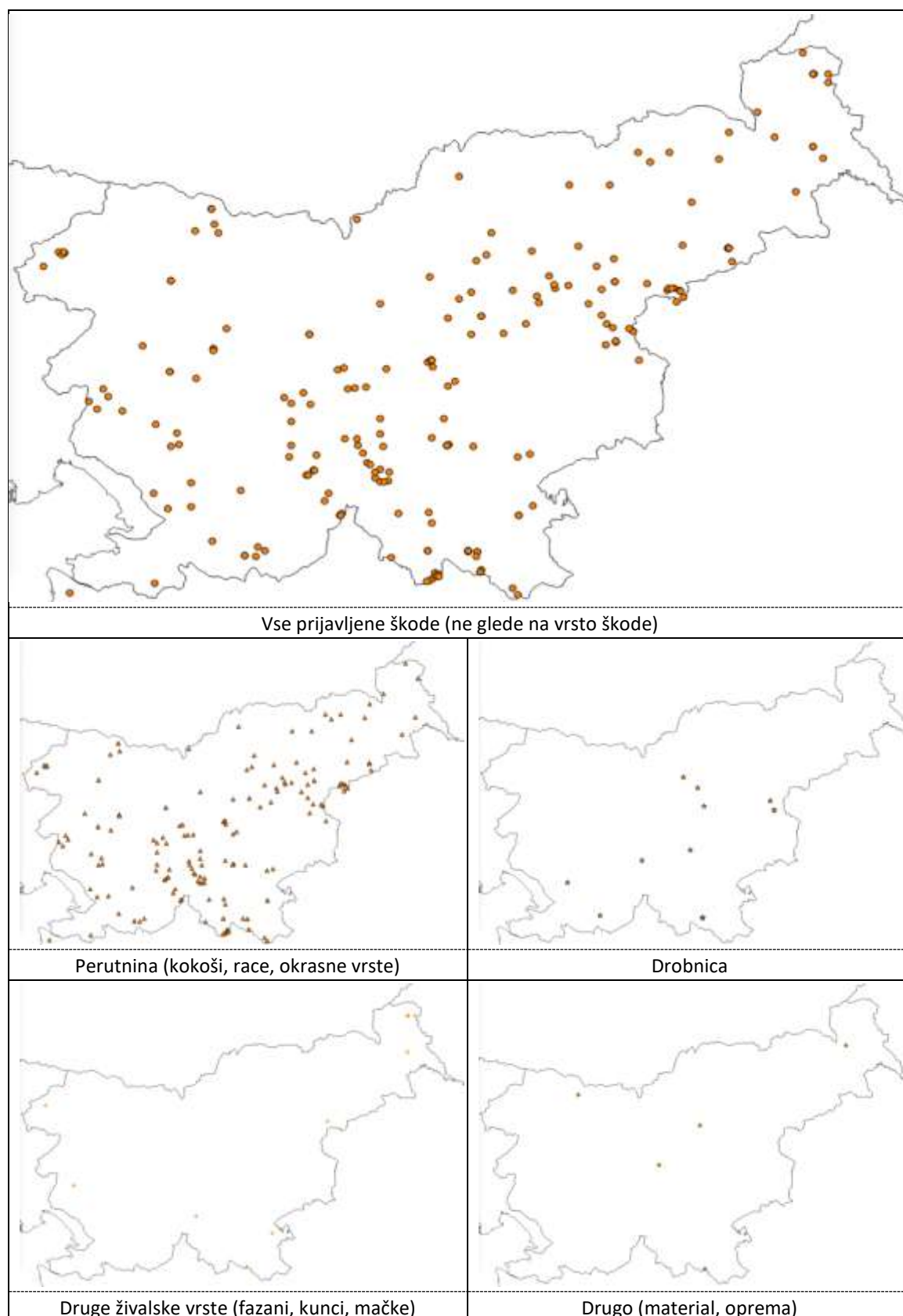
Slika 9: Prostorski prikaz vseh in izbranih prijavljenih škod, ki jih je v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila jelenjad.



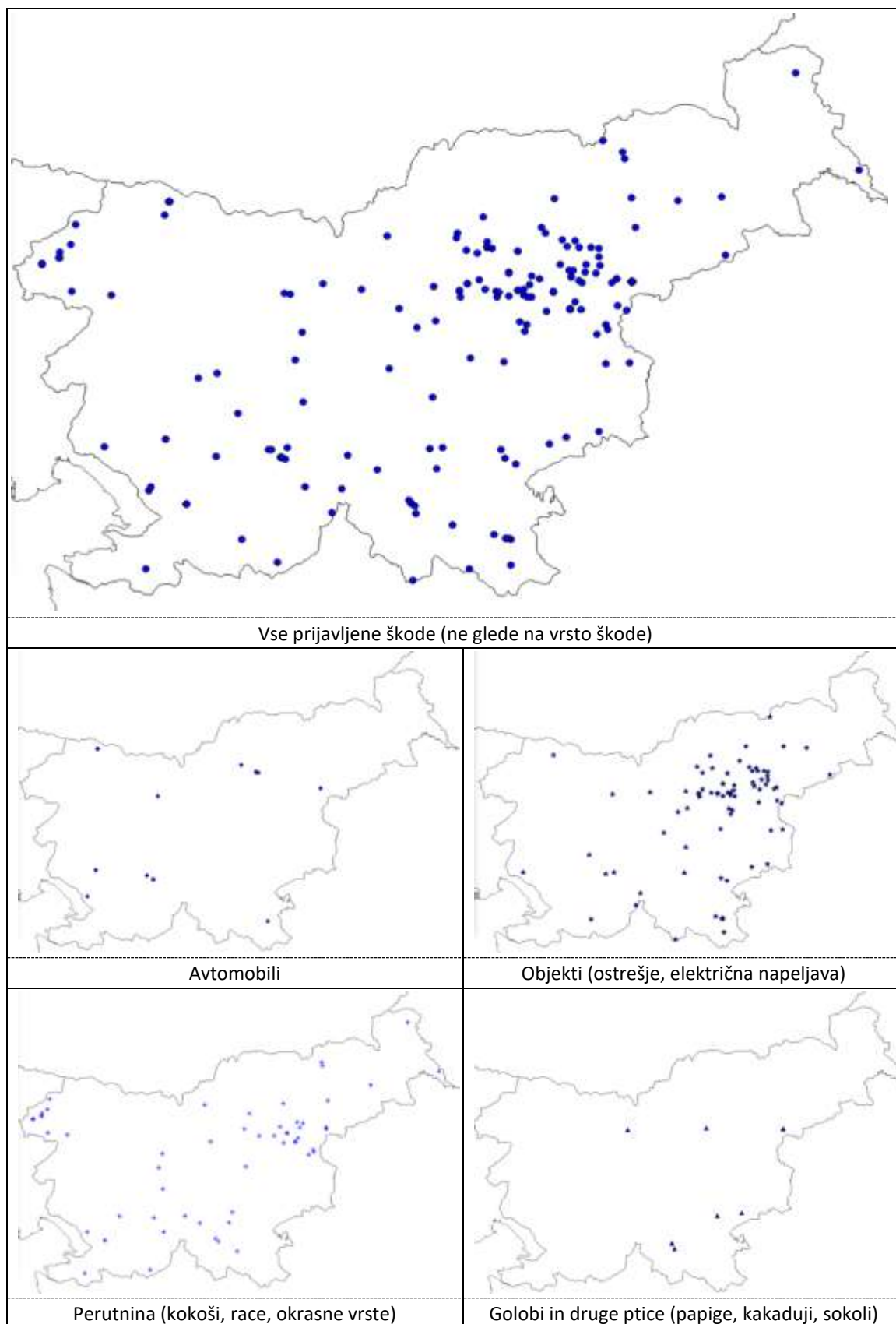
Slika 10: Prostorski prikaz vseh in izbranih prijavljenih škod, ki jih je v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročil divji prašič.



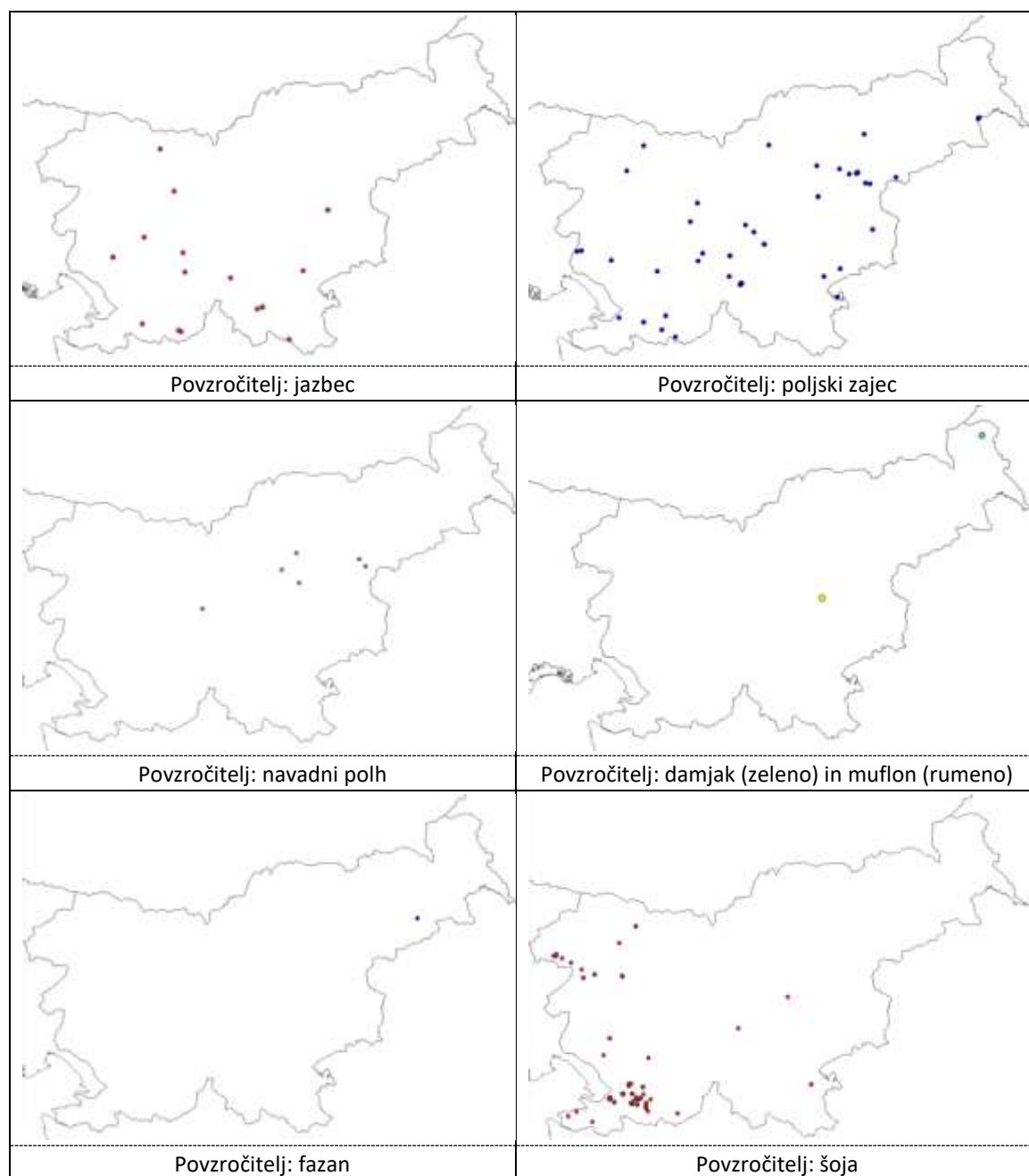
Slika 11: Prostorski prikaz vseh in izbranih prijavljenih škod, ki jih je v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila srnjad.



Slika 12: Prostorski prikaz vseh in izbranih prijavljenih škod, ki jih je v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila lisica.



Slika 13: Prostorski prikaz vseh in izbranih prijavljenih škod, ki jih je v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila kuna belica.



Slika 14: Prostorski prikaz prijavljenih škod, ki so jih v obdobju 1. 1. 2008 – 31. 12. 2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročile druge vrste divjadi: jazbec, poljski zajec, navadni polh, damjak in muflon, fazan ter šoja (prikazane so vse prijavljene škode, ne glede na vrsto).

3.2 PREGLED OBJAV V MEDIJIH

V prejšnjih poglavjih smo identificirali vse glavne probleme, ki jih povzročata prisotnost divjadi v urbanem okolju Evrope (*poglavji 2.1 in 2.2*) oz. na nelovnih površinah v Sloveniji (*poglavje 3.1*), kar je bil tudi eden osnovnih ciljev pričujočega CRP projekta. Za še boljši vpogled v težave, ki jih imajo ljudje z divjadjo v naseljih (oz. predvsem z dojetjem njene prisotnosti), smo skozi celotno obdobje trajanja projekta (in tudi za nekaj let nazaj) spremljali medijske zapise in prispevke na to tematiko. V *preglednici 9* podajamo seznam najbolj relevantnih in zanimivih prispevkov ter povezav nanje, kar zainteresiranemu bralcu na enem mestu zagotavlja možnost pridobivanja dodatnih informacij glede problematike divjadi v urbanem okolju oz. na nelovnih površinah.

Preglednica 13: Pregled medijskih in spletnih objav o divjadi v urbanem okolju v slovenskem prostoru.

Vrsta	Leto	Naslov	Vir
Divji prašič	2018	Na Goriškem vse večje število divjih prašičev tudi v urbanih naseljih	https://deloindom.delo.si/vrt-in-zivali/zivali/na-goriskem-vse-vecje-stevilo-divjih-prasicev-tudi-v-urbanih-naseljih
Divji prašič	2018	Divji prašiči našli zatočišče v mestnem gozdu Panovec	https://www.rtlslo.si/radiokoper/novice/divji-prasici-nasli-zatocisce-v-mestnem-gozdu-panovec/461952
Divji prašič	2018	Divji prašiči v mestnem gozdu	https://www.24ur.com/novice/slovenija/divji-prasici-v-mestnem-gozdu.html
Divji prašič	2018	Divji prašiči so zavzeli mestni gozd	https://www.slovenskenovice.si/novice/slovenija/clanek/divji-prasici-so-zavzeli-mestni-gozd-78228
Divji prašič	2018	Opažajo jih že sprehajalci v mestnem gozdu	https://www.zurnal24.si/vizita-za-zivali/novice/opazajo-jih-ze-sprehajalci-v-mestnem-gozdu-315296
Divji prašič	2018	Odstrel v gozdu Panovcu potreben, a postopek ni pravi	https://robin.si/index.php/lokalno/novice/item/4661-odstrel-v-gozdu-panovcu-potreben-a-postopek-ni-pravi
Divji prašič	2018	Divji prašiči: ukrepajmo celovito in varno!	http://arhiv.goriska.si/divji-prascaroni269i-ukrepajmo-celovito-in-varno.html
Divji prašič	2018	Že junija na občini dogovorjeni ukrepi za zmanjševanje števila prašičev	https://www.nova-gorica.si/v-srediscu/2018083113420367/%C5%BD-e-junija-na-mestni-ob%C4%8Dini-dogovorjeni-ukrepi-za-zmanj%C5%A1evanje-%C5%A1tevila-pra%C5%A1i%C4%8Dev/
Divji prašič	2015	Vse več je napadov divjih svinj - tudi v naseljih	https://www.dnevnik.si/1042720179
Divji prašič	2015	Medved pred vrati Nove Gorice, divji prašiči že na Kostanjevici nad mestom	https://www.dnevnik.si/1042726384
Srnjad	2019	Kranjski policisti z junaškim dejanjem ganili splet	https://www.slovenskenovice.si/novice/slovenija/kranjski-policisti-z-junaskim-dejanjem-ganili-splet-foto-252276
Srnjad	2018	Lovca sredi naselja ustrelila dva srnjaka	https://www.slovenskenovice.si/kronika/doma/lovca-sredi-naselja-ustrelila-dva-srnjaka-82213
Srnjad	2018	Občana napadel srnjak in ga poškodoval	https://www.priekija-on.net/lokalno/18750/obcana-napadel-srnjak-in-ga-poskodoval.html
Srnjad	2018	Srnam bodo onemogočili dostop do grobov na celjskem mestnem pokopališču	https://www.dnevnik.si/1042826361
Srnjad	2018	Grozno! Iztrebki na celjskih grobovih, cvetje izginja	https://www.slovenskenovice.si/novice/slovenija/iztrebki-na-celjskih-grobovih-cvetje-izginja-39123
Srnjad	2018	Na pokopališčih nadležni tatovi in srne	https://www.kp-velenje.si/index.php/novice/723-na-pokopaliscih-nadlezni-tatovi-in-srne
Srnjad	2018	Pokopališče Nova Cerkev	https://www.mojaobcina.si/vojniki/novice/pokopalisce-nova-cerkev.html
Srnjad	2017	Srne ne bodo več povzročale škode na celjskem pokopališču	https://www.celje.info/aktualno/srne-na-pokopaliscu-ne-bodo-vec-povzrocale-skode/
Srnjad	2016	Srnjad na Rožniku	https://www.dnevnik.si/1042751422
Srnjad	2015	Po pokopališču hodi divjad	http://www.primorske.si/novice/istra/po-pokopaliscu--hodi-divjad
Srnjad	2014	Z lasom lovili divjad v morju	https://old.delo.si/novice/slovenija/z-lasom-lovili-divjad-v-morju.html
Srnjad	2013	Zakaj je morala srna, ki je zatavala v Kranj, umreti?	https://www.24ur.com/novice/slovenija/zakaj-je-morala-srna-ki-je-zatavala-v-kranj-umreti.html

Preglednica 9: Pregled medijskih in spletnih objav o divjadi v urbanem okolju v slovenskem prostoru (nadaljevanje).

Vrsta	Leto	Naslov	Vir
Lisica	2020	V Trbovljah veliko lisic	https://www.slovenskenovice.si/bralci/foto-lisica-sredi-trbovelj-iskali-so-jo-tudi-policisti-in-lovec-234777
Lisica	2020	V Trbovljah opozarjajo glede lisic	https://zasavje.si/v-trbovljah-opozarjajo-glede-lisic/
Lisica	2020	Je v Eco Resort prišla lisica s steklino?	https://reporter.si/clanek/slovenija/je-eco-resort-obiskala-lisica-s-steklino-sredi-snemanja-promocijskega-vida-v-prostor-prisla-sicer-plasna-zival-807809
Lisica	2019	Lisica sredi Trbovelj, iskali so jo tudi policisti in lovec	https://www.slovenskenovice.si/bralci/foto-lisica-sredi-trbovelj-iskali-so-jo-tudi-policisti-in-lovec-234777
Lisica	2018	Nenavaden prizor v Tolminu: Kaj je sredi mesta počela lisica?	https://klip.si/video/video-nenavaden-prizor-v-tolminu-sredi-mesta-se-je-sprehajala-lisica
Lisica	2018	Na Ljubljanski grad je zatavala lisica: je lahko nevarna?	https://siol.net/novice/slovenija/na-ljubljanski-grad-je-zatavala-lisica-je-lahko-nevarna-464504
Lisica	2017	Kaj storiti, ko najdemo kadaver v urbanem naselju ali na cesti	https://www.mojaobcina.si/kanal-ob-soci/novice/obvestila/kaj-storiti-ko-najdemo-kadaver-truplo-poginule-zivali-v-urbanem-naselju-ali-na-prometni-infrastrukturi.html
Lisica	2002	Lisička ni bila stekla	https://www.dnevnik.si/31939
Kuna belica	2019	Mariborski policisti rešili kuno belico	https://www.tednik.si/druzba/16743-mariborski-policisti-resili-kuno-belico
Kuna belica	2019	Kune uničujejo avtomobile	https://www.dnevnik.si/1042306610
Kuna belica	2018	V avtomobilih stanujejo in jih jedo	https://www.delo.si/magazin/avtomobilno/v-avtomobilih-stanujejo-in-jih-jedo/
Kuna belica	2017	Na Štajerskem vse več kun, ki se skrivajo v mrzlih vozilih	https://mariborinfo.com/novica/lokalno/mrzli-avtomobili-kot-nalasc-zakune/129037
Kuna belica	2017	Kune pod Pohorjem grizejo kable v vozilih	https://www.zurnal24.si/avto/kune-pod-pohorjem-grizejo-kable-v-vozilih-283337
Kuna belica	2017	Pes ji je zaradi kune zgrizel avto	https://www.slovenskenovice.si/novice/slovenija/foto-pes-ji-je-zaradi-kune-zgrizel-avto
Jazbec	2019	Jazbec v Cerknici na koncu le potegnil kratko	https://notranjskoprimorske.si/2018/08/jazbec-v-cerknici-na-koncu-le-potegnil-kratko/
Jazbec	2016	Divja žival na dvorišču, gasilci rešujemo probleme	http://www.zvd.si/media/medialibrary/2017/06/Zavod_za_varstvo_pri_delu_RDV_3_2016_Divja_zival_na_dvoriscu.pdf
Jazbec	2016	Jazbeca na vrtu je izdal pes Bolt	https://www.primorske.si/novice/goriska/jazbeca-na-vrtu-je-izdal-pes-bolt
Jazbec	2015	Jazbec pleni vinograde	http://www.primorske.si/novice/goriska/jazbec-pleni-vinograde
Jazbec	2015	Jazbeci prehiteli trgače grozdja	https://www.rtvlo.si/lokalne-novice/jazbeci-prehiteli-trgace-grozdja/371032
Nutrija	2018	Nutrije na pragu hiš v naselju Olmo	https://www.primorske.si/2018/08/20/nutrije-na-pragu-his-v-naselju-olmo
Nutrija	2015	Nutrije – če jih ljudje hranijo, jih je čedalje več	https://www.dnevnik.si/1042718735
Nutrija	2015	Nutrije – prijazne priseljenke iz Južne Amerike	https://www.rtvlo.si/mmc-priporoca/nutrije-prijazne-priseljenke-iz-juzne-amerike/361946
Nutrija	2015	Globa zaradi krmjenja goloba	https://www.delo.si/novice/ljubljana/globa-zaradi-krmjenja-goloba.html
Nutrija	2014	Nutrija ni nevarna žival	http://www.primorske.si/2014/12/23/nutrija-ni-nevarna-zival
Nutrija	2012	Zvečer pod Tromostovje priplavajo nutrije	https://www.dnevnik.si/1042515175
Nutrija	2014	Bodo uvožene vodne podgane preplavile Slovenijo?	https://www.delo.si/druzba/panorama/bodo-uvozene-vodne-podgane-preplavile-slovenijo.html
Poljski zajec	2016	Zajec in poljski pridelki	https://www.dlib.si/stream/URN:NBN:SI:DOC-4QA6AVT1/9f8311fc-bd43-4f28-a1ab-abe5f9178e63/PDF
Navadni polh	2011	Zavojevalci podstrešij	https://www.druzina.si/ICD/spletnastran.nsf/clanek/60-43-Razvedrilo-1
Različne vrste	2017	Mestne divje živali (fotolov v urbanem okolju)	http://www.matejvranc.com/mestne-divje-zivali-fotolov-v-urbanem-okolju/
Različne vrste	2017	Divjih živali je vse več, prihajajo v mesto	https://www.zon.si/divjih-zivali-je-vse-vec-prihajajo-v-mesto/
Različne vrste	2010	Upravljanje z divjadjo v Mestni občini Ljubljana	https://www.dlib.si/details/URN:NBN:SI:DOC-QKXIHB0/

4 TRKI Z DIVJADJO NA PROMETNICAH

4.1 OPREDELITEV PROBLEMA

Kot najbolj problematična skupina konfliktov z divjadjo v urbanih območjih oz. na nelovnih površinah so v evropskem prostoru prepoznani trki na prometnicah, zlasti cestah ([poglavje 2](#)). Gradnja cestnega omrežja, ceste kot prostorski element in promet na njih imajo na populacije prostoživečih živali številne negativne vplive: (a) uničujejo primerne habitate in povzročajo njihovo fragmentacijo; (b) predstavljajo zapreko (bariero), ki otežuje in onemogoča sezonske in dnevne selitve živali; (c) vplivajo na spremembe v sestavi zoocenoze in zmanjšujejo biotsko raznolikost; (d) slabšajo življenjske razmere zaradi onesnaževanja in hrupa; (e) predstavljajo dejavnik tveganja za izumrtje nekaterih redkih in ogroženih vrst; (f) vplivajo na povečano smrtnost živalskih vrst ([Alexander in Waters, 2000](#)). Poleg negativnih vplivov na živalstvo predstavljajo trki z večjimi vrstami, kot so parkljarji in velike zveri, pomembno tveganje za varnost udeležencev v prometu ter veliko ekonomsko izgubo zaradi škod na vozilih, stroškov zdravljenja in zdravstvenega varstva poškodovanih oseb ter izgube mesa divjadi ([Groot Bruinderink in Hazebroek, 1996](#)).

Čeprav so v trkih z vozili udeležene skoraj vse vrste divjadi, predstavljajo v svetu (in tudi v Sloveniji) največji problem trki s prostoživečimi parkljarji, še zlasti z različnimi vrstami iz družine jelenov (angl. *deer-vehicle collisions; DVC*). Število trkov s parkljarji v daljšem časovnem obdobju narašča povsod po svetu, kar je posledica krajinsko-ekoloških sprememb, naraščanja številčnosti parkljarjev in povečane gostote ter hitrosti prometa ([Hughes in sod., 1996](#); [Langbein in sod., 2011](#)). Tako je bilo, npr., v letu 1976 v Nemčiji registriranih približno 67.000 trkov s parkljarji z nastalo škodo v višini 51 milijonov \$; v devetdesetih letih sta se ti številki povzpeli na 150.000 trkov in škodo 280 milijonov \$ ([Groot Bruinderink in Hazebroek, 1996](#)), v letu 2005 pa je bilo v tej državi povoženih že 227.000 predstavnikov različnih vrst jelenov ([Langbein in sod., 2011](#)). Podobno se je na Švedskem število povožene srnjadi, jelenjadi in losov z 10.000 živali v letu 1982 povzpelo na 55.000 osebkov (od tega samo srnjadi >50.000) v letu 1993 ([Groot Bruinderink in Hazebroek, 1996](#)) oziroma na 61.000 po letu 2000 ([Seiler, 2004](#)). V devetdesetih letih prejšnjega stoletja se je letno v Evropi (brez Rusije) zgodilo cca. 500.000 trkov s parkljarji, v katerih je življenje izgubilo približno 300 ljudi, 30.000 jih je bilo poškodovanih, ekonomska škoda pa je presegala milijardo \$ ([Groot Bruinderink in Hazebroek, 1996](#)). Kasneje je to število še močno naraslo; dandanes je v celotni Evropi letno povoženih več kot milijon parkljarjev ([Langbein in sod., 2011](#); [preglednica 10](#)).

Preglednica 14: Število povoženih osebkov različnih vrst iz družine jelenov (v veliki večini primerov gre za srnjad) v tistih evropskih državah, za katere obstajajo zanesljivi podatki (zbrano v: [Langbein in sod., 2011](#)).

Država	Leto / obdobje	Povprečno letno število povoženih živali
Avstrija	2000–2006	40.500
Švica	2000–2006	8.000 – 10.000
Slovenija	2001–2006	5.500 – 6.720
Hrvaška	2002–2005	960
Madžarska	2000–2005	3.670
Finska	2000–2005	5.000
Danska	2003–2006	6.000
Norveška	2000–2005	8.870
Švedska	2005	61.000
Nemčija	2005	227.000
Nizozemska	2000–2004	5.400
Anglija/Wales	2000–2005	31.000 – 45.000
Škotska	2000–2005	6.500 – 10.000
Francija	2004	23.500
Španija	2003–2004	>4.050

Trki vozil s parkljarji imajo številne negativne vplive. Z vidika ekologije populacij in optimalnega upravljanja z njimi je zelo pomembno, da predstavljajo poleg odstrela daleč najpomembnejši dejavnik smrtnosti ([Langbein in sod., 2011](#)). V različnih evropskih državah smrtnost srnjadi zaradi povoza dosega med 1,6 % (Norveška) in 6,0 % (Nemčija) spomladanske številčnosti te vrste ([Groot Bruinderink in Hazebroek, 1996](#)). Podobno v Veliki Britaniji na cestah izgubi življenje 3–7 % srnjadi, 1–3 % jelenjadi in 7–13 % damjakov, upošteva spomladansko številčnost ([Langbein, 2007](#)). V Sloveniji predstavljajo izgube srnjadi v prometu na državnem nivoju 15–20 % celotnega odvzema te vrste, pri čemer je v posameznih loviščih in lovskoupravljaljskih območjih ta delež še bistveno večji ([Oslis, 2020](#)). Seveda so v podatek o številu povožene divjadi vključene le ob cesti najdene živali; ker so številne z mesta trka odtujene, še večje število pa zaradi posledic nesreč pogine stran od cest, je dejanski vpliv prometa na smrtnost še precej večji. Ta »skriti del« povoza predstavlja tudi velik etičen problem, saj poškodovane živali pogosto poginejo po večdnevem trpljenju ([Putman, 1997](#)).

V Sloveniji je bilo v obdobju 2002–2019 skupaj na cestah evidentirano povoženih več kot 102.000 prostoživečih parkljarjev, od tega daleč največ srnjadi (97.592; 95,6 %); povoženih je bilo tudi 2.513 osebkov jelenjadi, 1.673 divjih prašičev in 280 osebkov drugih vrst, tj. muflonov, damjakov ter gamsov. Največ parkljarjev je bilo povoženih leta 2006 (>6.700), v zadnjih letih pa je opazen trend zmanjševanja, zlasti zaradi zmanjšane povoze srnjadi ([preglednica 11](#)), kar je tudi posledica izvedbe številnih odvrčalnih ukrepov na državnih cestah in nekoliko spremenjene strukture odstrela srnjadi (zbrano v [Pokorny in sod., 2018](#)).

Preglednica 15: Evidentiran povoz prostoživečih parkljarjev v Sloveniji v obdobju 2002–2019 (vir: Pokorny in sod., 2018; Oslis, 2020).

Leto	Srnjad	Jelenjad	Divji prašič	Druge vrste*	SKUPAJ
2002	5.289	125	67	15	5.496
2003	6.080	128	45	18	6.271
2004	5.756	128	66	29	5.979
2005	6.168	138	74	10	6.390
2006	6.481	163	69	8	6.721
2007	5.137	80	68	9	5.294
2008	5.671	170	131	17	5.989
2009	5.619	78	69	8	5.774
2010	5.901	133	100	24	6.158
2011	5.493	140	86	16	5.735
2012	5.420	142	143	10	5.715
2013	5.484	136	75	13	5.708
2014	5.138	127	102	14	5.381
2015	4.963	161	93	12	5.229
2016	4.582	135	111	16	4.844
2017	5.042	171	118	9	5.349
2018	4.908	184	107	28	5.277
2019	4.460	174	149	24	4.807
Skupaj	97.592	2.513	1.673	280	102.117

* Muflon, damjak in gams.

Poleg vpliva na smrtnost populacij predstavljajo trki s parkljarji pomemben dejavnik tveganja za udeležence v cestnem prometu in imajo za posledico veliko ekonomsko izgubo (Putman, 1997; Langbein, 2007). Tako se, npr., s poškodbami ljudi konča 1–5 % vseh trkov s parkljarji; v Evropi in v ZDA se vsako leto poškoduje po okrog 30.000 oseb (Groot Bruinderink in Hazebroek, 1996; Bissonette in sod., 2008), precej pa jih tudi izgubi življenje. V Nemčiji se, npr., nesreča s smrtnim izidom v povprečju zgodi na vsakih 2.000 trkov z divjadjo (Hartwig, 1991). V Veliki Britaniji se je v obdobju 2000–2005 s smrtjo v povprečju vsako leto končalo 12 prometnih nesreč, v katerih so bili udeleženi prostoživeči parkljarji; poleg tega je bilo vsako leto 100 ljudi težko, 450 pa lažje poškodovanih (Langbein in Putman, 2006). Zaradi trkov s parkljarji so na Finskem v letu 2006 umrle tri osebe, 215 ljudi je bilo težje poškodovanih (Ruusila in Kojola, 2009); v Španiji je v letu 2004 umrlo 17 ljudi, 76 jih je bilo težko, 400 pa lahko poškodovanih (Carranza, 2009); v Franciji je v istem letu življenje izgubilo 20 udeležencev, 340 se jih je poškodovalo (Maillard in sod., 2009). Za Slovenijo sicer ni novejših zanesljivih podatkov, se je pa zaradi trkov z divjadjo na prelomu tisočletja težko poškodovalo v povprečju 12 ljudi v letu, nesreča s smrtnim izidom pa se je zgodila vsako drugo leto (Kolar, 1999).

Celokupne stroške posameznega trka je zelo težko oceniti (Putman, 1997; Langbein, 2007), saj je treba upoštevati: (i) lahko definirane stroške na poškodovanih vozilih in stroške izgube divjadi (izguba divjačine, manjši dohodek zaradi izgube trofej, zmanjšana možnost lova); (ii) težje opredeljive stroške, kot so zdravstveni stroški (zaradi zdravljenja poškodovanih oseb), stroški zaradi izpada opravilne sposobnosti poškodovancev, tehnični stroški (npr. za spravilo živalskih kadavrov) in stroški zaradi zastojev v prometu; (iii) stroške, ki jih je ekonomsko skoraj nemogoče točno opredeliti in so povezani z izgubo ostalih funkcij poginulih živali (npr. pomen posameznih osebkov za delovanje ekosistemov, vrednost živali kot potencialnega objekta rekreacije, vzgoje in izobraževanja). Samo stroški popravil poškodovanih vozil dosegajo v Evropi v povprečju 1.500 \$ na posamezen trk (Hartwig, 1993; Fehlberg, 1994), kar pomeni, da samo materialni stroški (poškodovana vozila) dandanes v Evropi presegajo milijardo evrov (Langbein in sod., 2011). Celovite ekonomske analize pa so pokazale, da znašajo celokupni stroški na posamezen trk s prostoživečimi parkljarji v razvitem svetu v povprečju med 2.000–2.500 € (Danielson in Hubbard, 1998; Wu, 1998; Bissonette in sod., 2008), pri čemer znašajo, npr., v Utahu (ZDA) stroški na vozilih samo 39 % celokupnih stroškov, medtem ko znašajo stroški, povezani s smrtjo ali poškodbami ljudi 55 %, zaradi izgube živali pa 6 % vseh stroškov (Bissonette in sod., 2008). Celokupni letni stroški zaradi trkov s parkljarji so v Nemčiji tako ocenjeni na 447 mio €, na Finskem na 163 mio €, na Švedskem in v Franciji pa na 100 mio € (zbrano v Apollonio in sod., 2010). Upošteva se podatke in strukturo stroškov v drugih državah naj bi ocenjeni celokupni stroški zaradi trkov s parkljarji v Sloveniji v povprečju presegali 15 milijonov €/leto (Pokorny in sod., 2016).

Poleg parkljarjev so v trkih z vozili udeležene tudi druge vrste divjadi; v zadnjih desetih letih (obdobje 2010–2019) je bilo na slovenskih cestah povoženih vsaj (toliko je bilo evidentiranih) 4.887 poljskih zajcev, 9.301 lisic, 4.855 jazbecev, 3.991 kun belic in 50 šakalov (preglednica 12). Zlasti za poljskega zajca so ti podatki verjetno močno podcenjeni, saj upravljavcem lovišč ni v interesu, da vse povožene osebkke tudi evidentirajo. Nasprotno so podatki za srednje velike zveri (lisico, jazbeca in šakala), verjetno pa tudi za kuno belico, precej bolj zanesljivi. Za vrste zveri, ki so divjad in so pri nas tradicionalno prisotne, ni zaznati opaznih trendov v spreminjanju števila povoženih osebkov, temveč so značilna relativno velika medletna nihanja, ki so odvisna predvsem od razpoložljivosti prehranskih virov v preteklem letu (kar definira prirastek/številčnost) oz. tekočem letu (kar vpliva na aktivnost živali): lisic je bilo v tem obdobju letno povoženih med 805 in 1.177, jazbecev med 392 in 577, kun belic pa med 344 in 474. Za šakala pa je značilen izrazit trend naraščanja povoza (v letu 2020 je bilo do konca novembra povoženih že 18 osebkov; Oslis, 2020), kar odraža hitro naraščanje številčnosti te vrste v Sloveniji (Potočnik in sod., 2019b).

Preglednica 16: Evidentiran povoz izbranih vrst male divjadi v Sloveniji v obdobju 2010–2019
(vir: Oslis, 2020).

Leto	Poljski zajec	Lisica	Jazbec	Kuna belica	Šakal
2010	678	893	421	414	-
2011	633	886	392	388	-
2012	611	1.005	436	474	2
2013	475	805	428	370	1
2014	496	953	505	395	-
2015	424	869	479	344	5
2016	376	927	528	407	6
2017	427	957	572	413	8
2018	344	829	517	356	12
2019	423	1.177	577	430	16
Skupaj	4.887	9.301	4.855	3.991	50

Predstavljeni podatki kažejo, da je potrebno k reševanju problematike trkov z divjadjo pristopiti z vso odgovornostjo, za kar so potrebna znatna finančna sredstva. Slovenija sodi med države, kjer se upravljavci prometne infrastrukture (*Direkcija RS za infrastrukturo* (DRSI) za državne ceste in železniške proge; *Družba za avtoceste v Republiki Sloveniji* (DARS) za avtoceste) že vrsto let trudijo zmanjšati tveganje za trke z divjadjo, in sicer z izvedbo različnih odvratalnih ukrepov (zbrano v Pokorny in sod., 2018). Člani projektne skupine CRP projekta pri teh aktivnostih sodelujemo že od samega začetka, in sicer kot zunanji konzultanti, izvajalci ukrepov in/ali izvajalci monitoringa učinkovitosti le-teh. Tudi v obdobju trajanja CRP projekta smo za obe instituciji izvajali več projektov, ki smo jih uspeli zastaviti tako, da smo lahko s projektnimi nalogami definirane aktivnosti nadgradili z nekaterimi drugimi, bolj celostnimi oz. temelječimi na znanstveno-raziskovalnem pristopu (v sklopu CRP projekta). Tako smo sinergistično povezali različne projekte, ki so dobili pomembno dodano vrednost: med drugim smo spodbudili in odločilno prispevali k zasnovi in implementaciji novega modula »Povoz divjadi« v lovsko-informacijskem sistemu Lisjak (<https://odvzem.lovska-zveza.si/povoz>) ter tako omogočili, da so vneseni podatki o povoženi divjadi sedaj mnogo bolj zanesljivi in uporabni tudi za raziskovalne namene.

V nadaljevanju poročila predstavljamo izbrane ugotovitve treh aktivnosti za DRSI in DARS, namenjenih zmanjšanju števila povožene divjadi na državnih cestah, avtocestah in železniških progah; gre za ugotovitve monitoringov, ki smo jih nadgradili oz. jih še bomo v povezavi s CRP projektom. Ker pa so lahko v letu 2020 na število povoženih živali pomembno vplivale tudi spremembe v gostoti prometa zaradi epidemioloških ukrepov zoper bolezni Covid-19, najprej predstavljamo povsem nove ugotovitve o dejanskem vplivu teh ukrepov na povoz divjadi, ki smo jih kot nadgradnjo CRP projekta pridobili v širšem evropskem konzorciju (Bíl in sod., 2020).

4.2 VPLIV UKREPOV ZOPER COVID-19 NA POVOZ DIVJADI

4.2.1 Uvod

Epidemiološki ukrepi, namenjeni omejevanju širjenja nalezljive bolezni Covid-19, so v letu 2020 med drugim povzročili bistveno zmanjšanje mobilnosti prebivalcev oz. gostote prometa. Slednje bi lahko po pričakovanjih zelo vplivalo tudi na število trkov z divjadjo; zaradi tega smo v širšem evropskem konzorciju skušali izkoristiti prednosti tistih (evropskih) držav, v katerih so sproti dostopni dovolj zanesljivi podatki o številu povoženih prostoživečih živali, predvsem divjadi (večinoma povsod parkljarjev in malih zveri). Slovenski raziskovalci smo lahko zaradi obstoja zelo zanesljivih in takoj dostopnih baz podatkov o povoženi divjadi (k razvoju le-teh smo pomembno prispevali tudi z izvedbo pričujočega CRP projekta, tj. z omogočanjem razvoja in implementacije že omenjene aplikacije *Povoz divjadi*) prevzeli eno vodilnih vlog v konzorciju ter pomembno prispevali k nastanku prve vseevropske študije s tega področja ([Bíl in sod., 2020](#)). Le-ta je v postopku objave v posebni številki ugledne mednarodne znanstvene revije *Biological Conservation*, ki je/bo namenjena ugotavljanju vpliva virusa SARS-CoV-2 in z njim povezanih ukrepov na prostoživeče živali in varstvo narave nasploh. V nadaljevanju podajamo bistvene ugotovitve raziskave, ki so najbolj zanimive za slovenski prostor.

4.2.2 Material in metode

V raziskavo smo vključili podatke o 364.827 prostoživečih živalih, od tega 31.237 iz Slovenije ([preglednica 13](#)), ki so bile v obdobju 1. 1. 2015 – 30. 6. 2020 povožene na cestah v desetih oz. enajstih evropskih državah, ki so: Češka (CZE), Španija (ESP), Estonija (EST), Finska (FIN), Velika Britanija (ločeno za Anglijo in Škotsko: ENG in SCO), Madžarska (HUN), Izrael (ISR), Norveška (NOR), Švedska (SWE) in Slovenija (SVN). Podatki so bili iz različnih izvorov: največ jih je bilo iz podatkovnih baz lovcev (te smo uporabili kot najbolj zanesljive, četudi so bili v posameznih državah na razpolago drugi viri), za nekatere države pa tudi iz policijskih evidenc oz. evidenc odstranjevanja kadavrov z območja cest ([preglednica 12](#)).

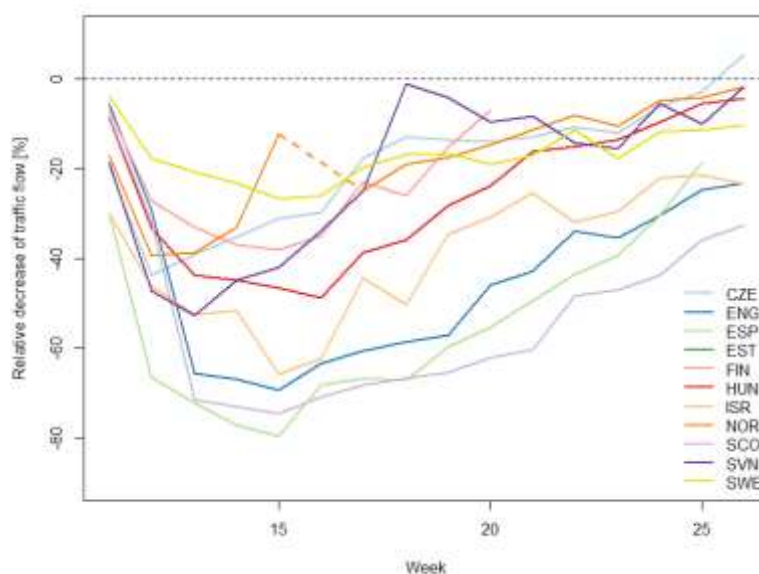
Preglednica 17: Vir uporabljenih podatkov za določitev vpliva epidemioloških ukrepov zoper bolezni Covid-19 na število povožene divjadi (predvsem parkljarjev) po posameznih državah (vir: [Bíl in sod., 2020](#)).

	CZE	ENG	ESP	EST	FIN	HUN	ISR	NOR	SCO	SVN	SWE
Policijski zapisniki	✓	-	✓	✓	-	✓	-	✓	-	-	✓
Odstranitev kadavrov	-	-	-	-	-	-	-	✓	✓	-	✓
Podatki lovcev	-	✓	-	✓	✓	-	✓	✓	-	✓	✓

Preglednica 18: Število povoženih živali v obdobju 1. 1. 2015 – 30. 6. 2020, ki smo jih vključili v določitev vpliva epidemioloških ukrepov zoper bolezni Covid-19 na trke z divjadjo (vir: [Bíl in sod., 2020](#)).

	CZE	ENG	ESP	EST	FIN	HUN	ISR	NOR	SCO	SVN	SWE
Skupaj	66.439	3.779	97.688	23.951	26.259	11.520	8.493	39.620	3.324	31.237	333.590
Srnjad	53.151	635	38.923	19.161	10.727	7.733	-	29.009	2.493	25.008	247.040
Jelenjad	-	98	6.347	-	-	1.895	-	4.906	665	587	2.105
Damjak	-	2.290	44	-	43	29	-	-	-	45	19.592
Los	-	-	-	3.114	3.490	-	-	5.705	-	-	32.199
Divji prašič	6.644	383	52.374	-	-	1.162	633	-	-	630	32.654
Belorepi jelen	-	-	-	-	11.867	-	-	-	-	-	-
Drugi parkljarji	-	373	-	-	132	-	-	-	166	44	-
Lisica	-	-	-	-	-	178	1.186	-	-	4.923	-
Šakal	-	-	-	-	-	-	2.668	-	-	-	-
Druge vrste	6.644	-	-	1.676	-	523	4.006	-	-	-	-

Vrstna sestava ciljnih vrst se je med državami razlikovala in je bila odvisna od tam živečih vrst in dostopnih podatkov; v vseh državah (z izjemo Izraela) se podatki nanašajo praviloma na prostoživeče parkljarje, v Sloveniji pa smo vključili tudi lisice ([preglednica 14](#)). Analizirali smo podatke o številu povoženih živali v obdobju trajanja najbolj drastičnih epidemioloških ukrepov (angl. *lockdown*) v prvem (spomladanskem) valu epidemije bolezni Covid-19. Obdobje, ki smo ga definirali kot »obdobje drastičnih spomladanskih ukrepov zoper Covid-19« (ODSUC-19), smo za namene raziskave privzeli kot obdobje med 11. in 26. zaporednim tednom v letu 2020; večina evropskih držav je namreč drastične ukrepe sprejela v 11. tednu (sredina marca) in so kot taki trajali do konca aprila oz. prve polovice maja (16.–19. teden), nato pa so jih postopoma sproščali do konca junija (26. teden). Na tak način, tj. s podaljšanjem ODSUC-19 do konca junija, smo omogočili spremljanje sprememb v številu povožene divjadi po izteku najbolj drastične blokade življenja, ki je imela za posledico zelo velik upad intenzitete prometa ([slika 15](#)).



Slika 15: Relativno zmanjšanje (v %) dnevne intenzitete prometa v enajstih evropskih državah v obdobju ODSUC-19 (11. do 26. zaporedni teden v letu 2020) v primerjavi z istim tednom v letu 2019 (vir: [Bíl in sod., 2020](#)); za Slovenijo (SVN) so vključena štiri naključno izbrana števna mesta prometa.

V statističnih analizah smo se osredotočili na določitev števila »preživelih živali«, tj. tistega števila, za kolikor se je v obdobju ODSUC-19 zmanjšal povoz v primerjavi s pričakovanji/napovedmi za to obdobje, če bi bilo leto normalno, brez epidemioloških ukrepov. Kot kriterialne vrednosti smo v vseh analizah uporabili tedenske vrednosti, ločeno po posameznih državah. Na podlagi podatkov za obdobje 2015–2019 smo najprej zgradili sezonske ARIMA modele (angl. *autoregressive integrated moving average model*; Hyndman in Athanasopoulos, 2018), ki so nam omogočili napovedati pričakovano število povoženih živali v posameznih tednih leta 2020. Nato smo primerjali dejanske tedenske vrednosti v ODSUC-19 z napovedanimi/pričakovanimi vrednostmi za to obdobje, tj. kot oceno tveganja/razmerij (angl. *rate ratio*; RR). RR je v našem primeru torej kvocient med dejanskimi in pričakovanimi incidencami smrtnosti divjadi na cestah v enotedenskih intervalih: v primeru, da je $RR > 1$, je tveganje za trk/povoz večje od pričakovanega, če je $RR < 1$, pa je tveganje manjše. Vse analize so bile narejene v R programskem okolju (R Software), in sicer z uporabo paketov/knjižnic »Forecast«, »Auto.arima« in »Arima« za izgradnjo napovednih modelov ter »rateratio.test« za testiranje RR.

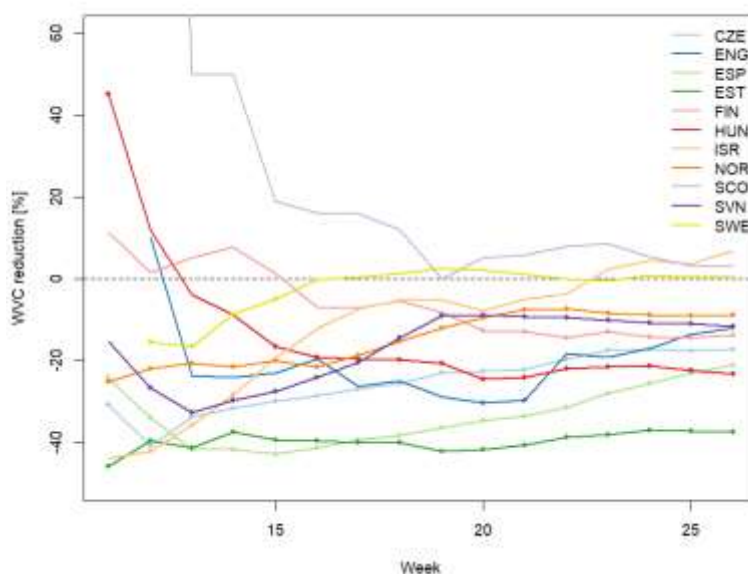
4.2.3 Rezultati in razprava

Z izjemo Izraela, Velike Britanije in Švedske smo v vseh državah v proučevanem obdobju (ODSUC-19) zaznali značilno zmanjšanje števila povožene divjadi glede na pričakovanja (*slika 16*). V sedmih državah z značilnim zmanjšanjem (med njimi je tudi Slovenija) se je število povožene divjadi glede na pričakovanja skupaj zmanjšalo za 18,9 % oz. za >4.200 osebkov; največji procentualni upad je bil zaznan v Estoniji (37,4 %), v Sloveniji pa je bil 11,7 % (nekaj čez 200 osebkov). Samo v obdobju najbolj drastičnih ukrepov, tj. popolne zaustavitve javnega življenja med 11. in 15. tednom, se je v nekaterih državah (Estonija, Španija, Izrael in Češka) število povožene divjadi glede na pričakovanja zmanjšalo celo za >40 % (absolutno največ v Španiji, in sicer za 1.231 osebkov). V tem obdobju je bilo zmanjšanje najmanjše v dveh skandinavskih državah (Švedska: 16,7 %; Finska: 14,5 %), kar je verjetno posledica manj drastičnih ukrepov. V Sloveniji je bilo najbolj izrazito zmanjšanje (za 32,7 %) zaznano med 11. in 13. tednom, tj. v drugi polovici marca (*sliki 16 in 17*).

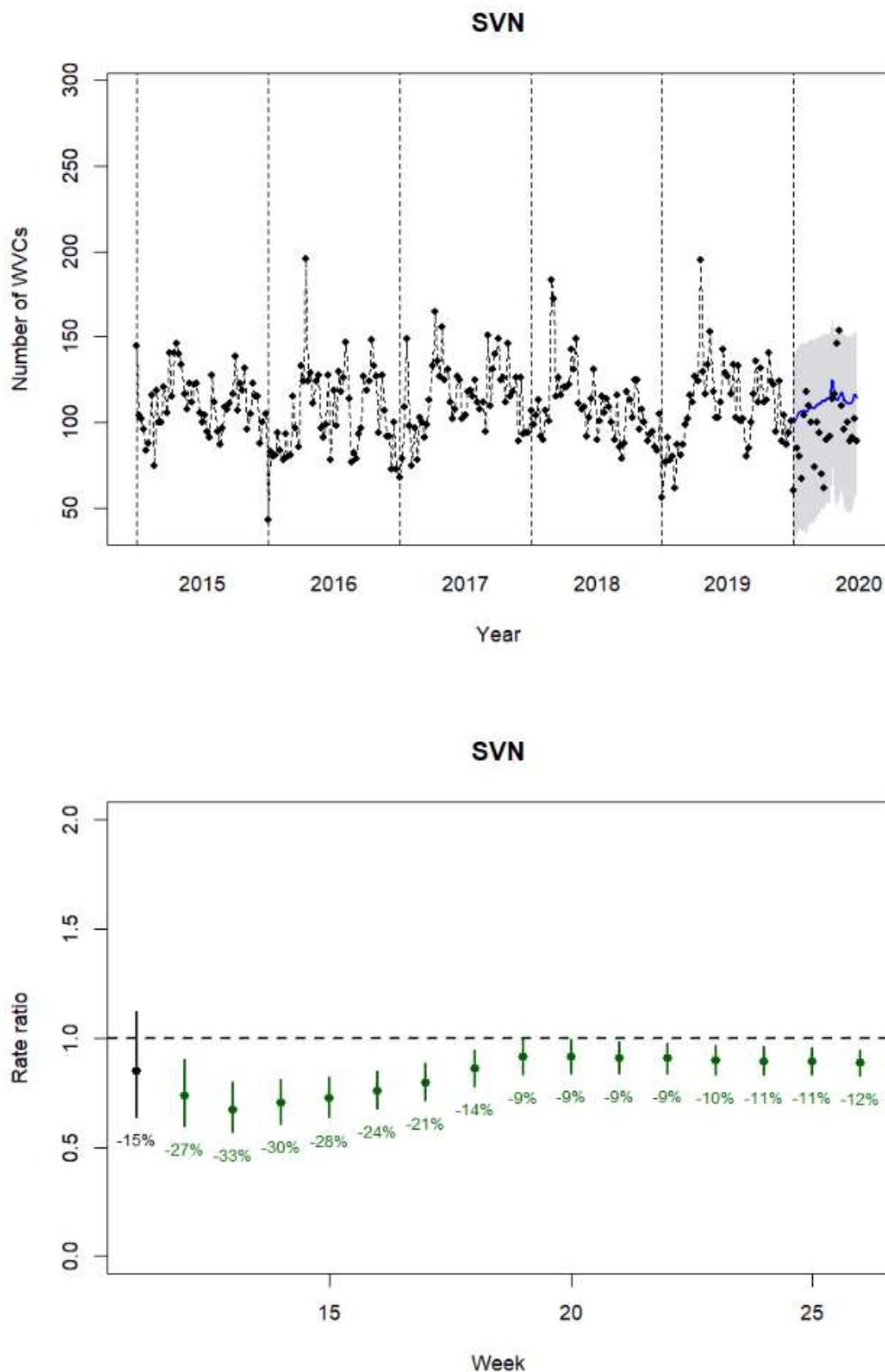
Dokaj konzistentne ugotovitve v večini držav kažejo, da je imela prav zaustavitev javnega življenja v spomladanskih mesecih leta 2020 zelo pomemben vpliv na zmanjšanje števila povožene divjadi. To potrjujejo tudi nekatere razlike med državami, ki pa so primarno posledica trajanja najbolj drastičnih ukrepov: v državah, kjer se je življenje hitreje vrnilo v normalne tire (Norveška, Finska in tudi Slovenija, ki je prva preklicala epidemijo), smo v celotnem obdobju (do konca junija) zaznali manj izrazito zmanjšanje števila povoženih živali, četudi je bilo tudi tam zmanjšanje v obdobju najbolj trdih ukrepov zelo očitno.

Dobljeni rezultati so tudi povsem primerljivi s podatki iz ZDA, kjer so v štirih proučevanih državah (Kalifornija, Idaho, Maine in Washington) ugotovili 34 % zmanjšanje (interval 21–44 %) števila povoženih živali v obdobju trajanja blokade javnega življenja (Shilling in sod., 2020). Ugotovitve obeh raziskav kažejo, kako pomemben vpliv ima gostota/intenzivnost prometa na smrtnost prostoživečih živali. V primerjavi z normalnimi razmerami se je število povoženih osebkov tistih živalskih vrst, ki smo jih glede na dostopnost podatkov lahko vključili v raziskavo (pravzaprav samo parkljarji in ponekod, vključno s Slovenijo, še izbrane vrste malih zveri), v 3,5 mesece dolgem spomladanskem obdobju leta 2020 zmanjšalo za >4.000 osebkov. Predvidevamo lahko, da je skupno število osebkov vseh živalskih vrst, ki zaradi epidemije Covid-19 v tem letu niso izgubili življenja na cestah (pa bi drugače verjetno bili povoženi), mnogokrat večje (Bil in sod., 2020).

Izkušnje, pridobljene v tej raziskavi, pomenijo veliko priložnost za slovenske raziskovalce divjadi: s primerjavo kakovosti podatkov med državami smo namreč ugotovili, da lahko samo pri nas izvedemo poglobljene analize vplivov zmanjšanja gostote prometa, npr. na smrtnost posameznih vrst, pri tem pa vključimo tudi geografske razlike v spremembah gostote prometa. Hkrati pa dobljeni rezultati pomenijo, da je vpliv zmanjšanja števila povožene divjadi v letu 2020 zaradi ukrepov zoper Covid-19 treba upoštevati pri vrednotenju učinkovitosti odvrtačalnih ukrepov, ki so bili v obdobju izvajanja CRP projekta izvedeni na slovenskih cestah (poglavji 4.3), in sicer je cca. 10–15 % zmanjšanja števila povoženih parkljarjev treba pripisati zmanjšanju prometa.



Slika 16: Ocena zmanjšanja (v %) števila povožene divjadi v enajstih evropskih državah v obdobju ODSUC-19 (11.–26. zaporedni teden v letu 2020) v primerjavi s pričakovanim številom v tem obdobju; pike prikazujejo značilno zmanjšanje (vir: Bil in sod., 2020); Slovenija (SVN) je označena z vijolično barvo.



Slika 17: Časovne serije (zgoraj) in zmanjšanje števila povežene divjadi (v % glede na pričakovano število; spodaj) v Sloveniji v posameznih zaporednih tednih v letu 2020 v obdobju ODSUC-19; prikazana so ocenjena zmanjšanja glede na pričakovane vrednosti in 95 % intervali zaupanja; zelena barva prikazuje statistično značilna zmanjšanja (vir: [Bíl in sod., 2020](#)).

4.3 UKREPI ZA ZMANJŠANJE TRKOV Z DIVJADJO NA DRŽAVNIH CESTAH

4.3.1 Uvod

V Sloveniji od leta 2006 naprej ugotavljamo učinkovitost zvočnih odvrtačnih naprav, od leta 2016 pa tudi svetlobnih (modrih) odsevnikov za zmanjšanje števila trkov vozil z divjadjo oz. povožene divjadi (zbrano v [Pokorny in sod., 2018](#)). V času izvajanja CRP projekta smo člani projektne skupine izvajali tudi projekt Namestitvev zvočnih in svetlobnih (modrih) odvrtačal za divjad na odsekih državnih cest v letih 2018–2020 (naročnik DRSI); v njem med drugim ugotavljamo učinkovitost obeh vrst odvrtačal kot ukrepov za zmanjšanje tveganja za trke vozil z divjadjo. Monitoring, ki ga izvajamo za naročnika (s primerjavo sprememb v številu povožene parkljaste divjadi v primerljivih obdobjih pred in po namestitvi odvrtačal na izbrane odseke cest), smo v sklopu CRP projekta pomembno nadgradili, in sicer z drugačnim načinom zajemanja podatkov, tj. neposredno iz Osrednjega slovenskega lovsko-informacijskega sistema (Oslis), ki smo ga v ta namen tudi ustrezno prostorsko nadgradili ([Levanič, 2018](#)). V nadaljevanju pričujočega poročila prikazujemo samo nekatere splošne ugotovitve (pregled literature) in izvirne podatke o spremembah v številu povoženih prostoživečih parkljarjev po namestitvi modrih odsevnikov v izbranem območju (Pomursko LUO); celoviti podatki monitoringa so dostopni v [Al Sayegh Petkovšek in sod. \(2020f\)](#).

4.3.2 Pregled literature in dosedanjih raziskav

Dejavniki, ki vplivajo na število trkov s parkljarji

Problematika trkov s parkljarji je zelo aktualna, na kar kažejo številne študije o vplivih različnih dejavnikov na nevarnost trka s parkljarji, ki so bile izvedene v zadnjih letih v različnih državah, npr. v Španiji ([Diaz-Varela in sod., 2011](#); [Lagos in sod., 2012](#); [Rodríguez-Morales in sod., 2013](#)), na Madžarskem ([Markolt in sod., 2012](#)), na Švedskem ([Neumann in sod., 2012](#)), na Poljskem ([Tajchman in sod., 2010](#)), v Nemčiji ([Pagany in Dorner, 2016](#)), v ZDA ([Danks in Porter, 2010](#); [Shilling in Waetjen, 2015](#)) in na Irskem ([Haigh, 2012](#)). Prostorske analize trkov kažejo, da so le-ti skoncentrirani, kar je posledica krajinskih in cestnih značilnosti ([Gunson in sod., 2011](#); [Shilling in Waetjen, 2015](#)). Značilnosti cest, gostota in vrsta prometa, vidnost vozil in prepletanje cest so pomembni dejavniki, ki vplivajo na verjetnost za trk s parkljarji ([Madsen in sod., 2002](#); [Seiler, 2004](#); [Gunson in sod., 2011](#)). Na število trkov vplivajo tudi raba zemljišč na obeh straneh ceste, tip okoliške vegetacije, oblika terena in infrastruktura ob cestah ([Pagany in Dorner, 2016](#)). Časovna

razporeditev trkov je povezana z biologijo, obnašanjem in življenjskim ciklom živali (Groot Bruinderink in Hazebroek, 1996; Pokorny, 2006; Diaz-Varela in sod., 2011; Langbein in sod., 2011; Haigh 2012; Rodríguez-Morales in sod., 2013; Steiner in sod., 2014).

Ukrepi za zmanjšanje trkov s parkljarji

Za zmanjšanje tveganja trkov vozil z divjadjo se uporabljajo ukrepi, ki: (i) povečujejo previdnost voznika (npr. postavitve občestnih luči na najbolj problematičnih odsekih cest; omejitve hitrosti vozil; postavitve opozorilnih znakov, tabel in silhuet živali; postavitve dinamičnih prometnih znakov; vzpostavitev sistemov za zaznavanje živali; izobraževanje voznikov na formalnem (vozniški izpit) in neformalnem nivoju); (ii) so namenjeni živalim, saj onemogočajo, zmanjšujejo, časovno odložijo in prostorsko usmerjajo prehajanje živali prek cest (npr. izgradnja podhodov in nadhodov za prostoživeče živali (ekoduktov); izgradnja in vzdrževanje prehodov za divjad; kontrola številčnosti populacij in doseganje primerne strukture odstrela; uporaba svetlobnih odsevnikov, zvočnih odvrčalnih naprav, kemičnih repelentov; uporaba zvočnih in infrardečih naprav na avtomobilih); (iii) so usmerjeni v okoliške habitate, in sicer želimo zmanjšati verjetnost prisotnosti živali na cestišču in povečati zaznavanje: npr. povečevanje prehranske ponudbe stran od cest in njeno zmanjševanje ob cestah z odstranitvijo vegetacije; zasaditev brežin z neužitnimi, trnastimi rastlinami; zimsko soljenje cest z uporabo CaMg-acetata namesto za divjad privlačnega NaCl (Groot Bruinderink in Hazebroek, 1996; Hughes in sod., 1996; Danielson in Hubbard, 1998; Staines in sod., 2001; Madsen in sod., 2002; Farrell, 2002; Putman in sod., 2004; Langbein in sod., 2009, 2011; Shilling in Waetjen, 2015; zbrano v Pokorny in sod., 2016).

Svetlobni odsevniki kot odvrčalni ukrep

Eden izmed ukrepov, s katerim lahko nadzorujemo prehajanje živali prek cest, je uporaba svetlobnih odsevnikov. Za preprečevanje naletov divjadi na cestišča je namreč smiselna uporaba ukrepov, ki divjadi prečkanja ne onemogočijo popolnoma in trajno, temveč ga le odložijo na čas, ko v bližini mesta prehoda ni nobenega vozila. Takšno lastnost imajo svetlobni odsevniki, ki v stiku s svetlobo avtomobilskih žarometov (kadar so osvetljeni) ob cesti ustvarjajo navidezno optično ograjo. Ko je odsevník izven dosega žarometov, postane neaktiven in ne ustvarja ograje, kar živalim omogoči, da varno prečkajo cesto (Putman, 1997; Langbein in sod., 2009, 2011).

V svetu se uporabljata dve osnovni izvedbi svetlobnih odvrčal – enostavne plošče iz pločevine, poimenovane tudi jelenova ogledala (ang. *deer mirror*), in namenski odsevniki, za katere se pogosto uporablja izraz reflektorji (ang. *deer warning reflector*). Obe vrsti odsevnikov se pritrudi na

ustrezni višini na količke oz. obcestne smernike v medsebojni razdalji 20–50 m na obeh straneh ceste. Medtem ko pločevinaste plošče v okolico ceste zgolj odklanjajo belo svetlobo žarometov bližajočega se vozila (samo v eni smeri), so odsevniki/reflektorji konstruirani in postavljeni tako, da s prenosom svetlobe žarometov oblikujejo kontinuirano bariero belega, rdečega ali modro-zelenega spektra; s prekrivanjem in združevanjem odboja svetlobe večjega števila reflektorjev ustvarjajo dolg svetlobni pas, ki poteka vzporedno z osjo ceste (zbrano v [Pokorny in sod., 2003](#)).

Največja pomanjkljivost svetlobnih odvrtačal je, da delujejo le v temnem delu dneva ([Langbein in sod., 2009](#)); ker pa se velika večina (>90 %) trkov z divjadjo zgodi ravno v tem času, ta značilnost nima bistvenega pomena. Pri uporabi pločevinastih plošč je velika težava tudi zmanjšanje njihove učinkovitosti zaradi habituacije živali, predvsem pa zaradi korozije. Pri odsevnikih težav s korozijo ni, obstaja pa možnost habituacije živali. Možnost, da se živali privadijo na odvrtačalni ukrep je še zlasti verjetna v primeru, ko je optična ograja aktivna večino časa (tj. ob zelo gostem prometu). V takih pogojih osnovni princip delovanja odsevnikov, tj. da le začasno zaustavijo prečkanje živali, ni mogoč. Ob zelo gostem prometu, ko ni zagotovljenih dovolj obdobj neaktivnosti (oz. temnih obdobj), živali pa vseeno morajo prečkati cesto, odsevniki niso učinkovit ukrep. Uporaba svetlobnih odvrtačal je zato smiselna le na cestah, na katerih je v temnem delu dneva – od večernega mraka do jutranje zarje – promet relativno redek ([Staines in sod., 2001](#); [Putman in sod., 2004](#)).

Uporaba svetlobnih odsevnikov za preprečevanje trkov z divjadjo ima lahko več prednosti. Med njimi so: (a) ohranitev naravnega delovanja populacij, saj je optična ograja aktivirana le v trenutku približevanja avtomobila, zato migracije prostoživečih živali niso onemogočene; (b) ne vplivajo na voznike: odsevniki usmerjajo svetlobo izven cestišča, zato na voznike ne delujejo moteče; (c) enostavna postavitve: odsevnike je mogoče zelo enostavno priviti z vijaki bodisi na lesene, plastične ali železne količke; (d) enostavno vzdrževanje (zbrano v [Pokorny in sod., 2003](#)).

Vendar je treba upoštevati, da so odsevniki kot pripomoček za prenos svetlobe in ustvarjanje pasu svetlobne bariere lahko učinkoviti le, če: (a) je sistem reflektorjev popoln (redno je treba pregledovati in zamenjevati morebitne manjkajoče ali polomljene odsevnike); (b) so njihove površine čiste (čiščenje reflektorjev je potrebno izvajati vsaj dvakrat letno); (c) v njihovi okolici ni rasti rastlinstva, ki bi vplivalo na lom svetlobe, zato je treba občasno vegetacijo ob količkih/smernikih pokositi ali kako drugače odstraniti. V določenih razmerah, npr. v Sloveniji, je lahko težava tudi vandalizem ([Pokorny in sod., 2016](#)).

Odsevnik so lahko različnih barv. Sprva so bili v uporabi rdeči svetlobni odsevnik, njihova uporaba pa je temeljila na predpostavki, da parkljarji zaznavajo rdečo svetlobo kot strah vzbujajoč dejavnik, saj naj bi rdeča barva v mraku spominjala na oči plenilcev (Pafko in Kovach, 1996); vendar do sedaj še nobena raziskava ni eksplicitno potrdila, da se parkljarji rdeče barve zares bojijo (Putman, 1997; VerCauteren in sod., 2006). Anatomsko-morfološke raziskave oči prežvekovalcev celo negirajo njihovo sposobnost zaznavanja rdeče svetlobe (VerCauteren in Pipas, 2003; Sheets in Cason, 2005; Pürstl, 2006). Predstavniki iz družine jelenov naj bi zaznavali svetlobo valovnih dolžin med 450 in 537 nm in imeli večjo stopnjo vidne občutljivosti tako na svetlobi kot v temi (VerCauteren in Pipas, 2003). Vendar so poskusi z zelenimi in modrimi laserji pokazali, da ti barvi pri jelenjadi nista vplivali na obnašanje v smislu povečanega strahu (VerCauteren in sod., 2006). D'Angelo in van der Ree (2015) sta ob poskusih z različnimi barvami reflektorjev ugotovila, da barva ni ključna za odziv prostoživečih parkljarjev.

Dosedanje ugotovitve o učinkovitosti svetlobnih odsevnikov si med seboj nasprotujejo (Langbein in sod., 2009; D'Angelo in der Ree, 2015). Tako so, npr., *Swareflex* reflektorji (avstrijski proizvajalec Swarovski) bistveno zmanjšali povoz parkljaste divjadi na Danskem (za 85 %), v Wisconsinu (60–90 %), Iowi in Washingtonu, ne pa tudi v nekaterih drugih ameriških državah (zbrano v Putman, 1997); podobno so se nemški *WEGU* reflektorji pokazali kot neučinkovit ukrep za zmanjšanje povoza damjakov na Danskem (Farrell, 2002). V kratkotrajnem poskusu uporabe svetlobnih odvrčal *Swareflex* v Sloveniji (26. 4. 2012 – 30. 11. 2012) se je število povoženih parkljarjev na edinem z njimi opremljenem odseku v primerjavi s petletnim obdobjem za nazaj (2008–2012) celo povečalo (Jelenko in sod., 2013). Nasprotno sta Pafko in Kovach (1996) ugotovila izjemno učinkovitost rdečih *Swareflex* reflektorjev v vseh (so)naravnih ekosistemih v Minnesoti (v primerjavi z obdobjem pred namestitvijo se je povoz belorepih jelenov v povprečju zmanjšal za 90 % v območju iglastih gozdov, 87 % v območju listnatih gozdov in 79 % v agrarni krajini), ne pa tudi v suburbanini krajini (slednje pojasnujeta s pregostim prometom in z motečim vplivom soli in prahu, katerih je v suburbanem okolju bistveno več, zato se lahko odsevnik hitro umažejo, s tem pa se zmanjša njihova učinkovitost). Ena izmed možnih razlag za neučinkovitost svetlobnih odsevnikov oz. celo porast števila povoženih živali na odsekih, kjer so bili nameščeni odsevnik, je lahko tudi, da svetloba iz reflektorjev v kombinaciji z avtomobilskimi lučmi povzroči preobremenjenost živalskega vidnega sistema (D'Angelo in van der Ree, 2015).

Modri odsevniki

Modri odsevniki nemškega proizvajalca *Schilderwerk Beuta* so se kot nov tip odvrčal na slovenskem trgu pojavili leta 2014. Proizvajalec z njihovo uporabo obljublja do 70 % zmanjšanja povoza parkljaste divjadi, in sicer na osnovi testiranja v sezoni 2011/2012 v Nemčiji. Uporaba modre barve je podprta z domnevo, da je le-ta za divjad opozorilna barva, saj predstavlja zelo redko barvo (skoraj tujek) v kopenskem okolju (*Schilderwerk Beutha GmbH*, reklamni letak). Posebnost teh modrih odsevnikov je polkrožna oblika, ki v fazi osvetlitve žarometov ponazarja navidezno gibanje, kar živalim spodbudi čut po previdnosti in jih odvrne od prečkanja ceste.

Modri odsevniki so bili na slovenske ceste v enem lovišču (Bled) prvič nameščeni leta 2015, testno in na nekoliko več odsekov pa leta 2016, ko so učinkovitost modrih odsevnikov spremljali na 24 odsekih državnih cest v skupni dolžini 24,3 km (*Pokorny in sod., 2018*). Na testnih odsekih je bilo v primerjalnem obdobju (17. avgust – 17. november) po namestitvi odsevnikov v obdobju 2016–2018 povprečno število povožene srnjadi manjše za 7 % v primerjavi z letom 2015 (ko so prvič dostopni podatki o točnih lokacijah trkov) oz. za 53 % v primerjavi s štiriletnim povprečjem pred namestitvijo (2012–2015) (*ibid.*).



Slika 18: Modri odsevník, nameščen na obcestni smernik (foto: B. Pokorny, 2018).

V sklopu projekta Namestitvev zvočnih in svetlobnih (modrih) odvrčal za divjad na odsekih državnih cest v letih 2018–2020 smo z 28.308 modrimi odsevniki opremili 374 odsekov državnih cest v skupni dolžini 418 km (*Al Sayegh Petkovšek in sod., 2020f*). Del rezultatov, tj. za Pomursko LUO, prikazujemo v nadaljevanju.

4.3.3 Ključne ugotovitve

V [preglednicah 15 in 16](#) so podani podatki o številu povoženih parkljarjev na vseh odsekih državnih cest, ki so bili z modrimi odsevniki opremljeni v Pomurskem LUO, in sicer v enoletnem obdobju (365 dni) od datuma namestitve odvrtačal (2019/20) v primerjavi s podatki za štiriletno obdobje pred namestitvijo odvrtačal (2015/16, 2016/17, 2017/18 in 2018/19). Zaradi primerljivega prikazovanja podatkov za vsa LUO tudi v tem primeru prikazujemo podatke v dveh serijah, in sicer kot seštevke za vse tri relevantne vrste parkljarjev (srnjad, jelenjad in divji prašič; [preglednica 15](#)) in samo za srnjad ([preglednica 16](#)). To smo storili, ker srnjad zelo prevladuje v povozu vseh parkljarjev v Sloveniji (>95 %; [poglavje 4.1](#)), hkrati pa je tudi na cestah ponekod sočasno povoženih več divjih prašičev ([Pokorny in Flajšman, 2016](#)), kar lahko zelo vpliva na ugotovitve. Vendar je v Pomurskem LUO na vseh problematičnih odsekih cest daleč največ povožene srnjadi, zato se obe seriji podatkov med sabo skoraj ne razlikujeta.

Povprečno število povoženih parkljarjev (srnjadi) je bilo po namestitvi modrih odsevnikov na 51 odsekov cest v Pomurskem LUO v proučevanem obdobju 2019/20 bistveno (za 30 %) manjše v primerjavi s povprečjem za prejšnja štiri leta (obdobje 2015/19). Na 20 odsekih (39 %) je bil v proučevanem obdobju zabeležen manjši povoz v primerjavi s preteklimi leti, na 21 odsekih (42 %) pa v enem letu po namestitvi odsevnikov sploh ni bilo registriranega povoz (za tri izbrane odseke ([slike 19–21](#)) informativno prikazujemo način prikaza iz monitoringa). Nasprotno je bil na 11 odsekih (21 %) povoz parkljarjev po namestitvi modrih odvrtačal večji, kot je bil pred tem; v večini primerov je šlo za odseke z absolutno majhnim številom povoženih parkljarjev, zato je tam povoz pogosto posledica naključnih dogodkov. O pozitivnih izkušnjah z učinkovitostjo modrih odvrtačal govorijo tudi informacije upravljavcev lovišč, njihova pogosto izražena želja po vključitvi novih odsekov v sistem zaščite, pa tudi lastna naključna opažanja vedenja srnjadi v bližini cest. Nasprotno pa sistematičen pregled tujih ugotovitev ne potrjuje, da bi svetlobni odsevniki v vseh razmerah značilno vplivali na zmanjšanje števila povoženih živali ([Brieger in sod., 2016](#)).

Poudariti velja, da smo prikazali rezultate za odprto, kmetijsko krajino Pomurja, kjer je zaradi vidnosti učinek tudi najbolj pričakovan (za ostala območja poglobljene analize v času priprave pričujočega poročila še potekajo). Seveda pa je pri vrednotenju učinkovitosti odsevnikov tudi v Pomurskem LUO treba upoštevati specifiko letošnjega leta, ko se je zaradi omejitve javnega življenja v Sloveniji v obdobju 15. 3. – 30. 6. 2020 povoz divjadi zmanjšal za 11,7 % glede na pričakovano število ([poglavje 4.2](#)). Če enak vpliv interpoliramo tudi na z odvrtači opremljene odseke v Pomurskem LUO, lahko ocenimo, da so tu odsevniki prispevali k 15–20 % zmanjšanju števila povoženih parkljarjev (predvsem srnjadi).

Preglednica 19: Število povoženih parkljarjev (srnjad, jelenjad, divji prašič) na opremljenih odsekih cest v Pomurskem LUO po namestitvi modrih odsevnikov v enoletnem obdobju (365 dni) od datuma namestitve odvrtačal (2019–2020) v primerjavi z istimi obdobji v letih 2015–2019.

Št. odseka	Odsek	Povoz 2019/20	Skupaj povoz 2015/19	Povprečje povoza 2015/19	Razlika (2019/20 – povprečje 2015/19)	Kvocien (2019/20 vs. povprečje 2015/19)
224	Podgorje – Vratja vas	1	12	3,0	-2,0	0,3
144	Črnci – Žepovci	4	13	3,3	0,8	1,2
27/1	Apače – Črnci	0	1	0,3	-0,3	0,0
27/2	Apače – Črnci	0	7	1,8	-1,8	0,0
127	Lutverci – Segovci	2	19	4,8	-2,8	0,4
272	Murska Sobota – Skakovci	1	4	1,0	0,0	1,0
194	Skakovci – Cankova	1	10	2,5	-1,5	0,4
31	Domajinci – Krašči	5	9	2,3	2,8	2,2
106	Kobilje – Dobrovnik	1	8	2,0	-1,0	0,5
85	Strehovci – Dobrovnik	3	12	3,0	0,0	1,0
374	Petrovci – Martjanci	11	30	7,5	3,5	1,5
74	Lenart – Gornja Radgona	1	11	2,8	-1,8	0,4
111	Lenart – Gornja Radgona	4	3	0,8	3,3	5,3
112	Spodnji Ivanjci – Gornja Radgona	2	16	4,0	-2,0	0,5
218/1	Petrovci – Kuzma	0	3	0,8	-0,8	0,0
218/2	Petrovci – Kuzma	2	3	0,8	1,3	2,7
33+68	Križevci – Ljutomer	4	16	4,0	0,0	1,0
342	Radomerje – Žerovinci	1	20	5,0	-4,0	0,2
81	Razkrižje – Stročja vas	4	7	1,8	2,3	2,3
145	Presika – Kog	0	11	2,8	-2,8	0,0
3	Dobrovnik – Renkovci	0	0	0,0	0,0	/
154	Renkovci – Beltinci	1	12	3,0	-2,0	0,3
306	Renkovci – Beltinci	1	11	2,8	-1,8	0,4
316	Odranci – Beltinci	1	16	4,0	-3,0	0,3
73	Črenšovci – Hotiza	2	17	4,3	-2,3	0,5
129	Črenšovci – Hotiza	0	1	0,3	-0,3	0,0
365	Turnišče – Črenšovci	1	9	2,3	-1,3	0,4
57	Sr. Bistrica – Razkrižje	1	2	0,5	0,5	2,0
58	Sr. Bistrica – Razkrižje	0	10	2,5	-2,5	0,0
220	Hodoš – Šalovci	0	3	0,8	-0,8	0,0
146	Šalovci – Peskovci	2	0	0,0	2,0	/
279	Peskovci – G. Petrovci	4	12	3,0	1,0	1,3
280	G. Petrovci – Stanjevci	0	0	0,0	0,0	/
358	Stanjevci – Mačkovci	0	0	0,0	0,0	/
317	Šalovci – Markovci	0	5	1,3	-1,3	0,0
304	Martjanci – Dobrovnik	0	10	2,5	-2,5	0,0
77	Murska Sobota – priključek AC	0	7	1,8	-1,8	0,0
159	Spodnji Ivanjci – Grabonoš	0	15	3,8	-3,8	0,0
8	Gornja Radgona – Radenci	1	6	1,5	-0,5	0,7
180/1	Radenci – Vučja vas	0	2	0,5	-0,5	0,0
180/2	Radenci – Vučja vas	0	3	0,8	-0,8	0,0
336	Radenci – Vučja vas	0	7	1,8	-1,8	0,0
370	Radenci – Vučja vas	1	4	1,0	0,0	1,0
83/1	Grabonoš – Radenci	1	4	1,0	0,0	1,0
83/2	Grabonoš – Radenci	0	7	1,8	-1,8	0,0
181	Grabonoš – Radenci	0	10	2,5	-2,5	0,0
191	Grabonoš – Radenci	5	24	6,0	-1,0	0,8
21	Tropovci – Murska Sobota	1	18	4,5	-3,5	0,2
210	Tropovci – Murska Sobota	0	2	0,5	-0,5	0,0
226	Veščica – Vanča vas	8	27	6,8	1,3	1,2
109	Žihlava – Videm	6	10	2,5	3,5	2,4
Skupaj Pomursko LUO		83	469	118,4	-35,4	0,70

Preglednica 20: Število povožene srnjadi na opremljenih odsekih cest v Pomurskem LUO po namestitvi modrih odsevnikov v enoletnem obdobju (365 dni) od datuma namestitve odvrtačal (2019–2020) v primerjavi z istimi obdobji v letih 2015–2019.

Št. odseka	Odsek	Povoz 2019/20	Skupaj povoz 2015/19	Povprečje povoza 2015/19	Razlika (2019/20 – povprečje 2015/19)	Kvocien (2019/20 vs. povprečje 2015/19)
224	Podgorje - Vratja vas	1	12	3,0	-2,0	0,3
144	Črnci - Žepovci	4	13	3,3	0,8	1,2
27/1	Apače - Črnci	0	1	0,3	-0,3	0,0
27/2	Apače - Črnci	0	7	1,8	-1,8	0,0
127	Lutverci - Segovci	2	19	4,8	-2,8	0,4
272	Murska Sobota - Skakovci	1	4	1,0	0,0	1,0
194	Skakovci - Cankova	1	10	2,5	-1,5	0,4
31	Domajinci - Krašči	5	9	2,3	2,8	2,2
106	Kobilje - Dobrovnik	1	8	2,0	-1,0	0,5
85	Strehovci - Dobrovnik	3	12	3,0	0,0	1,0
374	Petrovci - Martjanci	11	30	7,5	3,5	1,5
92	Gornja Radgona - Radenci	0	0	0,0	0,0	/
74	Lenart - Gornja Radgona	1	11	2,8	-1,8	0,4
111	Lenart - Gornja Radgona	4	3	0,8	3,3	5,0
112	Spodnji Ivanjci - Gornja Radgona	2	15	3,8	-1,8	0,5
218/1	Petrovci – Kuzma	0	3	0,8	-0,8	0,0
218/2	Petrovci – Kuzma	2	3	0,8	1,3	2,5
33+68	Križevci - Ljutomer	4	16	4,0	0,0	1,0
342	Radomerje - Žerovinci	1	20	5,0	-4,0	0,2
81	Razkrižje - Stročja vas	4	7	1,8	2,3	2,2
145	Presika - Kog	0	11	2,8	-2,8	0,0
3	Dobrovnik - Renkovci	0	0	0,0	0,0	/
154	Renkovci - Beltinci	1	12	3,0	-2,0	0,3
306	Renkovci - Beltinci	1	11	2,8	-1,8	0,4
316	Odranci - Beltinci	1	16	4,0	-3,0	0,3
73	Črenšovci - Hotiza	1	16	4,0	-3,0	0,3
129	Črenšovci - Hotiza	0	1	0,3	-0,3	0,0
365	Turnišče - Črenšovci	1	9	2,3	-1,3	0,4
57	Sr. Bistrica - Razkrižje	1	1	0,3	0,8	3,3
58	Sr. Bistrica - Razkrižje	0	10	2,5	-2,5	0,0
220	Hodoš - Šalovci	0	2	0,5	-0,5	0,0
146	Šalovci - Peskovci	2	0	0,0	2,0	/
279	Peskovci - G. Petrovci	4	12	3,0	1,0	1,3
358	Stanjevci - Mačkovci	0	0	0,0	0,0	/
317	Šalovci - Markovci	0	5	1,3	-1,3	0,0
304	Martjanci - Dobrovnik	0	10	2,5	-2,5	0,0
77	Murska Sobota - priključek AC	0	7	1,8	-1,8	0,0
159	Spodnji Ivanjci - Grabonoš	0	15	3,8	-3,8	0,0
8	Gornja Radgona - Radenci	1	6	1,5	-0,5	0,7
180/1	Radenci - Vučja vas	0	2	0,5	-0,5	0,0
180/2	Radenci - Vučja vas	0	3	0,8	-0,8	0,0
336	Radenci - Vučja vas	0	7	1,8	-1,8	0,0
370	Radenci - Vučja vas	1	4	1,0	0,0	1,0
83/1	Grabonoš - Radenci	1	4	1,0	0,0	1,0
83/2	Grabonoš - Radenci	0	7	1,8	-1,8	0,0
181	Grabonoš - Radenci	0	10	2,5	-2,5	0,0
191	Grabonoš - Radenci	5	24	6,0	-1,0	0,8
21	Tropovci - Murska Sobota	1	18	4,5	-3,5	0,2
210	Tropovci - Murska Sobota	0	2	0,5	-0,5	0,0
226	Veščica - Vanča vas	8	27	6,8	1,3	1,2
109	Žihlava - Videm	6	10	2,5	3,5	2,4
Skupaj Pomursko LUO		82	465	117,4	-34,7	0,70

Odsek 316: Odranci – Beltinci

Zaporedna št. odseka	316			
ID odseka (Oslis)	R27			
LUO / lovišče	LUO: Pomursko Lovišče: LPN Fazan Beltinci			
Odsek	Odranci – Beltinci			
Oznaka ceste	443			
Oznaka odseka	321			
Stacionaža	1,4 – 3,6 km			
Dolžina odseka	2.200 m			
Koordinate	N = 46,60141 in E = 16,24926 N = 46,58952 in E = 16,27176			
Št. porabljenih modrih odsevnikov	179			
Datum montaže	12. 6. 2019			
Datum vzdrževanja	11. 6. 2020 8. 11. 2020			
Število povoženih osebkov parkljarjev na odseku				
1 (1) 2015/16	5 (5) 2016/17	4 (4) 2017/18	6 (6) 2018/19	1 (1) 2019/20

Slika 19: Primerjava med skupnim številom povoženih osebkov treh vrst parkljarjev (srnjad, jelenjad, divji prašič) in samo srnjadi (v oklepaju) na opremljenem odseku državne ceste 443/321 (Odranci – Beltinci) po namestitvi modrih odsevnikov (obarvana celica) v enoletnem obdobju (365 dni) od datuma namestitve odvrtačal in primerljivimi podatki za štiriletno obdobje pred namestitvijo odvrtačal (2015/16, 2016/17, 2017/18 in 2018/19; za vsako leto so upoštevana enaka datumsko obdobja v trajanju 365 dni).

Odsek 58: Srednja Bistrica – Razkrižje



Zaporedna št. odseka	58			
ID odseka (Oslis)	R22			
LUO / lovišče	LUO: Pomursko Lovišče: LPN Fazan Beltinci			
Odsek	Srednja Bistrica – Razkrižje			
Oznaka ceste	726			
Oznaka odseka	1322			
Stacionaža	5,1 – 5,5 km			
Dolžina odseka	400 m			
Koordinate	N = 46,53024 in E = 16,27535 N = 46,52741 in E = 16,27561			
Št. porabljenih modrih odsevnikov	26			
Datum montaže	12. 6. 2019			
Datum vzdrževanja	12. 6. 2020 8. 11. 2020			
Število povoženih osebkov parkljarjev na odseku				
0 (0) 2015/16	4 (4) 2016/17	3 (3) 2017/18	3 (3) 2018/19	0 (0) 2019/20

Slika 20: Primerjava med skupnim številom povoženih osebkov treh vrst parkljarjev (srnjad, jelenjad, divji prašič) in samo srnjadi (v oklepaju) na opremljenem odseku državne ceste 726/1322 (Srednja Bistrica – Razkrižje) po namestitvi modrih odsevnikov (obarvana celica) v enoletnem obdobju (365 dni) od datuma namestitve odvratal in primerljivimi podatki za štiriletno obdobje pred namestitvijo odvratal (2015/16, 2016/17, 2017/18 in 2018/19; za vsako leto so upoštevana enaka datumska obdobja v trajanju 365 dni).

Odsek 304: Martjanci – Dobrovnik

Zaporedna št. odseka	304			
ID odseka (Oslis)	R33			
LUO / lovišče	LUO: Pomursko Lovišče: Mlajtinci			
Odsek	Martjanci – Dobrovnik			
Oznaka ceste	442			
Oznaka odseka	1318			
Stacionaža	6,4 – 7,6 km			
Dolžina odseka	1.200 m			
Koordinate	N = 46,67687 in E = 16,25604 N = 46,67390 in E = 16,27174			
Št. porabljenih modrih odsevnikov	102			
Datum montaže	13. 6. 2020			
Datum vzdrževanja	11. 6. 2020 8. 11. 2020			
Število povoženih osebkov parkljarjev na odseku				
2 (2) 2015/16	2 (2) 2016/17	5 (5) 2017/18	1 (1) 2018/19	0 (0) 2019/20

Slika 21: Primerjava med skupnim številom povoženih osebkov treh vrst parkljarjev (srnjad, jelenjad, divji prašič) in samo srnjadi (v oklepaju) na opremljenem odseku državne ceste 442/1318 (Martjanci – Dobrovnik) po namestitvi modrih odsevnikov (obarvana celica) v enoletnem obdobju (365 dni) od datuma namestitve odvrtačal in primerljivimi podatki za štiriletno obdobje pred namestitvijo odvrtačal (2015/16, 2016/17, 2017/18 in 2018/19; za vsako leto so upoštevana enaka datumska obdobja v trajanju 365 dni).

4.4 UKREPI ZA ZMANJŠANJE TRKOV Z DIVJADJO NA AVTOCESTAH

4.4.1 Namen in cilji

Trki z večjimi vrstami prostoživečih živali predstavljajo pomemben dejavnik smrtnosti živalskih populacij, veliko gospodarsko škodo in tveganje za varnost udeležencev v cestnem prometu ([poglavje 4.1](#)); slednje je še posebej izrazito v primeru trkov na avtocestah. Večina trkov z divjadjo se sicer zgodi na glavnih, regionalnih in občinskih cestah, a se v zadnjih letih povečuje tudi problematika na avtocestah in hitrih cestah (AC/HC). Čeprav so le-te v Sloveniji ograjene, lahko prostoživeče živali nanje zahajajo prek avtocestnih priključkov, ponekod pa tudi prek poškodovanih ograj. Z vidika upravljanja z divjadjo nasploh je pomembno/težava, da živali, ki so povožene na avtocestah, zaradi specifičnosti ravnanja s kadavri (odstranjujejo jih vzdrževalci avtocest in ne lovci) pogosto niso evidentirane v odvzemu in tako predstavljajo dodaten, pogosto zelo pomemben, a spregledan vir smrtnosti. Upošteva problematiko divjadi na nelovnih površinah pa je pomembno, da v primeru njenega zahajanja na avtoceste odgovornost in sistem ukrepanja nista dovolj dobro dorečena, zato pogosto ne vemo, kdo in kako naj sploh ukrepa.

Zahajanje divjadi na avtoceste je zaradi velike hitrosti vozil izjemno problematično z vidika cestno-prometne varnosti; varen odstrel živali znotraj ograje ni mogoč in ga zaradi dejstva, da gre za nelovno površino, tudi ni mogoče izvajati na legalen način; varno preganjanje živali z avtocestnega telesa povzroča zastoje v prometu; odvoz kadavrov je lahko vprašljiv s sanitarno-higienskega vidika, način odvoza pa tudi ni zadovoljivo pravno-formalno urejen. Zaradi vseh navedenih dejstev je nujno, da upravljaavec z avtocestami skuša čim bolj zmanjšati tveganje za zahajanje prostoživečih živali na avtocestno telo.

V [preglednici 17](#) prikazujemo podatke o povozu divjadi na slovenskih avtocestah in hitrih cestah za izbrana leta (2014, 2016, 2018), ko člani projektne skupine še nismo izvajali ukrepov za zmanjšanje povozov na AC/HC ([Al Sayegh Petkovšek in sod., 2020a-d](#)). V letu 2014 je bilo po podatkih vzdrževalcev AC na slovenskih avtocestah skupaj povoženih 1.235 živali, med njimi 232 osebkov srnjadi. V letih 2016 in 2018 je bil registriran povoz živali manjši, in sicer okoli 730 osebkov. Iz podatkov je razvidno, da se povoz med leti precej spreminja, za leta 2014, 2016, 2018 npr.: vse povožene živali (1235, 728, 726); vse prostoživeče živali (702, 405, 517); vsi parkljarji (242, 143, 117).

Divjad v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah: težave, izzivi in rešitve (V4–1437)

Preglednica 21: Registriran povoz po avtocestnih bazah v letih 2014, 2016 in 2018.

	Medved	Srnjad	Jelenjad	Gams	D. prašič	Lisica	Jazbec	P. zajec	Kuna	Vidra	Bober	Nutrija	Pes	Mačka	Ptič	Ostalo	SKUPAJ
2018*																	
M. Sobota	0	6	1	0	0	11	2	2	0	0	1	8	0	2	0	0	25
Maribor	0	12	0	0	0	16	5	5	0	0	0	0	3	2	0	0	41
S. Konjice	0	11	1	1	0	8	1	0	0	0	0	0	3	2	0	0	27
Vransko	0	7	0	0	0	24	11	6	7	0	0	0	5	39	0	10	109
Ljubljana	0	32	0	0	0	34	24	13	4	1	0	0	13	23	2	0	146
Hrušica	0	9	1	0	0	42	22	13	22	0	0	0	2	39	0	0	150
N. mesto	0	3	1	0	0	16	7	4	1	0	0	0	4	21	0	4	61
Postojna	0	21	1	0	1	23	20	9	7	0	0	0	3	14	0	3	101
Kozina	1	9	0	0	0	21	5	5	5	0	0	2	2	12	0	1	63
SKUPAJ	1	110	5	1	1	195	97	57	46	1	1	10	35	154	2	18	726
2016																	
M. Sobota	0	3	0	0	1	5	1	0	0	1	0	0	0	0	7	1	19
Maribor	0	25	0	0	0	11	2	2	0	0	0	0	3	3	2	3	51
S. Konjice	0	14	0	0	1	7	0	2	0	0	0	0	0	5	0	10	39
Vransko	0	3	0	0	0	16	4	2	1	0	0	0	3	24	10	13	76
Ljubljana	0	31	2	0	2	25	19	1	5	0	0	0	4	33	5	4	131
Hrušica	0	14	1	0	0	36	12	6	22	0	0	0	3	46	30	35	205
N. mesto	0	4	1	0	0	5	7	2	1	0	0	0	7	6	4	3	40
Postojna	0	19	0	0	1	8	14	7	0	0	0	0	2	6	4	7	68
Kozina	1	18	0	0	3	17	12	2	6	0	0	0	1	8	4	27	99
SKUPAJ	1	131	4	0	8	130	71	24	35	1	0	0	23	131	66	103	728
2014																	
M. Sobota	0	11	0	0	0	20	5	4	0	2	0	0	1	5	5	0	53
Maribor	0	51	0	0	3	28	5	2	0	0	0	0	4	3	1	0	97
S. Konjice	0	32	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	38
Vransko	0	15	0	0	1	55	14	6	17	1	0	0	6	105	32	35	287
Ljubljana	0	42	0	0	0	60	31	7	4	1	0	0	10	34	1	15	205
Hrušica	0	11	1	0	2	33	10	6	11	0	0	0	1	38	29	23	165
N. mesto	0	11	0	0	0	40	24	9	9	0	0	0	6	108	29	13	249
Postojna	3	33	0	0	0	6	8	4	2	0	0	0	0	4	0	2	62
Kozina	1	26	1	0	2	12	8	5	1	1	0	0	2	5	7	8	79
SKUPAJ	4	232	2	0	8	259	105	43	44	5	0	0	31	302	104	96	1235

*: V letu 2018 so bili povoženi tudi šakal (ACB Hrušica) in dve divji mački (ACB Postojna, ACB Kozina), ki so uvrščeni pod »ostalo«.

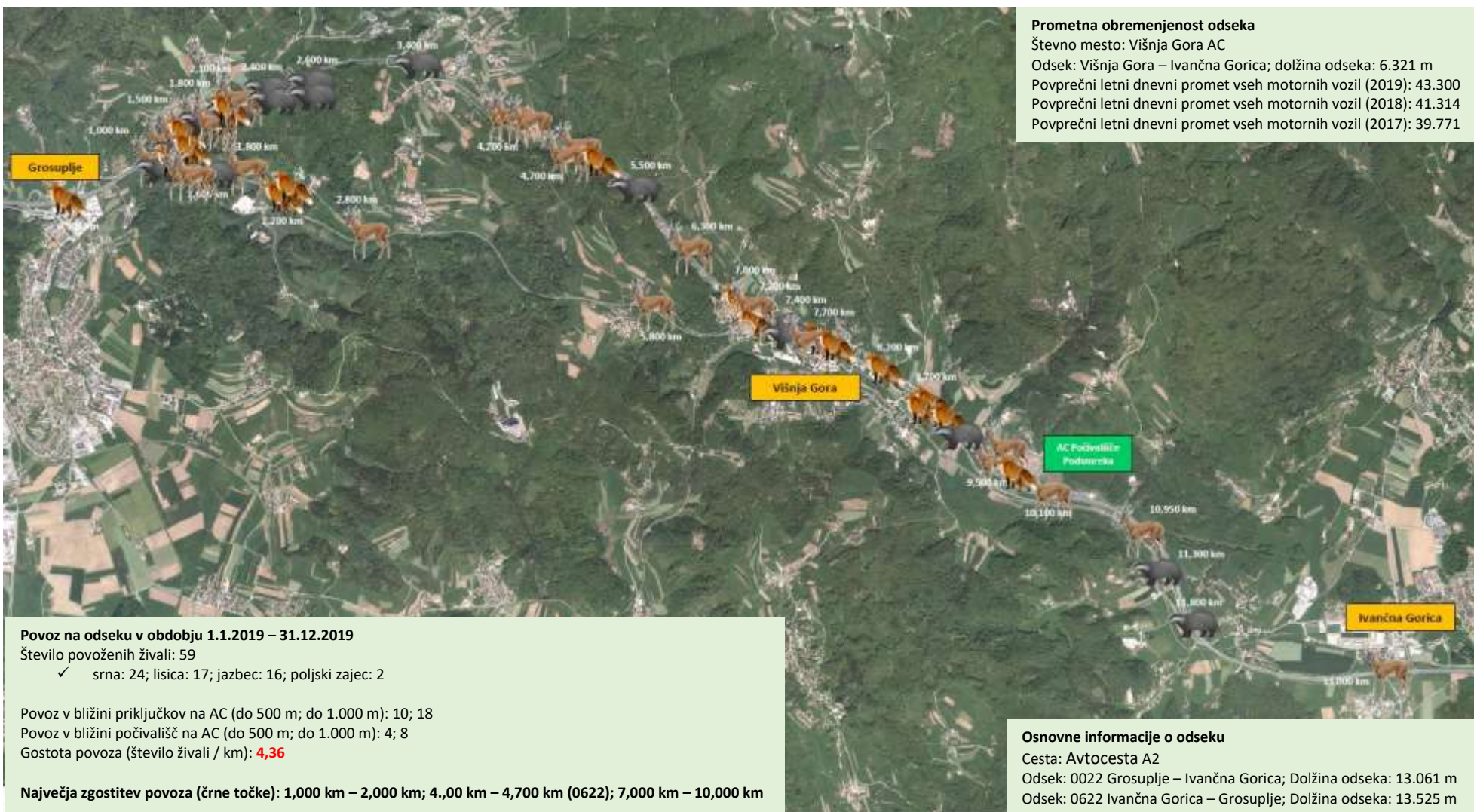
V primeru kakovostne izvedbe zaščitne ograje je največja verjetnost za vstop velikih sesalcev na avtocesto na AC priključkih, kjer varovalne ograje ni mogoče postaviti. Priključki predstavljajo za živali svojevrstno past, saj jim omogočajo relativno enostaven vstop na avtocesto, medtem ko je izhod bistveno težji. Za sistematično zmanjšanje zahajanj prostoživečih živali na avtoceste v Sloveniji zato člani projektne skupine CRP projekta v sklopu projekta Odvrčanje divjadi iz AC in HC ([Al Sayegh Petkovšek in sod., 2020a-d](#)) od leta 2018 opremljamo AC/HC priključke, in sicer z zvočnimi odvrčalnimi napravami, ki jih nameščamo neposredno v obcestne smernike na mestih, kjer se konča varovalna ograja. Na ta način skušamo onemogočiti vstop divjadi na avtocesto na mestih, kjer se konča varovalna ograja.

V povezavi s cilji CRP projekta smo podrobneje analizirali učinkovitost izvedenih ukrepov na slovenskih avtocestah po namestitvi zvočnih odvrčal, in sicer z: (i) analizo števila povoženih živali na AC/HC pred in po namestitvi odvrčal, tj. v obdobju 1. 1. 2018 – 30. 6. 2020; (ii) prostorsko analizo lokacij povozov v letu 2019.

4.4.2 Material in metode

Vse podatke o povozih (datum, vrsta živali, lokacija) smo pridobili od odgovornih oseb na posameznih avtocestnih bazah. Obravnavali smo povoze prostoživečih živali in posebej parkljarjev (srnjad, jelenjad, gams, divji prašič) v obdobju pred namestitvijo zvočnih odvrčal (2018) in po njihovi namestitvi (2019). V skupino prostoživečih živali za namene analiz nismo vključili manjših vrst (npr. ježi, kune), domačih živali (mačke, psi) in ptic. Za odseke avtocest oziroma hitrih cest, na katerih smo registrirali povoz, smo izračunali gostoto povozov, tj. število povoženih živali/km AC odseka. Na posameznih AC odsekih smo izpostavili zgostitve povozov (črne točke), če je bilo na isti lokaciji, ali v neposredni bližini, poveženo večje število osebkov prostoživečih velikih sesalcev. Na vseh odsekih z večjim številom povoženih živali smo opravili tudi terenski ogled in skušali prepoznati glavne dejavnike tveganja za zahajanje živali na AC (npr. relief, poškodovana ali prenzka ograja, bližina priključka).

V nadaljevanju podajamo dva primera slikovnega prikaza problematike in povoženih živali v letu 2019 na izbranih odsekih AC ([sliki 22 in 23](#)) ter najpomembnejše ugotovitve glede povozov divjadi na slovenskih avtocestah in hitrih cestah; vsi preostali podatki ter analize so dostopni v [Al Sayegh Petkovšek in sod. \(2020a-d\)](#).



Slika 22: Povoz divjadi na AC odseku Grosuplje – Ivančna Gorica v letu 2019.

Osnovne informacije o odseku

Cesta: Hitra cesta H5

Odsek: 0237 Bertoki – Koper; Dolžina odseka: 2.548 m

Odsek: 0737 Koper – Bertoki; Dolžina odseka: 2.549 m



Povoz na odseku v obdobju 1.1.2019 – 31.12.2019

Število povoženih živali: 15

✓ jazbec: 6; srna: 5; nutrija: 4;

Povoz v bližini priključkov na AC (do 500 m; do 1.000 m): 6; 11

Povoz v bližini počivališč na AC (do 500 m; do 1.000 m): /

Gostota povoz (število živali / km): **5,88**

Največja zgoštev povoz (črne točke): 0,300 km – 1,300 km

Slika 23: Povoz divjadi na AC odseku Bertoki – Koper v letu 2019.

4.4.3 Ugotovitve

Na podlagi analize povozov prostoživečih živali pred (leto 2018) in po namestitvi (2019) zvočnih odvrtačal na priključke slovenskih avtocest, prostorske analize in terenskih ogledov ugotavljamo:

- V obdobju 1. 1. 2018 – 31. 12. 2019 je bilo na AC/HC registrirano povoženih 1.106 osebkov prostoživečih živali, in sicer: 441 v letu 2018 in 665 v letu 2019. V ta seznam ni vključenih ptic (največkrat kanja (*Buteo buteo*)), manjših prostoživečih živali (npr. kune in ježi) ter domačih živali (psi, mačke). Med povoženimi osebki je bilo 345 parkljarjev (srnjad, jelenjad in divji prašič): 116 osebkov v letu 2018 in 229 osebkov v letu 2019. Kljub povečanemu povozu prostoživečih živali oziroma parkljarjev po namestitvi zvočnih odvrtačal (tj. v letu 2019), ki smo ga ugotovili na celotnem avtocestnem omrežju (z izjemo podravske in pomurske AC, kjer je bil povoz majhen in primerljiv v obeh letih), so najverjetneje na povečan povoz vplivali dejavniki, neodvisni od zahajanja prostoživečih živali prek priključkov (npr. neustreznost zaščitnih ograj, večja gostota prometa, motnje v okolju).
- Za trke, ki se zgodijo v večji oddaljenosti od priključkov, sklepamo, da živali na AC ne zaidejo prek priključkov, ampak skozi, preko ali pod poškodovano ograjo. Zlasti lisice in jazbeci lahko zaščitno ograjo podkopljejo in/ali uporabljajo neustrezno grajene vodne prepuste. Za parkljarje (srnjad, jelenjad) je verjetno, da zaščitna ograja, ki je na mnogih mestih poškodovana, vzdolž večine odsekov pa prenizka (<2,0 m), ne predstavlja ovire, saj jo lahko preskočijo.
- Za odseke, kjer smo registrirali povečan in konstanten povoz, smo opravili terenski ogled zaščitnih ograj in lokacij zgoščenih povozov. Na podlagi slednjega predlagamo dodatne ukrepe, kot so zamenjava (pre)nizkih in poškodovanih zaščitnih ograj z novimi in višjimi (vsaj 2,20 m višine) ter vkop zaščitne ograje v tla na odsekih, kjer je registriran zgoščen povoz jazbecov in lisic. Sočasno je treba ustrezno vzdrževati obstoječe ograje, vključno z rednimi pregledi na odsekih s povečanim povozom ter na stikih z nadvozi.
- Na odseku Koper–Bertoki je bilo v letih 2018, 2019 in prvi polovici leta 2020 povoženih šest nutrij, kar je pomembno prispevalo k skupnemu povozu prostoživečih živali na tem odseku, vplivalo pa je tudi na cestno-prometno varnost. Ker so nutrije invazivna tujerodna vrsta, je tudi zaradi tega dejstva smiselno aktivno upravljanje populacije z namenom izločitve vrste iz narave (glejte tudi [poglavje 2.1.5](#)).
- Z upravljavcem avtocest (DARS) je smiselno čim prej dogovoriti ustrezne protokole za ravnanje v primeru zahajanja divjadi na to specifično nelovno površino, najbolje prek namenskega posvetovanja, česar pa v letu 2020 zaradi epidemioloških razmer ni bilo mogoče storiti.

4.5 POVOZ DIVJADI NA ŽELEZNIŠKIH PROGAH

4.5.1 Uvod

Železniški promet ponovno postaja vodilni globalni kopenski transportni sistem. Praviloma je ekonomsko in okoljsko sprejemljivejši od drugih vrst transporta; vendar tudi železniški promet in infrastruktura povzročata različne okoljske probleme. Med njimi je zelo pomemben vpliv na prostoživeče živali in biotsko raznolikost. Železniška infrastruktura (skupna dolžina glavnih in regionalnih prog v Sloveniji je >1.200 km) negativno vpliva na prostoživeče živali predvsem zaradi t. i. bariernega učinka (učinka ovir/pregrad). Le-ta onemogoča oz. zmanjšuje premike prostoživečih živali, ki so eden ključnih predpogojev za dolgoživost (*viabilnost*) populacij. Sposobnost premikanja po življenjskem prostoru zaradi iskanja hrane, zatočišč ali razmnoževanja je zaradi ovir motena; slednje vpliva na populacijsko dinamiko in lahko ogroža preživetje vrst ([Barrientos in Borda-de-Agua, 2017](#); [Potočnik in sod., 2019a](#)).

V obdobju trajanja CRP projekta so člani projektne skupine za DRSI izdelali dokument *Strokovne podlage za izdelavo navodil in tehničnih specifikacij za zagotavljanje migracijskih koridorjev in zmanjšanje smrtnosti prostoživečih živali na območju javne železniške infrastrukture* ([Al Sayegh Petkovšek in sod., 2020e](#)). Zaradi prispevka k doseganju ciljev CRP projekta, povezanih s smrtnostjo divjadi v prometu, in dejstva, da je za razliko od cest problematika povoza divjadi na železniških progah v slovenskem prostoru domala neznana (domnevamo lahko, da je spregledan del smrtnosti, tj. tisti, ki ni vključen v odvzem, še večji kot na avtocestah), smo v teh strokovnih podlagah zelo temeljito in poglobljeno analizirali problematiko povoza prostoživečih živali na območju slovenske železniške infrastrukture; najpomembnejše ugotovitve podajamo v nadaljevanju tega poglavja.

4.5.2 Problematika povoza živali na železnicah v Sloveniji

Povoz na območju železniške infrastrukture

Število povoženih osebkov velikih sesalcev, ki smo jih pridobili iz Osrednjega slovenskega lovsko-informacijskega sistema (Oslis) za obdobje 1. 1. 2015 – 31. 12. 2019, prikazujemo v [preglednici 18](#). V seznam smo vključili vse podatke, za katere je bila lokacija povoza na železniški progi ali v njeni neposredni bližini in za katere je bil kot vzrok odvzema opredeljen povoz na železnicah.

Divjad v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah: težave, izzivi in rešitve (V4–1437)

Preglednica 22: Število povozov po vrstah prostoživečih živali na odsekih železniških prog v obdobju 1. 1. 2015 – 31. 12. 2019; podatki za lovišča s posebnim namenom (LPN) niso vključeni; v zadnjem stolpcu sta podana petletni in povprečni letni (v oklepaju) povoz/km proge (vir: [Oslis, 2020](#)).

Oznaka	Odsek	Dolžina odseka (km)	Povoz (1. 1. 2015 – 31. 12. 2019)											Povoz/km proge	
			Damjak	Divji prašič	Gams	Jelenjad	Lisica	Medved	Mufon	Srnjad	Šakal	Volk	SKUPAJ		
10	DRŽAVNA MEJA–DOBOVA–LJUBLJANA	114,751	/	35	/	/	/	/	1	9	42	/	/	87	0,75 (0,15)
11	LJUBLJANA ZALOG–CEPIŠČE KAJUHOVA; P3	2,660	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
12	LJUBLJANA ZALOG–LJUBLJANA; P4	3,854	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
13	LJUBLJANA ZALOG–LJUBLJANA; P5	3,506	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
14	LOK ZIDANI MOST	1,284	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
20	LJUBLJANA–JESENICE–DRŽAVNA MEJA	70,898	/	1	/	2	/	/	/	/	40	/	/	43	0,61 (0,12)
21	LJUBLJANA ŠIŠKA–KAMNIK GRABEN	23,010	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
30	ZIDANI MOST–ŠENTILJ–DRŽAVNA MEJA	108,274	/	6	/	/	/	/	/	/	76	/	/	82	0,76 (0,15)
31	CELJE–VELENJE	37,967	/	/	/	/	/	/	/	/	16	/	/	16	0,42 (0,08)
32	DRŽAVNA MEJA–ROGATEC–GROBELNO	36,496	/	/	/	/	/	/	/	/	15	/	/	15	0,41 (0,08)
33	DRŽAVNA MEJA–IMENO–STRANJE	14,236	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
34	MARIBOR–PREVALJE–DRŽAVNA MEJA	82,672	/	3	1	26	/	/	/	/	71	/	/	101	1,22 (0,24)
35	LOK MARIBOR TEZNO–MARIBOR STUDENCI	1,033	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
40	PRAGERSKO–ORMOŽ	40,273	/	/	/	/	/	/	/	/	12	/	/	12	0,30 (0,06)
41	ORMOŽ–HODOŠ–DRŽAVNA MEJA	69,215	/	/	/	7	/	/	/	/	20	/	/	27	0,39 (0,08)
42	LJUTOMER–GORNJA RADGONA	23,050	/	/	/	/	/	/	/	/	1	/	/	1	0,04 (0,01)
43	DRŽAVNA MEJA–LENDAVA	5,216	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
44	ORMOŽ–SREDIŠČE–DRŽAVNA MEJA	11,615	/	/	/	/	/	/	/	/	11	/	/	11	0,95 (0,19)
45	LOK PRAGERSKO	0,636	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
50	LJUBLJANA–SEŽANA–DRŽAVNA MEJA	116,592	/	19	1	79	3	17	/	/	54	2	1	179	1,53 (0,31)
51	LOK DIVAČA	1,040	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
60	DIVAČA–CEPIŠČE PREŠNICA	16,479	/	4	/	3	/	/	/	/	2	/	/	9	0,55 (0,11)
61	CEPIŠČE PREŠNICA–PODGORJE–DRŽAVNA MEJA	14,721	/	/	/	1	/	/	/	/	1	/	/	2	0,14 (0,03)
62	CEPIŠČE PREŠNICA–KOPER	31,553	/	33	/	7	/	/	/	/	8	4	/	52	1,65 (0,33)
64	PIVKA–ILIRSKA BISTRICA–DRŽAVNA MEJA	24,405	/	/	/	4	/	1	/	/	4	/	/	9	0,37 (0,07)
70	JESENICE–SEŽANA	129,185	/	18	/	41	/	/	/	/	38	/	/	97	0,75 (0,15)
71	CEPIŠČE ŠEMPETER–VRTOJBA–DRŽAVNA MEJA	1,855	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
72	PRVAČINA–AJDOVŠČINA	14,833	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
73	CEPIŠČE KREPLJE–REPENTABOR–DRŽAVNA MEJA	2,501	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
80	DRŽAVNA MEJA–METLIKA–LJUBLJANA	123,362	/	5	/	9	/	1	/	/	65	/	/	80	0,65 (0,13)
81	SEVNICA–TREBNJE	31,345	1	/	/	3	/	/	/	/	6	/	/	10	0,32 (0,06)
82	GROSUPLJE–KOČEVJE	49,184	/	/	/	/	/	3	/	/	2	/	/	5	0,10 (0,02)
SKUPAJ		1.207,701	1	124	2	182	3	23	9	484	6	1	838	0,69 (0,14*)	

Med obravnavanimi 32-imi odseki železniških prog je bil v petletnem obdobju (2015–2019) povoz živali registriran na 19-ih odsekih (60 %); na treh odsekih je bilo povoženih <5 osebkov. Povoz ni bil registriran oz. je bil zelo majhen (v povprečju <1 osebek/leto) na 13 odsekih železniških prog. Skupno je bilo v petih letih povoženih 838 osebkov, upošteva vse vrste prostoživečih parkljarjev in velikih zveri (vključno s šakalom) oz. v povprečju 168 osebkov/leto ([preglednica 18](#)).

Med povoženimi živalmi na železniških progah je bilo največ osebkov srnjadi (57,8 %), nato jelenjadi (21,7 %) in divjih prašičev (14,8 %); povoz rjavega medveda je predstavljal 2,7 %. V povprečju je bilo na vseh odsekih železniških prog letno povoženih 97 osebkov srnjadi, 36 osebkov jelenjadi, 25 divjih prašičev in 5 rjavih medvedov. V primerjavi s povozom na avtocestah je bil registriran manjši povprečni letni povoz srnjadi in bistveno večji za jelenjad, divjega prašiča in medveda.

Črne točke/odseki povoza velikih sesalcev na železniških progah

Za identifikacijo odsekov železniških prog z največjo zgostitvijo povozov smo naredili preračun števila povoženih velikih sesalcev na km železniške proge in tako določili gostoto povoza ([preglednica 18](#)). V proučevanem petletnem obdobju (2015–2019) je bila največja gostota povoza velikih sesalcev na odseku Cepišče–Prešnica–Koper (0,33 osebkov/km/leto), sledi mu odsek Ljubljana–Sežana–državna meja (0,31 osebkov/km/leto) in odsek Maribor–Prevalje–državna meja (0,24 osebkov/km/leto).

Odseke smo smiselno razdelili na pododseke, katerih dolžina je med 10 km in 26 km, največ pa jih je dolgih okoli 15 km. Pododseke smo analizirali z vidika zgostitve povozov in določili črne točke, tj. tiste lokacije oz. območja pododsekov, kjer smo zabeležili večje število povozov v proučevanem petletnem obdobju (2015–2019). Pododseki z največjo gostoto povoženih velikih sesalcev ($\geq 0,2$ povoza/km) so prikazani v [preglednici 19](#) in na [sliki 24](#). Črne točke smo podrobneje opisali, upošteva geografske razmere, prisotnost naravnih barier, gostoto vrst velikih sesalcev v območju, umeščenost železniške proge v prostor, intenziteto železniškega prometa, obstoječe premostitvene objekte na železniški infrastrukturi ter značilnosti povoza; hkrati smo opisali dejavnike, ki (potencialno) vplivajo na povoz.

Poleg pregledne karte črnih točk/odsekov slovenskih železniških prog ([slika 24](#)) za izbrani pododsek podajamo shematski prikaz povoženih velikih sesalcev v obdobju 1. 1. 2015 – 31. 12. 2019 ([slika 25](#)). Za vse preostale pododseke so podobne karte in vse ostale informacije dostopne v [Al Sayegh Petkovšek in sod. \(2020e\)](#).

Preglednica 23: Seznam pododsekov, kjer smo evidentirali največje zgojitve povozov (osebkov/km/leto).

Oznaka in odsek/ pododsek	Povoz: število/leto/km	Dolžina odseka (km)	Število evidentiranih zgozitev povozov na izbranem pododseku v petih letih (2015–2019)	Število vlakov na dan*
Železniška proga št. 10: DRŽAVNA MEJA – DOBOVA – LJUBLJANA				
Zidani most – Zagorje	0,30	18 km	Dve črni točki; relativno veliko povoženih divjih prašičev (12/27).	131 (71 + 60)
Kresnica – Ljubljana	0,26	24 km	Ena črna točka; relativno veliko povoženih divjih prašičev (18/29).	131 (71 + 60)
Železniška proga št. 20: LJUBLJANA – JESENICE – DRŽAVNA MEJA				
Kranj – Otoče	0,27	14 km	Ena črna točka.	64 (33 + 31)
Železniška proga št. 30: ZIDANI MOST – ŠENTILJ – DRŽAVNA MEJA				
Poljčane – Pragersko	0,39	16 km	Ena črna točka.	102 (59 + 43)
Pragersko – Maribor	0,51	11 km	Ena črna točka.	106 (78 + 28)
Železniška proga št. 34: MARIBOR – PREVALJE – DRŽAVNA MEJA				
Maribor – Ožbalt	0,41	26 km	Dve črni točki; relativno veliko povoženih osebkov jelenjadi (26/51).	10 (9 + 1)
Ožbalt – Vuzenica	0,25	22 km	Ena črna točka.	28 (28 + 0)
Železniška proga št. 50: LJUBLJANA – SEŽANA – DRŽAVNA MEJA				
Preserje – Verd	0,68	15 km	Zgozitev povozov na celotnem odseku; relativno veliko povoženih osebkov jelenjadi (30/51) in medvedov (3/51).	126 (40 + 86)
Verd – Logatec	0,74	10 km	Zgozitev povozov v gozdni krajini med Verdom in Logatcem; relativno veliko povoženih osebkov jelenjadi (19/37).	126 (40 + 86)
Logatec – Rakek	0,29	15 km	Zgozitev povozov na celotnem odseku; relativno veliko povoženih osebkov jelenjadi (10/22) in medvedov (3/22).	126 (40 + 86)
Rakek – Postojna	0,27	11 km	Enakomeren povoz vzdolž odseka; relativno veliko povoženih medvedov (6/15).	121 (35 + 86)
Divača – Sežana	0,19	12,5 km	Enakomeren povoz vzdolž odseka; relativno veliko povoženih divjih prašičev (9/12).	54 (28 + 26)
Železniška proga št. 62: CEPIŠČE PREŠNICA – KOPER				
Prešnica - Rižana	0,33	20,5 km	Dve črni točki; relativno veliko povoženih divjih prašičev (20/34).	34 (8 + 26)
Rižana – Koper	0,33	11 km	Ena črna točka; relativno veliko povoženih divjih prašičev (13/18).	70 (8 + 62)
Železniška proga št. 70: JESENICE – SEŽANA				
Bled–Bohinjska Bistrica	0,20	16 km	Ena črna točka; relativno veliko povoženih osebkov jelenjadi (10/16).	13 (13 + 0)
Podbrdo–Most na Soči	0,31	20 km	Zgozitev povozov na celotnem odseku; relativno veliko povožene jelenjadi (20/31).	13 (13 + 0)
Branik – Koprive	0,22	11 km	Ena črna točka; relativno veliko povoženih divjih prašičev (6/12).	12 (8 + 4)

* V oklepaju je navedeno povprečno število potniških + tovornih vlakov na dan.



Slika 24: Prikaz pododsekov slovenskih železniških prog z zgostitvijo povozov velikih sesalcev (prostoživečih parkljarjev in velikih zveri) na letni ravni za obdobje 1. 1. 2015 – 31. 12. 2019



Slika 25: Povoz velikih sesalcev na odseku železniške proge Verd – Logatec v obdobju 1. 1. 2015 – 31. 12. 2019.

4.5.3 Zaključne ugotovitve

Na podlagi analize povozov prostoživečih živali na območju železniške infrastrukture, prostorske analize in terenskih ogledov lokacij zgostitev povozov so naše ugotovitve naslednje:

- V petletnem obdobju (2015–2019) je bil povoz velikih sesalcev registriran na 19-ih odsekih od 32-ih (60 %) železniških prog v Sloveniji; na treh odsekih je bilo povoženih <5 osebkov. Povoz ni bil registriran oz. je bil zelo majhen (v povprečju <1 osebek leto) na 13-ih odsekih železniških prog. Skupno je bilo povoženih 838 osebkov, upošteva vse vrste prostoživečih parkljarjev in velikih zveri (vključno s šakalom), kar znaša v povprečju 168 osebkov/leto.
- Med povoženimi živalmi na železniških progah je bilo največ osebkov srnjadi (57,8 %), nato jelenjadi (21,7 %) in divjih prašičev (14,8 %), za katere so občasno znani tudi masovni povoz (Pokorny in Flajšman, 2016; slika 25); povoz rjavega medveda je predstavljal 2,7 %.
- Na podlagi prostorske analize povozov in terenskih ogledov smo izpostavili dejavnike, ki (potencialno) vplivajo na povoz velikih sesalcev na železniških progah: populacijske gostote in prostorsko vedenje najbolj izpostavljenih vrst; umeščena železniške infrastrukture v prostor (npr. stik med kmetijskimi površinami in gozdom); redka poseljenost območja in velika frekvenca vlakov.



Slika 26: Na železniških progah prihaja tudi do masovnega povoz prostoživečih parkljarjev: avgusta 2007 je bilo na odseku Vrhnika–Postojna (pri Bistri) hkrati povoženih 15 divjih prašičev (foto: J. Mehle, 2007).

5 BIOLOŠKE ZNAČILNOSTI IZBRANIH VRST DIVJADI V (SUB)URBANEM OKOLJU

5.1 PROSTORSKO VEDENJE DVEH SINANTROPNIH OZ. SINURBANIH VRST – NAVADNE LISICE IN EVRAZIJSKEGA ŠAKALA

5.1.1 Uvod

Biološke (ekološke in vedenjske) značilnosti osebkov in populacij, ki živijo v mestnem okolju, se lahko pomembno razlikujejo od osebkov/populacij istih vrst iz »naravnih« habitatov (npr. lisica: [Soulsbury in sod., 2010](#); jazbec: [Harris in sod., 2010](#); prostoživeči parkljarji: [Putman in Apollonio, 2014](#); glejte tudi [poglavje 2.1](#)). To lahko pomembno vpliva tudi na nastanek konfliktov, ki jih te vrste povzročajo, pa tudi na vpliv (zlasti malih plenilcev) na druge živalske vrste. Poznavanje bioloških značilnosti vrst je zelo pomembno tudi za razumevanje njihovih razvojnih oz. populacijskih trendov. Seveda pa je te značilnosti možno proučevati le pri vrstah, ki imajo v urbanem okolju dovolj velike in relativno stalne delne populacije; mednje sodijo tudi male zveri.

Urbanizacija je ena najpomembnejših oblik spreminjanja okolja, ki se pojavlja v sedanjem času. Urbana in suburbana območja se v svetu vse bolj širijo, da bi podprla povečano povpraševanje po stanovanjih oziroma bivanjskih naseljih, s čimer še dodatno vplivajo na razdrobljenost naravnih habitatov ([McKinney, 2002](#); [Tigas in sod., 2002](#)), vključno z zavarovanimi območji. Čeprav je to proces, ki je škodljiv za biotsko raznovrstnost, pa nekatere vrste v tako spremenjeni antropogeni krajini izjemno uspevajo. To lahko vodi tako do negativnih kot tudi pozitivnih interakcij med ljudmi in prostoživečimi živalmi. Za vzpostavitev ustreznih strategij upravljanja z njihovimi populacijami je pomembno temeljito poznavanje njihovih populacij, njihove biologije ter specifičnih ekoloških odnosov v katere so vpete v antropogeni krajini ([Potočnik in sod., 2019a](#)).

Številne študije so se osredotočale na pomen ohranjanja povezljivosti prostora z ohranjanjem prehodnosti prek velikih (ograjanih) prometnic med velikimi krpami dobro ohranjenega naravnega okolja (npr. [Roobitaille in Laurence, 2002](#); [Kramer-Schadt in sod., 2004](#)). Manj pozornosti pa je bilo usmerjeno na učinke goste mreže manjših cest, ki so manj prometno obremenjene, in na vrste, ki niso ogrožene ali zavarovane. Pri tem so lahko te tudi dober model za prepoznavanje dejavnikov smrtnosti v takšnem okolju za redke ali ogrožene vrste.

Nekatere vrste se lahko pozitivno odzovejo na nove razmere, ki jih prinaša urbanizacija. Običajno so to vrste – generalisti, ki lahko izkoriščajo tako urbane kot tudi »neurbane« vire, pa tudi nekatere vrste – specialisti, ki ostajajo v ostankih habitatnih fragmentov v urbanih okoljih (Francis in Chadwick, 2012). Večja dostopnost virov hrane in omejena konkurenca oziroma plenjenje pomenijo, da je lahko za nekatere vrste urbanizacija tudi koristna, kar se lahko kaže v višjih stopnjah preživetja (Horak in Lebreton, 1998; Ditchkoff in sod., 2006; Francis in Chadwick, 2012) in velikih populacijskih gostotah (Gloor, 2002; Contesse in sod., 2004). Te vrste imenujemo *sinurbane*, in so podkategorija sinantropnih vrst, izraz pa se nanaša samo na populacije, povezane z urbaniimi območji (Luniak, 2004; Francis in Chadwick, 2012). Po drugi strani pa so novo nastali dejavniki v urbanih okoljih, kot so človeške motnje, ulična razsvetljava, izguba in spreminjanje habitatov ter povečana izpostavljenost domačim plenilcem, prisilili urbane populacije nekaterih vrst, da spremenijo svoje vedenje, ekologijo in fiziologijo, da bi se prilagodili t. i. »urbanemu stresu« (Luniak, 2004; Ditchkoff in sod., 2006).

Najznačilnejše prilagoditve sinurbanih populacij vključujejo spremenjeno prehranjevalno vedenje, manjše domače okoliše in posledično večje populacijske gostote, daljše gnezditvene sezone, večjo toleranco do človeške prisotnosti in sposobnost izkoriščanja antropogenih struktur kot počivališč in gnezdišč (Gloor, 2002; Baker in Harris, 2004; Bozek in sod., 2007; Herr in sod., 2008; Francis in Chadwick, 2012). Vrste se na okoljske spremembe, ki jih povzroča urbanizacija, odzivajo različno: izkoriščevalci urbanih virov (angl. *urban exploiters*) so skoraj popolnoma odvisni od človeških virov in se pogosteje pojavljajo znotraj kot zunaj mest; urbani prilagodljivci (angl. *urban adapters*) lahko učinkovito izkoriščajo antropogene vire v suburbanih območjih, vendar se hkrati zanašajo tudi na naravne vire zunaj teh območij; vrste ki se izogibajo antropogeni krajini (angl. *urban avoiders*), pa so zelo občutljive na spremembe, ki jih povzroča urbanizacija, in prve izginejo iz takšnih območij (Blair, 2001; McKinney, 2002). Boljše razumevanje obsega in načinov, kako nekatere vrste uporabljajo antropogena območja, pripomore k boljšemu upravljanju in ohranjanju populacij vrst v urbanih, suburbanih in naravnih okoljih.

Skupina, ki se je dobro prilagodila urbanemu okolju, so tudi sesalski plenilci, katerih številne vrste so v zadnjih desetletjih uspešno kolonizirale urbana in suburbana območja (*poglavje 2.1*). Med njimi bi lahko v Sloveniji izpostavili vsaj kuno belico, lisico, v zadnjem desetletju pa tudi evrazijskega šakala, katerega bliskovito širjenje v notranjost evropskega kontinenta v veliki meri pripisujejo njegovi sinantropnosti oziroma navezanosti na območja pod izrazitim človekovim vplivom (zbrano v Potočnik in sod., 2019b).

V okviru pričujočega projekta smo značilnosti prostorskega vedenja proučevali pri: (i) lisici, ki sodi v prostorsko najbolj razširjeno vrsto zveri v Sloveniji in je prisotna od gozdne meje gorskih območij do urbanih okolij večjih mest; (ii) evrazijskem šakalu, ki je v primerjavi z lisico sicer manj sinurbana vrsta, a je zaradi učinkovitega izkoriščanja človekovih virov hrane, izogibanja velikim gozdnatim površinam ter izbire polodprte, mozaične kmetijske krajine vse pomembnejša vrsta antropogene krajine tudi v Sloveniji (*ibid.*).

Lisice v urbanem okolju

Navadna lisica je danes najbolj razširjena prostoživeča zver na svetu in prav tako najpogostejša vrsta zveri urbanih in suburbanih območij v Avstraliji, Evropi, na Japonskem in v Severni Ameriki (Harris in Rayner, 1986; Macdonald, 1987; Gloor in sod., 2001; Soulsbury in sod., 2010). Je ena najbolj prilagodljivih prostoživečih plenilcev med sesalci (Bateman in Fleming, 2012). Njena uspešnost poseljevanja urbanih območij verjetno izhaja iz njene vedenjske prilagodljivosti. Kot srednje velik vsejed, ki je hkrati okreten plenilec in mrhovinar (Macdonald, 1987; Selva, 2004), lahko učinkovito kolonizira nova življenjska okolja. Poleg tega nima posebnih habitatnih zahtev in ima veliko razmnoževalno sposobnost (Harris, 1986; Macdonald, 1987). McKinney (2002) je lisice opredelil kot urbane prilagodljivce, ki se lahko pojavljajo v upravljanih primestnih okoljih in pogosto izkoriščajo široko dostopno antropogeno hrano. Biološke lastnosti lisic v urbanem okolju in interakcije z ljudmi so podrobno prikazane v [poglavju 2.1.4](#).

Šakali v antropogeni krajini

Prostorska razširjenost in številčnost šakala sta se v Evropi v zadnjih desetletjih izredno hitro večali. Šakal je nov predstavnik živalstva velike večine evropskih držav; proti zahodu, severu in severovzhodu celine se je v zadnjih 100–150 letih razširjal iz treh območij tedanje prisotnosti v Evropi: Dalmacije, egejske Makedonije in predvsem iz jugovzhodne Bolgarije, tj. vzhodnih Rodopov (Spassov, 2018).

Izrazita vsejeda prehranska strategija, prilagojenost na vlažna, močvirnata okolja ob hkratni toleranci na ekstremno suhe razmere šakalu omogočajo, da lahko kot vrsta živi v zelo raznolikih življenjskih okoljih (Potočnik in sod., 2019b). Vzdož celotnega območja razširjenosti v Aziji, na Bližnjem vzhodu in v Evropi živi v polpuščavah, savanah, stepah, sredozemski makiji, grmiščih in malopovršinskih listopadnih gozdovih zmernega pasu, kmetijski krajini, podeželskih (ruralnih) in polmestnih (polurbanih) okoljih, poplavnih ravninah, mokriščih, močvirjih in mangrovah (Jhala in Moehlman, 2004; Šálek in sod., 2014; Hoffman in sod., 2018; Potočnik in sod., 2019b). Vrsta

najpogosteje poseljuje ekotone (prehodni prostor oz. pas, kjer se prepletata dva sosednja ekosistema) in zelo mozaične habitate, kot so prepletajoči se gozdno-grmiščni habitati, obrečne brežine, priobalni pasovi in trstišča (Bashta in Potish, 2018). Kljub novodobnemu širjenju v zanj netradicionalne habitate, npr. višje ležeče alpske doline, večje gozdne komplekse in borealne ekosisteme, ima v Evropi še vedno večjo preferenco do obdelovalnih kmetijskih površin in mokrišč oz. obvodnih ekosistemov na nižjih nadmorskih višinah, še zlasti tistih z veliko mozaičnostjo in prepletenostjo različnih habitatnih tipov v toplejših okoljih (Šálek in sod., 2014). Zanj ugodni so tudi habitati v dokajšnji bližini naselij in območja s kratkotrajno snežno odejo (Potočnik in sod., 2018; Ranc in sod., 2018). Posledica podnebnih sprememb oz. globalnega segrevanja naj bi bila zato po nekaterih domnevah v prihodnje še hitrejše širjenje šakalov v osrednjo in severno Evropo, saj se bodo zmanjšali vplivi nekdanjih hudih zim in visoke snežne odeje kot najpomembnejših omejujočih abiotskih dejavnikov za to prilagodljivo vrsto (Spasov, 1989; Arnold in sod., 2012; Spasov in Acosta-Pankov, 2019).

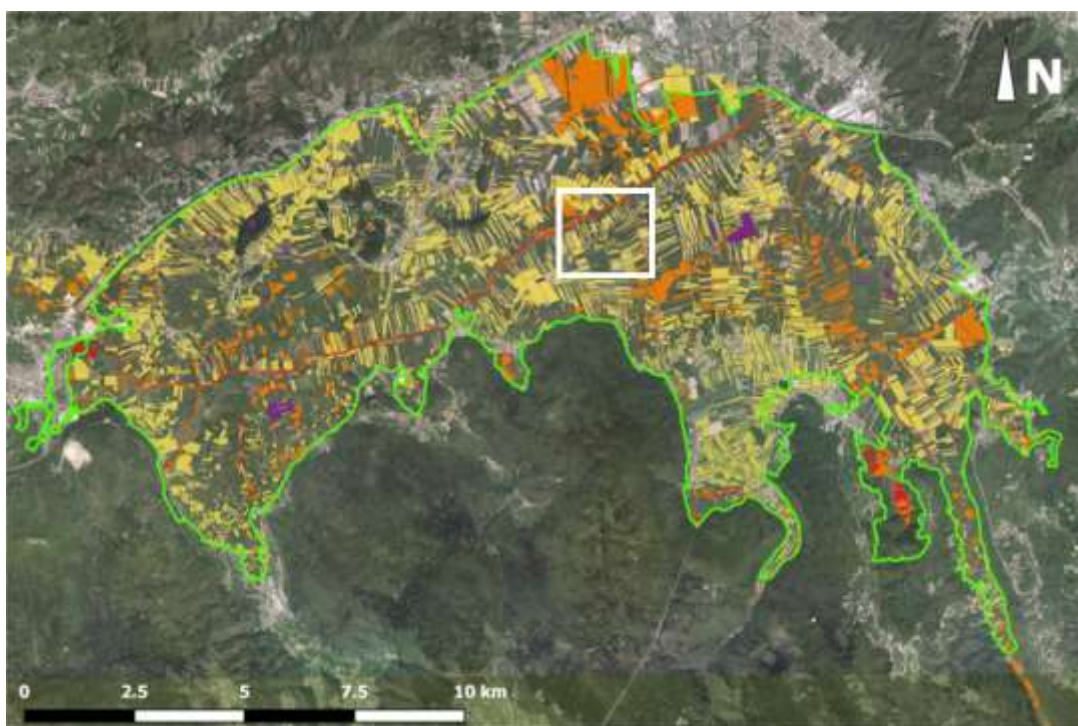
Zelo pomembna sestavina kakovosti življenjskega prostora šakalov je dostopnost prehranskih virov, zlasti antropogenega izvora. Zato je šakal na sobivanje z ljudmi dobro prilagojena vrsta, ki je pogosta tudi v polurbanih okoljih, kjer se zelo rada prehranjuje na smetiščih oz. z različnimi vrstami odpadkov. Neurejena odlagališča odpadkov, še zlasti klavniških, je zato pomemben dejavnik v habitatnem izboru vrste in je pogosto vzrok za velike populacijske gostote šakalov (Giannatos in sod., 2010; Ćirović in sod., 2016; Stoyanov, 2018). Posledično je za šakala ugodna zmerna stopnja antropogene poselitve prostora, saj je tam zanj vedno več razpoložljive hrane. Tako je, npr., eden najpomembnejših dejavnikov, ki določa prisotnost in populacijske gostote šakalov v Bosni in Hercegovini, stopnja poseljenosti. Čeprav se vrsta izogiba urbanim predelom, zaradi večje dostopnosti prehranskih virov antropogenega izvora živi največ šakalov v občinah z zmerno do veliko poseljenostjo, tj. 46–60 prebivalcev/km² (Trbojević in sod., 2018). Podobno so ugotovili tudi v Bolgariji: največji odziv šakalov na izzivanje oglašanja so zaznali v bližini naselij z 200–1.000 prebivalci, medtem ko je bil v bližini večjih naselij odziv bistveno manjši, kar kaže, da se vrsta izogiba območjem z večjo gostoto prebivalcev (Spasov in Acosta-Pankov, 2019). Velika dostopnost in količina klavniških odpadkov (pa tudi ostankov uplenjene in iztrebljene parkljaste divjadi) je po nekaterih domnevah eden najpomembnejših vzrokov za velike populacijske gostote in hitro razširjanje šakalov v državah jugovzhodne Evrope (npr. Markov, 2012; Penezić, 2016), kjer je bil še do nedavnega, marsikje pa je tako še vedno, sistem zbiranja in odlaganja odpadkov zelo neurejen.

5.2.2 Metode

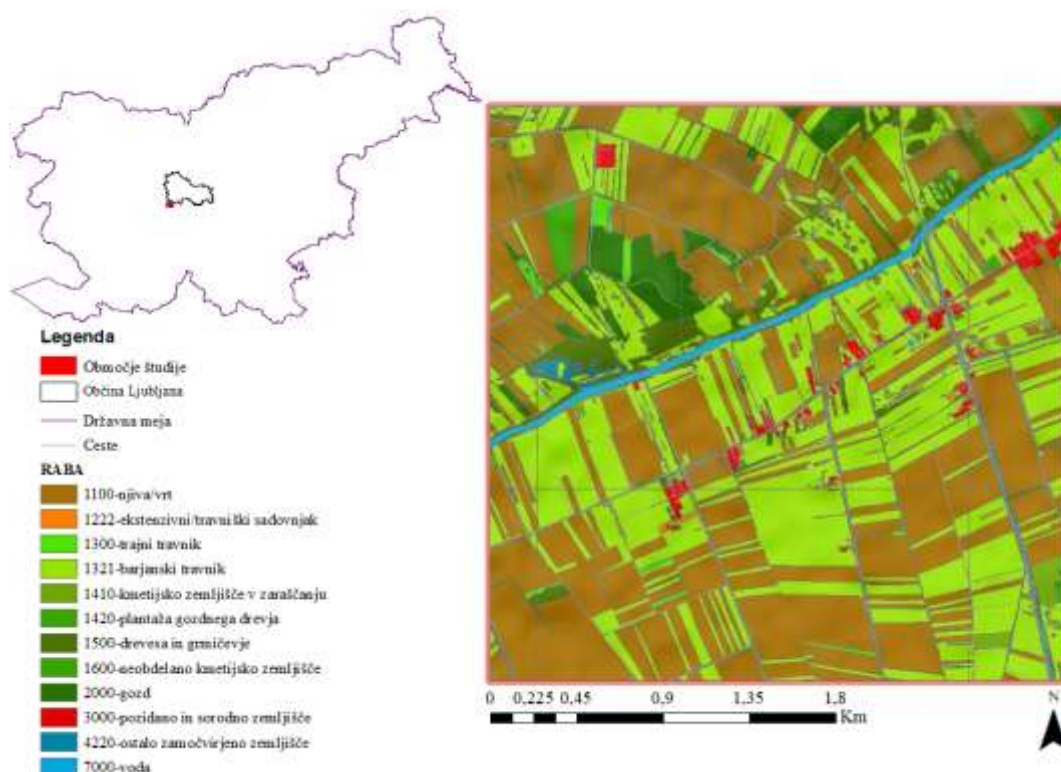
Območja telemetričnega spremljanja lisic in šakalov

Območje telemetričnega spremljanja lisice je bilo na jugozahodnem delu Mestne občine Ljubljana in zajema del Črne vasi ter vasi Lipe in njene okolice v velikosti 9 km² (sliki 27 in 28). Skozi območje teče reka Ljubljanica, prečka ga ena večja cesta in več manjših, nekaj tudi makadamskih. Večina bivalnih hiš in drugih zgradb stoji neposredno ob glavni cesti; gre za obcestno naselje. Zgradbe, ki so od ceste nekoliko bolj oddaljene, praviloma služijo hrambi različnih surovin ali pa gre za počitniške hiške, kjer je človeška aktivnost nekoliko manjša oziroma sezonska. Na območju sta tudi dve kmetiji s pripadajočimi gospodarskimi objekti.

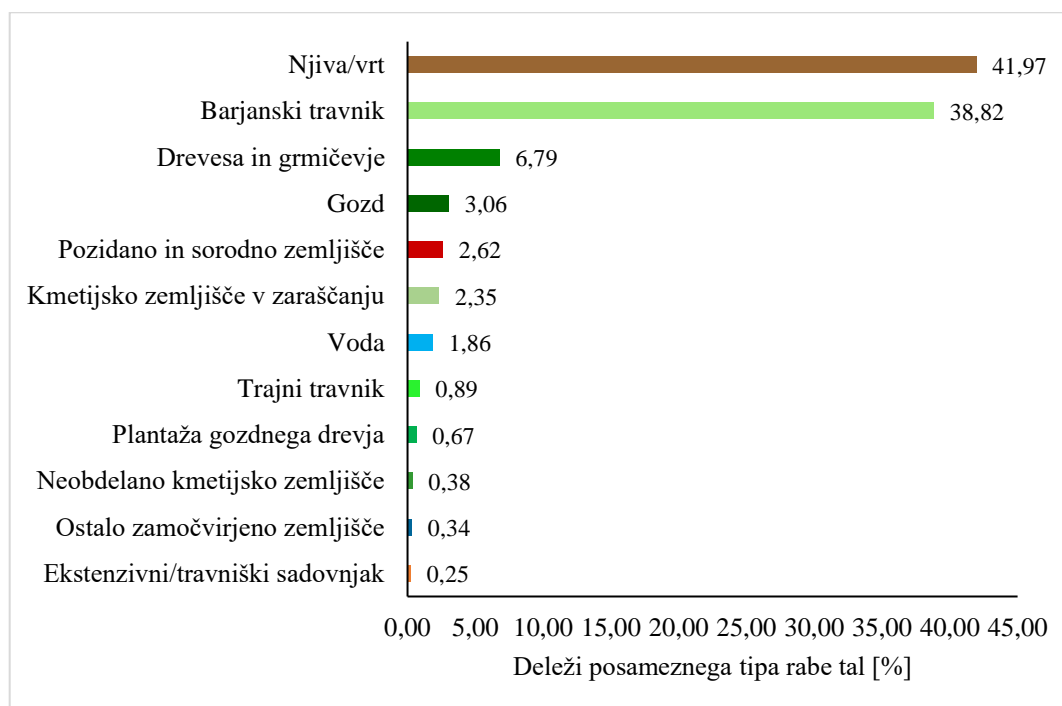
Po tipih rabe prostora prevladuje kulturna krajina (slika 29). Kar 42,0 % celotnega študijskega območja so njive oz. vrtovi. Sledijo barjanski oziroma vlažni travniki Ljubljanskega barja (38,8 %). Habitatnih tipov, ki nudijo naravno zavetje, je relativno malo. Drevesa in grmičevje zajemajo 6,8 % območja, gozd pa 3,1 %. Sledijo pozidana in sorodna zemljišča z 2,6 %. Druga kmetijska zemljišča, plantaže drevja in sadovnjaki skupaj predstavljajo manj kot 10 % površine območja. Voda pokriva 1,9 % preučevane površine.



Slika 27: Karta širšega območja Ljubljanskega barja in območje, kjer je potekalo telemetrično spremljanje lisice. Na karti so z rumeno in oranžno barvo označene vse intenzivne kmetijske ter urbane površine.

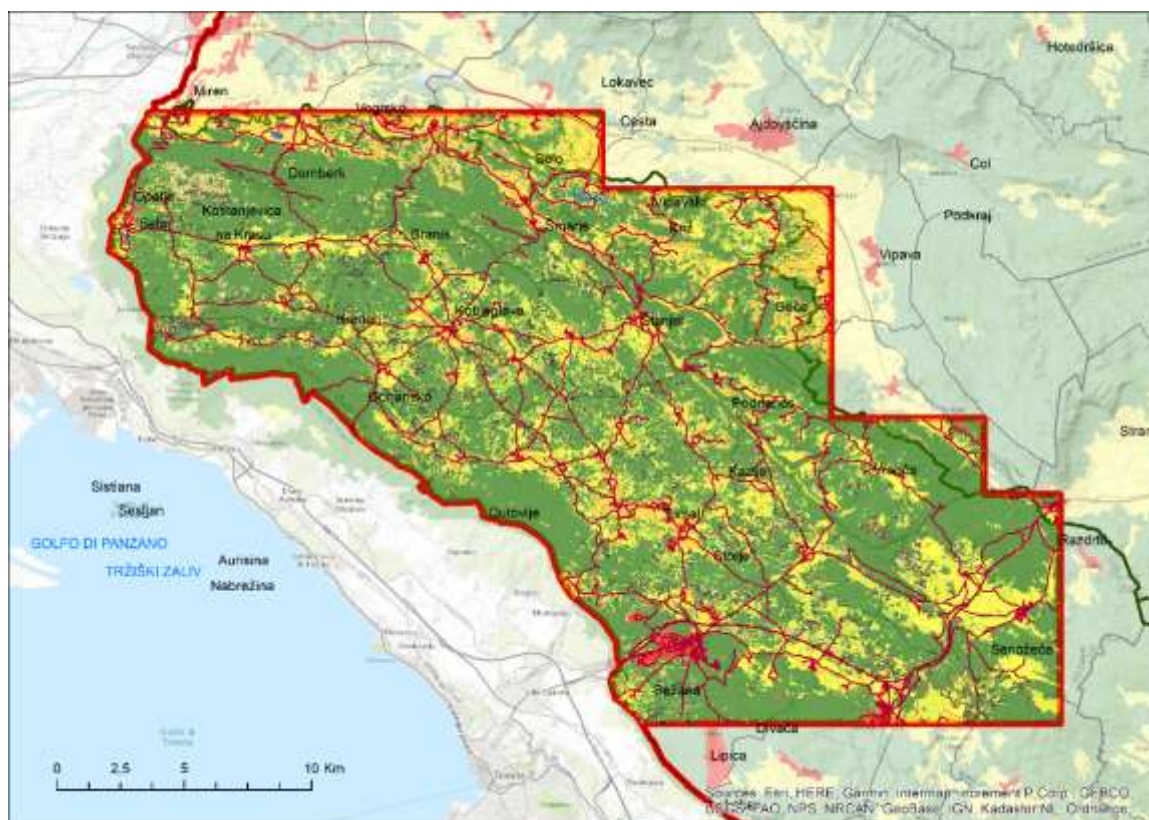


Slika 28: Karta proučevanega območja telemetrične študije lisice in razporeditev rabe prostora.



Slika 29: Raba tal proučevanega območja telemetrične študije lisice na območju Črne vasi na Ljubljanskem barju.

Telemetrično spremljanje šakalov je potekalo na območju Krasa med Senožecami in Kostanjevico na Krasu. Večino šakalov smo odlovili na območju senožeškega krasa, s težiščem gibanja na vzhodnem delu Krasa. Geološko podlago v večjem delu območja predstavljajo apnenci s tipičnimi značilnostmi kraškega sveta. Kras predstavlja preplet dveh klimatskih pasov, saj je v južnem delu izražen submediteranski, v severnem pa kontinentalni vpliv. Za submediteransko podnebje so značilne višje temperature, večja vetrovnost, redek pojav snega in zmrzali, večja sušnost, več osončenosti, kar se kaže tudi v značilnem rastju. Območje je izraziti preplet kmetijskih površin – njiv, vinogradov, pašnikov, suhih kraških travnikov ter zaraščajočih površin z gosto grmovno vegetacijo in sekundarnimi gozdnimi zaplatami črnega bora (*Pinus nigra*), hrastov (*Quercus* sp.), črnega gabra (*Ostrya carpinifolia*) in malega jesena (*Fraxinus ornus*). Na območju so razmeroma enakomerno razpršene zgoščene vasi, med katerimi poteka mreža lokalnih in regionalnih cest. Južni in vzhodni del območja razmejuje avtocestni odsek Razdrto–Gabrk–Fernetiči, ki predstavlja večjo linearno antropogeno oviro za številne vrste in zmanjšuje povezljivost območja s preostalim dinarskim območjem na vhodu in jugu (*slika 30*).



Slika 30: Proučevano območje telemetrične študije šakalov na Krasu.

Odlov lisic in šakalov ter nameščanje telemetričnih ovratnic

Odlov lisic

Na območju mestne občine Ljubljana smo pri vasi Lipe na Ljubljanskem barju postavili prehodno zabojno past, ki je bila opremljena z GSM alarmnim sistemom ter dodatno s fotopastjo kot dodatnim sistemom alarmiranja v primeru ujetja tarčne ali netarčne vrste. Past je bila aktivna med 10. 9. 2019 in 11. 3. 2020 ter med 10. 7. 2020 in 30. 10. 2020, skupno 285 lovnih dni. Drugo past – lovko, opremljeno z GSM in foto-alarmnim sistemom, smo postavili znotraj avtocestnega obroča okoli Ljubljane na robu krajinskega parka Rožnik na območju med Rožno dolino in Koseškim bajerjem. Past je bila aktivirana v dveh obdobjih, in sicer med 1. 2. 2020 in 11. 3. 2020 ter med 17. 8. 2020 in 10. 10. 2020, skupno 94 lovnih dni. Zaradi razglašene epidemije Covid-19 smo 11. 3. 2020 zaključili s terenskimi aktivnostmi, ki smo jih v zelo omejenem obsegu nadaljevali od meseca maja naprej.

V času odlavljanja na teh dveh mestih smo 7. 11. 2019 na območju Črne vasi na Ljubljanskem barju uspeli odloviti in z GPS telemetrično ovratnico (Tellus 2 Basic Ultra light, Followit) opremiti odraslo lisico, samico (*slika 31*). Lisico smo spremljali do 25. 4. 2020, ko je ovratnica prenehala delovati. V tem času smo pridobili 789 lokacij gibanja spremljane samice. Prisotnost te lisice smo kasneje občasno zaznali še na fotopasteh, postavljenih na tem območju; nazadnje 7. 11. 2020. Žal se mehanizem za odpiranje ovratnice ni sprožil, a je ovratnica konstruirana na tak način, da material v dveh letih preperi do takšne mere, da se ovratnica raztrga in odpade.

V sodelovanju z lovci lovske družine (LD) Koper in Univerzo na Primorskem smo konec spomladi 2020 na območju Mestne občine Koper pripravili odlovno mesto, a odlova nismo uspeli izpeljati. Ob odlavljanju volkov na območju Slavenskega Ravnika pri Prestranku v Pivški dolini pa smo v okviru projekta INTERREG Carnivora Dinarica 14. 5. 2020 v past netarčno ujeli enoletno lisico – samico, ki smo ji namestili GPS telemetrično ovratnico. Žal je lisica po osmih dneh uspela sneti ovratnico, ki smo jo kljub občasnemu delovanju in prejemanju lokacij uspeli najti v gosti goščavi robidovja šele v četrtem poskusu, 30. 8. 2020.



Slika 31: Lisica, ujeta 7. 11. 2019 pri Črni vasi, v prehodni zabojni pasti pred nameščanjem telemetrične ovratnice (foto: H. Potočnik, 2020).

Odlov šakalov

Z odlovom šakalov smo na območju senožeškega krasa ob pomoči lovcev na Primorskem (lovišče Senožeče) začeli 25. 2. 2019 in zaključili 11. 4. 2019. V tem času smo odlovili starejšega šakaljega samca in mu namestili GPS telemetrično ovratnico, ki pa je po treh dneh nehala delovati in pošiljati podatke o lokacijah. Z odlovom smo nadaljevali jeseni, ko smo 10. 9. 2019 postavili prvo past – lovko. Do 2. 12. 2019 smo imeli pasti izmenično postavljene na treh lokacijah, v tem času pa smo ujeli in z GPS telemetričnimi ovratnicami opremili štiri šakale, enega samca in tri samice (slika 32). Vsi šakali so bile mlade, a odrasle živali. Samice niso imele razvitih zunanjih seskov, kar pomeni, da še niso kotile mladičev. V letu 2020 smo z odlavljanjem začeli 23. 6. in 11. 7. odlovili odraslega samca, ki smo mu namestili telemetrično ovratnico. S tem smo zaključili odlavljanje šakalov na tem območju. Skupno smo v obdobju izvajanja projekta spremljali pet šakalov (dva samca in tri samice), odlovljenih v času trajanja projekta, dodatno pa smo spremljali še dva šakalja samca, ki smo ju odlovili že v letu 2018, a smo ju spremljali tudi še v času projekta. Posamezne osebkne smo do priprave tega poročila spremljali od 3 do 18 mesecev. Do 10. 11. 2020 so telemetrične ovratnice zajele 14.267 GPS lokacij vseh do sedaj spremljanih šakalov.



Slika 32: Odlovljeni in z GPS telemetričnimi ovrtnicami opremljeni šakali v času trajanja projekta 2018–2020 (foto: H. Potočnik, 2020).

Analiza telemetričnih podatkov

Za prenos in šifriranje podatkov v željene formate datotek smo uporabili programa *Followit GEO* (Followit AB, Švedska) in *GPS Plus X* (Vectronic Aerospace, Nemčija). S pomočjo ključev, prejetih ob nakupu ovrtnic, lahko s temi programi upravljamo z urniki zajemanja in pošiljanja podatkov na ovrtnicah, upravljamo s sistemom razklenitve ovrtnic (angl. *drop-off*) in imamo vpogled nad stanjem ovrtnic. V povprečju smo prejeli podatke v intervalu 24 ur, ob zadnji zajeti lokaciji. Za hiter pregled lokacij smo podatke shranili v *Keyhole Markup Language* (*.kml) datoteko in odprli s pomočjo programa *Google Earth Pro*. Vse podatke smo prenesli in shranili tudi v tekstovne

datoteke (*.txt), katere smo uporabili za statistično obdelavo. Za obdelavo podatkov smo uporabljali programe R-Studio ter ArcGIS 10.2 (Esri) in QGIS. R-Studio je trenutno eden najuporabnejših programov za analizo, obdelavo in prikaz podatkov. Tako uporabniki kot razvijalci programa stalno ustvarjajo nove pakete programskih kod. Trenutno obstaja preko 15.000 R-paketov. Za analizo naših podatkov smo uporabili naslednje pakete: »raster«, »chron«, »tidyverse«, »lubridate«, »recurse«, »adhebitatHR«, »rgeos«, »scales« in »ggmap« (za pregled zmožnosti paketov glejte <https://rstudio.com/products/package-manager/>).

Analiza domačih okolišev. Za analizo domačih okolišev smo uporabili metodo minimalnega konveksnega poligona (MCP), ki je najstarejša in najpogosteje uporabljena cenilka velikosti domačih okolišev (Seaman in sod., 1999). Temelji na oblikovanju poligona z mejami okoli zunanjih lokacij, določenih za posamezen osebek. Pri oceni smo upoštevali vse lokacije in tako ocenjevali domače okoliše s 100 % MCP. Območja aktivnosti smo določili s kernelsko metodo, ki določa verjetnosti nahajanja osebkov v nekem območju glede na razporejanje izmerjenih lokacij (Worton, 1989). Na območju zgostitev točk je verjetnost nahajanja osebkov večja, kar se kaže v obliki jeder (angl. *kernel*), okoli katerih so območja z nižjo gostoto točk oziroma manjšo verjetnostjo nahajanja osebkov. Območja aktivnosti smo določili na osnovi intenzivnosti rabe območja, za katero obstaja 90 % oziroma 95 % verjetnost, da se v njem nahaja proučevan osebek. Območja s pogostejšim pojavljanjem osebkov smo določili s 50 % kerneli in jih poimenovali osrednja območja.

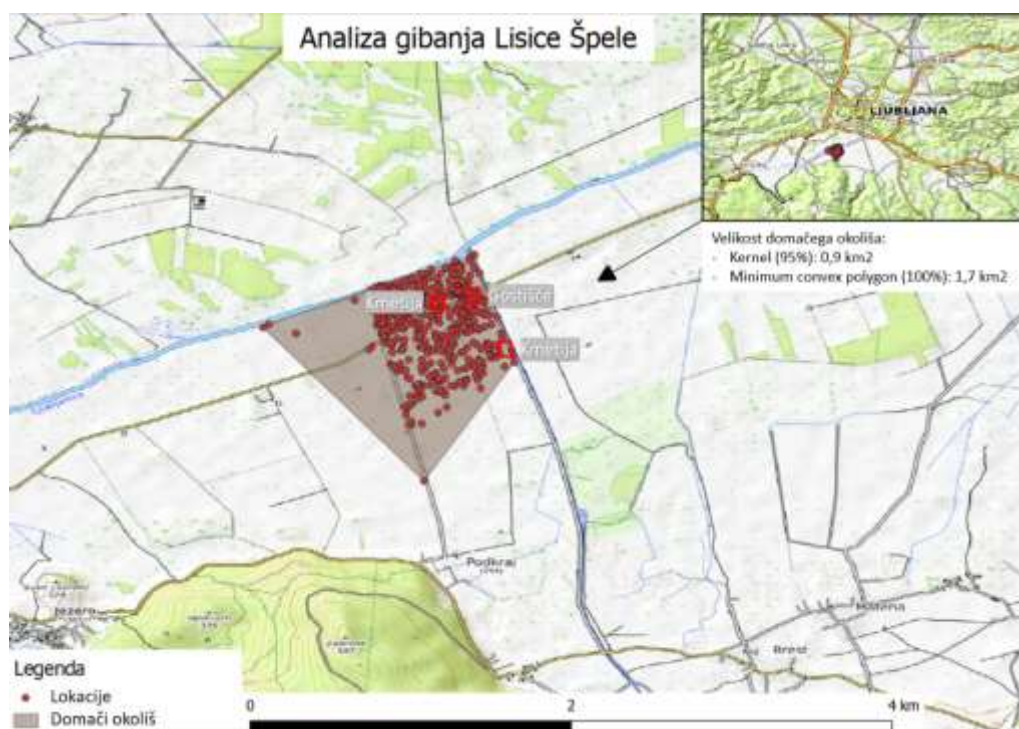
Analiza vpliva antropogenih struktur. Med antropogenimi dejavniki okolja smo posebej izpostavili vpliv cest in naselij oziroma naseljenih objektov. Pomen posameznih antropogenih struktur v proučevanem območju smo izračunali za ceste in naselja kot rastrsko funkcijo prostora glede na oddaljenost od najbližje ceste ter oddaljenost od najbližjega naseljenega oziroma aktivnega objekta. Za lokacije gibanja lisice in šakalov smo nato ekstrahirali vrednosti oddaljenosti od cest in naselij/objektov iz obeh tematskih rastrskih slojev. Referenčne vrednosti smo dobili z generiranjem naključnih lokacij na proučevanem območju, kar ustreza razpoložljivosti prostora drugega reda (Johnson, 1980). Analizo smo izvedli na dveh nivojih vzorčenja. Na prvem nivoju vzorčenja predstavlja vzorčno enoto posamezna lokacija, na drugem pa posamezen osebek. Pri vzorčenju na prvem nivoju smo za analizo rabe oz. izbire prostora uporabili standardne statistične postopke, kot sta χ^2 -test in t-test. Pri vzorčenju, kjer je vzorčno enoto predstavljal osebek, smo za proučevanje pomena posameznega vegetacijskega oz. reliefnega intervala parametra na pojavljanje osebkov v prostoru uporabili neparametrični Mann–Whitney U-test za primerjavo median, saj se vrednosti rabe večine parametrov po osebkih niso razporejale normalno.

Analiza prepotovanih dnevnih razdalj. Za posamezna časovna obdobja smo s pomočjo programa R-Studio izračunali (evklidske) linearne razdalje med zaporednimi lokacijami osebka in jih sešteli v intervalih enega dneva. V poročilu je podana minimalna povprečna vrednost dnevnih razdalj enega osebka ter povprečna dnevna razdalja med dvema lokacijama. Realno so bile te razdalje občutno večje, saj ovratnica zajema lokacije povprečno vsake 4 ure (interval 2–8), v tem času pa se osebek zagotovo ni gibal linearno od prve do druge zajete lokacije. Tako smo ocenili relativno stopnjo »potovalne aktivnosti« posameznega osebka.

5.2.3 Rezultati in razprava

Rezultati telemetričnega spremljanja lisic

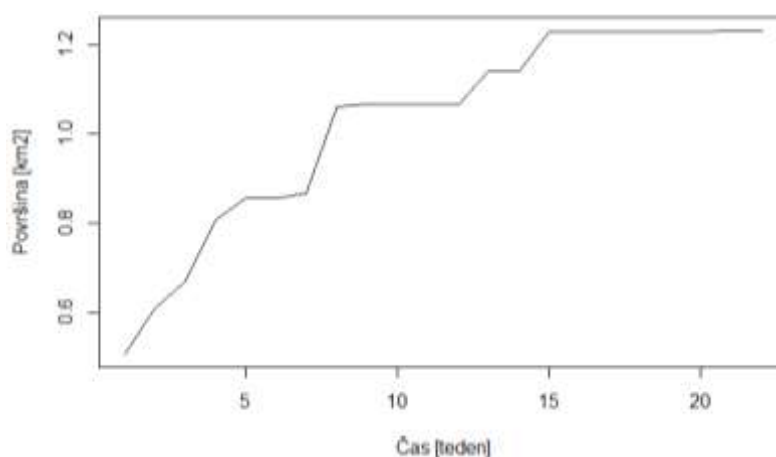
Samico lisice (poimenovali smo jo Špela) smo spremljali od 7. 11. 2019 do 25. 4. 2020 oziroma 170 dni. Za živali velikosti lisice je to trenutna zmogljivost ustreznih GSM-GPS ovratnic. Skupno je bilo zajetih 997 GPS lokacij, od tega GPS sprejemnik v 206 primerih ni uspel pridobiti lokacije, tako je bilo v analizo zajetih 789 lokacij (*slika 33*). Domači okoliš lisice s cenilko najmanjšega konveksnega poligona MCP 100 % je obsegal 1,66 km². MCP 90 % je bil manjši za več kot polovico in je obsegal 0,69 km², MCP 50 % pa 0,25 km² (*slika 34*). Območje aktivnosti lisice, opredeljeno s 95 % kernelom, je obsegalo 0,90 km² oziroma 90 ha. Velikost domačega okoliša lisic je odvisna od kvalitete habitata oziroma razpoložljivosti virov v njem. V urbanih območjih je gostota populacije lisic na splošno večja kot na podeželju (Harris in Rayner, 1986). Na splošno lisice v kmetijski krajini v Evropi zavzemajo območje, večje od 200 ha (Cavallini in Lovari, 1994; Reynolds in Tapper, 1995; Berghout, 2000). V urbanih in suburbanih okoljih so domači okoliši lisic praviloma manjši od 50 ha, populacijske gostote pa >10 živali/km² (Harris in Smith, 1987; König, 2005; Marks in Bloomfield, 2006). V dveh ruralnih okoljih v Nemčiji so ocenili gostote lisic na 0,43 osebkov/km² (Ansorge, 1991) in 0,74 osebkov/km² (Vos, 1995). Velikost domačega okoliša oziroma območja aktivnosti proučevane lisice je bilo glede na uporabljeno cenilko veliko med 70 in 90 ha, kar je bližje velikostim domačih okolišev urbanih in suburbanih lisic, ki so jih spremljali v Angliji (Harris in Smith, 1987). Njeno gibanje je bilo skoraj v celoti omejeno na antropogene prostorske strukture, kot so melioracijski jarki in ceste, kar je dalo obliki njenega teritorija videz geometrijskega lika, ki se je skladal z mozaičnostjo antropogenega prostora Ljubljanskega barja. Lisico smo sicer spremljali le pol leta, zato morda ocenjena velikost domačega okoliša ne odraža prave velikosti letnega območja aktivnosti, a dinamika povečevanja domačega okoliša v času kaže, da se okoliš po 16-tem tednu spremljanja ni več povečeval, kar bi lahko nakazovalo, da je to celotno območje njene aktivnosti (*slika 35*).



Slika 33: Lokacije lisice, ki jih je zajela GPS ovratnica med 7. 11. 2019 in 25. 4. 2020 (n = 789).

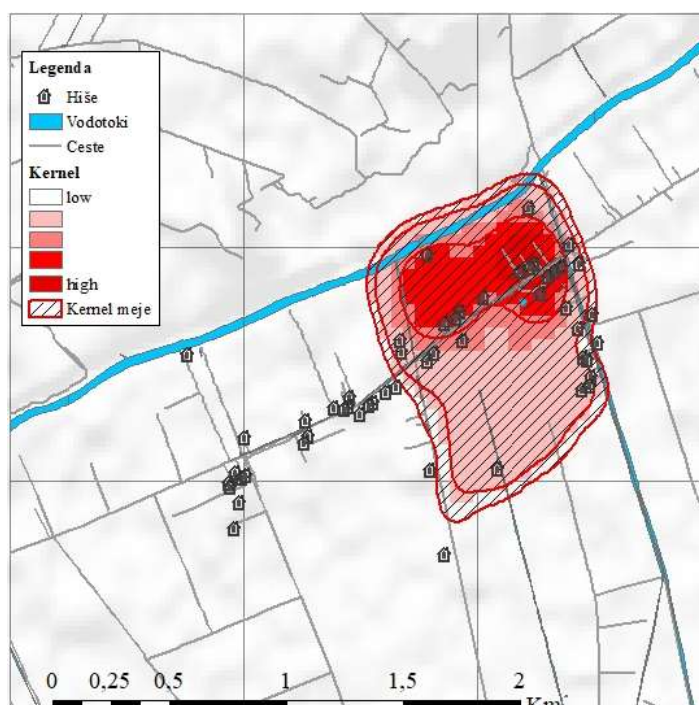


Slika 34: Velikosti in obseg domačega okolija lisice po cenilki minimalnih konveksnih poligonov (MCP). Rdeča črta predstavlja 50 % MCP, rumena 90 % MCP in bela 100 % MCP.

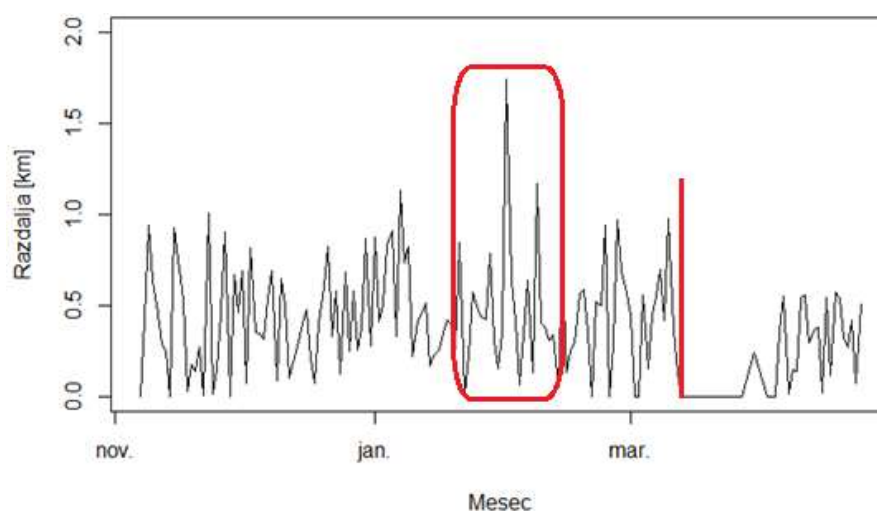


Slika 35: Povečevanje domačega okoliša lisice (izračunanega z metodo MCP) z daljšanjem časa telemetričnega spremljanja. MCP-ji so izračunani za posamezne tedne opazovanja. Končna velikost domačega okoliša je bila dosežena po 15 tednih spremljanja.

Osrednje območje domačega okoliša lisice Špele (50 % Kernel) je bilo ob glavni cesti, ki gre skozi Črno vas, v neposredni bližini hiš in kmetije (slika 36). Znotraj jedra je 12 zgradb (stanovanjske hiše, kmetije, gostilna). Gibanje v tako omejenem prostoru se je odražalo tudi v majhnih prepotovanih dnevni razdaljah (minimalne linearne razdalje), ki so bile v povprečju krajše od 450 m (interval 80–1.710 m; slika 37).



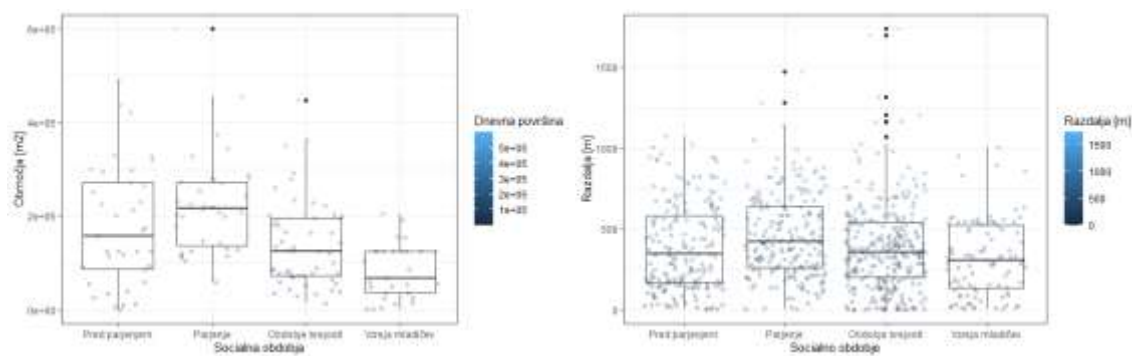
Slika 36: Kernel cenilka domačega okoliša oz. območje aktivnosti lisice. Strnjene rdeče črte predstavljajo meje domačega okoliša. Najbolj zunanja rdeča črta predstavlja 95 %, sredinska 90 %, notranja pa 50 % Kernel. Intenzivnost obarvanosti predstavlja pogostost zajetih lokacij na določenem območju. Temnejša rdeča barva predstavlja osrednje območje, kjer se je lisica pojavljala največkrat.



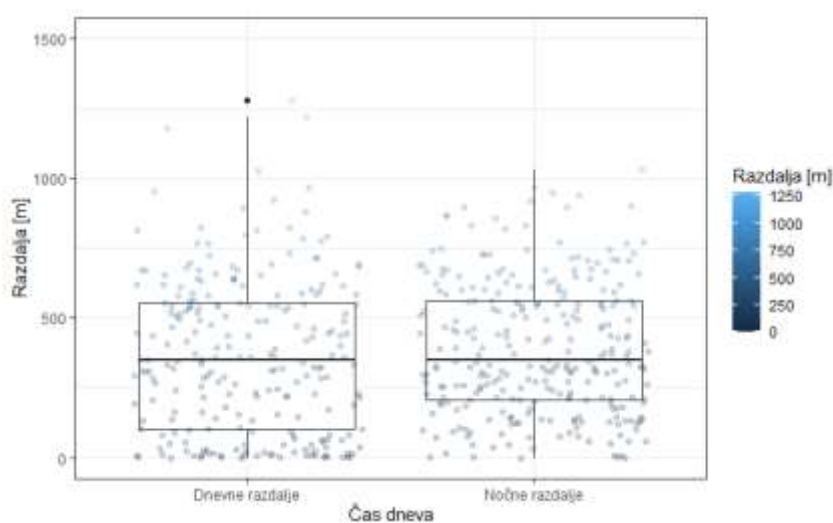
Slika 37: Minimalne prepotovane dnevne razdalje lisice v obdobju spremljanja (rdeči okvir označuje obdobje po ocenjeni paritvi lisice (20. 1. 2020); rdeča črta označuje ocenjen datum kotitve (12. 3. 2020).

Sezonsko aktivnost lisice smo razdelili na štiri obdobja, vezana na razmnoževalni cikel vrste: (i) obdobje pred parjenjem (7. 11. 2019 – 15. 12. 2020); (ii) paritveno obdobje (16. 12. 2019 – 20. 1. 2020); (iii) obdobje brejosti (21. 1. 2020 – 12. 3. 2020); (iv) obdobje kotitve in vzreje mladičev (13. 3. 2020 – 25. 4. 2020). V sezonski dinamiki gibanja je bilo zaznati nekoliko večja dnevna gibanja po 20. januarju, ko se je samica parila. Okvirni datum paritve smo izračunali rekurzivno na podlagi časa, ko ovratnica devet dni ni uspela pridobiti nobene lokacije (*slika 37*) in ni bila v območju dosega GSM signala, kar kaže, da je bila lisica v lisičini, kjer je skotila mladiče. Signal smo izgubili 12. marca. To pomeni, da je kotila v naslednjih nekaj dneh, in če upoštevamo, da je čas brejosti pri lisici v povprečju med 53 in 56 dnevi, je do paritve prišlo okoli 20. januarja.

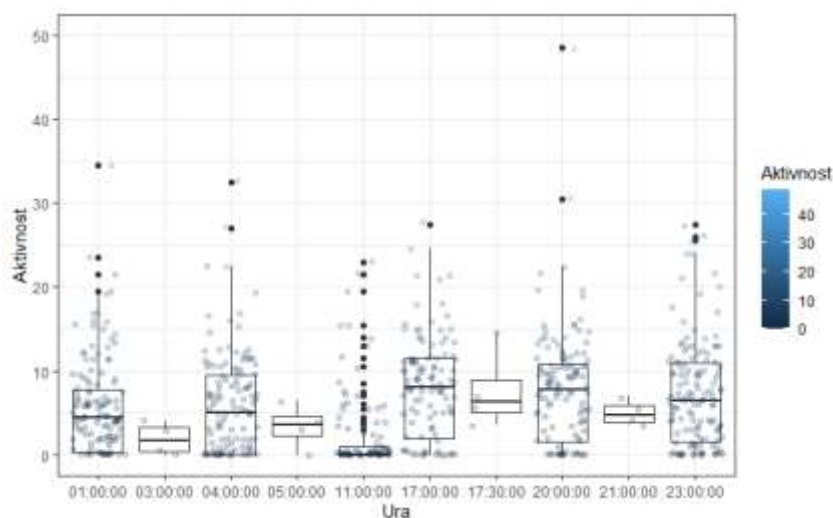
Podobno sezonsko dinamiko aktivnosti so pokazali tudi parametri, izraženi z dnevnimi velikostmi območij (dnevni MCP), na katerih se je zadrževala lisica, ter prepotovane minimalne dnevne razdalje v posameznih socialnih obdobjih razmnoževalnega cikla (*slika 38*). Oba parametra kažeta največjo aktivnost v obdobju parjenja in najmanjšo v obdobju zgodnje vzreje mladičev. Primerjava med dnevnimi in nočnimi prepotovanimi razdaljami je pokazala, da je bila lisica enako aktivna podnevi in ponoči, saj se mediane prehojene razdalje med obema deloma dneva niso razlikovale (Mann-Whitney U-test: $U = 21,4$; $p = 0,88$) (*slika 39*). Kljub temu je bilo v dnevnem času zaznati krajše razdalje v prvem kvartilu razdalj, kar kaže, da je lisica v določenem delu dneva pogosteje mirovala kot ponoči. To je potrdila analiza aktivnosti, ki jo je beležil senzor aktivnosti v ovratnici: značilno manjša aktivnost lisice je bila v sredini dneva (ob 11:00 po zimskem srednjeevropskem času) v primerjavi z vsemi ostalimi deli dneva (*slika 40*). Najbolj je bila lisica aktivna ob 17. in 20. uri, kar kaže, da je bil vrh njene aktivnosti v pozno popoldanskem in večernem času, kar je tudi sicer čas, ko so plenilci najaktivnejši (Macdonald, 1983; Potočnik in sod., 2002; Potočnik, 2006).



Slika 38: Spreminjanje velikosti dnevnih območij (100 % MCP), na katerih se je zadrževala lisica, in prepotovanih minimalnih dnevnih razdalj med posameznimi socialnimi obdobji.

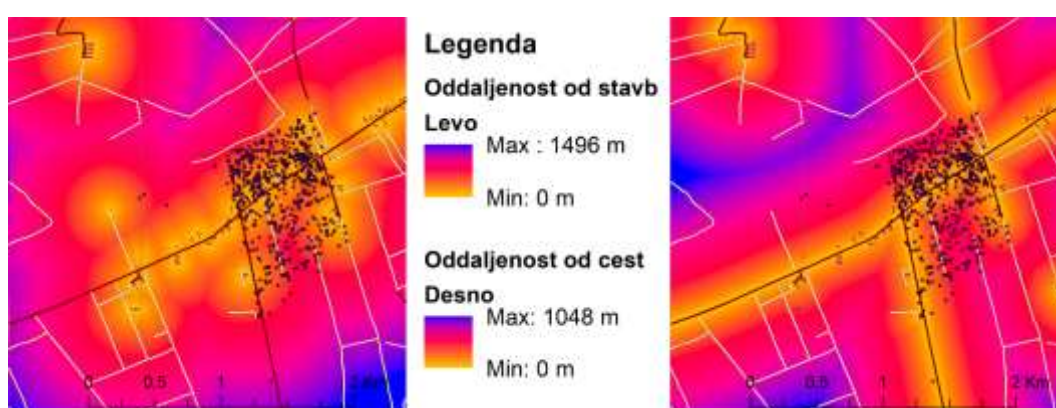


Slika 39: Primerjava dnevnih in nočnih prepotovanih razdalj lisice; dnevne razdalje so izračunane za posamezen dan od 6. do 18. ure, nočne pa od 18. ure do 6. ure naslednjega dne.

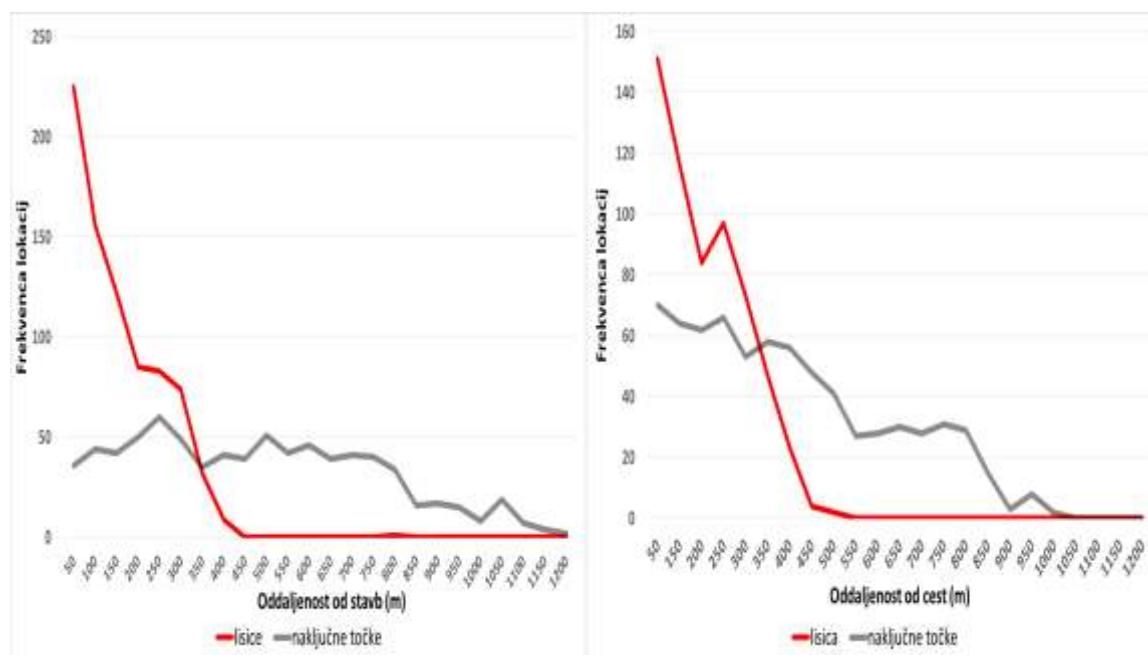


Slika 40: Aktivnost lisice ob posameznih urah (izračunana na podlagi povprečja aktivnosti na X in Y osi, ki sta jo zabeležila senzorja v ovratnici).

Stopnjo urbaniziranosti prostora opredeljuje obseg urbanih površin oziroma naselij ter cestnega omrežja v prostoru. Iz izdelanih rastrskih slojev, ki so opredeljevali oddaljenost vsake točke v proučevanem prostoru od najbližje stavbe ter od najbližje kategorizirane ceste (slika 41) smo pridobili vrednosti za lokacije telemetrično spremljane lisice in jih primerjali z naključno generiranimi točkami tega prostora. Izkazalo se je, da se je lisica bistveno pogosteje zadrževala v bližini stanovanjskih hiš in drugih stavb kot bi pričakovali pri naključnem gibanju. Podobno velja tudi za ceste (ceste: $\chi^2 = 1,14 \times 10^{37}$, $p < 0,0001$; naselja: $\chi^2 = 2,13 \times 10^{34}$, $p < 0,0001$) (slika 42). Mediana oddaljenosti spremljane samice od človekovih bivališč je bila 104 m, od cest pa 120 m.



Slika 41: Raster oddaljenosti točk/lokacij, na katerih je bila registrirana lisica, od najbližje stavbe (levo) in najbližje ceste (desno).



Slika 42: Oddaljenost posnetih lokacij lisice od najbližje stavbe (levo) oz. ceste (desno) v primerjavi z naključno oddaljenimi točkami v prostoru kaže, da se je lisica v bližini stavb in cest zadrževala pogosteje, kot bi to pričakovali pri naključni rabi prostora.

Oba parametra jasno kažeta na sinantropno vedenje spremljane lisice, ki je značilno za suburbane in urbane populacije. Pregled točk, na katere se je lisica vračala, nakazuje, da je v bližini hiš iskala in izkoriščala prehranske vire, ki jih je zagotavljal človek z odlaganjem organskih odpadkov, hranjenjem domačih živali (npr. mačk); nekatere antropogene objekte je uporabljala tudi kot zatočišče (*preglednica 20, slika 43*).

Preglednica 24: Pregled atraktivnih točk oz. točk vračanja lisice (v povezavi s *sliko 43*).

Lokacija	Opis mesta	Drugo
1.	Manjša hiša s hlevom/kmetijskim prizidkom. Trenutno izgleda zapuščeno, ni v uporabi. Odprta vrata zgradbe, pred njo deske in drug naložen gradbeni material. V notranjosti je bil včasih prostor za živino.	V bližini konji, cesta. Gospod pri sosednji hiši (2. lokacija) pravi, da je ta hiša zapuščena, ne ve, čigava je. Večina lisičjih iztrebkov pobrana na tej lokaciji.
2.	Zelo blizu 1. lokaciji. Hiša in kmetijsko poslopje, kozolec. Neposredna bližina ograje s pasemskimi konji (ponoči zaprti). Ob hiši privezan kraški ovčar, ki laja, opažena mačka.	Gospod pri hiši pravi, da je nekajkrat videl lisico. Enkrat na mostičku pri hiši, enkrat je spala med balami pod kozolcem. To je hiša, kamor lisica hodi skoraj vsak dan, večinoma dopoldan. Dopoldan in popoldan gospod nastavi hrano mačkam pred hišo.
3.	Gosto grmovje, bližina potoka. Najbližji človeški objekt je majhna "počitniška" hišica, oddaljena približno 100 m, ni znakov nedavne človeške aktivnosti.	Na bregovih potoka opažene nutrije in njihove luknje.
4.	Na kmetijskem poslopju, majhna hišica/skladišče, do katere vodi makadamska pot, nekoliko odmaknjeno od hiše na 6. lokaciji. Veliko različnih stvari, suši se koruza, opažena mačka z mladiči. Zraven tudi rastlinjak. Od hiše oddaljeno približno 200 m, 150 m je oddaljen kokošnjak z visoko ograjo.	Pri hiši dva psa: velik (privezan) in manjši (spuščen), zelo lajata. Manjši pes je precej teritorialen in se zaganja v vsakega, ki pride na posest. Na poti do lokacije opaženih dosti lisičjih iztrebkov, večina pred kokošnjakom.
5.	Zapuščene, razpadajoče hiške, izgleda kot nek kosovni odpad, zelo nametano, veliko različnih stvari (od avtov do pohištva, gradbeni material itd.). V bližini ribnik, opažena raca. Zraven tudi mlado, gosto rastje, ograda (napol podrta), nekdo shranjuje drva v bližini.	Opažene stopinje, ki bi lahko bile lisičje.
6.	Hiša/kmetija na poti do 4. lokacije. Kokošnjak, štirje psi (manjši spuščeni, vsi lajajo), več mačk. Tekom našega spremljanja so kokošnjak podrli in spomladi ga več ni bilo.	Gospod je rekel, da je dvakrat videl lisico z ovratnico. Enkrat dopoldan, enkrat ob mraku, obakrat je pobegnila. Pravi, da je verjetno že odnesla kakšno kokoš. Na lokaciji oz. v bližini ogromno lisičjih iztrebkov.
7.	Ob malem pritoku Ljubljanice, v bregovih luknje nutrij. Zraven je koruzno polje, dosti lukenj malih glodavcev, krtine.	Opaženih več lisičjih stopinj.
8.	Ob jarku z vodo (umetnem). Ob jarku so drevesa v vrsti, razmejujejo polje/travniki.	Močvirnata tla, iz grmovja stekle srne. Bližina 9. lokacije.
9.	Lisičji brlog. Tri luknje skopane v koreninski sistem drevesa; pred njimi enkrat opazili belo perje (plen). Vidne tudi stečine skozi rastje. V tem gozdu se je lisica zadrževala tik pred 12. marcem, po katerem dva tedna ni poslala skoraj nobenega signala.	V istem gozdičku zabojna past za lisico in fotopast. Gozdiček je za človeka težje dostopen, saj je gosto porasel, ni vidnih človeških poti.
10.	Vrtna lopa, ki jo obkroža sistem njiv in vrtov.	Ob lopi kompostni kup, ostanki.

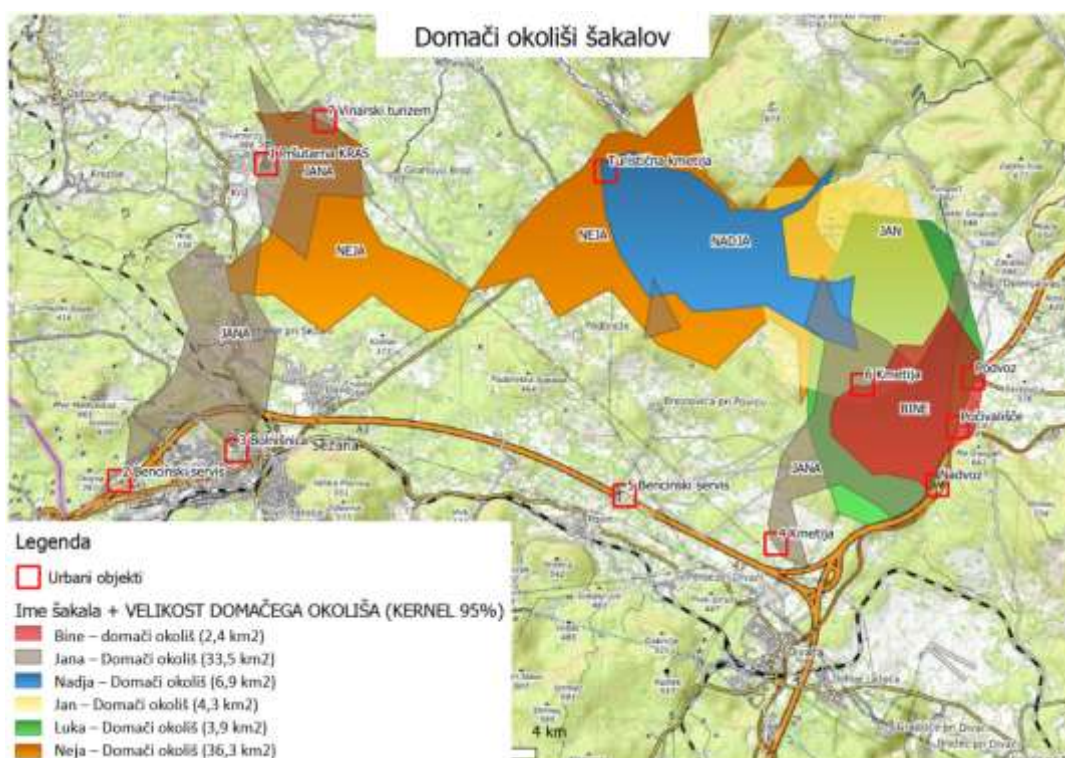


Slika 43: Atraktivne točke oz. točke vračanja lisice. Na te lokacije se je lisica v različnih dneh večkrat vrnila in so bile popisane na terenu ([preglednica 20](#)).

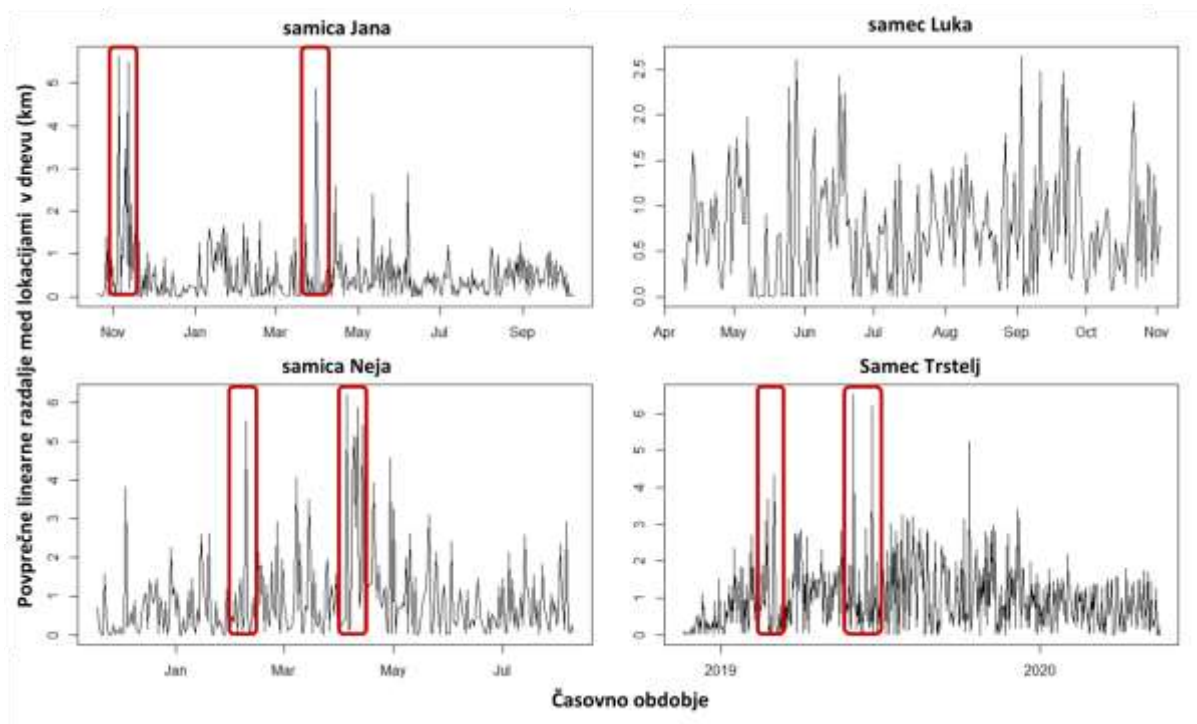
Rezultati telemetričnega spremljanja šakalov

Vsi telemetrično spremljani šakali, razen enega (samec Trstelj), so bili odlovljeni in spremljani na skupnem območju med Senožečami in Štorjami na Krasu ([slika 44](#)). Tako smo za isto območje dobili tudi podatke o razporejanju domačih okolišev med osebki znotraj spola kot tudi med spoloma. Ali gre za osebkje iz iste družine ali iz različnih, trenutno še ne vemo; to informacijo bomo dobili, če/ko bodo narejene genetske analize sorodnosti.

Izkazalo se je, da so domači okoliši pri šakalih zelo dinamični in spremenljivi (fleksibilni), tako na sezonski kot tudi medletni ravni. To je oteževalo ustrezno določanje/ocenjevanje velikosti njihovih domačih okolišev kot tudi opredeljevanje njihovega prekrivanja glede na demografske kategorije. Za vse šakale, ki smo jih spremljali v vseh letnih časih, se je izkazalo, da imajo njihovi domači okoliši t. i. policentrično strukturo. To pomeni, da se v posameznih krajših ali daljših obdobjih (od nekaj tednov do nekaj mesecev) šakali zadržujejo na manjših, omejenih območjih, ki so lahko disjunktne oz. jasno ločene od drugih takšnih območij ([slika 45](#)).



Slika 44: Razporeditev domačih okolišev telemetrično spremljanih šakalov na območju senožeškega in sežanskega krasa med leti 2018 in 2020.



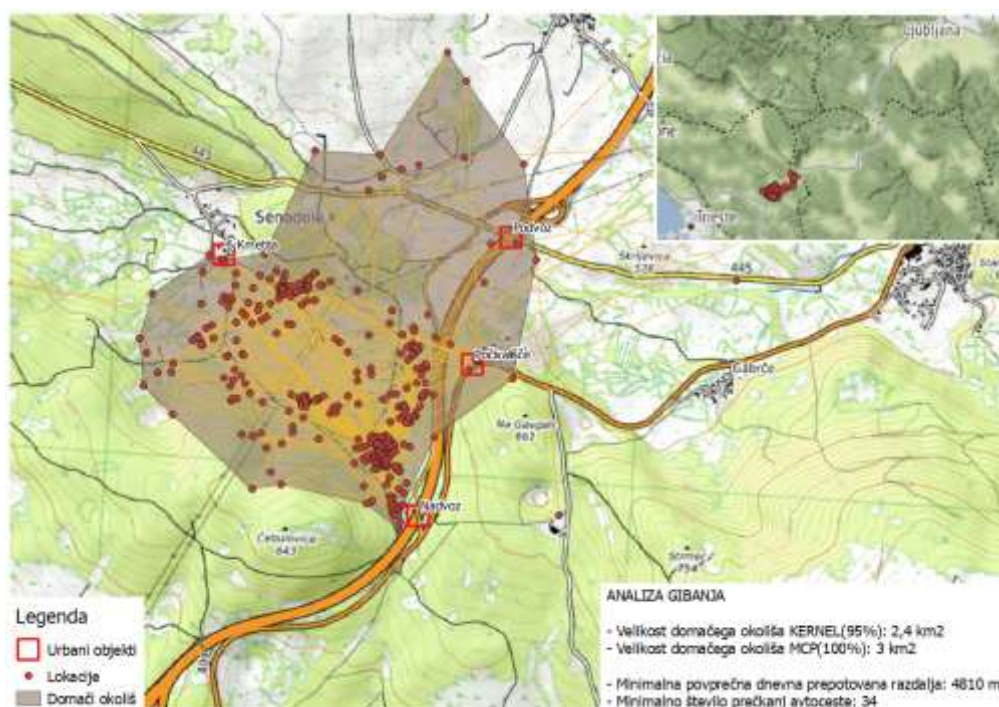
Slika 45: Dnevna dinamika povprečne razdalje med šestimi lokacijami v posameznem dnevu, ki so jo prepotovali posamezni osebki šakalov v obdobju njihovega spremljanja. Rdeči okvirji označujejo obdobja premikov iz enega območja v drugega. Razdalje kažejo, da so šakali v posameznem dnevu prepotovali tudi več kot 36 km.

Takšna »sezonska« ali »priložnostna« območja so običajno majhna in merijo od 1 do 7 km² (kernel 95 %; samec Bine – 2,4 km²; samec Luka – 4,2 km²; samec Jan – 3,9 km²; samica Nadja – 6,9 km²; samica Jana – 7,1 km², 6,2 km² in 1,1 km²; samica Neja – 3,5 km² in 2,7 km²); če pa jih obravnavamo v okviru enotnega okoliša, se lahko velikosti povečajo tudi na nekaj deset km² (kernel 95 %; samica Jana – 33,5 km²; samica Neja – 36,3 km²; samec Trstelj (okoliš na Hrvaškem) – 26,6 km²). Uporaba cenilke minimalnega konveksnega poligona (MCP 100 %) se je v takšnem primeru izkazala za manj informativno cenilko, saj daje bistveno večje vrednosti domačih okolišev (samica Jana – 75,5 km²; samica Neja – 86,0 km²; samec Trstelj – 59,2 km²), čeprav velik del prostora znotraj tako definiranih okolišev osebkov niso uporabljali. Pri takšni policentrični uporabi prostora tudi uporaba 95 % ali 90 % MCP ne zmanjša bistveno precenjenosti velikosti domačega okoliša. Še več, uporaba minimalnih konveksnih poligonov (MCP 100 %, 95 %, 90 %) kot cenilke tudi pri sezonskih domačih okoliših daje mnogo večje vrednosti (1,25–3,8-krat) v primerjavi s 95 % kernelsko metodo.

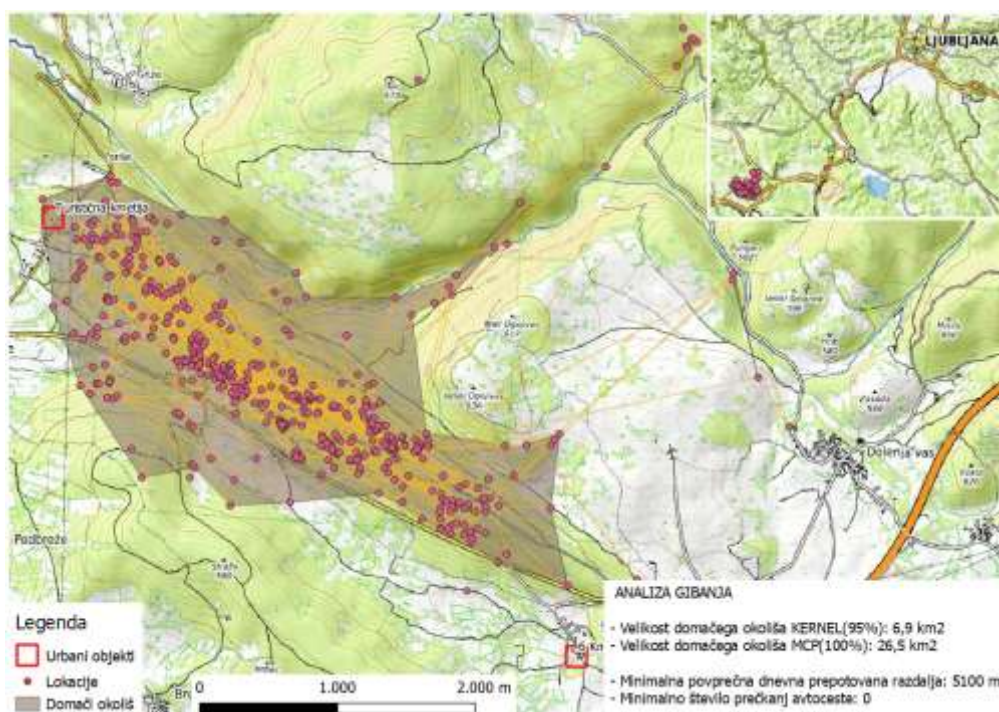
Šakali so teritorialne živali, ki svoj teritorij aktivno označujejo in branijo pred šakali iz drugih družin. V Evropi so velikost domačih okolišev oz. teritorijev šakalov ocenjevali v Grčiji, kjer so teritoriji treh živali, ki so jih spremljali z VHF radiotelemetričnimi ovratnicami, obsegali 2–15 km² (100 % MCP). Večina raziskav velikosti teritorijev in domačih okolišev osebkov, za katere so takrat verjeli, da so (zlati) šakali (*Canis aureus*) v Afriki, je bila v resnici opravljena na šakalu podobni vrsti, tj. afriškem volku (*Canis lupaster*) (Viranta in sod., 2017), zato v tem primeru primerjava s temi študijami ni ustrezna. V Indiji in Bangladešu so ugotovili, da je bila velikost domačih okolišev evrazijskih šakalov 0,6–29,8 km², osrednje območje pa je bilo v povprečju veliko 4,0 km² (Aiyadurai in Jhala, 2006). Domači okoliši spremljanih osebkov so se povprečno prekrivali v 15 %, medtem ko je bilo osrednje območje v uporabi izključno ene živali (Poche in sod., 1987; Aiyadurai in Jhala, 2006). V Izraelu so ugotovili, da so bili domači okoliši evrazijskih šakalov v neurbanah predelih bistveno večji od okolišev šakalov, ki so živeli v bližini naselij (21,2 ± 9,3 km² vs. 6,6 ± 5,5 km²) (Rotem in sod., 2011). Natančnost, točnost, gostota in številčnost pridobljenih lokacij radiotelemetrično spremljanih živali je bistveno manjša kot pri GPS-telemetrično spremljanih živalih, zato je te podatke težko primerjati s podatki, ki smo jih pridobili v naši študiji. Veliki razponi dobljenih vrednosti pa vendarle nakazujejo na podobne značilnosti, tj. veliko dinamičnost in fleksibilnost domačih okolišev šakalov, kar smo ugotovili tudi v naši študiji. Domači okoliš enoletne šakalke, ki so jo spremljali na Madžarskem v okolici Blatnega jezera, je bil velik 12 km². Samica, ki so jo spremljali, je zapustila starševski domači okoliš januarja, pred obdobjem parjenja, in se naselila na 62 km oddaljenem območju, kjer se je uspešno parila (Lanszki in sod., 2018).

Zanimivo je, da smo tako pri samcih kot samicah opazili občasne eno- oz. večdnevne »ekskurzije« izven njihovega območja – teritorija. Te razdalje so bile od 3 do 39 km iz osrednjega območja. Razlogov za to zaenkrat ne poznamo dobro. Lahko jih je pregнал človek oz. psi, lahko pa gre za popolnoma naravno vedenje, ki jim omogoča raziskovanje okolice in iskanje virov (hrana, spolni partnerji ali zatočišča, kotišča) ali zaradi tekmovanja z drugimi šakali. To posledično vodi v disperzijo oz. osamosvajanje in omogoča učinkovito naseljevanje novega primernege življenjskega prostora. Samica Neja je, npr., v eni izmed ekskurzij v šestih dneh opravila 79 km dolgo pot, ki je dosegla najbolj oddaljeno točko na obrežju reke Soče pri kraju Zagraj (Sagrado) pri Gradišču ob Soči v Italiji, kjer je zašla v urbano območje železniške postaje in industrijskih objektov na robu naselja. Sodeč po zaporednih lokacijah se je na območje svojega domačega okoliša vrnila po skoraj isti poti. Takšno vračanje po neuspehlih poskusih disperzije so opazili tudi pri risih (v Švicarskih Alpah), ki so se po neuspelem prečkanju ograjenih avtocest med alpskimi dolinami vrnili v bližino, tj. v sosednje območje rodne teritorija (Zimmermann, 2004; Zimmermann in sod., 2007). Uspešno, dolgo disperzijo šakaljega samca (Trstelj, odlovljen 18. 11. 2018) smo prvič spremljali spomladi 2019, ko je ta ob koncu paritvenega obdobja zapustil rodni trop na območju Kostanjevice na Krasu in v štirinajstih dneh (med 21. februarjem in 7. marcem) prepotoval 215 km dolgo pot (minimalna linearna razdalja med lokacijami na poti) s kostanjeviškega Krasa na Severni Velebit na Hrvaškem, pri čemer je vsak dan prehodil od 15 do 30 km (Potočnik in sod., 2019b). Na tem območju je vzpostavil nov domači okoliš. Samca smo lahko spremljali do prenehanja delovanja ovratnice (17. 5. 2020). Zaenkrat ni znano ali se je na novem območju paril in tako vnesel gene panonske populacije šakalov v jadransko populacijo, ki je prisotna na tem območju (Stronen in sod., 2018; Stronen in sod., v pripravi). Podobno dolgo disperzijo (223 km v dvanajstih dneh) šakalje samice v drugem letu starosti so s telemetričnim spremljanjem ugotovili tudi na Madžarskem (Lanzski in sod., 2018). To opažanje je še posebno zanimivo, saj najnoveše genetske raziskave nakazujejo, da naj bi k širjenju šakalov v nova, še neposeljena območja bolj prispevala disperzija samic kot disperzija samcev (Bodganowicz in sod., 2018).

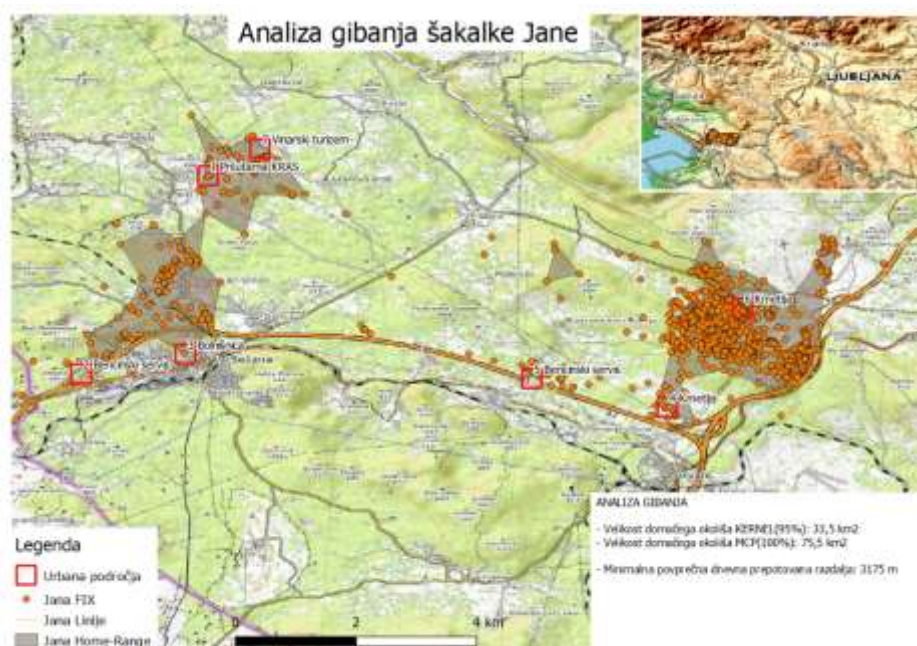
Najdaljše dnevne prepotovane razdalje kot tudi povprečne prepotovane razdalje šakalov so bile izrazito daljše v nočnem času v primerjavi z dnevnim. To potrjuje, da so večinoma nočno aktivni, ko intenzivno iščejo hrano, lahko tudi v neposredni bližini naselij (ali v njih), cest, cestnih postajališč, bencinskih servisov in kmetij in se hkrati izogibajo človeku ter njegovi aktivnosti. Za vsak spremljan osebek smo evidentirali atraktivne točke (točke vračanja), ki so bile v vseh primerih posledica izpostavljenih antropogenih virov hrane (slike 46–52). V dnevnem času se šakali pogosto vračajo na ista mesta (običajno goščave, odmaknjene od človeka in zanj težko dostopne oz. skoraj neprehodne), torej v območja z majhno aktivnostjo ljudi oz. neizrazitimi antropogenimi motnjami.



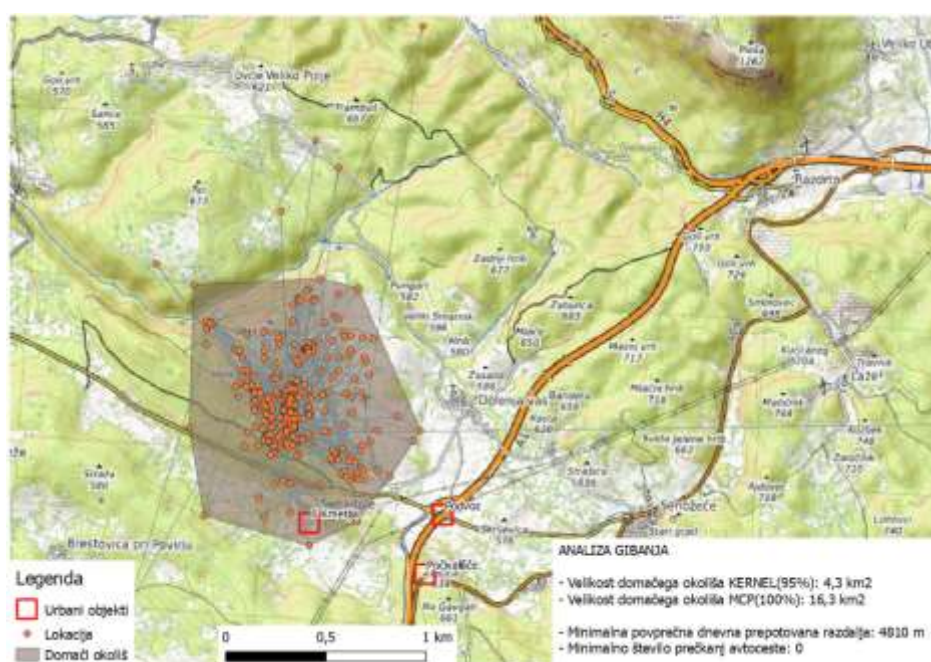
Slika 46: Gibanje in domači okoliš samca Bineta med 27. 9. in 10. 12. 2019. Velikost domačega okoliša oz. območja aktivnosti (95 % kernel) je bila 2,4 km². Samec je v tem času 34-krat prečkal avtocesto Ljubljana–Koper, pri tem pa uporabljal podvoz in prepust. Pri prečkanju avtoceste se je vračal na cestno počivališče ob regionalni cesti Senožeče–Divača, kjer smo zabeležili prisotnost organskih odpadkov, ki so jih odvrgli uporabniki počivališča. Domači okoliš (sivo območje) je območje 90 % najbolj zgoščenih lokacij (delineacija).



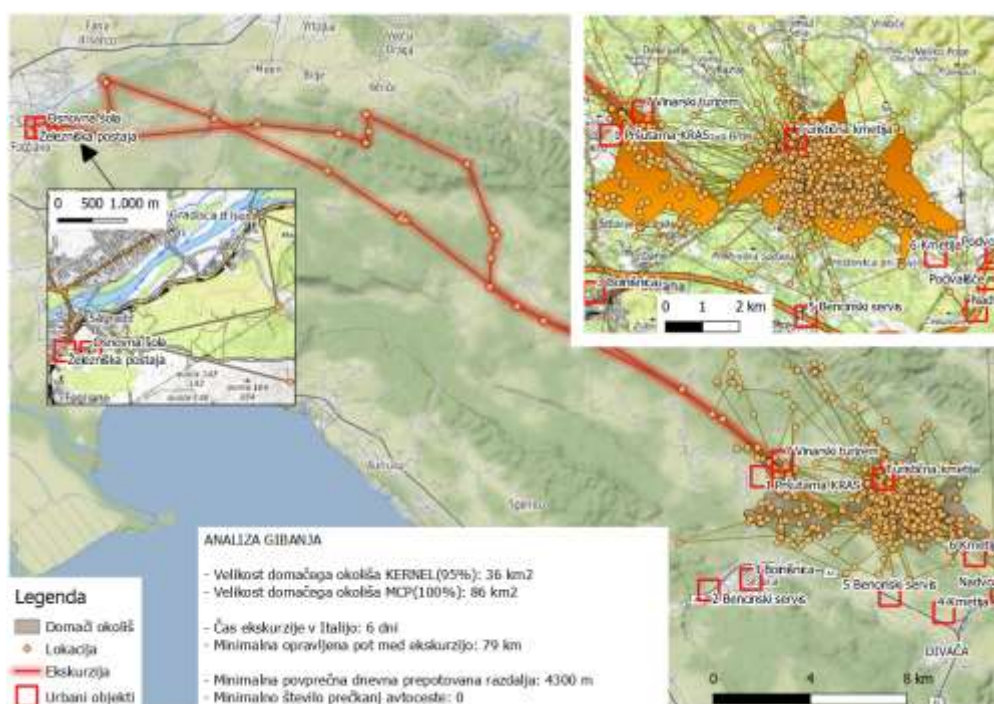
Slika 47: Gibanje in domači okoliš samice Nadje med 2. 12. 2019 in 6. 3. 2020 (okvara ovratnice; samico še vedno zaznavajo lovci na fotopasteh na območju znanega domačega okoliša). Velikost domačega okoliša oz. območja aktivnosti (95 % kernel) je bila 6,9 km². Domači okoliš (sivo območje) je območje 90 % najbolj zgoščenih lokacij (delineacija).



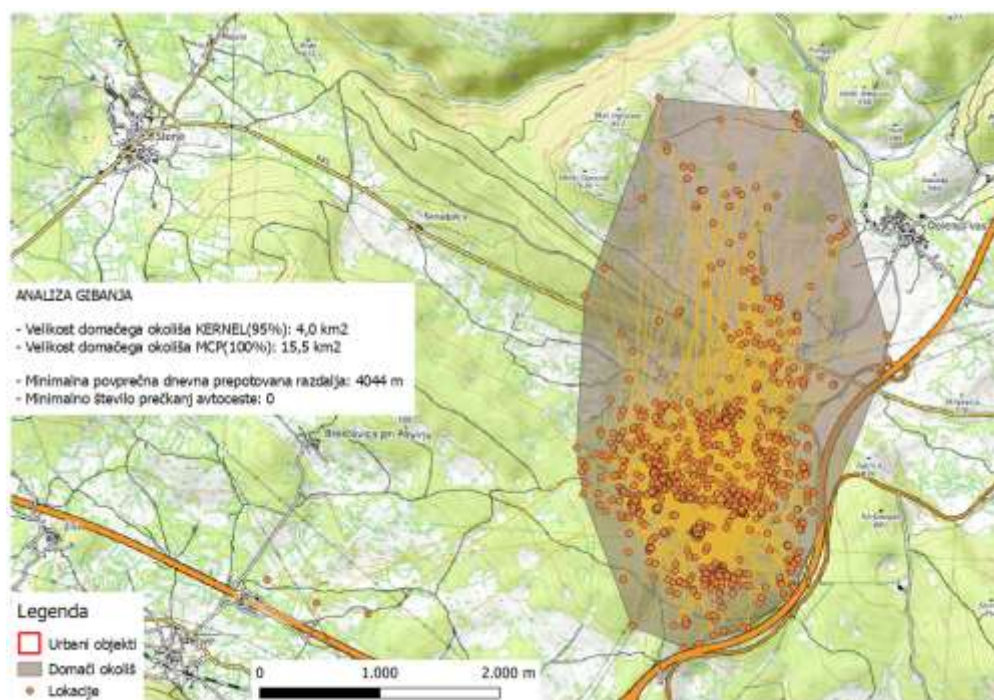
Slika 48: Gibanje in domači okoliš samice Jane med 27. 9. 2019 in 31. 10. 2020 (spremljanje še poteka). Velikost skupnega domačega okoliša oz. območja aktivnosti (95 % kernel) je bila 33,5 km². Samica je vzpostavila policentrični domači okoliš s tremi sezonskimi oziroma »priložnostnimi« območji/jedri, v katerih se je zadrževala od nekaj tednov do nekaj mesecev. Na območju največjega jedra se je vračala na rob vasi Senadole, kjer se je v neposredni bližini kmetije hranila s klavniškimi in drugimi občasnimi organskimi ostanki, ki so jih odlagali v vrtačo. Atraktivna točka je bila tudi ob počivališču Povir ob avtocesti Divača–Fernetiči, kamor se je s presledki vračala od nekaj dni do nekaj tednov. Na tej lokaciji smo našli sendviče, ki so jih najverjetneje zavrgli zaradi pretečenega roka uporabe. Posamezne lokacije znotraj urbanih površin so bile še ob smetnjakih na območju parkirišča bolnišnice v Sežani, na parkirišču Pršutarne Kras v Šepuljah in na dvorišču turistične kmetije v Križu na Krasu. Domači okoliš (sivo območje) je območje 90 % najbolj zgoščenih lokacij (delineacija).



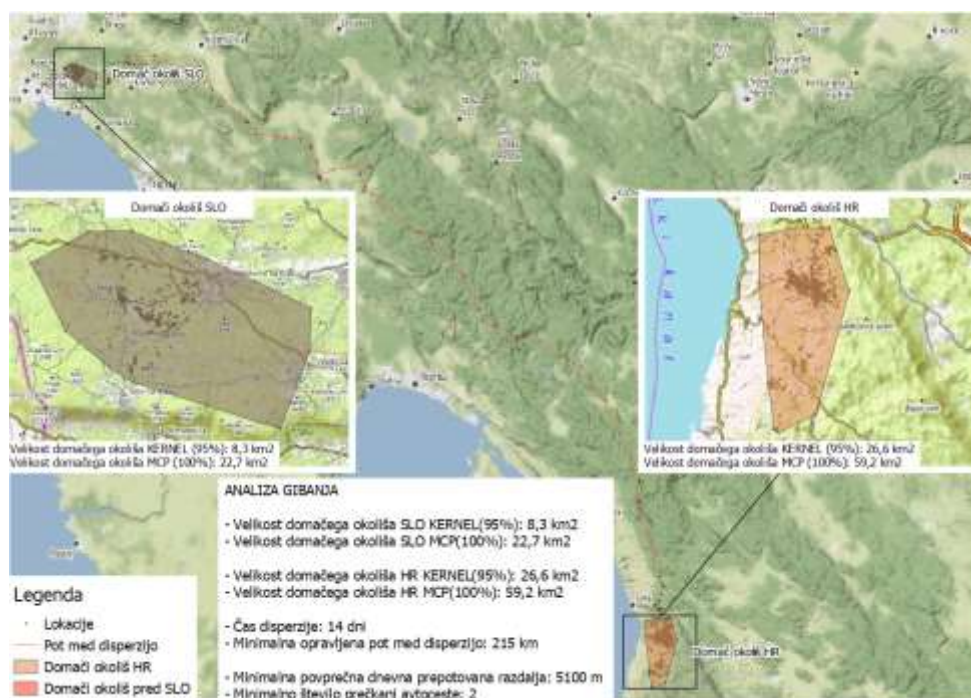
Slika 49: Gibanje in domači okoliš samca Jana med 11. 7. 2020 in 31. 10. 2020. Velikost domačega okoliša oz. območja aktivnosti (95 % kernel) je bila 4,3 km². Domači okoliš (sivo območje) je območje 90 % najbolj zgoščenih lokacij (delineacija).



Slika 50: Gibanje in domači okoliš samice Neje med 18. 11. 2019 in 31. 10. 2020 (spremljanje še poteka). Velikost skupnega domačega okoliša oz. območja aktivnosti (95 % kernel) je bila 36 km². Samica je v tem času vzpostavila policentrični domači okoliš z dvema sezonskima oziroma »priložnostnima« območjema; v vzhodnem območju (Selivec) se je zadrževala od novembra 2019 do marca 2020, nato se je premaknila na območje pri vasi Štorje. Od tam je med 8. in 13. aprilom naredila šestdnevno ekskurzijo izven domačega okoliša (79 km), ki bi lahko bila tudi neuspeli poskus disperzije in posledične vrnitve na prejšnje območje, kjer se je nahajala vsaj do 31. 10. 2020. Domači okoliš (sivo območje) je območje 90 % najbolj zgoščenih lokacij (delineacija).



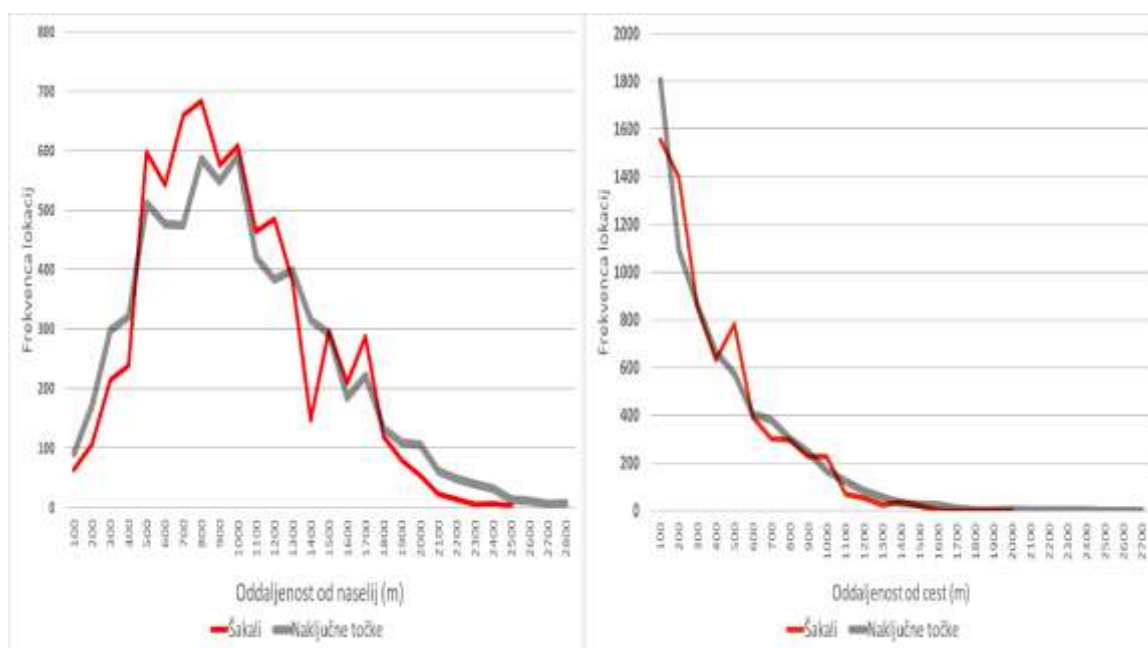
Slika 51: Gibanje in domači okoliš samca Luka med 8. 4. 2018 in 2. 11. 2018. Velikost domačega okoliša oz. območja aktivnosti (95 % kernel) je bila 4,0 km². Domači okoliš (sivo območje) je območje 90 % najbolj zgoščenih lokacij (delineacija).



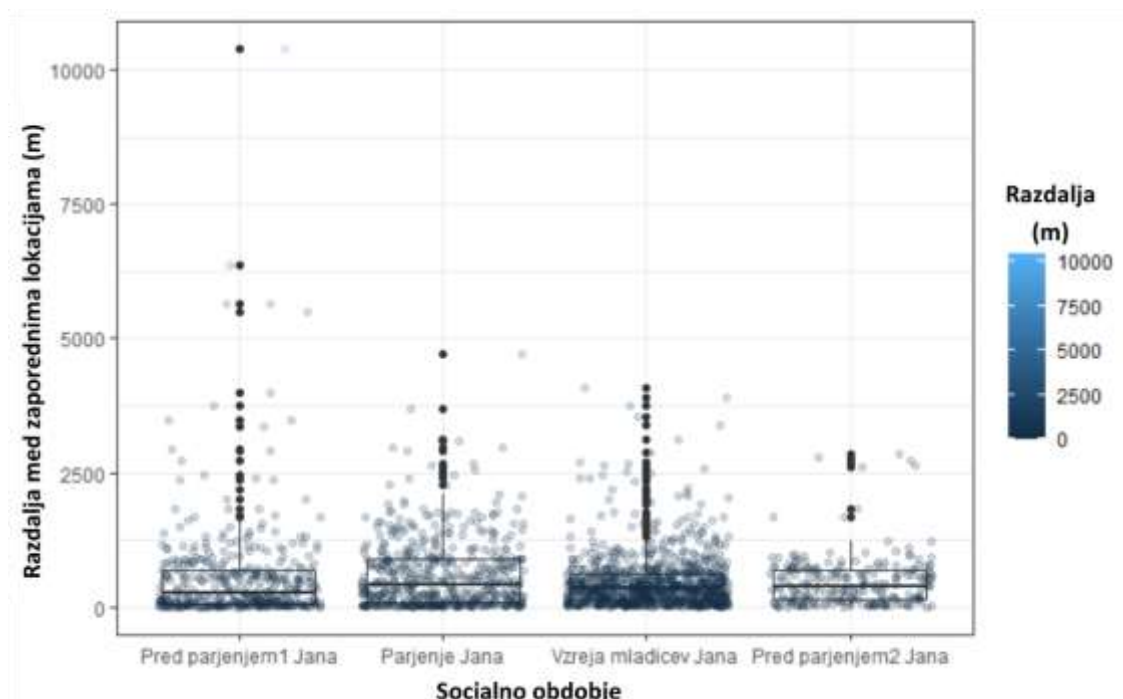
Slika 52: Gibanje in domači okoliš samca Trstelja med 18. 11. 2018 in 17. 5. 2020. Samec je bil član šakalje družine na območju Kostanjevice na Krasu, kjer se je gibal na območju velikosti 8,3 km². V 14 dni trajajoči disperziji (21. 2. do 7. 3. 2019) se je premaknil na Severni Velebit, Hrvaška (*Potočnik in sod., 2019b*), kjer je bila velikost njegovega domačega okoliša oz. območja aktivnosti (95 % kernel) 26,6 km². Domači okoliš (sivo/oranžno območje) je območje 90 % najbolj zgoščenih lokacij (delineacija).

Stopnjo antropogenosti, predvsem pa urbanosti prostora v največji meri opredelujeta gostota in obseg urbanih površin oz. naselij ter cestnega omrežja. Iz izdelanih rastrskih slojev, ki so opredeljevali oddaljenost vsake točke v proučevanem prostoru od najbližjega naselja in od najbližje kategorizirane ceste smo pridobili vrednosti za lokacije šakalov in jih primerjali z naključnimi točkami tega prostora. Izkazalo se je, da za šakale niti ceste niti naselja niso imele/a vpliva na razporejanje v prostoru. To pomeni, da se jim niso niti približevali niti izogibali (*slika 53*), pač pa je raba prostora odražala razpoložljivost teh antropogenih tvorb (naselja: $\chi^2 = 2,14 \times 10^{-88}$, $p < 0,91$; ceste: $\chi^2 = 3,105 \times 10^{-54}$, $p < 0,93$). V krajini s prevladujočim človekovim vplivom, kakršna je Kras, ugotovitev jasno potrjuje, da je evrazijski šakal vrsta, ki uspešno živi v človekovi bližini.

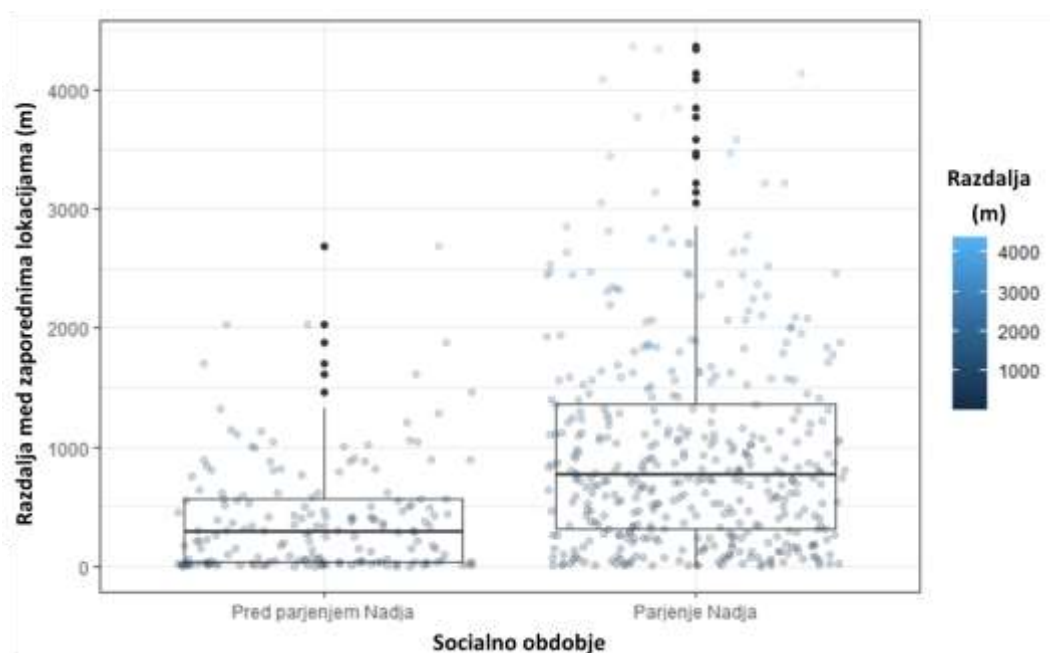
Za šakalji samici, za kateri smo imeli dovolj dolge časovne serije podatkov in ki sta se v času raziskave tudi parili, nas je zanimala tudi potovalna aktivnost (tj. povprečna razdalja med sosednjimi lokacijami) v odvisnosti od letnega socialnega (paritvenega) cikla. Za prvo samico (Jano) se povprečna aktivnost med posameznimi obdobji ni značilno razlikovala, se je pa v predparitvenem in paritvenem obdobju povečala frekvenca daljših premikov (*slika 53*). Potovalna aktivnost druge samice (Nadje) pa je bila v predparitvenem obdobju v primerjavi z obdobjem parjenja značilno večja (*slika 54*).



Slika 53: Oddaljenost šakalov od najbližjega naselja (levo) oz. ceste (desno) v primerjavi z naključno oddaljenimi točkami v prostoru kaže, da se šakali naseljem in cestam ne izogibajo, prav tako pa se jim ne približujejo pogosteje, kot bi to pričakovali pri naključni rabi prostora.



Slika 54: Aktivnost šakalje samice (Jana) v različnih obdobjih letnega socialnega cikla. Mediane vrednosti se med posameznimi obdobji ne razlikujejo statistično značilno, se je pa v obdobju pred parjenjem in v obdobju parjenja povečala frekvenca daljših premikov v prostoru.



Slika 55: Potovalna aktivnost (mediane razdalj med zaporednima lokacijama) šakalje samice (Nadja) v predparitvenem obdobju v primerjavi z obdobjem parjenja je bila značilno večja (Mann-Whitney U-test; $U = 47$; $p < 0,05$).

GPS telemetrično spremljanje sedmih šakalov (treh samic in štirih samcev) na Krasu je najobsežnejša tovrstna (prostorska) študija, ki je bila do sedaj izvedena na tej vrsti. Z njo smo dobili vpogled v osnovne značilnosti prostorskega vedenja šakalov, ki kažejo izjemno variabilnost in prilagodljivost pri razporejanju v prostoru in izkoriščanju razpoložljivih virov. Še zlasti pomembno je dejstvo, da je proučevanje potekalo na območju, ki so ga šakali kolonizirali v sedanjem času kot posledico širjenja njihovega areala. To lahko predstavlja pomembna izhodišča za razumevanje nadaljnega širjenja vrste drugam v srednjeevropskem prostoru, za katerega je značilna visoka stopnja urbanizacije in drugih antropogenih vplivov. Šakali uspešno poseljujejo antropogeno spremenjen prostor v gradientu med urbanim in gozdnim prostorom, kakršno je širše območje Krasa. Rezultati so pokazali, da antropogene strukture v prostoru, kot so ceste in naselja, nimajo vpliva na razporejanje te vrste v prostoru in se jim ne izogiba. Nasprotno, na robovih naselij oziroma v neposredni bližini človekovih bivališč in druge človekove infrastrukture lahko šakal učinkovito izkorišča prehranske vire, ki jih pušča ali izpostavlja človek. Še vedno ne poznamo dovolj dobro vplivov te vrste prišleka v našem okolju, kjer se pojavlja v večjem številu kot kadarkoli prej; pri vrednotenju vplivov in vzrokov za hitro širjenje vrste pa se moramo zavedati, da smo evrazijskemu šakalu – poleg globalnih podnebnih sprememb – ugoden življenjski prostor v kulturni krajini tlakovali predvsem ljudje z našimi posegi in ravnanjem v okolju.

5.1.4 Pregled nabavljene opreme za telemetrijo malih zveri in usmeritve za nadaljnje delo

Za telemetrično spremljanje malih zveri v urbani krajini smo tekom izvedbe projekta nabavili več ovratnic s pripadajočo programsko opremo, in sicer šest za lisice in tri za kune (vse iz namenskih sredstev CRP projekta) ter osem za šakala (iz drugih virov); stroške opreme/materiala tega dela CRP projekta, ki predstavljajo kar 23,7 % celotne vrednosti projekta, smo si delili štiri projektne partnerji ([preglednica 21](#)). Čeprav se projekt formalno zaključuje, pa nameravamo zaradi razpoložljivosti opreme in dejstva, da zaradi epidemioloških razmer v letu 2020 v tem sklopu nismo uspeli izvesti vseh aktivnosti, s telemetrijo malih zveri v urbanem okolju nadaljevati tudi po zaključku projekta. Z odlovom lisic na območju Ljubljane in Kopa bomo nadaljevali pozimi 2020/21 (na razpolago imamo štiri ovratnice), novembra 2020 pa smo že začeli s spremljanjem prostorskega vedenja kun belic na območju Velenja (tri ovratnice). Upošteva možnost prenosa virusa SARS-CoV-2 iz predstavnikov družine kun na ljudi, kar bi lahko postalo še zlasti nevarno, če bi virus začel krožiti v prostoživečih populacijah, še posebej tistih iz bližine ljudi ([Manes in sod., 2020](#)), je ta raziskava izjemno pomembna tudi v luči trenutno zelo aktualnih zdravstvenih razmer.

Preglednica 25: Pregled nabavljene opreme za telemetrično spremljanje malih zveri v sklopu CRP projekta.

Partner	Proizvajalec	Oprema	Količina	Cena na enoto brez DDV	Cena brez DDV	Status	
VŠVO	Followit Sweden AB	Tellus 2 Basic Ultra Light GPS ovratnica za lisice	2	1.600,00 €	3.200,00 €	ena ovratnica nameščena na lisico: Slavina, pri Prestranku, 8.5.2020 (lisica snela ovratnico po 8 dneh (56 GPS lokacij); nato občasno delovala, slaba pozicijska natančnost, najdena 31.8.2020, potrebna obnovitev); druga ovratnica pripravljena za uporabo	
		Tellus GSM/GPRS download opt.	2	150,00 €	300,00 €		
		naročilnica za prenos podatkov	1	144,00 €	144,00 €		
	Lotek UK Ltd	LiteTrack 40 VHF DL ovratnica za kune	3	1.111,00 €	3.333,00 €		
		pakiranje in poština	1	192,00 €	192,00 €	porabljeno	
UL, BF	Followit Sweden AB	Tellus 2 Basic Ultra Light GPS ovratnica za lisice	2	1.600,00 €	3.200,00 €	ena ovratnica nameščena na lisico: Ljubljansko barje, 7.12.2019 (zajetih 1.289 GPS lokacij); druga vrnjena v obnovno proizvodnjo in ponovno pripravljena za uporabo	
		Tellus GSM/GPRS download opt.	2	150,00 €	300,00 €		
		Tellus Drop-Off	2	200,00 €	400,00 €		
		RCD-04 UHF Transceiver in USB podatkovni kabel	1	600,00 €	600,00 €		
		TPM - Tellus Project Manager + tool kit	1	250,00 €	250,00 €		
		naročilnica za prenos podatkov in Followit GEO aplikacija	5	144,00 €	720,00 €		
	Lotek UK Ltd	PinPoint Reader/Prog/Charger	1	258,00 €	258,00 €		
			PinPoint Commander Unit	1	889,00 €		889,00 €
			Liteflex 3 element Yagi antena	1	165,00 €		165,00 €
	UP	Followit Sweden AB	Tellus 2 Basic Ultra Light GPS ovratnica za lisice	2	1.600,00 €		3.200,00 €
Tellus GSM/GPRS download opt.			2	150,00 €	300,00 €		
Tellus Drop-Off			2	200,00 €	400,00 €		
naročilnica za prenos podatkov			2	144,00 €	288,00 €		
pakiranje in poština			1	150,00 €	150,00 €		
Skupaj strošek CRP: 18.439,00 €						Strošek z DDV: 22.495,58 €	

Nakup ovratnic za spremljanje šakalov iz drugih/lastnih sredstev

Partner	Proizvajalec	Oprema	Količina	Cena na enoto brez DDV	Cena brez DDV	Status
GIS	Vectronic Aerospace GmbH	Vertex Lite GPS 250 ovratnica	1	1.825,00 €	1.825,00 €	ovratnica nameščena na šakala (3.598 GPS lokacij)
UL, BF	Vectronic Aerospace GmbH	Vertex Lite GPS 250 ovratnica	4	1.825,00 €	7.300,00 €	vse ovratnice nameščene na šakale (8.179 GPS lokacij), ena z okvaro
	Lotek UK Ltd	Lite Track Iridium 250 ovratnica	3	1.824,00 €	5.472,00 €	vse ovratnice nameščene na šakale (2.500+ GPS lokacij)
Skupaj strošek, drugi: 14.597,00 €						Strošek z DDV: 17.828,34 €

5.2 PREHRANSKE ZNAČILNOST LISIC V URBANIH OKOLJIH V SLOVENIJI

5.2.1 Uvod

Lisica velja za zelo prilagodljivo in vsejedo vrsto. Ker je njena prehrana sestavljena iz širokega spektra različnih vrst hrane, jo označujemo kot prehranskega generalista. Je oportunist, kar pomeni, da izbira tisto hrano, ki jo v nekem okolju v določenem obdobju najlažje dobi. Zaradi tega je njena prehrana zelo odvisna od ponudbe okolja (npr. [Jędrzejewski in Jędrzejewska, 1992](#); [Kauhala in sod., 1998](#); [Carvalho in Gomes, 2001](#); [Remonti in sod., 2005](#)). Praviloma večino hrane predstavljajo glodavci (do 90 %), uživa pa še zajce, ptiče, mrhovino, ribe, žabe, rake, polže, žuželke in njihove ličinke ter sadje. Dnevno potrebuje 500 g hrane ([Kryštufek, 1991](#)).

Ker je lisica tako prilagodljiva, predstavlja tudi najbolj razširjeno vrsto zveri na svetu. Tako lahko poseljuje širok spekter najrazličnejših habitatov, od Arktike do puščav, od naravnih habitatov do mest ([Jędrzejewska in Jędrzejewski, 1992](#)). Njena uspešnost je povezana s prilagodljivim načinom prehranjevanja. V Sloveniji je lisica splošno razširjena od morske obale do Prekmurja. V gorah seže do gozdne meje, občasno pa gre še višje, do 2.500 m visoko ([Kryštufek, 1991](#)). V Evropi je v zadnjih desetletjih mogoče opaziti velik porast številčnosti lisic urbanem okolju, tudi v večjih mestih, kjer je bilo ugotovljeno spremenjeno vedenje, vključno z drugačno prehransko preferenco: urbane lisice imajo v prehrani manjši delež glodavcev in več antropogenih virov, npr. hrane iz smetnjakov in kompostnikov, sadje z vrtov ter hrane za domače živali (zbrano v [Bužan in sod., 2020a](#); glejte tudi [poglavje 2.1.4](#)).

Poznavanje prehrane je pomemben prispevek k poznavanju biologije neke vrste. Odgovori nam lahko tudi na vprašanja o vzroku ekspanzije vrste in možnih konfliktih z ljudmi v prihodnosti. Prehrana živali se v različnih okoljih močno razlikuje, zato izsledkov tujih raziskav ne gre posploševati. Glede na to, da se urbano okolje v Sloveniji močno prepleta z ruralnim, mesta pa ne obsegajo velikih dimenzij, naše rezultate težko primerjamo z ugotovitvami iz nekaterih večjih evropskih mest, kot so npr. London, Zürich ali Berlin.

Do sedaj je bila v Sloveniji izvedena le ena raziskava prehrane lisic, ki je temeljila na analizi iztrebkov in prebavil ter je bila omejena na manjše območje Spodnje Savinjske doline ([Golavšek, 2008](#)). V pričujoči raziskavi smo prehrano lisic ugotavljali s pomočjo analize stabilnih izotopov, vzorci pa so bili zbrani na območju celotne Slovenije.

5.2.2 Prehranske značilnosti lisic

Prehrano lisic, ki živijo v Evropi, lahko v grobem razdelimo na tri glavne kategorije: male glodavce, zajce in mrhovino oz. odpadke. Temu lahko dodamo še dve dopolnilni skupini hrane, in sicer ptice (večinoma red kur in golobov) ter sadje, ki se pojavi kot glavna hrana predvsem v južni Evropi (Jędrzejewski in Jędrzejewska, 1992). Lisica je torej tudi pomemben plenilec, ki poleg manjših vrst (zajci, glodavci) lahko pleni tudi mladiče parkljarjev. Glede na raziskave iz različnih območij v Evropi lahko lisica upleni med 13 in 25 % (ponekod, npr. v otoških razmerah pa celo do 50 %) vseh mladičev srnjadi, ki so skoteni v tekočem letu. Plenjenje je tako eden izmed najpomembnejših dejavnikov, ki vplivajo na preživetje mladičev srnjadi, njegov vpliv pa je bolj izrazit v odprti kmetijski krajini kot pa v gozdu (Lindström in sod., 1994; Aanes in Andersen, 1996; Jarnemo in Liberg, 2005; Panzacchi in sod., 2008, 2009; Panek in Kamieniarz, 2017). Vpliv lisic na mladiče srnjadi so s pomočjo telemetrije preučevali na Norveškem. V obdobju 60 dni so lisice uplenile 48 % vseh označenih mladičev srnjadi, smrtnost zaradi drugih vzrokov pa je znašala zgolj 5 % celotne smrtnosti (Aanes in Andersen, 1996). Plenilski pritisk lisice na mladiče srnjadi je lahko odvisen tudi od trenutne razpoložljivosti glavnega plena. V primeru manjše gostote voluharic (glavni plen) se je plenjenje mladičev srnjadi (alternativni plen) povečalo (Small in sod., 1993; Kjellander in Nordström, 2003; Panek in Kamieniarz, 2017).

V Sloveniji je bila predhodno izvedena raziskava prehrane lisice v kulturni krajini Spodnje Savinjske doline (Golavšek, 2008). Raziskava, ki je bila izvedena na podlagi analize iztrebkov in prebavil lisic, je potekala v letih 2003 in 2004. Rezultati so pokazali, da je bil prehranjevalni rang lisic širok in je vseboval 84 vrst hrane. V zimski prehrani je bila najpogosteje zastopana mrhovina, ki je najlažje dostopna v tem letnem času, dopolnilna hrana so bili mali sesalci. V poletni prehrani pa je najvišji odstotek v biomasi zaužite hrane zavzelo sadje (47 % od 138 g), predvsem češnja (*Prunus avium*) (30 %) in mali glodavci (23 %), od katerih so bile najpomembnejše voluharice iz rodu *Microtus*.

V kulturni krajini je lisici na voljo bogata prehranska ponudba. V zadnjih dvajsetih letih se populacija lisic zvišuje. Uspešno preživetje in razširjenost lisice v antropogenih območjih si lahko razlagamo z lisičjo prilagodljivostjo na oportunistično izrabo različnih virov hrane v heterogenih okoljih (Jędrzejewski in Jędrzejewska, 1992).

Po podatkih različnih raziskav prehrano lisic iz mest in urbanih območij v največji meri sestavlja hrana antropogenega izvora, kar nakazuje na vsejdi in oportunistični značaj vrste (Doncaster in sod., 1990; Saunders in sod., 1993; Contesse in sod., 2004). Na območju mesta Zürich so prehrano

ugotavljali na podlagi analize vsebine želodcev 402 lisic, uplenjenih v obdobju med januarjem 1996 in marcem 1998. Analize so pokazale, da je prehrana lisic iz urbanih območij zelo pestra, pri čemer je prevladovalo odpadno meso, ostali odpadki, sadje in pridelki. V povprečju je bila več kot polovica vsebine želodcev antropogenega izvora, ki pa se je manjšala z oddaljenostjo od mestnega središča (Contesse in sod., 2004). V Nemčiji so ugotavljali izotopsko sestavo lisičjih brkov 119 lisic iz urbanih in ruralnih okolij na območju Berlina in Brandenburga, zbranih v letih 2016 in 2017. Rezultati izotopskih analiz so pokazali, da imajo lisice dokaj veliko prehransko nišo, hkrati pa je bilo mogoče zaznati tudi veliko variabilnost v prehranskih virih. Kljub omenjeni variabilnosti so bile razlike med urbano in ruralno populacijo statistično značilne, kar nakazuje, da so prehranske značilnosti lisice habitatno specifične. Kljub temu, da naj bi bila urbana območja v primerjavi z ruralnimi bolj heterogena, je bil prehranski razpon lisic iz urbanih območij manjši kot iz ruralnih. Višje vrednosti $\delta^{13}\text{C}$ in nižje vrednosti $\delta^{15}\text{N}$ so nakazovale na relativno visok vnos antropogenih virov hrane (Sholz in sod., 2020).

5.2.3 Metode

Analize prehrane s pomočjo stabilnih izotopov

Ugotoviti smo želeli, kakšne so prehranske značilnosti lisic v Sloveniji. Za ugotavljanje in določanje prehranskih značilnosti mesojedih živali je mogoče uporabiti različne pristope in metode. Pogosto uporabljeni sta metoda analize iztrebkov (Corbet, 1989; Jędrzejewska in Jędrzejewski, 1998) ter analiza želodcev (Azevedo in sod., 2006; Balestrieri in sod., 2010; Boškovič, 2012). Obe je mogoče nadgraditi še z dodatnimi genetskimi analizami. V zadnjem času se za določanje prehranskih značilnosti vedno bolj uporablja tudi stabilne izotope (Ben-David in Flaherty, 2012; Koike in sod., 2016). Slednjo metodo smo preizkusili tudi v okviru pričujočega CRP projekta.

Izotopi so atomi istega elementa, ki se razlikujejo v številu nevtronov v jedru, zaradi česar imajo različno maso in fizikalne lastnosti, enake pa so njihove kemijske lastnosti. Za razliko od radioaktivnih izotopov, ki imajo razpolovno dobo, stabilni izotopi nimajo razpolovne dobe. Stabilni izotopi so se izkazali za nadvse uporabne za preučevanje prehranskih virov in/ali geografskega izvora živali, pri čemer preučujemo variabilnost izotopske sestave lahkih elementov (ogljik, dušik, žveplo, kisik in vodik) v ekosistemih. Le-ta je posledica izotopske separacije, ki se dogaja v številnih procesih v naravi. Ko se izotopi vgradijo v celice v (živalskem) telesu, postane specifična izotopska sestava kazalnik preučevanega procesa (npr. prehrane).

Zbiranje vzorcev

Za potrebe izotopskih analiz smo zbrali mišice lisic, uplenjenih na območju Slovenije v letih 2019 in 2020. Zbiranje vzorcev je potekalo s pomočjo lovcev, ki so jih zbirali za namene monitoringa zdravstvenega stanja divjadi v Sloveniji, mi pa smo jih pridobili prek kolegov z Veterinarske fakultete (VF) Univerze v Ljubljani. Po uplenitvi oz. raztelešenju na VF so odvzeli del mišice, jo dali v plastično vrečko, označili z vsemi potrebnimi podatki za identifikacijo vzorca (datum in lokacija odvzema) ter zamrznili do našega prevzema. Za izotopske analize je bilo ustreznih 117 vzorcev ([preglednica 22](#)).

Preglednica 26: Podatki o vzorcih, uporabljenih za izotopske analize oz. določitev prehranskih značilnosti lisic v Sloveniji.

Zap. št.	ID	Datum odvzema	Lovišče	LUO	Regija
1	MLISI001	13. 11. 2019	LPN Žitna gora	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
2	MLISI022	17. 11. 2019	Taborska jama	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
3	MLISI023	17. 11. 2019	Turjak	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
4	MLISI032	10. 01. 2020	LPN Medved	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
5	MLISI033	10. 01. 2020	LPN Medved	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
6	MLISI034	8. 01. 2020	LPN Žitna gora	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
7	MLISI035	8. 01. 2010	LPN Snežnik	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
8	MLISI036	10. 01. 2010	LPN Medved	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
9	MLISI037	10. 01. 2020	LPN Medved	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
10	MLISI038	10. 01. 2020	LPN Medved	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
11	MLISI060	24. 11. 2019	Taborska jama	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
12	MLISI061	24. 11. 2019	Taborska jama	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
13	MLISI072	18. 11. 2019	LPN Snežnik	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
14	MLISI073	21. 11. 2019	LPN Medved	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
15	MLISI074	17. 11. 2019	LPN Žitna gora	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
16	MLISI075	17. 11. 2019	Adlešiči	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
17	MLISI078	30. 10. 2019	Vinica	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
18	MLISI080	7. 01. 2020	LPN Žitna gora	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
19	MLISI088	26. 11. 2019	Šentjernež	Kočevsko-Belokranjsko	Kraško-Dinarska
20	MLISI068	14. 11. 2019	LPN Jelen	Notranjsko	Kraško-Dinarska
21	MLISI062	25. 11. 2019	Škofljica	Notranjsko	Kraško-Dinarska
22	MLISI063	24. 11. 2019	Tomišelj	Notranjsko	Kraško-Dinarska
23	MLISI064	9. 11. 2019	Tomišelj	Notranjsko	Kraško-Dinarska
24	MLISI065	5. 11. 2019	Škofljica	Notranjsko	Kraško-Dinarska
25	MLISI102	9. 12. 2019	Škofljica	Notranjsko	Kraško-Dinarska
26	MLISI076	10. 11. 2019	Mokronog	Novomeško	Kraško-Dinarska
27	MLISI077	10. 11. 2019	Mokronog	Novomeško	Kraško-Dinarska
28	MLISI079	10. 11. 2019	Mokronog	Novomeško	Kraško-Dinarska
29	MLISI087	1. 12. 2019	Trdinov vrh	Novomeško	Kraško-Dinarska
30	MLISI089	10. 11. 2019	Predgrad	Novomeško	Kraško-Dinarska
31	MLISI090	29. 10. 2019	Toplice	Novomeško	Kraško-Dinarska
32	MLISI091	3. 11. 2019	Orehovica	Novomeško	Kraško-Dinarska
33	MLISI092	1. 12. 2019	Trdinov vrh	Novomeško	Kraško-Dinarska
34	MLISI093	1. 12. 2019	Trdinov Vrh	Novomeško	Kraško-Dinarska
35	MLISI095	1. 12. 2019	Šentjernež	Novomeško	Kraško-Dinarska
36	MLISI096	1. 12. 2019	Šentjernež	Novomeško	Kraško-Dinarska
37	MLISI103	5. 12. 2019	Gorjanci	Novomeško	Kraško-Dinarska
38	MLISI005	10. 11. 2019	Lijak	Zahodnovisokokraško	Kraško-Dinarska

Preglednica 22: Podatki o vzorcih, uporabljenih za izotopske analize oz. določitev prehranskih značilnosti lisic v Sloveniji (nadaljevanje).

Zap. št.	ID	Datum odvzema	Lovišče	LUO	Regija
39	MLISI006	10. 11. 2019	Lijak	Zahodnovisokokraško	Kraško-Dinarska
40	MLISI016	6. 11. 2019	Most na Soči	Zahodnovisokokraško	Kraško-Dinarska
41	MLISI070	15. 11. 2019	Krekovše	Zahodnovisokokraško	Kraško-Dinarska
42	MLISI071	15. 11. 2019	Črna Jama	Zahodnovisokokraško	Kraško-Dinarska
43	MLISI002	10. 11. 2019	Šentjošt	Gorenjsko	Predalpska
44	MLISI021	14. 11. 2019	Sorica	Gorenjsko	Predalpska
45	MLISI040	10. 01. 2020	Dobrova - Polhov Gradec	Gorenjsko	Predalpska
46	MLISI041	11. 01. 2020	Pšata	Gorenjsko	Predalpska
47	MLISI042	10. 01. 2020	Pšata	Gorenjsko	Predalpska
48	MLISI097	27. 11. 2019	Bled	Gorenjsko	Predalpska
49	MLISI098	27. 11. 2019	Bled	Gorenjsko	Predalpska
50	MLISI099	27. 11. 2019	Bled	Gorenjsko	Predalpska
51	MLISI104	16. 12. 2019	Pšata	Gorenjsko	Predalpska
52	MLISI003	18. 11. 2019	Kamnik	Kamniško-Savinjsko	Predalpska
53	MLISI043	8. 01. 2020	Domžale	Kamniško-Savinjsko	Predalpska
54	MLISI059	26. 11. 2019	Domžale	Kamniško-Savinjsko	Predalpska
55	MLISI020	10. 11. 2019	Muta	Pohorsko	Predalpska
56	MLISI028	29. 11. 2019	Oplotnica	Pohorsko	Predalpska
57	MLISI109	16. 11. 2019	Slovenska Bistrica	Pohorsko	Predalpska
58	MLISI110	12. 11. 2019	Kapla	Pohorsko	Predalpska
59	MLISI048	25. 11. 2019	Muta	Pohorsko	Predalpska
60	MLISI009	3. 11. 2019	Bovec	Triglavsko	Predalpska
61	MLISI011	4. 11. 2019	Bovec	Triglavsko	Predalpska
62	MLISI039	13. 01. 2020	Pugled	Zasavsko	Predalpska
63	MLISI081	10. 12. 2019	Pugled	Zasavsko	Predalpska
64	MLISI024	7. 12. 2019	Mala Nedelja	Pomursko	Predpanonska
65	MLISI049	11. 11. 2019	Apače	Pomursko	Predpanonska
66	MLISI050	18. 11. 2019	Apače	Pomursko	Predpanonska
67	MLISI051	11. 11. 2019	Apače	Pomursko	Predpanonska
68	MLISI052	11. 11. 2019	Apače	Pomursko	Predpanonska
69	MLISI053	18. 11. 2019	Apače	Pomursko	Predpanonska
70	MLISI054	18. 11. 2019	Apače	Pomursko	Predpanonska
71	MLISI055	19. 11. 2019	LPN Fazan Beltinci	Pomursko	Predpanonska
72	MLISI056	19. 11. 2019	LPN Fazan Beltinci	Pomursko	Predpanonska
73	MLISI057	19. 11. 2019	LPN Fazan Beltinci	Pomursko	Predpanonska
74	MLISI058	19. 11. 2019	LPN Fazan Beltinci	Pomursko	Predpanonska
75	MLISI082	17. 11. 2019	Pugled	Posavsko	Predpanonska
76	MLISI083	24. 11. 2019	Cerklje ob Krki	Posavsko	Predpanonska
77	MLISI084	24. 11. 2019	Artiče	Posavsko	Predpanonska
78	MLISI085	24. 11. 2018	Brežice	Posavsko	Predpanonska
79	MLISI086	25. 11. 2019	Brežice	Posavsko	Predpanonska
80	MLISI017	9. 11. 2019	Šentjur	Savinjsko-Kozjansko	Predpanonska
81	MLISI019	10. 11. 2019	Ponikva	Savinjsko-Kozjansko	Predpanonska
82	MLISI025	26. 11. 2019	Tabor	Savinjsko-Kozjansko	Predpanonska
83	MLISI044	13. 11. 2019	Dramlje	Savinjsko-Kozjansko	Predpanonska
84	MLISI045	13. 11. 2019	Dramlje	Savinjsko-Kozjansko	Predpanonska
85	MLISI046	17. 11. 2019	Šentjur	Savinjsko-Kozjansko	Predpanonska
86	MLISI047	17. 11. 2019	Loka pri Žusmu	Savinjsko-Kozjansko	Predpanonska
87	MLISI107	17. 11. 2019	Kajuh	Savinjsko-Kozjansko	Predpanonska
88	MLISI026	19. 11. 2019	Laporje	Slovenskogoriško	Predpanonska
89	MLISI027	24. 11. 2019	Cigonca	Slovenskogoriško	Predpanonska
90	MLISI029	27. 11. 2019	Laporje	Slovenskogoriško	Predpanonska
91	MLISI030	28. 11. 2019	Laporje	Slovenskogoriško	Predpanonska

Preglednica 22: Podatki o vzorcih, uporabljenih za izotopske analize oz. določitev prehranskih značilnosti lisic v Sloveniji (nadaljevanje).

Zap. št.	ID	Datum odvzema	Lovišče	LUO	Regija
92	MLISI031	28. 11. 2019	Laporje	Slovenskogoriško	Predpanonska
93	MLISI094	28. 11. 2019	Laporje	Slovenskogoriško	Predpanonska
94	MLISI105	10. 11. 2019	Cigonca	Slovenskogoriško	Predpanonska
95	MLISI106	15. 11. 2019	Voličina	Slovenskogoriško	Predpanonska
96	MLISI108	6. 11. 2019	Laporje	Slovenskogoriško	Predpanonska
97	MLISI111	10. 11. 2019	Laporje	Slovenskogoriško	Predpanonska
98	MLISI004	16. 11. 2019	Ilirska Bistrica	Primorsko	Sub-mediteranska
99	MLISI007	22. 10. 2019	Raša Štorje	Primorsko	Sub-mediteranska
100	MLISI008	4. 11. 2019	Videž Kozina	Primorsko	Sub-mediteranska
101	MLISI010	11. 11. 2019	Izola	Primorsko	Sub-mediteranska
102	MLISI013	12. 11. 2019	Videž Kozina	Primorsko	Sub-mediteranska
103	MLISI014	10. 11. 2019	Istra Gračišče	Primorsko	Sub-mediteranska
104	MLISI015	18. 11. 2019	Izola	Primorsko	Sub-mediteranska
105	MLISI066	21. 11. 2019	Koper	Primorsko	Sub-mediteranska
106	MLISI067	25. 11. 2019	Dolce Komen	Primorsko	Sub-mediteranska
107	MLISI069	26. 11. 2019	Ilirska Bistrica	Primorsko	Sub-mediteranska
108	MLISI100	29. 11. 2019	Kojnik Podgorje	Primorsko	Sub-mediteranska
109	MLISI101	25. 11. 2019	Dekani	Primorsko	Sub-mediteranska
110	MLISI012				Ni podatkov
111	MLISI018				
112	MLISI112				
113	MLISI113				
114	MLISI114				
115	MLISI115				
116	MLISI116				
117	MLISI117				

Izotopske analize

Analize so potekale v laboratoriju za stabilne izotope na Gozdarskem inštitutu Slovenije. Vzorce mišic odvzetih lisic smo najprej liofilizirali, nato zmleli v prah in zatehtali po cca. 600 µg vzorca v kositrne kapsule. Vzorce smo sežgali v elementnem analizatorju Vario Pyro Cube (Elementar GmbH, D) pri 950 °C in nastale pline vodili v masni spektrometer za stabilne izotope ISOPRIME 100 (Isoprime Ltd., UK). Skupno smo analizirali razmerje stabilnih izotopov dušika ($\delta^{15}\text{N}$) in ogljika ($\delta^{13}\text{C}$) v mišičnini 117 lisic.

Analize podatkov

Za potrebe prostorskih analiz smo vzorce razdelili v štiri geografske regije, ki smo jih oblikovali s smiselnim združevanjem lovskoupravljaljskih območij (LUO). Zaradi velike krajinsko-ekološke variabilnosti Slovenije so nas namreč zanimali tudi variabilnost prehrane lisic in razlike med posameznimi regijami. Pri oblikovanju regij smo sledili ekološko-prostorski metodi razdelitve, ki upošteva topografijo, geologijo in klimatske razmere (glejte Natek, 2002). Pri tem smo meje regij

prilagodili glede na meje LUO, ki med drugim definirajo tudi značilnosti in rang razširjenosti najpomembnejših vrst divjadi, ki lahko predstavljajo enega ključnih prehranskih virov lisic. Oblikovali smo sledeče regije: (i) predalpsko, ki vključuje Gorenjsko, Kamniško-Savinjsko, Pohorsko in Zasavsko LUO; (ii) subpanonsko, ki obsega Posavsko, Savinjsko-Kozjansko, Pomursko, Ptujsko-Ormoško in Slovenskogoriško LUO; (iii) submediteransko, ki se prekriva s površino Primorskega LUO; (iv) dinarsko-kraško, ki zajema Kočevsko-Belokranjsko, Novomeško in Notranjsko LUO. Analize smo izvedli v programskem okolju R (R Core Team, 2019) z uporabo knjižnice SIBER (Jackson in sod., 2011).

5.2.4 Rezultati

Povprečne vrednosti razmerij stabilnih izotopov dušika in ogljika za nivo celotne Slovenije so podane v [preglednici 23](#), kjer so prikazani tudi deleži ogljika in dušika v suhi teži mišičnine ter razmerje med ogljikom in dušikom.

Preglednica 27: Podatki o razmerju stabilnih izotopov ogljika in dušika, deležu ogljika in dušika ter C:N razmerju v mišičnini analiziranih lisic.

Stabilni izotop	n	Aritmetična sredina	Standardni odklon	Najmanjša vrednost	Največja vrednost
$\delta^{13}\text{C}$	117	-23,24	1,33	-26,29	-20,23
$\delta^{15}\text{N}$	117	7,44	1,23	4,86	10,35
C%	117	47,52	1,91	42,97	53,89
N%	117	12,89	0,95	10,18	15,13
C:N	117	3,65	0,37	3,05	5,10

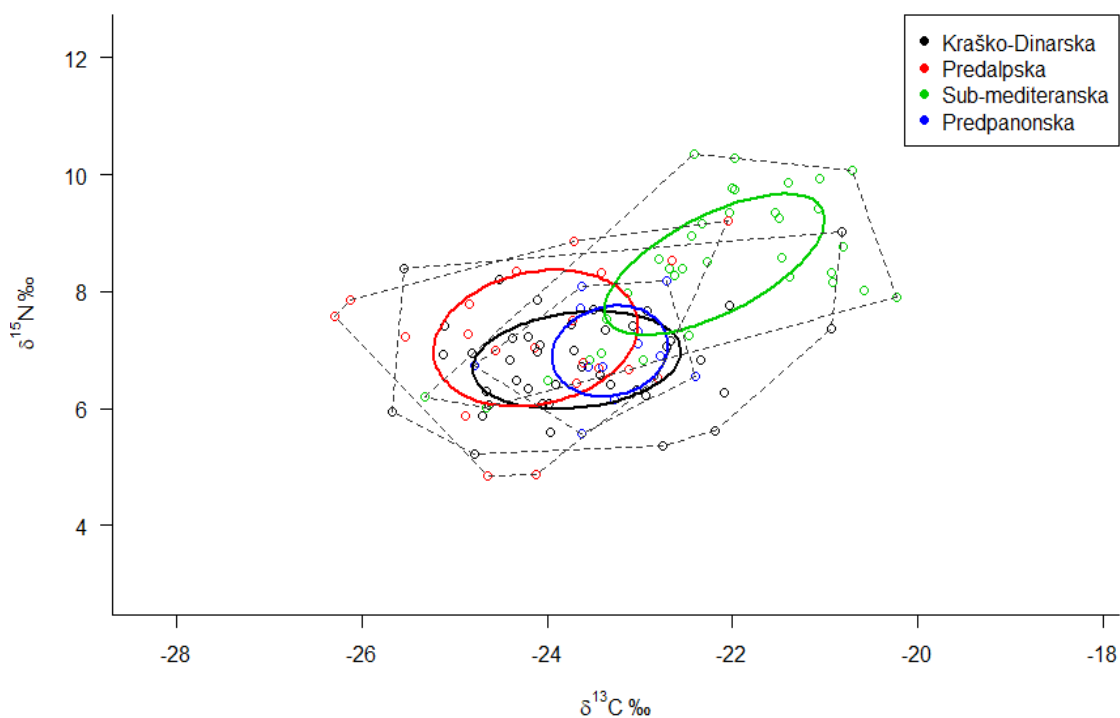
Preglednica 28: Regionalizirani podatki o razmerju stabilnih izotopov ogljika in dušika v mišičnini analiziranih lisic.

Regija	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	
	Aritmetična sredina	Standardni odklon	Aritmetična sredina	Standardni odklon
Kraško-Dinarska	-23,68	1,11	6,83	0,83
Predalpska	-24,12	1,09	7,20	1,15
Predpanonska	-22,19	1,17	8,46	1,19
Sub-mediteranska	-23,32	0,62	6,98	0,77
Neznan izvor	-22,93	1,62	7,69	1,37
Slovenija skupaj	-23,24	1,33	7,44	1,23

Analiza razmerja stabilnega izotopa dušika in ogljika, upoštevajoč razdelitev na regije (*preglednica 24*), je pokazala, bi v Sloveniji težko delili lisice na izključno ruralne in urbane, saj analize niso pokazale nobenih razlik. Razlog za to je predvsem v relativni majhnosti mest in v dobro ohranjenem naravnem okolju, ki se nahaja v neposredni bližini mestnih središč oz. obrobji mest; to okolje lisicam nudi tudi raznovrstno in enostavno dostopno prehrano.

Delitev po regijah je pokazala, da je med lisicami, ki so bile uplenjene v različnih območjih Slovenije, mogoče opaziti razlike. Še posebej so izstopale lisice iz submediteranskega območja, ki so kazale dokaj drugačno izotopsko sliko kot tiste iz predalpskega, subpanonskega ali kraško-dinarskega območja. Submediteransko območje izstopa po najmanj negativnih vrednostih $\delta^{13}\text{C}$ in najbolj pozitivnih $\delta^{15}\text{N}$ (*slika 56*).

Najširšo izotopsko nišo so imele lisice iz kraško-dinarskega območja, kar kaže na širok razpon prehranskih virov v tej regiji. Najožjo izotopsko nišo pa so imele lisice iz subpanonskega območja, ki je tudi najbolj ruralno, zato so tu prehranske možnosti morebiti bolj omejene kot v ostalih območjih oz. je nekoliko bolj poudarjen specialističen način prehrane.



Slika 56: Vrednosti $\delta^{13}\text{C}$ in $\delta^{15}\text{N}$ v mišičnini lisic v Sloveniji, razdeljene na štiri regije.

5.2.5 Razprava

Izkazalo se je, da v Sloveniji ne moremo ločeno govoriti o lisicah iz strogo urbanega in na drugi strani o lisicah iz strogo ruralnega okolja. V Sloveniji so mesta dokaj majhna, urbano okolje pa se hkrati tudi dodobra prepleta z ruralnim. Kljub temu smo z delitvijo podatkov na posamezne naravnogeografske regije prišli do nekaterih zanimivih ugotovitev. Delitev po regijah je namreč pokazala, da je med lisicami, ki so bile uplenjene v različnih območjih Slovenije, mogoče opaziti razlike. Najbolj so izstopale lisice iz submediteranskega območja, ki so kazale precej drugačno izotopsko sliko kot tiste iz drugih območij. Submediteransko območje je v celoti sovpadalo s Primorskim LUO, ki obsega lovišča, ki ležijo vzdolž jadranske obale in v njenem zaledju. Pokrajina je v tem delu gosto poseljena, pri čemer je mogoče sklepati, da je živalim, kot je lisica, na voljo velika količina antropogenih virov hrane. Rezultati izotopskih analiz so pokazali, da to območje izstopa po najmanj negativnih vrednostih $\delta^{13}\text{C}$ in najbolj pozitivnih $\delta^{15}\text{N}$. Glede na podatke iz literature bi lahko sklepali, da lisice prihajajo v stik z določenimi viri morske hrane (ribe, školjke, raki), saj ima ta hrana podobno izotopsko sestavo. Pri tem gre najverjetneje za antropogene ostanke morske hrane, ki jo ljudje odvržejo v smeti. Ta značilnost in izotopska sestava bi lahko še posebej veljala za lisice, odvzete v loviščih Izola, Koper, Dekani in druga lovišča iz slovenske Istre. Za dokončno potrditev te domneve bi bile potrebne dodatne analize, a vsekakor lahko povzamemo, da imajo urbano okolje in dodatni viri razpoložljive hrane pomemben vpliv na biologijo navadne lisice.

Najširšo izotopsko nišo so imele lisice iz kraško-dinarskega območja, kar kaže na širok razpon prehranskih možnosti. To območje je z vidika naravnogeografskih značilnosti tudi najbolj raznoliko, saj združuje Kočevsko-Belokranjsko, Novomeško in Notranjsko LUO. V tem območju se lisice prehranjujejo z najrazličnejšo hrano, kar potrjuje njihov oportunistični prehranski značaj.

Najožjo izotopsko nišo so imele lisice iz subpanonskega območja, ki zajema Posavsko, Savinjsko-Kozjansko, Pomursko, Ptujsko-Ormoško in Slovenskogoriško LUO. Glede na to, da so bila iz teh lovskoupravljaljskih območij vključena predvsem lovišča, v katerih prevladuje pretežno kmetijska krajina, v kateri je zaradi odsotnosti antropogenih virov hrane prehranska raznolikost manjša in omejena predvsem na male glodavce in druge naravne prehranske vire, domnevamo, da je zato tam izotopska niša ožja.

6 DOLOČITEV GENETSKIH ZNAČILNOSTI IZBRANIH VRST DIVJADI V SUBURBANI KRAJINI

6.1 IZHODIŠČA

Sesalci, ki so se prilagodili na urbano okolje, se zelo razlikujejo po velikosti, načinu prehrane, disperziji, razmnoževalnih strategijah in seveda tudi genetski variabilnosti na adaptivnih delih genoma. Kljub temu imajo urbane vrste nekatere skupne značilnosti, ki jim omogočajo uspešno prilagajanje na drugačno, specifično okolje. Za urbane sesalce je značilen povečan razmnoževalni uspeh: imajo večja legla in vsaj nekateri povečano frekvenco razmnoževanja, kar predvidoma deluje kot protiutež veliki umrljivosti v urbanih okoljih zaradi povozov, konfliktov z ljudmi ali plenjenja (Santini in sod., 2018). Poleg tega je vsaj za vrste v skupini urbanih uporabnikov značilna povečana velikost možganov, kar se lahko odraža kot večja vedenjska prilagodljivost na spremenljive in nepredvidljive razmere (Sol in sod., 2008; Snell-Rood in Wick, 2013). Še posebej v času razmnoževanja so sesalci v urbanih območjih, sploh v bližini prometnic, izpostavljeni večji nevarnosti (Lima in Bednekoff, 1999) kot v nereproduktivnem obdobju (Legagneux in Ducatez, 2013). Povečana vznemirjenost lahko privede do sprememb v obnašanju oz. do sprememb v znakih življenjskih strategij (npr. večja nočna aktivnost) kot odgovor na vse večje motnje človeka (tj. zaznano tveganje), kar na eni strani izboljša dostop do dodatnih virov hrane (Ditchkoff in sod., 2006), ampak tudi prispeva k pogostejšim povozom (Cook in Blumstein, 2013).

Zaradi razlik v vedenjskih značilnostih in znakih življenjskih strategij populacij istih vrst iz mestnih in izvenmestnih okolij bi bilo zelo zanimivo in pomembno vedeti, ali so razlike posledica vpliva genetskega zdrsa zaradi izolacije populacij v urbanih območjih, kar bi bilo razvidno na ravni nevtralne genetske variabilnosti, ali pa so razlike med populacijami posledica adaptivne genetske variabilnosti zaradi prilagoditve na novo okolje. Ker podatki o genetskih značilnostih divjadi v Sloveniji nasploh manjkajo oz. se molekularno-genetske analize divjadi pri nas v preteklosti niso izvajale, smo v sklopu CRP projekta začeli s širšimi analizami genetske variabilnosti populacij izbranih – za urbano krajino najbolj zanimivih – vrst na območju celotne države; v izbranih modelnih območjih polurbane krajine pa smo izvedli nekatere bolj poglobljene in ciljne analize. Tako smo v tem delovnem sklopu izvedli genetske analize srnjadi na celotnem območju države in v modelnem lovišču Oljka, Šmartno of Paki. Začeli smo tudi z genotipizacijo divjih prašičev, lisic in kun belic. Te analize nam bodo omogočile primerjavo razlik v genetski variabilnosti in strukturi urbanih populacij v primerjavi s populacijami v naravnem okolju, z njimi pa bomo (na vzorcih, ki smo jih zbrali tekom projekta) nadaljevali tudi po zaključku projekta.

6.2 DOLOČITEV GENETSKE STRUKTURE SRNJADI V SLOVENIJI

6.2.1 Uvod

Raznolikost osebkov med populacijami je posledica številnih dejavnikov, kot so raznolikost habitatov, lokalne prilagoditve (adaptacija), strategije širjenja vrste itd. Ti dejavniki povzročijo strukturiranje populacij v geografskem prostoru razširjenosti neke vrste. Vrste so poleg naravnih procesov podvržene tudi močnim antropogenim (človeškim) vplivom, zaradi katerih se populacije soočajo z degradacijo, izgubo in izolacijo habitatov, kar med drugim vpliva na dnevne in sezonske migracije živali. Posledično se geografsko ločene populacije vse bolj genetsko oddaljujejo, saj je med njimi omejen genski pretok, ki povzroča genetsko substrukturiranje populacij. Genetska izolacija ima na populacije negativen vpliv, saj lahko vpliva na povečevanje števila homozigotnih osebkov, privede pa lahko tudi do parjenja v ožjem sorodstvu.

Evropska srna/srnjad je najbolj številčna in ena najbolj razširjenih vrst velikih sesalcev v Evropi; glede na raznolikost habitatov, ki jih poseljuje, se ta vrsta srečuje z veliko raznolikostjo okoljskih in podnebnih razmer, kar povzroča pomembne razlike v različnih parametrih življenjskih strategij vrste oz. fitnessu populacij. Kljub temu do nedavnega, tj. do izvedbe CRP projekta in genetskih raziskav znotraj njega (Sternad, 2018; Bončina in sod., 2019; Bužan in sod., 2019a, 2019b, 2020b; Gerič, 2020), pri nas ni bilo genetskih analiz te vrste, zato so bile do izvedbe pričujočega projekta genetska struktura populacije in druge lastnosti, ki jih lahko ugotavljamo z molekularnimi orodji, domala neznane. Z genetskimi analizami smo torej v sklopu projekta – z uporabo molekularnih označevalcev (markerjev) – določili genetsko strukturo srnjadi v Sloveniji. Poznane lokacije (koordinate) odvzema, pridobljene iz lovsko-informacijskega sistema, in prepoznana genetska struktura nam omogočajo sklepanje o prostorskem vedenju posameznih osebkov, a tudi o vplivu okoljskih dejavnikov na uspešnost vrste, vključno z vplivom na telesne mase in razmnoževalni potencial kot zelo pomembna parametra fitnessa (Bužan in sod., 2020b). Omogočajo pa nam tudi poznavanje vplivov krajinskih in antropogenih barier v suburbani krajini na prostorsko vedenje osebkov, sorodstvena razmerja med njimi ter na genski pretok (Bončina in sod., 2019).

V sklopu CRP projekta pridobljene rezultate o genetskih značilnostih srnjadi pri nas smo že uspeli objaviti v več znanstvenih prispevkih, tako na znanstvenih srečanjih (Bužan in sod., 2019a, 2019b) kot tudi v domačih strokovno-znanstvenih revijah (Bončina in sod., 2019) in tujih periodičnih publikacijah z veliko odmevnostjo (Bužan in sod., 2020b). V nadaljevanju poročila nekoliko podrobneje predstavljamo raziskovalne pristope in vse bistvene ugotovitve, pomembne z vidika razumevanja ekologije/genetike srnjadi v suburbani krajini.

6.2.2 Material in metode

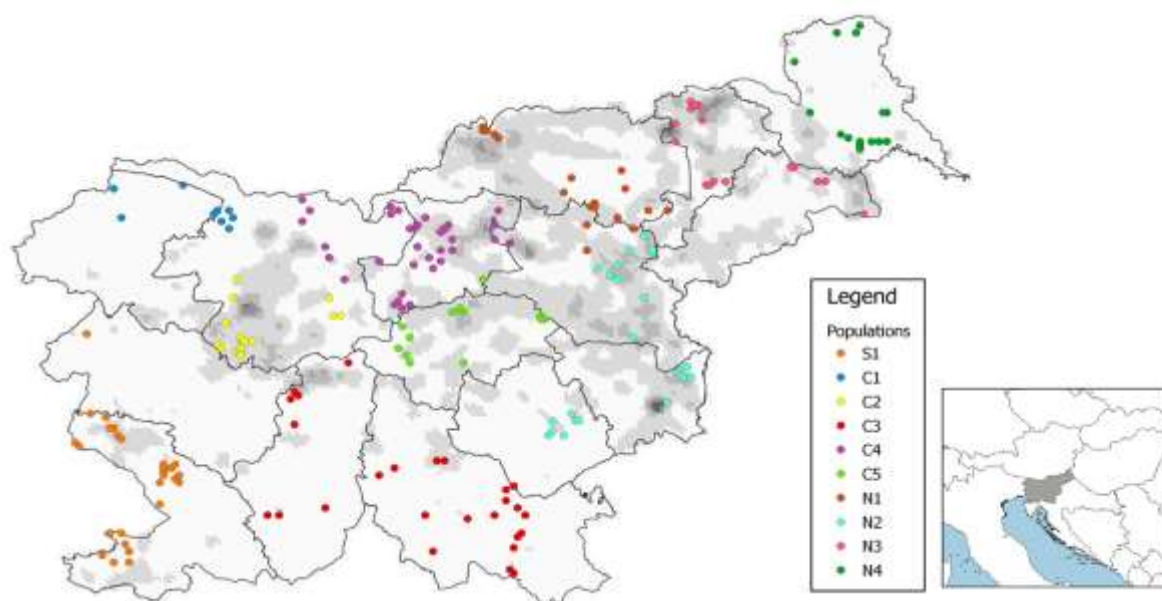
Vzorčenje

V analizo genetske strukture srnjadi v Sloveniji smo vključili vzorce 213 osebkov, ki so bili v sklopu rednega odvzema pridobljeni na območju celotne Slovenije v obdobju 2013–2015. Vzorce smo genotipizirali na 14 mikrosatelitnih lokusih. Za določitev povezave genetskih dejavnikov in telesne mase oz. razmnoževalnega potenciala smo v analizo vključili samo mladice (enoletne srne). Za to obstajajo naslednji razlogi: (i) standardiziranje vzorca glede na znano starost, ki jo v nasprotju od odraslih srn pri mladiceh lahko natančno določimo z makroskopskim pregledom razvojne stopnje zob (Pokorny in Jelenko Turinek, 2018); (ii) ta starostna kategorija ima veliko večjo variabilnost telesnih mas in tudi ovulacijske sposobnosti oz. stopnje plodnosti v primerjavi z odraslimi samicami (Flajšman in sod., 2017a), zato je pri tej starostni kategoriji pričakovati večje učinke različnih vplivnih dejavnikov.

Vzorce, zajete v analizo genetske strukturiranosti, smo razdelili v 10 prostorskih skupin (v nadaljevanju jih za namene tega dela imenujemo tudi »populacije«), in sicer na podlagi pripadnosti lovskoupravljaljskim območjem ter geografskih značilnosti prostora. Izvor in prostorska razporeditev vzorcev sta prikazana na [sliki 57](#), kjer je shematsko prikazana tudi ocenjena populacijska gostota srnjadi pri nas (po Stergar in sod., 2012). Poimenovanje populacij in drugi podatki so prikazani v [preglednici 25](#).

Preglednica 29: Pregled vnaprej definiranih raziskovalnih območij (»populacij«) in podatki o velikosti vzorca v posameznih območjih oz. o številu samic srnjadi (večinoma mladice), ki smo jih vključili v določitev genetske strukture srnjadi v Sloveniji.

Št. skupine	Območje	Oznaka območja	Zgodovina upravljanja (19. stoletje)	Št. vzorcev
1	Kras in Istra	S1	prekomerni lov	33
2	Julijske Alpe	C1	trajnostno upravljanje	10
3	Polhograjsko in Škofjeloško hribovje	C2	trajnostno upravljanje	15
4	Dinaridi	C3	trajnostno upravljanje	27
5	Kamniško-Savinjske Alpe	C4	trajnostno upravljanje	34
6	Posavsko hribovje	C5	trajnostno upravljanje	16
7	Pohorje	N1	prekomerni lov in krivolov	21
8	Subpanonska Slovenija	N2	prekomerni lov in krivolov	24
9	Podravje in Slovenske gorice	N3	prekomerni lov in krivolov	16
10	Prekmurje	N4	prekomerni lov in krivolov	17
Skupaj				213



Slika 57: Prostorski prikaz lokacij vzorčenja enoletnih srn (mladic), razdeljenih v 10 skupin/populacij (za več informacij glejte [preglednico 25](#)). Meje označujejo 15 lovskoupravljavskih območij, siva barva v ozadju pa shematsko prikazuje gradient ocenjenih populacijskih gostot (po [Stergar in sod., 2012](#)), temnejša barva pomeni večje gostote.

Lovci so takoj po odstrelu pri odvzemu vzorcev srni odstranili maternico in jo v plastični vrečki zamrznili; odstranili so tudi levo polovico spodnje čeljustnice, s pomočjo katere smo kasneje določili starost osebka ([Flajšman, 2017](#)). Za vsak osebek so lovci na 0,5 kg natančno stehali telesno maso brez notranjih organov (iztrebljena telesna masa), ki smo jo kasneje korigirali oz. standardizirali za vsak dan posebej ([Flajšman in sod., 2017a](#)), upoštevaje sezonsko spreminjanje telesnih mas (t. i. standardizirana telesna masa, ki smo jo uporabili tudi v naši raziskavi). Razmnoževalni potencial oz. plodnost vsake samice smo določili na podlagi števila rumenih teles (*corpora lutea*; CL) v jajčnikih ([Flajšman, 2017](#)), vzorce za kasnejšo analizo DNA pa smo ob tem shranili v etanol. Podrobnejši podatki o v raziskavo vključenih osebkih so podani v [Bužan in sod. \(2020b\)](#).

Molekularne metode

Izolacija molekule DNK (DNA) iz tkivnih vzorcev

Mišično tkivo velikosti 2x2 mm je bilo pred izolacijo shranjeno v etanolu, zato smo ga posušili na zraku, da smo odstranili etanol. Za DNA ekstrakcijo smo uporabili peqGOLD Tissue DNA kit (S-Line) (VWR International, Leuven, Belgium), pri katerem smo sledili navodilom proizvajalca. Pridobljeno količino DNA smo eluirali (razdelili) v manjše epice z ustreznim elucijskim pufrom in jih shranili v hladilnik na 4 °C. S tem smo zmanjšali čas odmrzovanja in hkrati tudi zagotovili uporabo samo

delne količine vzorca, če bi slučajno prišlo do napake in bi morali analizo ponoviti. S fluorimetrom (Life Technologies) in Qubit® dsDNA kitom (Invitrogen BR Assay Kit) smo izmerili koncentracijo in čistost izolirane DNA v vzorcu. Hkrati smo izmerili tudi spektralno krivuljo z Epoch™ (BioTeck mikropločni spektrofotometer) in z uporabo programske opreme Gene5 v.1 preverili morebitne nečistoče v vzorcu. Količino DNA, dobljeno v ng na μL DNK, smo izrazili v končni elucijski količini.

Verižna reakcija s polimerazo (PCR)

S pomočjo verižne reakcije s polimerazo smo pomnožili 14 mikrosatelitnih lokusov, specifičnih za srnjad, povzetih po [Olano-Marin in sod. \(2014\)](#). Lokuse smo razdelili v 4 skupine (sete) in za vsak set posebej naredili PCR reakcijo s pogoji, opisanimi v [preglednici 26](#), kjer so podane tudi podrobnejše informacije o posameznem lokusu.

Za PCR reakcijo smo uporabili KAPA2G Fast Multiplex Mix kit (Kapa Biosystems). Pri pripravi smo sledili navodilom proizvajalca. Protokol za pripravo reakcijske mešanice za en vzorec: 3,25 μL ddH₂O (dvojno destilirana voda); 6,25 μL mastermix KAPA2G; 1 μL set 1 (mešanica začetnih oligonukleotidov, v enakomernem razmerju); 2 μL vzorca (izolirane DNK).

Pripravljene reakcijske mešanice smo dali na ciklični termostat DNA ENGINE Thermal Cycler 200 in določili naslednji temperaturni profil za PCR reakcijo: 3 minute na 95 °C (začetna aktivacija PCR reakcije); 35 ciklov: 15 s na 95 °C (denaturacija), 30 s na 58 °C (naleganje), 30 s na 72 °C (podaljševanje), 10 minut na 72 °C (končno podaljševanje).

Fragmentna analiza

Fragmentno analizo smo izpeljali na SeqStudio sekvenatorju (ThermoFischer Scientific) z uporabo GeneScan LIZ500 (-250) velikostnega standarda (Applied Biosystems).

Rezultate fragmentne analize v obliki FSA datotek smo prenesli v program GeneMapper v.5.0 (Applied Biosystems), kjer smo odčitali dolžine mikrosatelitnih lokusov. Odčitavanje smo optimizirali z opcijo Bin set v oknu Panel manager. Pri tem smo sledili navodilom programa. Rezultate analize smo zapisali v Excel tabeli in pri tem uporabili vtičnik GenAEx 6.5 ([Peakall in Smouse, 2012](#)), s katerim smo pripravili vhodne datoteke za ostale programe, ki so bili uporabljeni pri statistični analizi.

Preglednica 30: Opis 14 mikrosatelitnih lokusov. Za vsak lokus je naveden set, ponovljen motiv (sekvenca), razpon alelov in referenca. Podane so oznake barvila, ki je bilo dodano mikrosatelitu v setu, da smo ga lahko kasneje ločili v programu Genemapper za določanje dolžin mikrosatelitov.

PCR multiset	Lokus	Sekvenca 5'–3'	Barvilo	Razpon alelov	Reference
SET1	BM1818	AGCTGGGAATATAACCAAAGG AGTGCTTTCAAGGTCCATGC	PET	247–263 bp	Vial in sod., 2000
	BM757	TGGAAACAATGTAAACCTGGG TTGAGCCACCAAGGAACC	NED	158–211 bp	Vial in sod., 2000
	CSSM66	ACACAAATCCTTTCTGCCAGCTGA AATTTAATGCACTGAGGAGCTTGG	FAM	167–185 bp	Røed, 1998
	NVHRT73	CTTGCCCATTTAGTGTTTTCT TGCCTGTCATTGAATAGGAG	NED	210–267 bp	Røed in Midthjell, 1998
SET2	NVHRT24	TGTGGACTATAGGGAGC GTGTACAAAAAGTGATTGAGT	FAM	97–125 bp	Røed in Midthjell, 1998
	NVHRT48	CGTGAATCTTAACCAAGTCT GGTCAGCTTCATTTAGAAAC	PET	80–95 bp	Røed in Midthjell, 1998
	NVHRT16	ATTCTAAGCCCAATAATCTT TCTAAGGGTCTGTGTCTT	NED	151–175 bp	Røed in Midthjell, 1998
	RT1	TGCCTTCTTTCATCCAACAA CATCTTCCATCCTCTTTAC	FAM	210–245 bp	Poetsch in sod., 2001
SET 3	MCM64	TACAGTCCATGGGGTCACAAGAG TCTGAATCTACTCCCTCCTCAGAGC	PET	123–153 bp	Røed, 1998
	Roe1	AAATTTGGCTCTGCAATCGG ACACAAAAGCCACCAATAC	PET	131–133 bp	Vial in sod., 2003
	ETH225	GATCACCTTGCCACTATTTCT ACATGACAGCCAGCTGCTACT	NED	137–155 bp	Vial in sod., 2003
	Roe8	AAGCCGCGCTTGAAGGAG ATCAAGCTCCCCTCTTCG	FAM	59–101 bp	Vial in sod., 2003
SET 4	MAF70	GCAGGACTCTACGGGCTTGC CACGGAGTCACAAAGAGTCAGACC	PET	117–155 bp	Vial in sod., 2003
	NVHRT21	GCAGCGGAGAGGAACAAAAG GGGGAGGAGCAGGGAATC	PET	157–178 bp	Vial in sod., 2003

Statistične analize

Pred začetkom analize smo preverili prisotnost ničelnih alelov v vsaki populaciji in na vsakem lokusu s programi: (i) FreeNA (Chapuis in Estoup, 2007), (ii) Mikrochecker (Van Oosterhout in sod., 2004) in (iii) Genepop 4.2 (Rousset, 2008). Programi prisotnost ničelnih alelov preverjajo z dvema algoritmoma: (i) Dempster (Dempster in sod., 1977) in (ii) Brookfield (Brookfield, 1996). Prisotnost ničelnih alelov je nujno potrebno preveriti, lahko nam namreč povzroči pomemben primanjkljaj heterozigotov in nam pokaže preveliko odstopanje od Hardy-Weinbergovega ravnotežja (HW), ki pa mogoče v resnici ni tako veliko.

Genetska variabilnost znotraj populacij

Odstopanje od Hardy-Weinbergovega (HW) ravnotežja

Za izračun odstopanja od HW ravnotežja smo za vsako populacijo v programu GENEPOP 4.2 uporabili eksaktni test za primanjkljaj heterozigotov (angl. *the exact test for heterozygosity deficiency*) (Rousset, 2008). Pri tem smo upoštevali statistično značilnost pri vrednosti $p < 0,05$, pri čemer smo naredili tudi Bonferroni popravek, s katerim smo zmanjšali tveganje za pojav statistične napake tipa 1 (tj. zaznavanje lažnih statistično značilnih povezav zaradi velikega števila primerjav).

Pričakovana (H_e) in opažena (H_o) heterozigotnost

Pričakovano in opaženo heterozigotnost za vsako populacijo smo izračunali po algoritmu (Nei, 1978) s programom GENETIX 4.05.2 (Belkhir in sod., 2001).

Koeficient parjenja v sorodstvu – F_{IS}

Koeficient parjenja v sorodstvu za vsako populacijo smo izračunali s programom GENETIX 4.05.2 (Belkhir in sod., 2001).

Število alelov in bogastvo alelov

Število alelov in bogastvo alelov v vsaki populaciji smo izračunali s programom FSTAT293 (Goudet, 2001), kjer smo prilagodili izračune na najmanjšo populacijo, ki je štela 10 osebkov.

Genetska variabilnost med populacijami

Fiksacijski indeks – F_{ST}

Globalni F_{ST} smo izračunali s programom FreeNA (Chapuis in Estoup, 2007), pri katerem smo uporabili 1.000 permutacij. Parni F_{ST} med populacijami (angl. *pairwise F_{ST}*) smo izračunali s programom GENEPOP 4.2 (Rousset, 2008), kjer smo s pomočjo matrike parov populacij ugotovljali genetsko sorodnost med populacijami. Uporabili smo algoritem po Weir in Cockerham (1984); pri tem so signifikantna odstopanja in ničelne ocene F_{ST} bile testirane s 1.000 permutacijami.

Populacijska struktura

Populacijsko strukturo smo določili s programom STRUCTURE 2.3.4 (Falush in sod., 2003). Program v ozadju uporablja Bayesov matematični algoritem, ki izračuna verjetnost, da imajo

osebki predhodnike, ki so se v preteklosti genetsko mešali med seboj. Model temelji na predpostavki, da ima i -ti osebek delček svojega genoma podedovanega od prednikov v populaciji k . Model pri tem upošteva, da ima vsak prednikov alel neodvisni izvor od ostalih prednikov za isti alel. Program uporablja verjetnost, zato K (gruča oz. klaster; angl. *cluster*) za vsak osebek ni enolično določen, ampak je v rezultatu analize podan Q , ki nam pove verjetnost, da osebek pripada posameznemu grozdu oz. skupini (Pritchard in sod., 2000).

V programu STRUCTURE smo v modelu za analizo uporabili 10 neodvisnih ciklov za vsak K (število gruč), ki smo ga določili od ena do deset. Pri vsakem ciklu smo uporabili 1.000.000 ponovitev MCMC (model markovske verige) in 100.000 burn-in ponovitev (angl. *burn-in period*). Uporabili smo mešani model (angl. *admixture model*) s povezanimi alelnimi frekvencami (angl. *correlated allele frequencies*). Dodatno smo uporabili parameter LOCPRIOR (Hubisz in sod., 2009), ki je pri analizi uporabil podatek o pripadnosti osebkov določeni populaciji in s tem bolj nazorno ločil populacije med seboj. To nastavitve se uporabi v primeru šibke populacijske strukture, kar se je pokazalo tudi v našem primeru. Rezultate posameznih iteracij za posamezen K smo združili s programom STRUCTURE Harvester v0.6.94 (Earl in vonHoldt, 2012), kjer smo tudi določili najbolj optimalen K za ΔK , ki so jo razvili Evanno in sod. (2005). Za najbolj optimalen K smo ponovno v programu STRUCTURE 2.3.4 naredili analizo na 20 neodvisnih ciklih, za katere smo uporabili 100.000 burn-in in 1.000.000 MCMC ponovitev. Končni rezultat smo izrisali s programoma CLUMPP (Jakobsson in Rosenberg, 2007) in DISTRICT (Rosenberg, 2004).

Populacijsko strukturo v prostoru smo analizirali tudi s programom Geneland 4.9.2 (Guillot in sod., 2005), ki uporablja grafični uporabniški vmesnik (angl. *graphic user interface* – GUI) v okolju R. Tudi ta program v ozadju uporablja Bayesovo statistiko, vendar upošteva še lokacije posameznih osebkov in nam tako prikaže prostorsko populacijsko strukturo. Najprej smo testno naredili nekaj ciklov, da smo nastavili vrednosti glede na obnašanje markovske verige MCMC. S tem pristopom zagotovimo dovolj velike vrednosti največjih vrednosti parametrov tako, da MCMC metoda lahko testira vse verjetne regije prostora parametrov in s tem potrdi konvergenco verige na koncu ciklov. Po nastavitvi parametrov je sledila prava analiza, za katero smo uporabili 10 ciklov, ki so vsebovali 50.000 burn-in ponovitev in 500.000 ponovitev MCMC, pri katerih smo izbrali nastavitve, da se K (število gruč) lahko spreminja. Pri prostorskih nastavitvah smo upoštevali ekologijo vrste, saj so mladice pogosto zelo blizu območja, kjer so se skotile, zato smo nastavili prostorske koordinate na 1.000 m. Program nam omogoča analizo z dvema frekvenčnima algoritmoma; uporabili smo model z neodvisnimi alelnimi frekvencami med populacijami po

Guillot in sod. (2005), tj. s primerjavo z F-modelom, ki predpostavlja, da so alelne frekvence povezane (angl. *correlated allele frequencies*). Izbrani model namreč bolje deluje pri analizah bolj strukturiranih populacij, kar drži v našem primeru ob upoštevanju prostora, in dejstvu, da se srne gibajo na manjših razdaljah. Modelu smo morali določiti fiksen K, saj je bilo optimalno število genetskih gruč v modelu pridobljeno na podlagi 500.000 ponovitev v desetih ciklih, ki smo jih dobili v prejšnjem koraku. Za izbiro najboljšega cikla smo uporabili končno gostoto (angl. *posterior density*) ciklov kot njihovo oceno kvalitete. Ta nastavitev ocenjuje vsak parameter vzdolž Markovske verige in predstavlja končno verjetnost (angl. *posterior probability*) vsakega parametra. Analizo smo ponovili še z drugim modelom, ki predpostavlja, da so alelne frekvence povezane. Drugi model smo uporabili predvsem za potrditev rezultata iz programa STRUCTURE, kjer smo prav tako uporabili model za povezane alelne frekvence.

Genetsko strukturo smo analizirali tudi v okolju R s knjižnico Adegenet 2.0.0 (Jombart, 2008), pri čemer smo uporabljali R-studio in R verzijo 3.6.2 (R Core Team, 2019).

DAPC analiza

Za ugotavljanje populacijske strukture obstaja kar nekaj pristopov, ki določajo število gruč/skupin brez predhodnega znanja. Zelo pogosto sta zato uporabljeni metodi: (i) gručenje z metodo k-povprečij (angl. *k-means clustering*) in (ii) Bayesovi algoritmi za gručenje v programu STRUCTURE (Pritchard in sod., 2000). Obstaja pa tudi multivariatna metoda, kot je diskriminantna analiza glavnih komponent ali krajše DAPC (angl. *discriminant analysis of principal components*). Pristop, ki je uporabljen v programu STRUCTURE, predpostavlja, da so preučevani genetski markerji med seboj povezani in da so populacije panmiktične. To pomeni, da se osebki v populaciji pariyo naključno ali, da je prisotno mešanje populacij (Pritchard in sod., 2000). Zaradi tega je uporaba programa STRUCTURE za populacije, ki imajo šibkejšo populacijsko strukturo, manj primerna in potrebuje še dodatne analize. DAPC analiza pa je multivariatna metoda, ki prepozna genetsko strukturiranost tudi med populacijami, ki so si genetsko zelo blizu. Metoda namreč upošteva varianco vzorca na dva načina: (i) komponenta, ki upošteva varianco med skupinami in (ii) komponenta, ki upošteva varianco znotraj gruče/populacije. Na ta način metoda poveča razločevanje med skupinami tudi v primeru, če je razlika med njimi majhna. V ozadju DAPC analize naprej naredimo analizo glavnih komponent (angl. *principal component analysis* – PCA), nato pa so gruče prepoznane s pomočjo diskriminantne analize. Metoda tako povzame prednosti obeh metod in tako omogoča večjo zanesljivost metode za določanje gruč predvsem za genetske podatke (Jombart in sod., 2010). Najprej smo s funkcijo `find.clusters` določili optimalno število

gruč (K) na podlagi najmanjšega Bayesovega informacijskega kriterija ali krajše BIC (angl. *Bayesian information criterion*). Nato smo uporabili funkcijo `dapc`, ki naredi diskriminantno analizo in vrne rezultat, ki smo ga nato izrisali z razsevnim grafikonom. Rezultat torej prikaže variabilnost med prej določenimi gručami. Knjižnica omogoči tudi izris grafa, ki nam oriše pripadnost (angl. *membership probability*) in izpis tabele, ki nam pove, koliko osebkov posamezne populacije je v določeni gruči.

Analiza molekularne variance – AMOVA

Za testiranje genetske ločitve med osebki, populacijami in gručami, določenimi v STRUCTURE ($K = 3$), smo uporabili R okolje in knjižnico `poppr` v2.8.2 (Kamvar in sod., 2014). Metoda na podlagi analize molekularne variance (angl. *analysis of molecular variance*, AMOVA; Excoffier in sod., 1992) preveri verjetnost obstoječe variance. Statistično značilnost komponent variance smo preverjali z knjižnico `ade4` v1.7-13 (Dray in Dufour, 2007) v okolju R. Pri tem smo uporabili 999 permutacij in PCA funkcijo, ki smo jo naredili z ukazom: "`dudi.pca`".

Izolacija z distanco

Izračun izolacije z distanco ali krajše IBD temelji na Mantelovem testu med dvema matrikama: (i) matrika genetskih razdalj in (ii) matrika geografskih razdalj. Matrike smo naredili z izračunom Evklidskih razdalj v okolju R in knjižnico `Adegenet`. Za Mantelov test smo uporabili 999 simulacij pri Monte-Carlo metodi, kjer smo za rezultat dobili histogram, ki nam je prikazal, kako značilna je izolacija z distanco. Nato smo preverili soodvisnost med geografskimi in genetskimi razdaljami, ki je lahko posledica številnih bioloških dejavnikov.

Klasična analiza izolacije z distanco pokaže soodvisnost zaradi neprekinjenih klin, ki so posledica genetske diferenciacije. Klina je merljiv gradient značaja vrste v geografskem območju, ki ga naseljuje (Huxley, 1938). Drugi razlog za pojav soodvisnosti med genetsko in geografsko razdaljo je posledica diferenciacije populacij, ki so med seboj precej geografsko oddaljene. Ta dva dejavnika sta posledica dveh ločenih procesov in zato z izrisom grafa razdalj lahko ločimo med njima, z regresijsko analizo pa lahko preverimo soodvisnost med obema razdaljama. Graf, ki ga pri tem dobimo, nam pogosto ne prikaže jasne slike, zato praviloma uporabimo dvodimenzionalno oceno jedrne gostote (ang. *kernel density*), ki za prikaz gostote uporabi barve.

6.2.3 Rezultati in razprava

Intrapopulacijska genetska diverziteta

Skupno smo analizirali 14 mikrosatelitnih lokusov v 213 vzorcih. Vzorci so bili odvzeti v vseh 15 lovskoupravljavskih območjih in so bili kasneje smiselno združeni v 10 geografskih regij (skupin srnjadi, ki jih za namene tega dela obravnavamo kot populacije). Lokusi se med seboj precej razlikujejo glede na velikost alelov oz. število ponavljajočih se motivov mikrosatelita. Lokus NVHRT73 je bil pri vseh osebkih monomorfen, zato smo ga izločili iz nadaljnjih analiz. Verjetnostni test je pri 20 primerjavah lokus/populacija pokazal odstopanje od Hardy-Weinbergovega ravnotežja. Skupno je bilo narejenih 130 primerjav, tj. 13 lokusov na desetih populacijah. Test ničelnih alelov je pri vseh uporabljenih programih pokazal previsoko frekvenco ničelnih alelov ($p > 0,05$) pri lokusih NVHRT24 in ETH225 ([preglednica 27](#)). Po izločitvi teh dveh lokusov je bila frekvenca ničelnih alelov med 0,005 (za lokus MCM64) in 0,045 (za lokus Roe8), povprečje po lokusih pa 0,022. Za analize smo uporabili 11 lokusov, ki so vsebovali do 5 % ničelnih alelov.

Preglednica 31: Podatki o p-vrednostih za 13 polimorfni mikrosatelitnih lokusov (HW – odstopanje od HW ravnotežja; FreeNA – verjetnost ničelnih alelov s programom FreeNA; Mikrochecker – verjetnost ničelnih alelov s programom Mikrochecker; Genepop – verjetnost ničelnih alelov s programoma Genepop (Brookfield algoritem oz. Dempster algoritem). Poudarjene vrednosti so statistično značilne.

Lokus	Št. alelov	HW	FreeNA	Mikrochecker	Genepop (Brookfield)	Genepop (Dempster)
BM1818	8	0,220	0,013	0,041	0,012	0,024
BM757	7	0,882	0,014	0,009	0,004	0,027
CSSM66	6	0,438	0,018	0,024	0,018	0,022
NVHRT24	5	0,050	0,058	0,070	0,056	0,079
NVHRT48	3	0,971	0,018	0,037	0,036	0,062
NVHRT16	8	0,012	0,037	0,047	0,036	0,050
RT1	13	0,978	0,004	0,003	0,002	0,035
NVHRT21	12	0,733	0,015	0,049	0,012	0,025
Roe1	2	0,095	0,041	0,038	0,210	0,334
ETH225	5	< 0,000	0,220	0,218	0,221	0,259
Roe8	10	0,022	0,045	0,033	0,032	0,047
MCM64	6	0,673	0,005	0,015	0,012	0,047
MAF70	7	0,148	0,031	0,037	0,028	0,050

V [preglednici 28](#) so za vsako populacijo podani rezultati za pričakovano heterozigotnost, opaženo heterozigotnost, koeficient parjenja v sorodstvu, odstopanja od Hardy-Weinbergovega ravnotežja, število alelov in bogastvo alelov (izračunano z *rarefaction* metodo za najmanjšo populacijo z $n = 10$).

Preglednica 32: Znotrajpopulacijska genetska variabilnost populacij evropske srne v Sloveniji (He – pričakovana heterozigotnost; He – opažena heterozigotnost; FIS – koeficient parjenja v sorodstvu; HW – odstopanje od Hardy-Weinbergovega ravnotežja; A – število alelov; AR – bogastvo alelov; SD – standardni odklon).

Populacija	Oznaka	n	He ± SD	Ho ± SD	F _{IS}	HW	A ± SD	AR ± SD
Kras in Istra	S1	33	0,669±0,139	0,655±0,145	0,021	0,157	6,273±2,494	4,817±1,804
Julijske Alpe	C1	10	0,610±0,154	0,646±0,216	-0,061	0,286	4,455±1,968	4,455±1,968
Polhograjsko in Škofjeloško hribovje	C2	15	0,656±0,155	0,610±0,157	0,073	0,500	5,455±2,115	4,973±1,836
Dinaridi	C3	27	0,623±0,171	0,577±0,184	0,075	0,569	5,545±2,207	4,506±1,747
Kamniško-Savinjske Alpe	C4	34	0,652±0,160	0,642±0,204	0,015	0,326	6,545±2,659	5,013±1,786
Posavsko hribovje	C5	16	0,630±0,139	0,640±0,131	-0,017	0,629	5,364±2,292	4,738±1,901
Pohorje	N1	21	0,622±0,185	0,641±0,207	-0,031	0,802	5,636±2,501	4,683±1,967
Subpanonska Slovenija	N2	25	0,629±0,174	0,618±0,21	0,017	0,555	6,000±2,490	4,865±1,951
Podravje in Slovenske gorice	N3	16	0,632±0,250	0,611±0,239	0,035	0,013	5,364±2,767	4,782±2,423
Prekmurje	N4	17	0,618±0,201	0,571±0,222	0,078	0,566	5,273±2,37	4,658±1,949

Iz [preglednice 28](#) je razvidno, da populacija C2 (Polhograjsko in Škofjeloško hribovje), C3 (Dinaridi) in N4 (Prekmurje) odstopajo od HW glede na statistično značilno pozitivne vrednosti F_{IS}, populacija N3 (Podravje in Slovenske gorice) pa kaže odstopanje od HW na podlagi eksaktnega testa. Najmanjše ugotovljeno število alelov na lokus je bilo 2, največje 11, povprečno pa 7,29. Bogastvo alelov znotraj posamezne populacije je bilo med 4,45 in 5,05, pri čemer ima največjo vrednost populacija v Kamniško-Savinjskih Alpah (C4), najmanjšo pa populaciji v Julijskih Alpah in Dinaridih (C1 in C3).

Prostorska genetska struktura

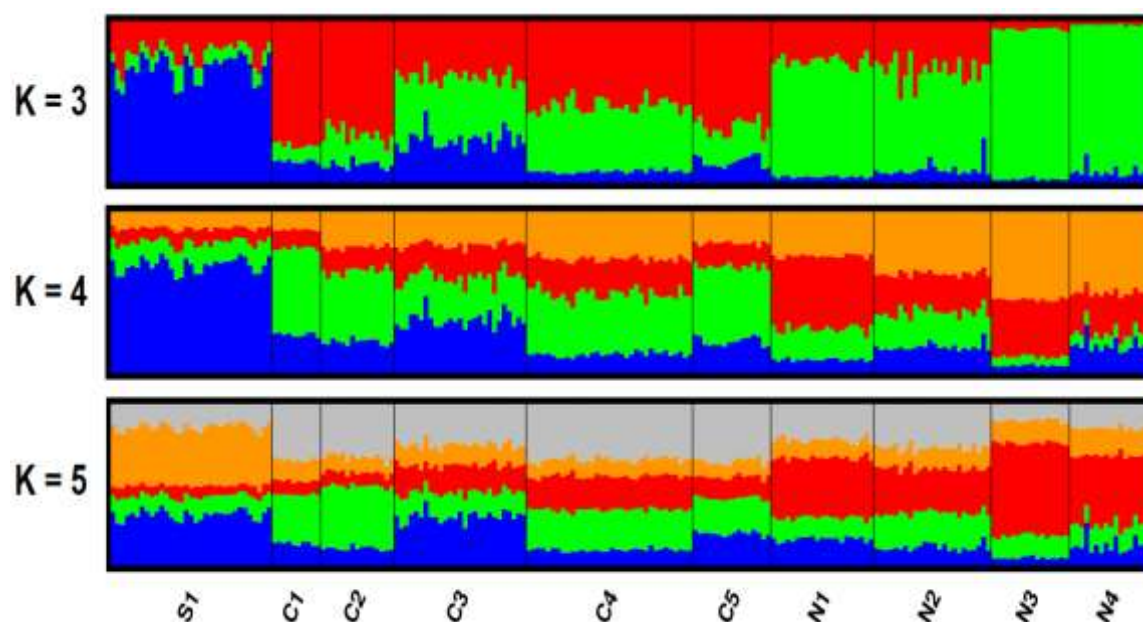
Globalni F_{ST} (angl. *global F_{ST}*) za vseh 10 populacij je imel vrednost 0,017, s 95 % intervalom zaupanja med 0,012 in 0,023. Parni F_{ST} (angl. *pairwise F_{ST}*) med populacijami je bil med 0,006 do 0,040 (tu nismo zajeli negativnih vrednosti). Povprečje za parni F_{ST} je znašalo 0,017, s standardnim odklonom ±0,015 ([preglednica 29](#)). Najvišje F_{ST} vrednosti so bile med populacijama S1 in N3 ter med populacijami C1 in N3, kar pomeni, da so te populacije genetsko najbolj različne. Med populacijami C1 in C4 ter med C4 in N1 oz. N2 so vrednosti negativne, kar nakazuje na precejšnje mešanje genov oz. prisoten genski pretok med temi »populacijami«.

Preglednica 33: Parne vrednosti F_{ST} med desetimi populacijami evropske srne v Sloveniji; poudarjene so najvišje in najmanjše (negativne) vrednosti.

Populacija	S1	C1	C2	C3	C4	C5	N1	N2	N3
C1	0,007	/	/	/	/	/	/	/	/
C2	0,033	0,012	/	/	/	/	/	/	/
C3	0,011	0,006	0,022	/	/	/	/	/	/
C4	0,020	-0,002	0,012	0,006	/	/	/	/	/
C5	0,024	0,000	0,024	0,012	0,012	/	/	/	/
N1	0,030	0,019	0,028	0,001	-0,002	0,021	/	/	/
N2	0,020	0,008	0,013	0,004	-0,001	0,012	0,002	/	/
N3	0,040	0,040	0,031	0,019	0,017	0,035	0,008	0,006	/
N4	0,028	0,026	0,033	0,022	0,032	0,038	0,024	0,018	0,009

Analiza genetske strukture s programom STRUCTURE

Program STRUCTURE je opredelil kot najboljši model genetskega strukturiranja proučevanih skupin/populacij srnjadi v Sloveniji v tri gruče ($K = 3$) glede na ΔK (Evanno in sod., 2005). S [slike 58](#) se ločitev med temi tremi gručami jasno vidi (za $K = 3$) in pokaže večjo genetsko razliko med geografsko oddaljenimi populacijami. Genetska strukturiranost populacij glede na mesto odvzema posameznega osebka je razvidna s [slike 59](#).



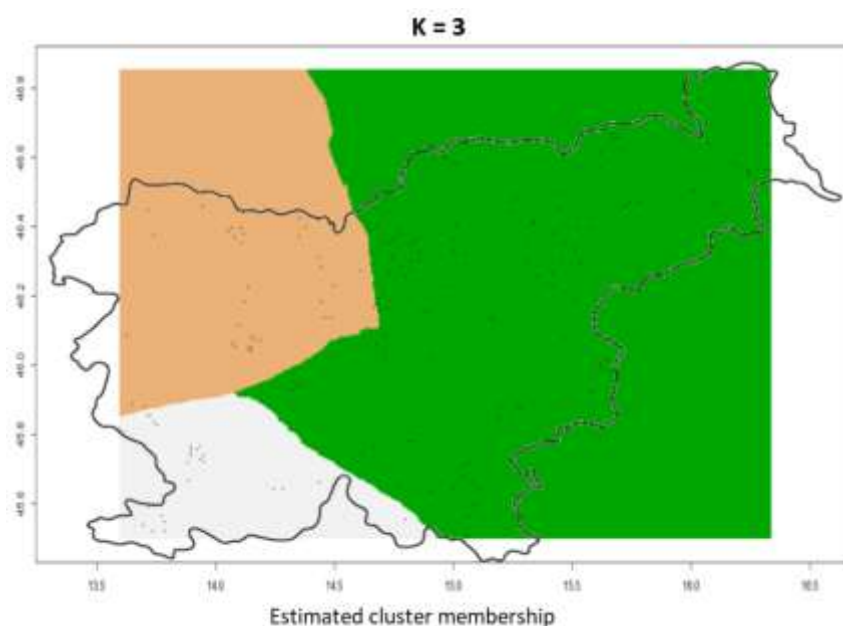
Slika 58: Genetska struktura populacij evropske srne v Sloveniji, pridobljena s programom STRUCTURE. Prikazano je grupiranje populacij v tri, štiri oz. pet gruč ($K = 3, 4, 5$). Vsak stolpec prikazuje določen osebka, črne črte pa ločitev med vnaprej določenimi populacijami.



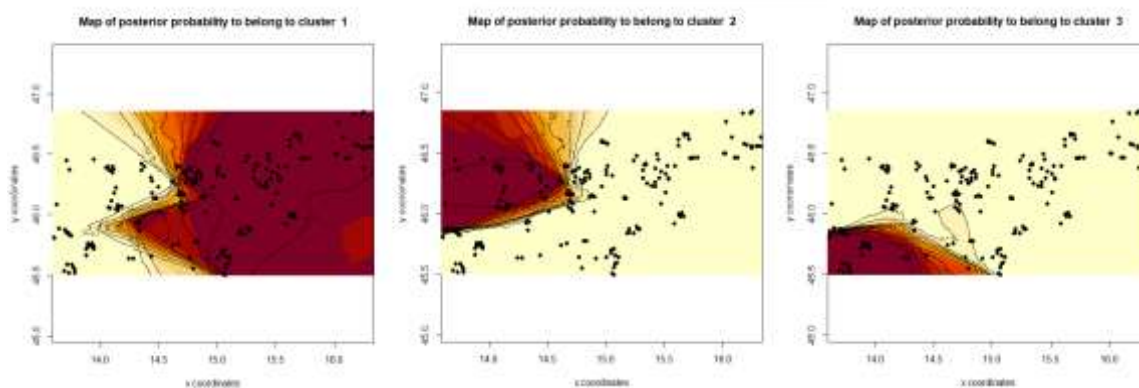
Slika 59: Genetska struktura evropske srne v Sloveniji na podlagi Q vrednosti iz programa STRUCUTRE. Prikaz temelji na najboljšem K, ki je deset skupin/populacij razdelil v tri gruče.

Analiza genetske strukture s programom Geneland

Prikaz genetske strukture srnjadi v prostoru smo naredili s program Geneland. Oba modela (povezani in nepovezani) sta potrdila obstoj treh gruč. Nepovezani model je podal malce drugačno sliko razporeditve gruč kot program STRUCTURE, predvsem v osrednji Sloveniji (sliki 60, 61).

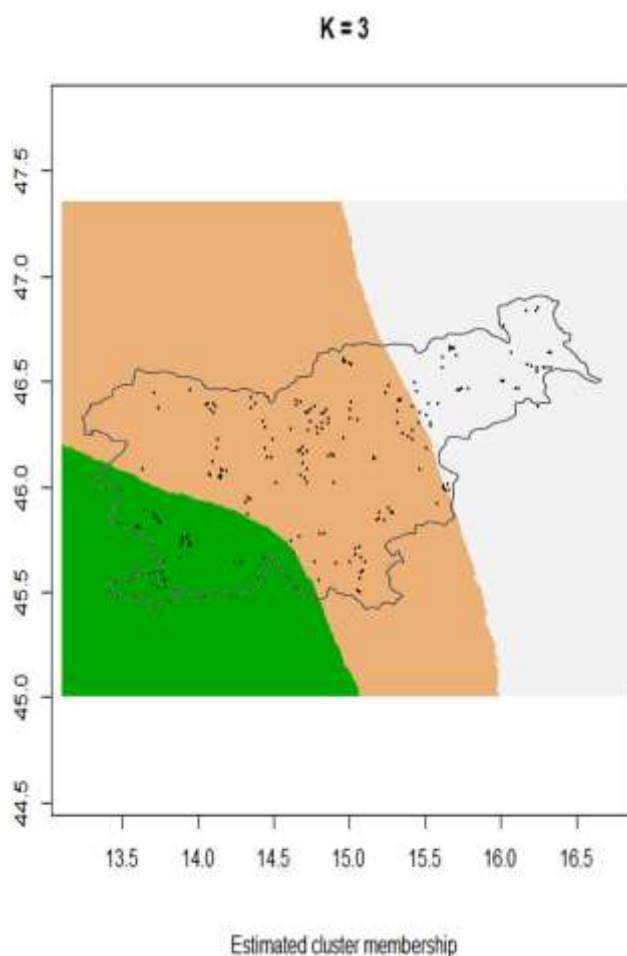


Slika 60: Populacijska struktura srnjadi v Sloveniji za K = 3, določena s programom Geneland za neodvisni (angl. *independent*) model.

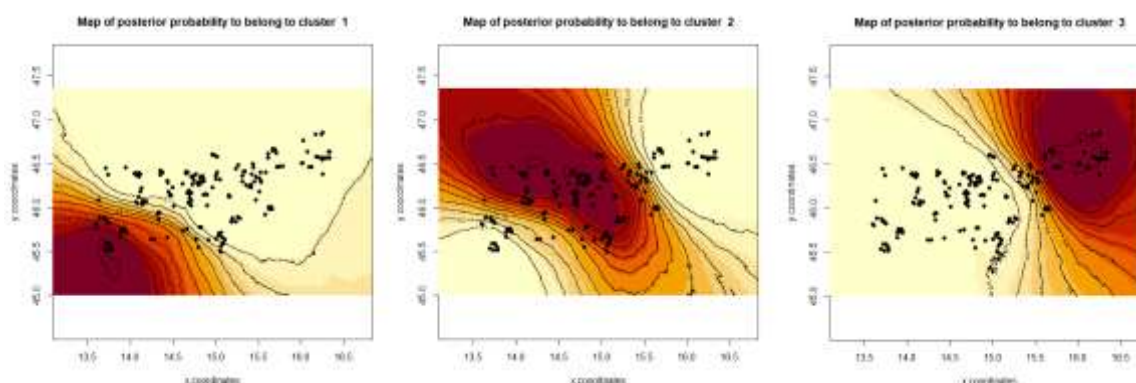


Slika 61: Razporeditev vzorcev glede na koordinate in gostoto vsake gruče, izračunane z neodvisnim modelom. Močnejše barve kažejo na večjo verjetnost, svetlejše pa na manjšo verjetnost pripadnosti neki gruči.

Za razliko od nepovezanega modela je povezan model gruče razporedil zelo podobno kot program STRUCTURE, s čimer smo dokončno potrdili razporeditev osebkov v tri gruče (sliki 62, 63).



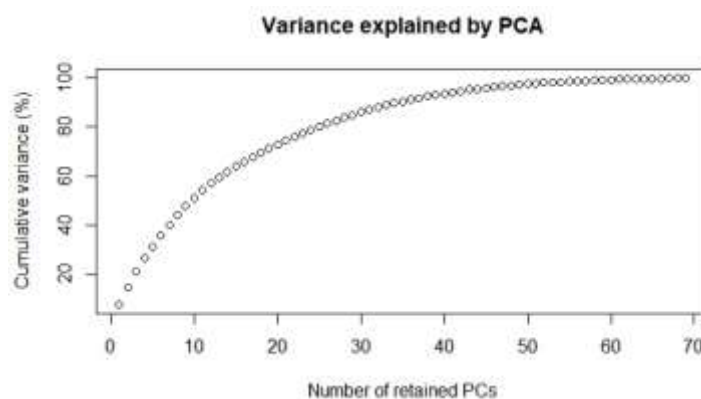
Slika 62: Populacijska struktura srnjadi v Sloveniji za $K = 3$, določena s programom Geneland za povezan (angl. *correlated*) model.



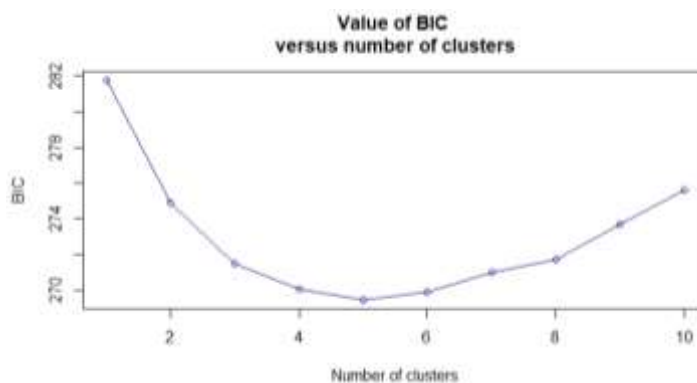
Slika 63: Razporeditev vzorcev glede na koordinate in gostoto vsake gruče, izračunane s povezanim modelom. Močnejše barve kažejo na večjo verjetnost, svetlejše pa na manjšo verjetnost pripadnosti neki gruči.

DAPC analiza

DAPC analiza je tudi pokazala grupiranje populacij srnjadi v Sloveniji v tri skupine. Na podlagi [slike 64](#) smo izbrali vse PCA osi, kot je priporočeno v namenskem priročniku (Jombart, 2012). V naslednjem koraku smo določili najmanjšo BIC vrednost pri $K = 5$ ([slika 65](#)).

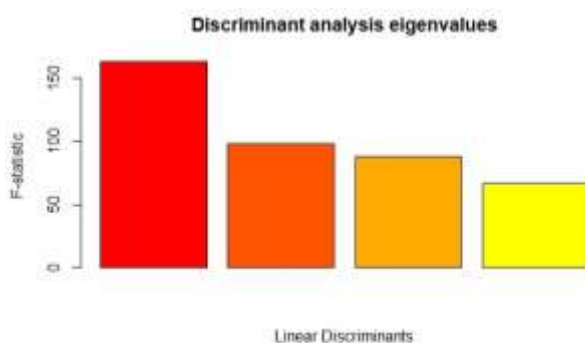


Slika 64: Kumulativna varianca glede na število glavnih osi v PCA analizi.



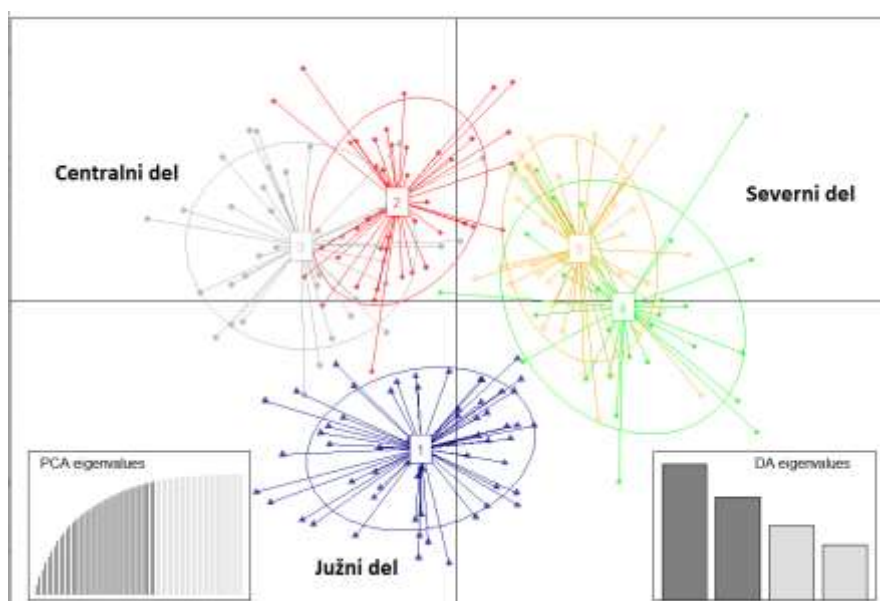
Slika 65: BIC vrednosti za število gruč.

Pri diskriminantni analizi smo uporabili vse štiri funkcije (diskriminante), na podlagi katerih smo dobili končni razsevni graf. S [slike 66](#) lahko razberemo, da je najbolj informativna prva diskriminanta, vendar ni velike razlike v primerjavi z drugo osjo, kar nakazuje, da ločitev med gručami ni izrazita.



Slika 66: Razporeditev diskriminant glede na to, kakšen procent variabilnosti v podatkih pojasnijo.

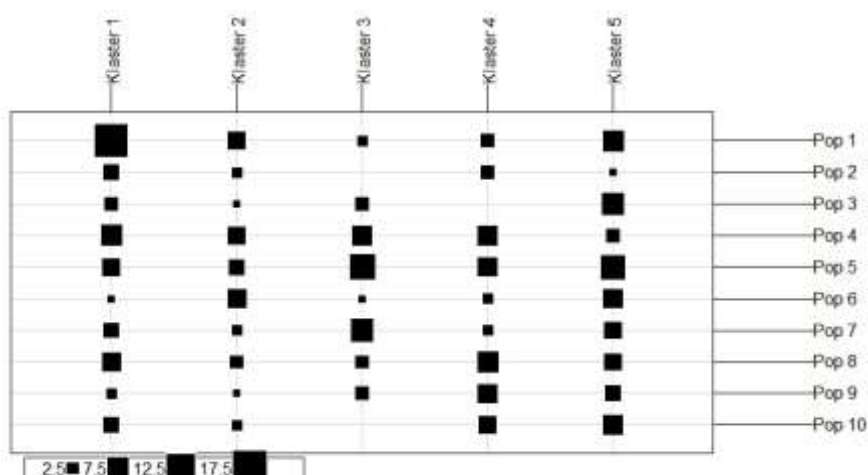
Za izris končnega razsevnega grafa DAPC analize ([slika 67](#)) smo uporabili 40 PCA koordinat in dve glavni diskriminanti. Kljub temu, da je DAPC analiza pokazala optimalno pet gruč, opazimo na grafu tri ločene skupine, kar se sklada z rezultati programov STRUCTURE in Geneland. Zaradi rezultatov DAPC analize pa smo v STRUCTURE naredili tudi analizi za $K = 4$ in $K = 5$ ([slika 58](#)). Predvsem za $K = 5$ v STRUCTURE ni opazne ločitve glede na lokacijo, zato v tem primeru rezultata DAPC analize in STRUCTURE nekoliko odstopata.



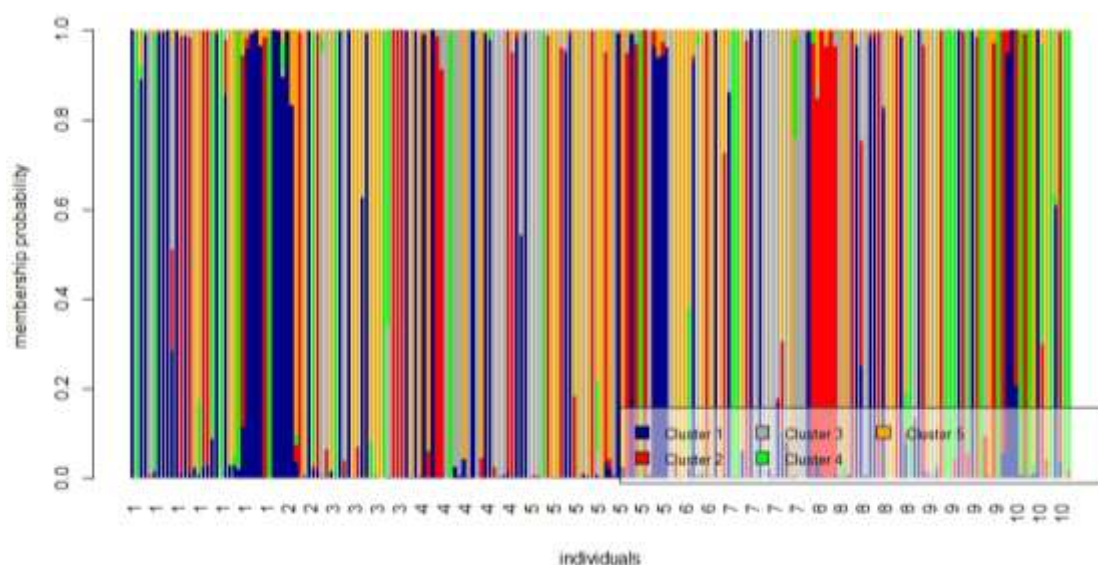
Slika 67: Delitev gruč srnjadi v Sloveniji, prepoznanih z DAPC analizo. Posamezne točke prikazujejo osebk, elipse pa gruče: 1 – Primorska, 2 – Julijske Alpe, 3 – Dinaridi, 4 – vzhodna Slovenija, 5 – Prekmurje.

Prikazana sta tudi pomožna grafa: število uporabljenih PCA koordinat (levo) in število prikazanih diskriminant diskriminantne analize (desno).

Za razporeditev populacij v gruče smo uporabili tudi pomožna grafa, prikazana na [slikah 68 in 69](#).



Slika 68: Razporeditev populacij v gruče (klastre); velikost kvadratov prikazuje število osebkov iz posamezne populacije.



Slika 69: Palični graf (angl. *bar plot*), ki prikazuje verjetnost števila članov (angl. *membership probability*) za vsak osebek. Barvna paleta sovпада z gručami.

AMOVA – analiza molekularne variance

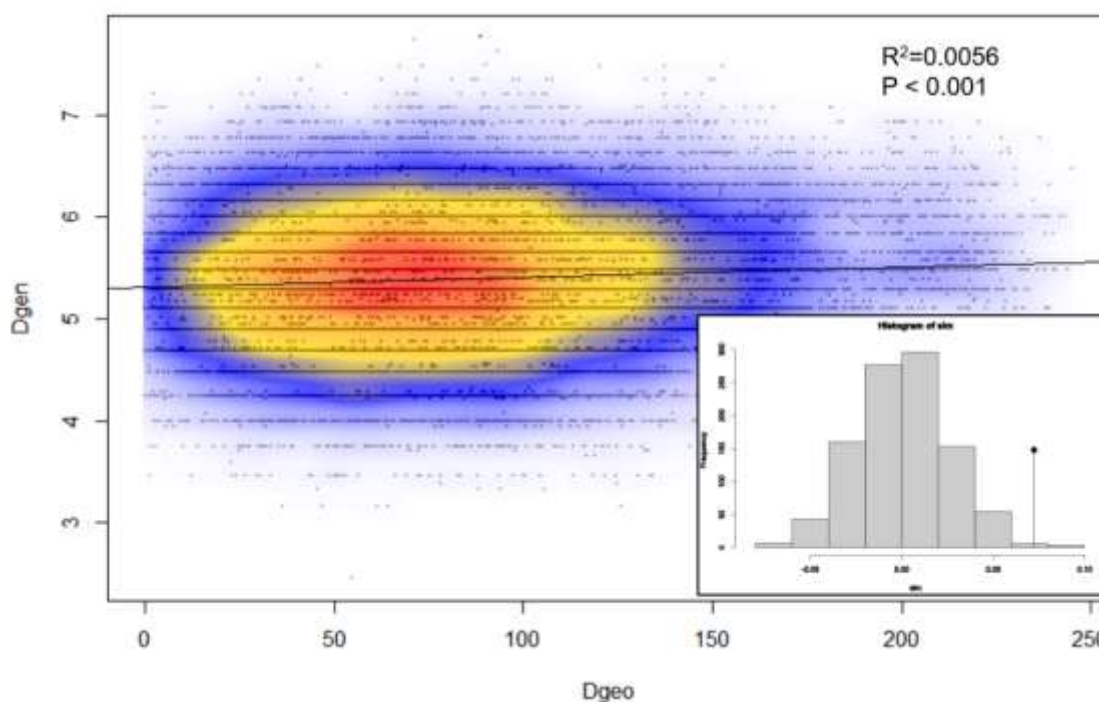
Rezultati analize molekularne variance ne podpirajo razdelitve srnjadi v Sloveniji v tri gruče, kot so to prikazali programi STRUCTURE, DAPC in Geneland, saj je varianca med skupinami majhna in neznačilna ($p = 0,103$). Vendar pa podpirajo geografsko stukturiranost populacij v povezavi z geografsko razdaljo, saj je varianca med populacijami značilna ($p < 0,0001$). Podrobnejši rezultati AMOVA analize so prikazani v [preglednici 30](#).

Preglednica 34: Rezultat analize molekularne variance (AMOVA) v hierarhičnem zaporedju. Poudarjene vrednosti so značilne ($p < 0,001$).

Izvor variance	Varianca
Znotraj osebka	94,92 ($p < 0,0004$)
Med osebki znotraj populacije	3,39 ($p < 0,008$)
Med populacijami znotraj skupine	1,20 ($p < 0,0001$)
Med skupinami	0,48 ($p = 0,103$)

Izolacija z distanco – IBD

Analiza izolacije z distanco na osnovi Mantelovega testa je pokazala značilno soodvisnost ($p < 0,001$) med genetsko in geografsko razdaljo. Prileganje podatkov k regresijski premici je bilo sicer šibko, vendar značilno. Na podlagi jedrne gostote lahko sklepamo, da se z večanjem fizične (prostorske) razdalje večja tudi genetska razdalja, saj vidimo samo eno gručo z žariščem v sredini (slika 70).



Slika 70: Jedrna gostota glede na Mantelov test izolacije z distanco z regresijsko premico. Pomožni graf prikazuje histogram porazdelitve frekvence simulacij, kjer vidimo, da je rezultat značilen, saj je $p < 0,05$.

Genetska variabilnost srnjadi v Sloveniji

Pričakovana heterozigotnost srnjadi na območju Slovenije je bila med 0,57 in 0,65, kar je v primerjavi z drugimi evropskimi populacijami okvirna srednja vrednost. Tako je bila, npr., za populacije srnjadi iz Italije ugotovljena bistveno manjša heterozigotnost ($H_e = 0,17\text{--}0,58$; [Lorenzini in sod., 2002](#)), v Švici je bila le-ta primerljiva z našimi rezultati ($H_e = 0,63\text{--}0,66$; [Kuehn in sod., 2004](#)), v severni Nemčiji pa ima srnjad precej višjo stopnjo heterozigotnosti ($H_e = 0,74\text{--}0,79$; [Zachos in sod., 2006](#)).

Slovenska srnjad ima večjo genetsko variabilnost v centralnem delu Slovenije, tj. na širšem območju Kamniško-Savinjskih Alp. Najmanjšo genetsko variabilnost smo zaznali v Julijskih Alpah, na skrajnem severu države in v Dinaridih. Pri tem smo upoštevali povprečje vseh parametrov, podanih v [preglednici 27](#). Rezultate lahko tolmačimo z zgodovino srnjadi na Slovenskem, z današnjo velikostjo/gostoto populacij in njihovo prostorsko povezanostjo. V začetku 19. stoletja so bile populacije evropske srne maloštevilne na celotnem slovenskem prostoru. Majhne kolonije so bile predvsem prisotne v severnih in južnih predelih Slovenije, kjer je bilo v tistih časih prisotno netrajnostno upravljanje z vrsto (prekomerni lov in krivolov). Osrednji, zelo gozdnati del Slovenije je tedaj predstavljal manj primeren habitat za srnjad. Z izsekavanjem gozdov zaradi potreb poljedelstva in gradnje naselij je osrednji del današnje države postajal vedno bolj primeren za širitev vrste, zato se je srnjad na tem delu močno okrepila v drugi polovici 19. stoletja. Njena številčnost je tako narasla, da je še pred prvo svetovno vojno začela s širjenjem v južne dele države (npr. Primorska in Kras). Populacije na severu so se dodatno okrepile po drugi svetovni vojni, ko se je pričelo s trajnostnim upravljanjem vrste. Po zgodovinskih podatkih (zbrano v [Simonič, 1976](#); [Kryštufek, 1991](#); [Krže, 2000](#)) je srnjad v Sloveniji doživela kar nekaj genetskih ozkih grl zaradi netrajnostnega upravljanja, predvsem v severnih in južnih predelih, vendar je kljub temu uspela ohraniti veliko jedro genetske variabilnosti. Sposobnosti zelo hitrega širjenja srnjadi in prilagoditve na različne okoljske razmere so verjetno botrovale temu, da ni prišlo do večje izgube genetske variabilnosti zaradi vpliva genetskega zdrsa v izoliranih populacijah oziroma morebitnega učinka osnovatelja v nekaterih območjih ([Soulé in sod., 1986](#)). Evropska srna velja za eno ekološko najbolj prilagodljivih vrst, ki lahko uspešno naseli številna nova primerna območja ([Putman in Langbein, 2003](#)). K veliki genetski variabilnosti pripomore tudi velika reprodukcijska sposobnost v celotnem evropskem prostoru (zbrano v [Flajšman in sod., 2013, 2018](#)), saj ima vrsta več mladičev kot večina velikih sesalcev. Samica namreč praviloma poleže dva mladiča (takšno velikost legla lahko imajo že mladice), pogosto tudi tri, izjemoma pa celo štiri, največje število potrjenih zarodkov pa je bilo kar pet, in sicer v Italiji ([Flajšman in sod., 2017b](#)).

Po drugi strani si večjo genetsko variabilnost populacij v osrednjem delu države lahko razlagamo tudi s prisotnostjo primernejših habitatov, ki so obenem tudi prostorsko povezani ter tako lahko oskrbijo večje populacije. Nasprotno lahko velika kmetijska območja potencialno povečajo razdrobljenost habitatov, zato so osebkovi zaradi razdrobljenosti območja manj v stiku. Strnjeni gozdovi v Dinaridih tudi pripomorejo k izolaciji populacij, kar lahko povzroči efekt genetskega zdrsa zaradi prisotnih ovir (barier) za genski pretok, kar se je pokazalo tudi v manjšem bogastvu alelov na tem območju.

Primanjkljaj heterozigotov, ki smo ga preverjali z analizo odstopanja od Hardy-Weinbergovega ravnotežja in s koeficientom parjenja v sorodstvu (F_{IS}) je pokazal, da je primanjkljaj prisoten pri vseh populacijah z izjemo populacij C5 (Posavsko hribovje) in N1 (Pohorje). Populaciji sta imeli negativno F_{IS} vrednost in značilno odstopanje od HW. Populaciji C2 (Polhograjsko in Škofjeloško hribovje) in N4 (Prekmurje) sta imeli značilno pozitivno F_{IS} vrednost, kar je lahko tudi posledica manjšega števila osebkov v vzorcu iz teh območij. Število osebkov močno vpliva na statistično oceno parametrov in v našem primeru lahko nakaže tudi potencialni vpliv Wahlundovega efekta. Efekt se je nakazal z negativnimi vrednostmi fiksacijskega indeksa med populacijama C2 in N4 ([preglednica 29](#)). Wahlundov učinek se namreč pojavi, ko je v vzorčni populaciji prisotna prostorska ali časovna struktura (različne kohorte ali prostorske populacije), ki pripelje do tega, da so si osebkovi med populacijami bolj sorodni kot v populacijah. Wahlundov učinek pa lahko izvira tudi iz napačne predhodne delitve populacij; če pogledamo populacije z značilno pozitivnim F_{IS} vrednostmi ([preglednica 28](#)), gre v vseh treh primerih za populacije iz območij, kjer je bilo težje vnaprej določiti »populacije« glede na geografsko regijo.

Genetska diferenciacija

Globalni fiksacijski indeks je bil pri populacijah evropske srne v Sloveniji nižji ($F_{ST} = 0,017$) v primerjavi s populacijami te vrste v drugih državah Evrope, npr. Italije ($F_{ST} = 0,783$; [Lorenzini in sod., 2002](#)), Švice ($F_{ST} = 0,038$; [Kuehn in sod., 2007](#)) in severne Nemčije ($F_{ST} = 0,704$; [Zachos in sod., 2006](#)). Nižjo vrednost F_{ST} pri nas si lahko razlagamo na dva načina: (i) v analizo smo zajeli veliko manjše geografsko območje, glede na celotno razširjenost vrste po Evropi; (ii) zgodovina vrste lahko vpliva na trenutno strukturiranost populacij.

Genetsko razliko med populacijami smo ocenili na osnovi parnega F_{ST} oz. s primerjavami med populacijami ([preglednica 29](#)). Skupno smo naredili 45 parnih F_{ST} primerjav; 26 jih je bilo statistično značilnih. Največje F_{ST} vrednosti (torej največje razlike) so bile med populacijama: (i) v

Julijskih Alpah (C1) in Podravju in Slovenskih goricah (N3) na severu, (ii) na Krasu in Istri (S1) ter Podravju in Slovenskih goricah (N3) na severu. Genetsko razliko med populacijo v Julijskih Alpah in ostalimi si lahko razlagamo s prisotno geografsko izolacijo te populacije, ki se nahaja tudi precej visoko v visokogorju. Visoka območja lahko vplivajo na manjši genski pretok med populacijami, kar so opisali že [Haanes in sod. \(2010\)](#). Genetska razlika med populacijo v Posavskem hribovju (C5) in sosednjimi populacijami na severu pa očitno ni posledica naravnih geografskih preprek, ampak močnega vpliva antropogenih dejavnikov, kot so prometnejše ceste in naselja. S temi primerjavami smo dobili tudi nekaj negativnih F_{ST} vrednosti, ki so lahko posledica Wahlundovega efekta, kar nakazuje na morebitno nepravilno predhodno opredelitev »populacij« glede na geografski izvor, saj je bilo osebkov na teh območjih težje razdeliti v ločene populacije.

Z analizo izolacije z distanco smo dokazali obstoj večje genetske razdalje med geografsko bolj oddaljenimi populacijami. Še posebej je ta pojav očiten pri ločitvi južnih populacij (Kras in Istra) od ostalih. Verjetno je ta soodvisnost posledica filopatrije (zadrževanje osebkov na rojstnem teritoriju) in teritorialnosti vrste, a tudi zmanjšanega genetskega pretoka med populacijami zaradi višinskih razlik in antropogenih ovir (avtoceste), ki onemogočajo nemoten stik med osebki srnjadi na celotnem območju Slovenije. V populacijah na severu je prisotna večja genetska diferenciacija kot v centralnih populacijah; znotraj severnih skupin je po vsej verjetnosti prisotna kombinacija zgodovinskih in antropogenih dejavnikov, ki povzročajo diferenciacijo z razdaljo. Ko pogledamo vse tri gruče, lahko zaključimo, da se (ali so se) osebki iz centralne gruče selili/jo na sever in jug. Na južnem območju, posebej ob slovenski obali, je prisotna močna urbanizacija prostora, kar povzroča dodatno drobljenje habitata, kar je pokazala tudi visoka F_{ST} vrednost med populacijami na jugu in sosednjimi.

Zaznali smo precej šibko strukturiranost populacij, zato smo populacijsko strukturo srnjadi v Sloveniji določali na tri načine: (i) z uporabo Bayesove statistike na podlagi genotipov na več lokusih (program STRUCTURE); (ii) z uporabo Bayesove statistike, ki poleg genotipov lokusov upošteva tudi lokacije vzorcev (program Geneland); (iii) z multivariatnim pristopom za razporejanje osebkov v gruče (DAPC analiza). Uporaba vseh treh pristopov in konsistentnost rezultatov med njimi je potrdilo obstoj treh gruč. Podoben pristop so uporabili tudi [Vergara in sod. \(2015\)](#), ki so prav tako zaznali šibko strukturiranost populacij. Veliko je možnih razlag za genetsko strukturiranost populacij; pomembno pa je poudariti, da so vse analize pokazale podobne rezultate (obstoj treh gruč), kar potrjuje regionalno diferenciacijo populacij evropske srne pri nas. Genetski podatki torej kažejo na obstoj treh velikih skupin srnjadi v Sloveniji. Vendar je mešanje

(angl. *admixture*) med gručami kljub temu prisotno, kar potrjujejo šibkejši znaki za izolacijo z distanco na mejah med gručami. Šibkejšo strukturiranost populacij oz. mešanje med osebki iz vseh treh gruč lahko razberemo tudi iz DAPC analize. Rezultati STRUCTURE za $K = 5$ kažejo, da je mešanje prisotno predvsem v osrednjem delu države. AMOVA analiza, ki ni potrdila prisotnosti treh gruč, še dodatno potrjuje stik med populacijami in mešanje genetskega sklada. Odsotnost genetskih razlik med gručami je posledica genskega pretoka med njimi, vendar pa molekularna varianca kaže na bolj regionalno strukturiranost populacij.

Dokazali smo obstoj večjih genetskih razlik na velike razdalje, kar se vidi v jasnih razlikah med skrajno južnimi populacijami na Krasu in v Istri ter med skrajno severovzhodnimi populacijami v subpanonski Sloveniji. Razlike na manjših razdaljah, torej med sosednjimi populacijami, so posledica naravnih procesov, saj za srnjad velja visoka stopnja filopatrije in manjši obseg življenjskega prostora v prvem letu življenja. V fragmentiranem prostoru so disperzije te vrste redke in maloštevilne, vseživljenjski domači okoliš srnjadi pogosto meri manj kot 100 ha (Cargnelutti in sod., 2002; Coulon in sod., 2006a,b), mladiči pa se od kraja rojstva praviloma ne oddaljijo več kot za nekaj kilometrov (Linnell in sod., 1998; Coulon in sod., 2006a,b; Bončina in sod., 2019). Ko mladič odraste, lahko prepotuje večjo razdaljo dokler ne najde prostora, kjer se ustali in se od tega prostora kasneje ne oddalji za več kot nekaj kilometrov (Danikilin, 1996; San José in Lovari, 1998). Naši rezultati potrjujejo izrazito filopatrijo vrste. Osebki, samci in samice, praviloma najdejo teritorij blizu svojih sorodnikov (Bonnot in sod., 2010). Pomembna je tudi ugotovitev, da je v fragmentiranih habitatih korelacija med genetsko razdaljo in urbanizacijo večja, kot je vpliv geografske razdalje (Wang in Schreiber, 2001). Izolacija z distanco, ki je pogosto posledica širjenja na krajše razdalje, je pogosto omejena tudi zaradi fragmentacije prostora s kmetijskimi površinami in gozdovi (Coulon in sod., 2004).

Populacije evropske srne so v Sloveniji genetsko strukturirane. Na podlagi genetske analize srn smo potrdili obstoj treh genetskih gruč, ki ločijo populacije (oz. genetsko strukturo) glede na prostorske značilnosti in zgodovino vrste. S pomočjo takšnih raziskav je mogoče poglobiti znanje o stanju populacij, kar nam lahko med drugim omogoči še boljše trajnostno upravljanje populacij. Vendar je proučevanje ekologije vrst kompleksen proces, saj na populacije vplivajo tako genetski kot tudi številni ekološki dejavniki. Pričujoča raziskava nam je sicer omogočila vpogled v (genetsko) stanje populacije srnjadi v Sloveniji, vendar bi bilo v nadaljevanju smiselno raziskavo razširiti s pomočjo analize prostorske genetike (angl. *landscape genetics*), ki upošteva tako genetske kot tudi ekološke dejavnike in tako natančneje razloži pojave, ki so posledica le-teh.

6.3 GENETSKA POVEZANOST IN SORODSTVENA RAZMERJA SRNJADI: VPLIV URBANIZACIJE NA PREMIKE SRNJADI

6.3.1 Uvod

Razdrobljenost (*fragmentiranost*) habitatov z naravnimi (npr. reke) ali antropogenimi ovirami (zlasti dolge pregrade/ograje, npr. vzdolž cest) zelo vpliva na prostorsko vedenje osebkov, populacij in vrst; posledično povzroča drobljenje in zmanjšuje funkcionalno povezanost populacij ter spreminja znake življenjskih strategij. Premiki živali so bistvenega pomena za dolgoživost populacij, saj pomembno vplivajo na prostorsko razporeditev osebkov, populacijske gostote, tveganje za izumrtje, dinamiko kolonizacij in genski pretok (Hanski in Gaggiotti, 2004; Cote, 2017). Poznavanje teh parametrov je posledično nujno za učinkovito/primerno trajnostno upravljanje z vrsto. Za upravljanje, ki bo upoštevalo in spodbujalo ekosistemsko vlogo vrste (Pokorny in sod., 2017), trajnostno rabo srnjadi kot pomembnega obnovljivega naravnega vira in ohranjalo genetski sklad populacij, je nujno znanje o migracijskih vzorcih, a tudi poznavanje kratkih prostorskih premikov, ki so, npr., posledica paritvenih lastnosti vrste. V nasprotju z genetskimi lastnostmi srnjadi, ki jih tudi v širšem evropskem prostoru dodobra spoznavamo šele v zadnjih dveh desetletjih (npr. Hartl in sod., 1998; Hewison in Danilkin, 2001; Vernesi in sod., 2002; Baker in Hoelzel, 2013; Lorenzini in sod., 2014; Matosiuk in sod., 2014; Olano-Marin in sod., 2014; Bužan in sod., 2020b), so druge biološke značilnosti srnjadi v Evropi relativno dobro poznane; to velja tudi za rabo prostora, prostorsko vedenje in odnose (interakcije) med osebki ter populacijami (zbrano v Andersen in sod., 1998). Poznavanje teh lastnosti omogoča boljše razumevanje in uporabnost podatkov, ki jih pridobimo s sodobnimi molekularno-genetskimi orodji oz. metodami, kakor tudi razlikovanje med urbanimi populacijami in populacijami v naravnem okolju.

Tako je, npr., znano, da populacijska gostota pomembno vpliva na velikost območij aktivnosti osebkov srnjadi, ki so v območjih z majhnimi gostotami praviloma večja kot v območjih z velikimi gostotami (Kjellander in sod., 2004). Velikost območja aktivnosti lahko na razmnoževalno sposobnost srnjadi vpliva neposredno, prek možnosti za paritev (v območjih z majhno gostoto in velikimi območji aktivnosti je iskanje partnerjev težje), in posredno, prek razpoložljivosti virov. V Evropi in tudi Sloveniji imajo samice srnjadi visoko raven plodnosti, v večini populacij so zato oplojene skoraj vse odrasle srne in tudi večina mladic (Flajšman in sod., 2017a, 2018). Z reprodukcijo so povezani tudi agresivno vedenje samcev do drugih (konkurenčnih) srnjakov, tj. teritorialno vedenje, in daljši paritveni izleti samic (Bocci in sod., 2013; Debeffe in sod., 2014). Le-

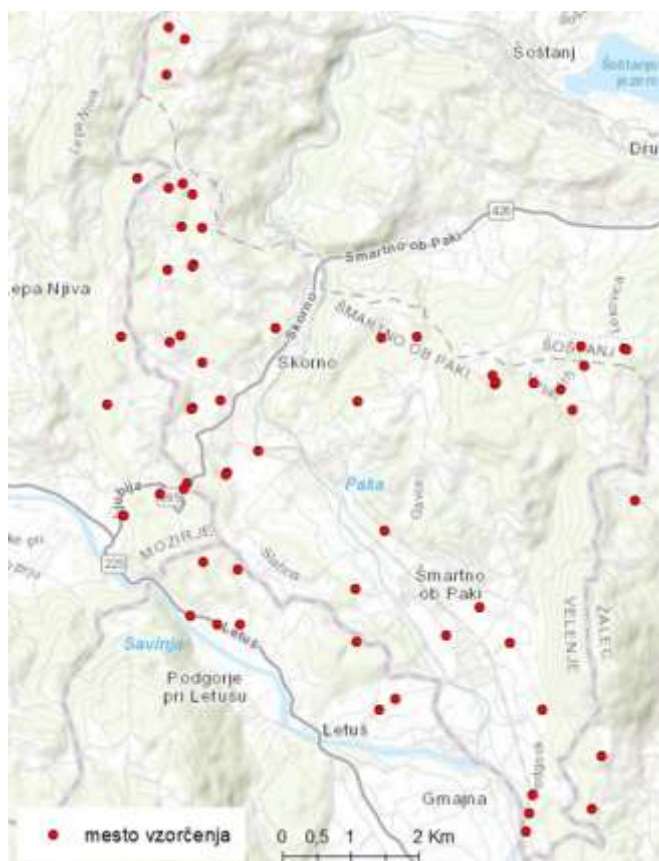
te si svoj teritorij izberejo nekaj tednov pred kotitvijo mladičev, praviloma do konca aprila in v začetku maja. Mladiči se intenzivneje začnejo premikati pri treh do štirih tednih starosti in od takrat predvsem sledijo materi, s čimer prenehajo šele naslednjo pomlad, nekaj dni preden srna poleže druge mladiče (Krže, 2000). Tedaj si mladice praviloma poiščejo teritorij v bližini matere, enoletni samci (lanščaki) pa se lahko med disperzijo premaknejo veliko dlje, v ekstremnih primerih tudi več kot 100 km od starševskega teritorija (Wahlström, 1994; Wahlström in Liberg, 1995).

V tem delu projekta smo skušali ugotoviti osnovne genetske značilnosti srnjadi v modelnem in po krajinsko-ekoloških značilnostih tipičnem lovišču osrednje Slovenije (Oljka, Šmartno ob Paki). Poleg ocene genetske variabilnosti in strukturiranosti proučevane mikropopulacije, ki smo ju predstavili že v preteklosti (Sternad, 2018; Bužan in sod., 2019b), smo poudarek namenili določitvi sorodstvenih razmerij oz. starševstva, in sicer z namenom neposrednega sledenja prostorskemu vedenju osebkov (npr. disperziji potomcev) ter ugotavljanju morebitnega vpliva prostorskih ovir (barier) na genski pretok. Ker so na območju modelnega lovišča prisotne številne motnje in ovire (slika 71), ki potencialno vplivajo na prostorsko vedenje srnjadi, smo z genetsko analizo konkretno želeli: (i) določiti sorodstvo (delež genetske informacije, ki si jo delijo osebki) v tem lovišču; (ii) oceniti genski pretok in vpliv potencialnih antropogenih ter naravnih barier na prostorske premike (juvenilnih) osebkov; (iii) ugotoviti morebitne razlike v vzorcu disperzije med obema spoloma in razlike v oddaljenosti lokacij odvzema potomcev od lokacij staršev. Pri tem je pomembno, da je bila stopnja genotipizacije osebkov zelo visoka: analiziranih je bilo 61 živali oz. 73 % vseh odvzetih v obdobju vzorčenja (maj 2017 – februar 2018). To ob veliki intenziteti poseganja v populacijo srnjadi v lovišču (povprečni letni odzem v obdobju 2006–2019: 3,9 osebkov/100 ha) in prostorski razporejenosti v raziskavo vključenih osebkov (slika 71) zagotavlja zelo visoko stopnjo vključenosti populacije v vzorec oz. veliko reprezentativnost rezultatov.

6.3.1 Material in metode

Območje raziskave

Vzorci srnjadi vseh kategorij (tj. večletnih srn/srnjakov, mladice in lanščakov, mladičev obeh spolov), ki so bili analizirani v sklopu CRP projekta, so bili zbrani predhodno, tj. v obdobju maj 2017 – februar 2018 v lovišču Oljka, Šmartno ob Paki (šifra lovišča: 0902). Lovišče, ki je veliko 2.637 ha (skupna površina) oz. 2.393 ha (lovna površina), leži v severno-osrednji Sloveniji in je del Savinjsko-Kozjanskega lovskoupravljavskega območja. V lovišču je daleč najpomembnejša lovna vrsta srnjad, ki je z izjemo uranih območij stalno ali vsaj občasno prisotna na celotni površini lovišča.



Slika 71: Lokacije odvzema osebkov srnjadi v obdobju maj 2017 – februar 2018, za katere smo izvedli genetske analize, s prikazom najpomembnejših barier v lovišča Oljka, Šmartno ob Paki.

Za lovišče sta značilni gozdnata in kmetijsko-polurbana krajina; 44 % površine (približno 1.200 ha) pokrivajo gozdovi (prevladujejo mešani gozdovi, po naravi pa različne asociacije bukovih gozdov), 36 % (960 ha) pa kmetijske površine, predvsem travniki in pašniki (550 ha) ter njive (370 ha); ostalo so razpršena in razvlečena naselja (največje naselje je mestece Šmartno ob Paki; v celotni istoimenski občini, katere meje se zelo dobro ujemajo z mejami lovišča, živi nekaj manj kot 3.000 prebivalcev). Z izjemo osrednjega ravninskega sveta (nadmorska višina Šmartna ob Paki je 314 m) je večina lovišča gričevnat svet, ki mestoma prehaja v hribovje; najvišja točka je Gora Oljka (734 m). Lovišče leži v porečju rek Savinje in Pake, ki sta glavni vodni telesi v lovišču. Medtem ko je večja Savinja jugozahodna oz. južna meja lovišča in kot taka na rezultate naše raziskave nima nobenega vpliva (vsi vzorci so bili zbrani znotraj lovišča), pa Paka, ki je hudourniškega značaja, poteka po sredini lovišča in ga v dolžino okoli 6 km deli na dva dela, in sicer v smeri severozahod–jugovzhod (*slika 71*). Zelo pomemben barierni učinek na premike večjih vrst živali znotraj lovišča ima tudi infrastruktura; več ali manj vzporedno z reko Pako poteka železniška proga Velenje–Celje, skozi lovišče pa poteka tudi cestna povezava med Šaleško dolino in Koroško s Savinjsko dolino, s kraki regionalnih cest Velenje–Letuš, Velenje–Mozirje in Mozirje–Letuš (Pokorny, 2002).

Vzorčenje, ocenjevanje starosti in laboratorijske analize

Vzorce (po 2–3 g mišičnega tkiva, praviloma z območja vratu ali prsnega koša) smo zbrali neposredno po odvzemu posameznega osebka in jih shranili v 2,0 ml kriotubice (viale), napolnjene z etanolom, ter zamrznili na $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ do laboratorijskih analiz, ki smo jih naredili v laboratoriju za molekularno ekologijo Fakultete za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije Univerze na Primorskem. V vzorec smo skušali vključiti čim večje število odvzetih živali, in sicer čim bolj enakomerno razporejenih po lovišču (*slika 71*) ter v strukturi, ki dobro odraža celotno sestavo odvzetih osebkov. Skupaj je bilo za določitev sorodstvenih razmerij genotipiziranih 61 osebkov: 10 odraslih, tj. dve- in večletnih srn (16 %), 14 odraslih srnjakov (23 %), 5 mladic (8 %), 11 lanščakov (18 %), 11 mladičev ženskega spola (18 %) in 10 mladičev moškega spola (16 %).

Starost živali smo določili (za razlikovanje med tremi osnovnimi starostnimi kategorijami, tj. mladičev, enoletnih in odraslih živali) oz. ocenili (znotraj starostne skupine odraslih živali) z makroskopskim pregledom razvojne stopnje in obrabljenosti zob na levi polovici spodnje čeljustnice, in sicer po uveljavljeni metodologiji (*Ratcliffe in Mayle, 1992*). Ker je ocena starosti odraslih osebkov iz družine jelenov na podlagi pregleda obrabljenosti zob nezanesljiva (*Pokorný in sod., 2012*), kar še zlasti velja za srnjad (*Hewison in sod., 1999*), starosti le-teh nismo ocenjevali na leto natančno, temveč smo jih združili v že uveljavljene starostne razrede, ki smo jih pri nas že večkrat uporabili v raziskavah ekologije srnjadi (npr. *Flajšman, 2017; Flajšman in sod., 2017a*). Uporabili smo naslednje starostne kategorije: mladiči (oznaka 0,5; starost 4–8 mesecev v primeru odstrela oz. do 11 mesecev v primeru drugih vzrokov smrti); enoletni osebki (oznaka 1), tj. mladice in lanščaki (starost 12–19 mesecev), mladi spolno zreli osebki (ocenjena starost 2–4 leta), srednje stari osebki (5–7 let) in stari osebki (8 in več let; oznaka 8+).

Laboratorijski del genetskih analiz je potekal po protokolu, opisanem v *poglavju 6.2*.

Analiza mikrosatelitnih lokusov in sorodstvenih razmerij

Analizo sorodstvenih vezi oz. povezav starš–potomec smo izvedli v programu *Cervus 3.0* (*Marshall in sod., 1998*). To je računalniški program, ki s pomočjo določitve statistične verjetnosti na podlagi genotipa (vseh analiziranih alelov osebka) opredeli potencialno starševstvo. Na osnovi verjetnosti, da so genotipi staršev in potomcev povezani oz. t. i. verjetnosti ne-izključitve (angl. *non-exclusion probability*) in stopnje zaupanja (LOD vrednost; angl. *likelihood ratio*), program samodejno opredeli potencialno starševstvo (*Kalinowsky in sod., 2007*). Če je LOD vrednost >3 , je sorodstveno razmerje (v našem primeru starševstvo/potomstvo) potrjeno s 95 % zaupanjem (verjetnostjo); če je LOD vrednost med 1 in 3, je sorodstveno razmerje potrjeno s 75 % zaupanjem. Povezav z manjšo vrednostjo LOD nismo obravnavali kot potencialnega sorodstva (*Marshall in sod., 1998*).

Najprej smo z vključitvijo vseh vzorcev izračunali pričakovano heterozigotnost, polimorfna mesta, povprečno verjetnost ne-izključitve, Hardy-Weinbergovo ravnovesje in zastopanost ničelnih alelov. Sledil je simulacijski test starševstva (materinstva in očetovstva), ki je vsakemu potencialnemu potomcu dodelil starša. Za starševske kandidate smo izbrali vse analizirane srne in srnjake, starejše od dveh let. Preverjali smo vse vsebinsko (starševsko) možne kombinacije, in sicer: (i) mladi, 2–4-letni osebkki kot starševski kandidati za mladiče in enoletne živali; (ii) srednje stari, 5–7-letni osebkki kot potencialni starši mladičev, enoletnih in mladih odraslih; (iii) stare, 8- in večletne živali pa v kombinaciji z vsemi mlajšimi kategorijami kot njihovimi potencialnimi potomci.

Za potrditev zanesljivosti določanja materinstva smo analizirali tudi štiri povožene srne (po dve v loviščih Oljka in Velenje) in šest njihovih zarodkov, en zarodek pa smo genotipizirali samega, tj. kot slepi vzorec brez vključene srne – matere. V vseh primerih srn in pripadajočih zarodkov smo ugotovili veliko sorodstveno povezavo (LOD vrednost > 3), za slepi vzorec zarodka pa nismo ugotovili povezave z nobeno srno (LOD $\ll 1$ v vseh primerjavah). Ti rezultati potrjujejo zanesljivost uporabljene metode določanja starševstva srnjadi. Simulacijski test smo generirali za 10.000 potomcev in 500 potencialnih kandidatov staršev. Na osnovi izračunanih LOD vrednosti smo ocenili sorodnost med osebkki (po [Marshall in sod., 1998](#)). V končni analizi starševstva smo testirali 24 potencialnih kandidatov staršev (10 srn in 14 srnjakov). Pri rezultatih posebej izpostavljamo sorodstvene vezi z LOD > 3 , saj so te starševske povezave zelo verjetne.

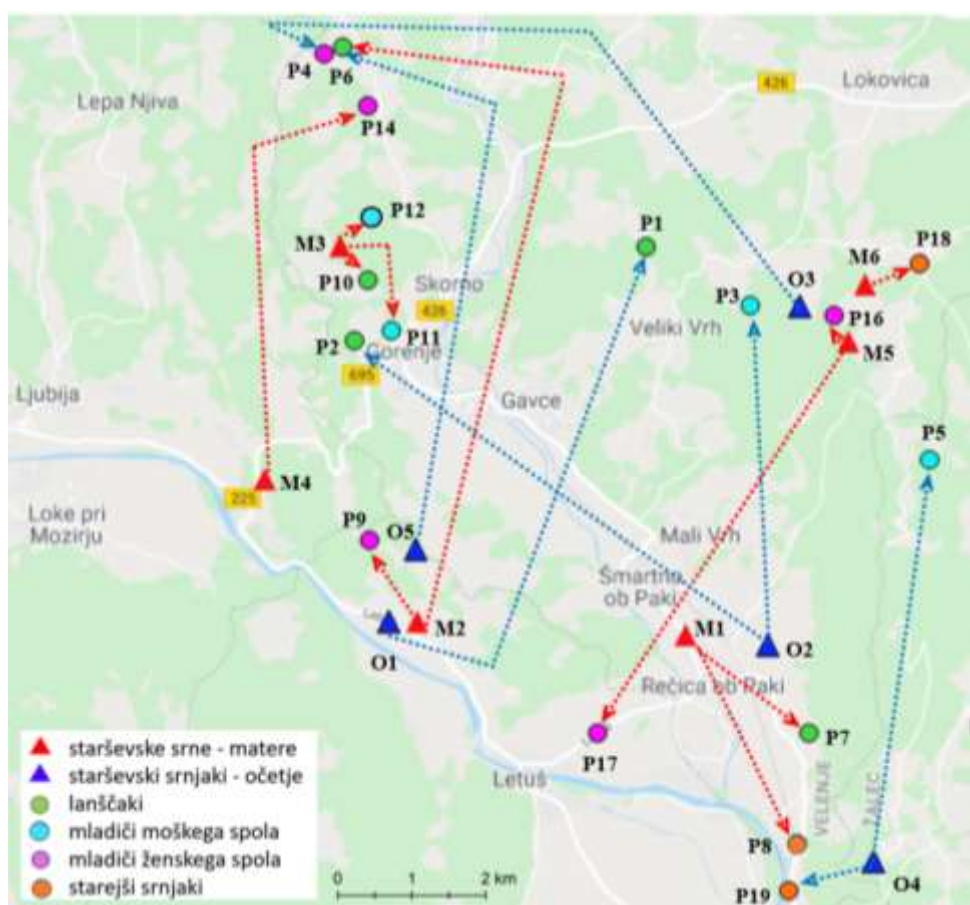
6.3.3 Rezultati in razprava

Podatki o variabilnosti alelov na posameznih mikrosatelitnih lokusih so podani v [preglednici 31](#). Lokusi so vsebovali v povprečju 6,8 alelov (razpon 2–10), kar nakazuje zmerno genetsko variabilnost populacije. To so potrdile tudi vrednosti opažene heterozigotnosti (H_o), ki so bile med 0,366 in 0,875 in niso značilno odstopale od pričakovane heterozigotnosti (H_e : 0,398–0,863).

Prepoznali smo 19 možnih sorodstvenih razmerij, in sicer: (i) sedem razmerij za pet potencialnih srnjakov – očetov (O), od tega štiri razmerja z $> 95\%$ verjetnostjo ([preglednica 32](#)); (ii) enajst razmerij za šest potencialnih srn – mater (M), od tega devet zelo verjetnih, z LOD > 3 ([preglednica 33](#)). Za dva srnjaka (O2 in O4) smo prepoznali po dva potomca. Srnjak O4 je bil ocenjen kot srednje star (5–7-letni), kot njegova potomca sta bila (z $> 75\%$ verjetnostjo) prepoznana mlajši srnjak (P19) in mladič moškega spola (P5). Star (8+) srnjak O2 pa je bil z veliko zanesljivostjo starš mladiču moškega spola (P3) in lanščaku (P2). Po enega potomca smo prepoznali pri treh mladih (2–4-letnih) srnjakih: srnjaka O1 in O5 sta bila zelo verjetna očeta po enem lanščaku (P1 oz. P6), srnjak O3 pa z nekoliko manjšo zanesljivostjo mladiču ženskega spola (P4) ([preglednica 32](#), [slika 72](#)).

Preglednica 35: Rezultat analize molekularne variance (AMOVA) v hierarhičnem zaporedju. Poudarjene vrednosti so značilne ($p < 0,001$).

Lokus	Število alelov	Ho	He
BM1818	8	0,695	0,830
BM757	7	0,476	0,638
CSSM66	5	0,695	0,621
NVHRT24	7	0,707	0,664
NVHRT48	3	0,415	0,398
NVHRT16	9	0,683	0,807
RT1	10	0,875	0,863
NVHRT21	9	0,768	0,781
ROE1	2	0,610	0,484
ETH225	7	0,366	0,798
ROE8	10	0,768	0,793
MCM64	5	0,558	0,575
MAF70	8	0,543	0,519
Vsota	90	/	/


 Slika 72: Lokacije odvzema osebkov srnjadi, za katere smo ugotovili starševske povezave. Rdeče črte označujejo materinsko, modre pa očetovsko povezavo. Prikazani so vsi sorodstveni odnosi z $> 75\%$ verjetnostjo.

Preglednica 36: Pregled potomcev srnjadi in njihovih potencialnih očetov (srnjakov). Prikazana so le sorodstvena razmerja z dovolj veliko zanesljivostjo, tj. verjetnostjo > 95 % (LOD > 3) oziroma > 75 %*.

Oznaka	Potomec			Datum	Srnjak – oče			LOD vrednost
	Starost	Spol	Datum		Oznaka	Starost	Datum	
P1	1	M	8. 6. 2017	O1	2–4	23. 6. 2017	3,74	
P2	1	M	17. 9. 2017	O2	8+	5. 8. 2017	9,12	
P3	0,5	M	17. 9. 2017	O2	- -	- -	7,77	
P4	0,5	Ž	2. 9. 2017	O3	2–4	23. 8. 2017	2,41*	
P5	0,5	M	27. 12. 2017	O4	5–7	15. 8. 2017	2,00*	
P19	2–4	M	4. 5. 2017	O4	- -	- -	2,62*	
P6	1	M	1. 5. 2017	O5	2–4	20. 8. 2017	3,99	

Preglednica 37: Pregled potomcev srnjadi in njihovih potencialnih mater (srn). Prikazana so le sorodstvena razmerja z dovolj veliko zanesljivostjo, tj. verjetnostjo > 95 % (LOD > 3) oziroma > 75 %* (1 < LOD < 3).

Oznaka	Potomec			Datum	Srna – mati			Razdalja (km) ^a	LOD vrednost
	Starost	Spol	Datum		Oznaka	Starost	Datum		
P7	1	M	24. 6. 2017	M1	2–4	1. 10. 2017	1,1	4,04	
P8	2–4	M	25. 7. 2017	M1	- -	- -	1,8	3,88	
P9	0,5	Ž	3. 9. 2017	M2	2–4	30. 9. 2017	0,5	3,21	
P6	1	M	1. 5. 2017	M2	- -	- -	4,3	1,69*	
P10	1	M	1. 9. 2017	M3	5–7	30. 12. 2017	0,4	8,17	
P11	0,5	M	13. 9. 2017	M3	- -	- -	0,9	4,32	
P12	0,5	M	17. 2. 2018	M3	- -	- -	0,3	9,23	
P14	0,5	Ž	3. 9. 2017	M4	8+	17. 2. 2018	3,2	4,04	
P16	0,5	Ž	3. 9. 2017	M5	2–4	3. 9. 2017	0,0	8,60	
P17	0,5	Ž	19. 10. 2017	M5	- -	- -	3,9	7,02	
P18	2–4	M	4. 6. 2017	M6	8+	2. 9. 2017	0,4	1,03*	

^a Zračna razdalja med lokacijama odvzema potomca in njegove verjetne matere (srne).

Pri srnah devet ugotovljenih povezav nakazuje na zanesljivo starševstvo, za dve pa je zanesljivost povezave manjša, vsekakor pa lahko tudi v tem primeru govorimo o dokaj verjetnem sorodstvu med osebki (*preglednica 33*). Srednje stara srna M3 je bila zelo verjetna mater trem potomcem (lanščaku P10 in mladičema moškega spola P11 in P12). Tri mlajše srne so bile zelo verjetne matere po dvema potomcema: srna M5 mladičema ženskega spola (P16, P17); srna M1 lanščaku (P7) in mlajšemu srnjaku (P8); srna M2 pa mladiču ženskega spola (P9) in z nekoliko manjšo verjetnostjo tudi lanščaku (P6). Dve stari (8+) srni sta bili potencialni materi po enem potomcu: srna M4 mladiču ženskega spola (P14), srna M6 pa z nekoliko manjšo verjetnostjo mlajšemu srnjaku (P18) (*slika 72*).

Uporabnost genetskih raziskav za določitev premikov srnjadi v urbanem in suburbanem območju

Srnjad je teritorialna vrsta, pri kateri velikost življenjskega okoliša (angl. *home range*) odraslih osebkov le redko presega nekaj 10 ali največ 100–200 ha (zbrano v [Hewison in sod., 1998](#); [Liberg in sod., 1998](#)). Zaradi tega in praviloma zelo kratkih dnevnih ter tudi sezonskih premikov/selitev (*ibid.*) lahko privzamemo, da lokacija odvzema določenega osebka dobro odraža območje njegovega življenjskega okoliša. Lokacije odvzema zelo verjetnih staršev (srn in srnjakov) in njihovih potencialnih potomcev ter oddaljenosti med njimi so prikazane na [sliki 72](#). Z nje je opazno, da so bile lokacije odvzema potomcev tako v primeru lanščakov kot tudi mladičev obeh spolov precej oddaljene od krajev odvzema srnjakov, njihovih verjetnih očetov. Za vse tri lanščake (P1, P2, P6) so zračne razdalje lokacij njihove smrti od krajev odvzema verjetnih očetov (v nadaljevanju zaradi lažje berljivosti uporabljamo poenostavljen izraz: razdalja) presegle 6 (7) km; za mladiče je bila ena razdalja 4,5 km (P3), razdalji drugih dveh (P4, P5) pa med 5,5 km in 6,5 km. Tako velike oddaljenosti potomcev od srnjakov – očetov, ki bistveno presegajo povprečno velikost življenjskega okoliša le-teh (poenostavimo, da 100–200 ha veliko območje meri 1–2 x 1–2 km), sovpadajo s teritorialno razmnoževalno strategijo odraslih, zlasti starejših srnjakov ([Sempere in sod., 1996](#); [Liberg in sod., 1998](#)). Le-ti spomladi vzpostavijo teritorij, ki ga aktivno branijo in ga praviloma ne zapuščajo vsaj do poznega poletja ([Sempere in sod., 1996](#); [Krže, 2000](#)). V teritorialnem obdobju so srnjaki zelo agresivni do drugih samcev; agresivno vedenje (zlasti starejših) srnjakov je prvenstveno usmerjeno proti drugim odraslim srnjakom, zlasti v zgodnjem obdobju vzpostavljanja teritorijev pa tudi proti juvenilnim oz. spolno še nezrelim osebkom – lanščakom ([Van-Moorter in sod., 2008](#)). Srnjaki jih tedaj pogosto preganjajo, pri čemer so bolj agresivni do lanščakov z daljšim rogovjem, saj je dolžina šil v pozitivni soodvisnosti z velikostjo mod ([Wahlström, 1994](#)). Zaradi tega se predvsem močnejši enoletni samci med mladostno disperzijo odseljujejo izven območja poleganja ([Van-Moorter in sod., 2008](#)), v skrajnem primeru tudi več kot 100 km daleč ([Wahlström, 1994](#); [Wahlström in Liberg, 1995](#)).

Disperzija lanščakov, ki so v svojem drugem letu življenja v obdobju spolnega dozorevanja, je lahko pojasnilo za relativno velike oddaljenosti le-teh od očetov. Vendar pa prostorski premiki, povezani z disperzijo, ne morejo pojasniti podobno velikih oddaljenosti (4,5–6,5 km) mladičev od očetov, saj so v jesenskem času mladiči še tesno povezani s srnami – materami in ne zapuščajo območij, kjer so bili poleženi ([Hewison in sod., 1998](#); [Krže, 2000](#)). Velike oddaljenosti lokacij odvzema mladičev od krajev odvzema njihovih verjetnih očetov pa lahko pojasnimo z drugo prostorsko značilnostjo srnjadi: v obdobju parjenja, ko srnjaki branijo svoje teritorije, se srne pogosto odpravijo na daljše paritvene izlete izven svojih življenjskih okolišev, kamor se nato vrnejo takoj

po oploditvi (Liberg in sod., 1998; Bocci in sod., 2013; Debeffe in sod., 2014). Zato so lahko mladiči poleženi tudi daleč stran od očetov, v samo nekaj 10 ha velikem območju poleganja oz. teritoriju matere pa nato živijo vse do disperzije, in so v jesenskem času oz. pred tvorbo zimskih tropov praviloma zelo oddaljeni od srnjakov – očetov, kar potrjujejo tudi naši rezultati (slika 72).

Pri oddaljenosti potomcev od srn – mater je slika precej drugačna. Večina potomcev (P7, P9–P12, P16, P18) je bila odvzetih na oddaljenosti <1–2 km od lokacije odvzema srne – matere. Izjema sta dva mladiča ženskega spola, ki sta bila odvzeta na večji oddaljenosti od mater, a je bila v obeh primerih zelo specifična situacija. Zelo shirana srna (M5) z vidnimi bolezenskimi znaki (driskavost, telesna masa z glavo in nogami 10,5 kg) je bila skupaj z mladičem ženskega spola (P16) v hribovitem delu lovišča odstreljena 3. 9. 2019, drugi mladič (P17) pa je bil povožen 19. 10. 2019 v ravninskem delu lovišča, več kot 6 km stran; očitno se je po izgubi matere premaknil izven območja poleganja. Tudi v drugem primeru je bila srna (M4) shirana, driskava in anemična, le da je bil v tem primeru mladič (P14) odstreljen 3. 9. 2019 na severozahodnem delu lovišča, srna v zadnjem štadiju pred smrtjo pa 17. 2. 2019 več kot 5 km stran ob reki Savinji. V obeh primerih je šlo za zanimive vzročno-posledične dejavnike, ki kažejo, da je za razumevanje prostorskih premikov osebkov poleg splošnih značilnosti vrste treba upoštevati tudi individualne dejavnike. Na večji oddaljenosti (8 km) od srne – matere (M2) je bil 1. 5. 2017 odvzet tudi lanščak (P6), ki se je tedaj na lokaciji odvzema prvič pojavil skupaj s še dvema enoletnima srnjakoma, kar lahko pojasnimo z znano disperzijo enoletnih srnjakov (Wahlstróm, 1994; Wahlstróm in Liberg, 1995).

Za srnjad je značilno, da si mladiči v prvem letu življenja popolnoma delijo svoje območje aktivnosti z arealom matere (angl. *maternal home range*). V starosti približno enega leta pa se od njih ločijo: lahko še naprej živijo v bližini in se območja srn – mater in enoletnih osebkov prekrivajo ali pa se slednji med disperzijo odselijo v druga, bolj ali manj oddaljena območja (Coulon in sod., 2006). Pogosto sicer ostanejo v bližini okoliša matere, a se premaknejo v habitate slabše kakovosti, kar je posledica teritorialnega vedenja starejših srn. Stopnja mladostne disperzije (angl. *natal dispersal rate*) srnjadi, tj. delež juvenilnih osebkov, ki se odseli, je med 20 % in 95 % in je predvsem odvisna od števila mladičev, populacijske gostote ter kakovosti habitata (Van-Morteer in sod., 2008). Čeprav je znano, da se ekstremno daleč odseljujejo predvsem lanščaki (Wahlstróm, 1994; Wahlstróm in Liberg, 1995), pa v splošnem dolžina mladostne disperzije oz. oddaljenost drugotnega življenjskega okoliša od območja kotitve ni odvisna od spola (Coulon in sod., 2006). V naši raziskavi smo sicer poleg enajstih lanščakov genotipizirali tudi pet mladice (enoletnih srn), a za nobeno nismo ugotovili značilne sorodstvene povezave s srnjaki – očeti ali srnami – materami. So pa za mladice bolj kot disperzija značilne sezonske migracije, ko spomladi zapustijo območje poleganja, a se vanj jeseni vrnejo (Dingle in sod., 2007).

Predhodna prostorska analiza genetske strukturiranosti srnjadi v lovišču Oljka, ki je bila narejena na primerljivem vzorcu, je pokazala delno strukturiranost populacije z nakazanim vplivom prostorskih pregrad: reke Pake, železniške proge in antropogene oz. polurbane krajine v ravninskem dnu lovišča (Sternad, 2018; Bužan in sod., 2019a, 2019b). Tudi prostorski prikaz sorodstvenih povezav (slika 72) nakazuje, da se sorodni osebki grupirajo na eni ali drugi strani barier (severovzhodna vs. jugozahodna skupina). Vendar smo tudi prek teh ovir zaznali genski pretok oz. prehajanje sorodnih osebkov (staršev in potomcev), npr. že opisan, z boleznijo povezan par M4–P14 (potomec srnica), a tudi parov O1–P1, O2–P2, O5–P6 in M2–P6. V vseh teh primerih so prek krajinskih barier prešli lanščaki (verjetno v obdobju disperzije), kar kaže na njihov velik pomen za pretok genov, posledično pa tudi na potrebo po zelo premišljenem poseganju med juvenilne samce – mladiče in lanščake (Pokorny, 2000).

Izmed 61 analiziranih živali jih je bilo 28 udeleženih v starševskih odnosih, in sicer kot starši pet srnjakov (36 % analiziranih) in šest srn (60 %), kot potomci pa trije mladi srnjaki (21 %), pet lanščakov (45 %), štiri mladiči moškega spola (40 %) in pet mladičev ženskega spola (45 %), pa nobena mladica in nobena odrasla srna. Oba starša smo določili le za enega lanščaka (P6). Čeprav je mnogo sorodstvenih razmerij ostalo spregledanih, pa velika intenzivnost vzorčenja vendarle omogoča pridobitev nekaterih informacij, povezanih z ekološkimi značilnostmi vrste in znaki življenjskih strategij (angl. *life history traits*), kot je, npr., razmnoževalni potencial posameznih osebkov in populacije. Zanimivo je, da je bilo v relativnem smislu kot verjetnih staršev prepoznanih skoraj za polovico manj srnjakov – očetov kot srn – mater (36 % vs. 60 %). Seveda to velja le v kombinaciji s potomci, ki smo jih tudi zajeli v vzorec. Pa vendar so te razlike indikativne; ob manjšem številu analiziranih srn v primerjavi s srnjaki a večjem številu potrjenih starševstev zanje lahko sklepamo, da je razmnoževalni potencial srn zelo velik. To potrjujejo tudi domače raziskave plodnosti srn: v povprečju lahko imajo odrasle srne vsako leto skoraj dva mladiča v leglu (Flajšman, 2017; Flajšman in sod., 2017a). Zdi se, da je njihov razmnoževalni potencial precej večji kot samcev, za katere je paritveni uspeh odvisen od številnih dejavnikov (zbrano v Andersen in sod., 1998). Zaradi krajše življenjske dobe srnjakov v primerjavi s srnami, kar je poleg drugačnega lovnega pritiska (Pokorny, 2009) tudi posledica drugačne življenjske strategije, ki ima za posledico hitrejšo obrabljanje zobovja samcev prostoživečih parkljarjev (Loe in sod., 2003; Høyve, 2006), ima posamezen srnjak v povprečju manjši vseživljenjski paritveni uspeh oz. manjše število potomcev, na katere prenaša svoje gene. Zaradi tega je zelo pomembno, da z upravljavskimi ukrepi skrbimo za ustrezno (dovolj veliko) zastopanost starejših srnjakov v populaciji.

6.4 GENETSKA STRUKTURA LISIC V SLOVENIJI

6.4.1 Uvod

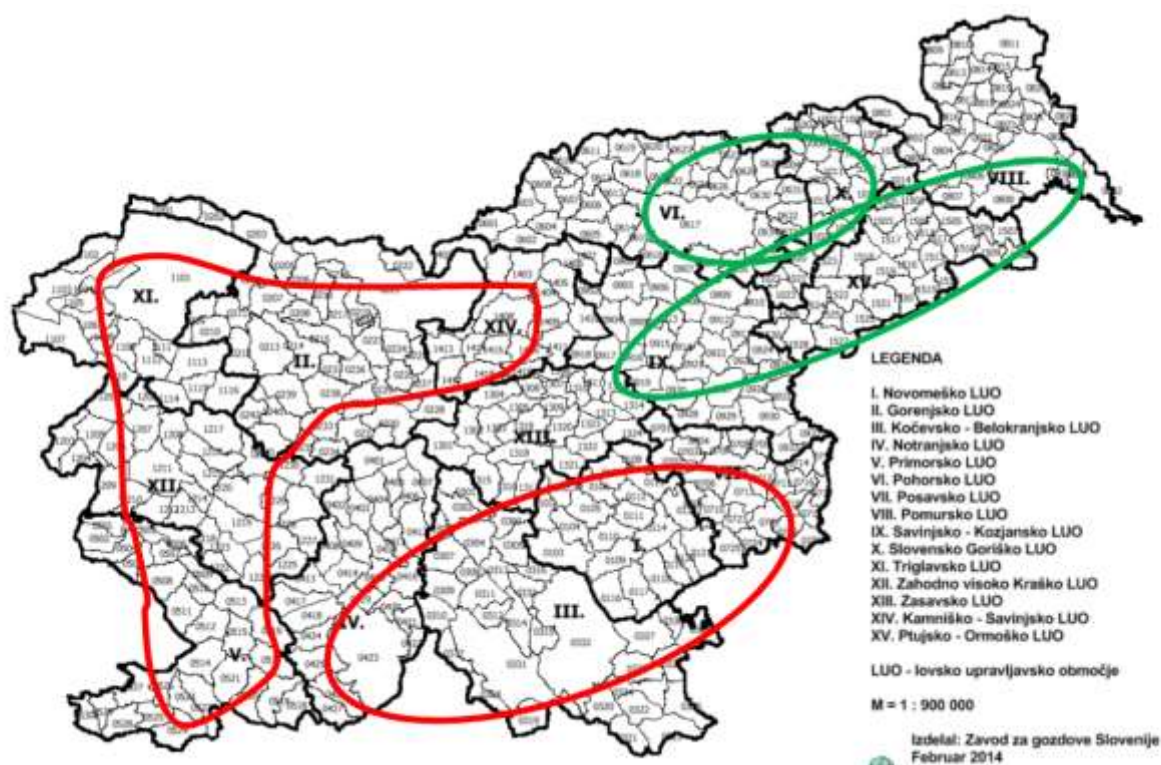
Navadna lisica je ena od najbolj preučenihi vrst v evropski favni glede na njeno prilagajanje urbanem okolju (Luniak, 2004). Glede prehrane je znana kot generalist in poje vse kar ima na razpolago, kar pojasnjuje njeno uspešno prilagajanje primestnim in mestnim okoljem (Golavšek, 2008). Urbani ekosistemi spreminjajo biotske in abiotske dejavnike v okolju in tako vplivajo na evlucijski potencial vrst (Johnson in South, 2017). Razumevanje metapopulacijske strukture vrst, vedenja in genske strukture populacij iz obrobnihi primestnihi območij ter razlik med urbanimi in podeželskimi območji je pomembno za razumevanje biologije vrst in tudi za primerne upravljalske strategije.

Lisica je izredno razširjena vrsta in ekološko zelo prilagodljiva, saj uporablja različne habitate od puščav do tundre (Voigt in Macdonald, 1984). Njena pojavnost v urbanihi okoljih je vse pogostejša in v nekaterih mestih dosega višjo gostoto kot kdaj koli prej (Wandeler in sod., 2003). V zadnjih desetletjih beležijo njeno prisotnost in sobivanje v številnih večjih mestih in predmestjih v celinski Evropi (Møller Nielsen, 1990; Gloor, 2002), Veliki Britaniji (Atterby in sod., 2015) Severni Ameriki (Adkins in Stott, 1998), Avstraliji (Robinson in Marks, 2001) in Japonski (Kato in sod., 2017). Prehajanje lisic v urbana okolja lahko vodi do zmanjšane genske varibilnosti in posledično do zmanjšane dejanske velikosti populacije (Nei in sod., 1975; Greenbaum in sod., 2014). V primeru, da pri prehajanju v urbana območja velikost nove populacije ostane majhna, lahko upad genetke diverzitete ogrozi dolgoročno sposobnost preživetja zaradi povečanega tveganja za križanje v ožjem sorodstvu (Frankham, 2008; Oakley, 2013). Poleg tega lahko prehajanje lisic v urbana območja novonastale populacije izolira od podeželskih in izpostavi novim selekcijskih pritiskom, kot so tveganje za bolezni, izpostavljenost strupenim snovem in svetlobnemu onesnaženju mest, kar še dodatno diferencira urbane populacije zaradi lokalnih prilagoditev. Do sedaj so bile ugotovljene številne razlike med obnašanjem lisic v mestih in na podeželju, npr. spremenjeno vedenje v povezavi s prometom v mestih, več antropogenih prehranskih virov in manjši domači okoliš (zbrano v Bužan in sod., 2020a; glejte tudi poglavje 2.1.4). Ravno tako so raziskave populacijske strukture lisic pokazale, da je sprememba habitata povzročila omejen genski pretok in posledično genetsko diferenciacijo med podeželskimi in mestnimi populacijami (Robinson in Marks, 2001; Gloor, 2002).

6.4.2 Material in metode

Območje vzorčenja, vzorčenje in laboratorijske analize

Genetske analize lisic smo naredili z 18 mikrosatelitnimi markerji na 70 vzorcih te vrste, ki smo jih v sklopu rednega odvzema vrste zbrali v 12 lovskoupravljavskih območjih iz štirih večjih regij (*slika 73*). Zbiranje vzorcev je potekalo s pomočjo lovcev, ki so jih zbirali za namene monitoringa zdravstvenega stanja divjadi v Sloveniji, mi pa smo jih pridobili prek kolegov z Veterinarske fakultete (VF) Univerze v Ljubljani. Po uplenitvi oz. razteledenju na VF so odvzeli del mišice, jo dali v plastično vrečko, označili z vsemi potrebnimi podatki za identifikacijo vzorca (datum in lokacija odvzema) ter zamrznili do našega prevzema. Vzorce, zajete v analizo genetske strukturiranosti, smo razdelili v 12 skupin (v nadaljevanju jih za namene tega dela imenujemo tudi »populacije«), in sicer na podlagi pripadnosti lovskoupravljavskim območjem ter geografskih značilnosti prostora. Poimenovanje populacij in drugi podatki so prikazani v *preglednici 34*.



Slika 73: Lovskoupravljavska območja in regije, kjer smo vzorčili lisice za izvedbo genetskih analiz.

Preglednica 38: Pregled vnaprej definiranih raziskovalnih območij (»populacij«) in podatki o velikosti vzorca v posameznih območjih oz. o številu lisic, ki smo jih vključili v določitev genetske strukture te vrste Sloveniji.

Št. skupine	LUO	Oznaka LUO	Št. vzorcev
1	Novomeško	I.	5
2	Gorenjsko	II.	7
3	Kočevsko-Belokranjsko	III.	9
4	Notranjsko	IV.	5
5	Primorsko	V.	8
6	Pohorsko	VI.	4
7	Posavsko	VII.	5
8	Pomursko	VIII.	6
9	Savinjsko-Kozjansko	IX.	7
10	Slovenskogoriško	X.	9
11	Triglavsko	XI.	2
12	Kamniško-Savinjsko	XIV.	3
Skupaj			70

Laboratorijski del genetskih analiz je potekal po protokolu, opisanem v [poglavju 6.2](#). Za pomnoževanje smo uporabili označevalce, ki so prikazani v [preglednici 35](#).

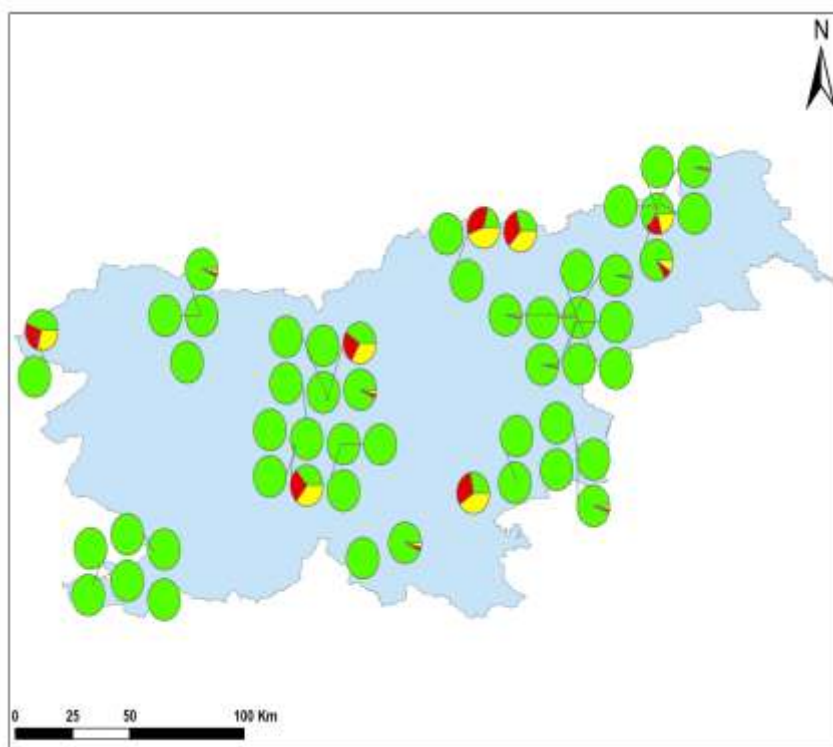
Preglednica 39: Podroben opis 18 mikrosatelitnih lokusov, ki smo jih uporabili v molekularnih analizah lisic. Za vsak lokus je naveden razpon alelov (bp), ponovljen motiv, set in referenca. Podane so oznake barvila, ki je bilo dodano mikrosatelitu v setu, da smo ga lahko kasneje ločili v programu Genemapper za določanje dolžin mikrosatelitov.

Lokus	Barvilo	Razpon alelov (bp)	Ponovljen motiv	Set	Referenca
DGN14	NED	248–314	(GGAA) ₂₄	1	Breen in sod., 2001
Ren69B24	FAM	228–280	(CA) ₁₈	1	Breen in sod., 2001
V374	VIC	106–118	(CG) _{4,3} (CA) _{8,9,11,12,14}	1	Wandeler in Funk, 2006
V402	FAM	78–90	(TG) _{9,11,13}	1	Wandeler in Funk, 2006
Vv-C01.424	FAM	170–186	(GT) ₁₁	1	Moore in sod., 2010
VVM189	VIC	227–249	(TG) ₁₉	1	Yan in sod., 2015
Vv-REN169O18	NED	154–177	(CA) ₂₃	1	Breen in sod., 2001
FH2281	FAM	329–413	(GAAA) _{~21}	2	Breen in sod., 2001
FH2541	FAM	151–179	TETRA repeat	2	Breen in sod., 2001
Vv-CPH11	NED	118–178	(TA) ₈	2	Moore in sod., 2010
Vv-INU055	PET	204–220	(CA) ₁₃	2	Moore in sod., 2010
VVM124	VIC	234–252	(CA) ₁₂	2	Yan in sod., 2015
FH2174	VIC	166–190	(GAAA) _{~16}	2	Breen in sod., 2001
DGN3	FAM	192–250	(TCTA) ₁₂	3	Breen in sod., 2001
FH2289	VIC	202–219	(CTT) ₂ (A) ₁₁	3	Moore in sod., 2010
Ren161A12	NED	295–303	(CA) ₁₇	3	Breen in sod., 2001
Ren162B09	PET	190–194	(CA) ₁₂	3	Breen in sod., 2001
Vv-C08.618	NED	179–199	(GT) ₁₈	3	Moore in sod., 2010
Vv-CPH2	FAM	95–110	(GT) ₁₉	3	Moore in sod., 2010

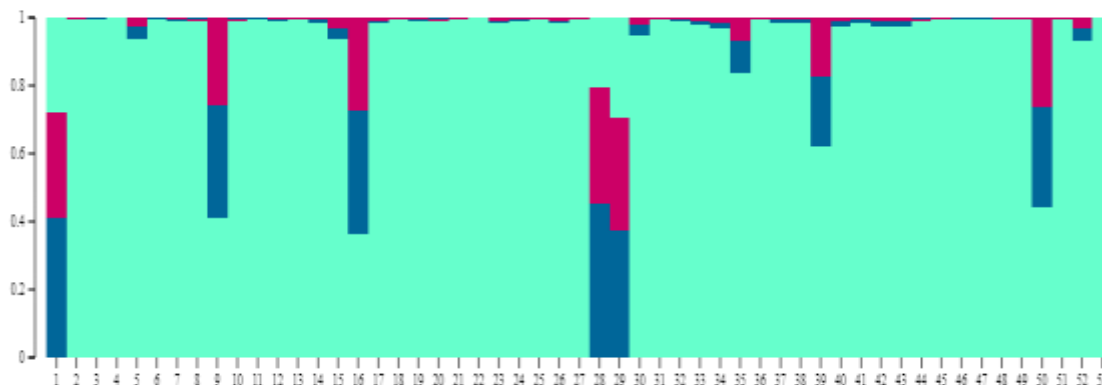
6.4.3 Preliminarni rezultati

Genetske raziskave strukturiranosti populacije lisic v Sloveniji zaenkrat še potekajo; glede na majhno število do sedaj analiziranih vzorcev lahko podamo le preliminarne rezultate, ki se večinoma nanašajo na lisice iz ruralne krajine; vzorce urbanih lisic bomo v raziskavo vključili kasneje, saj bomo z genetskimi raziskavami malih zveri nadaljevali tudi po zaključku CRP projekta. To se nam zdi pomembno, saj študije o premikih in genetski strukturiranosti vrst v urbanih okoljih prispevajo k splošnemu razumevanju kolonizacije mest in poudarjajo pomen združevanja podatkovnih nizov pri proučevanju evolucijskih sprememb v vse bolj urbanem svetu.

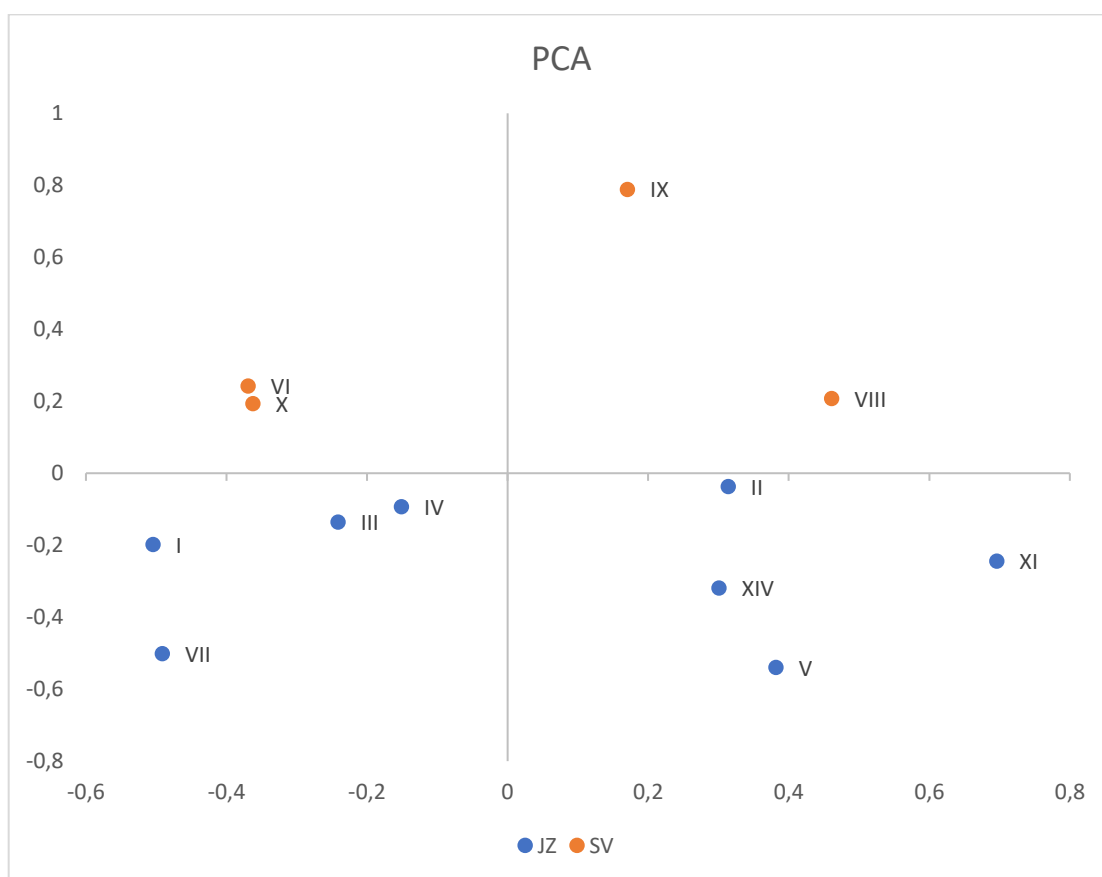
Dosedanji rezultati niso pokazali opazne strukturiranosti populacij lisice v Sloveniji. Bayesova statistika genotipov na več lokusih (program STRUCTURE) je sicer pokazala tri ločene gruče znotraj celotnega območja, vendar s šibko strukturiranostjo populacij, pri čemer se predstavniki dveh manjšinskih skupin pojavljajo v vseh delih Slovenije, z izjemo Primorske (*sliki 74, 75*). Kljub temu je analiza glavnih komponent (PCA analiza) za 12 vnaprej definiranih skupin/populacij po geografskem izvoru jasno ločila dve skupini lisic, tj. iz jugozahodne in severovzhodne Slovenije (*slika 76*).



Slika 74: Genetska struktura navadne lisice v Sloveniji na podlagi Q vrednosti iz programa STRUCTURE. Prikaz temelji na najboljšem K, ki je 12 skupin/populacij razdelil v tri gruče.



Slika 75: Model določanja gruč navadne lisice v Sloveniji na podlagi genetskih raziskav (K = 3).



Slika 76: Analiza glavnih komponent (PCA analiza) je za 12 vnaprej definiranih skupin/populacij po geografskem izvoru ločila dve skupini lisic, tj. iz jugozahodne in severovzhodne Slovenije.

7 ODNOS LJUDI DO DIVJADI V URBANIH OBMOČJIH IN DRUŽBENA SPREJEMLJIVOST UKREPOV

7.1 IZHODIŠČA IN UVODNA POJASNILA

Za aktivno upravljanje s populacijami divjadi v urbanem okolju, vključno z odlovom oz. odstranitvijo posameznih osebkov ali celo celotne populacije, je poleg izvedljivosti in učinkovitosti posameznih ukrepov potrebno poznati tudi njihovo družbeno sprejemljivost, ki pa temelji na odnosu ljudi oz. prebivalcev mest do (posameznih) ciljnih vrst. Ta del projekta temelji na teoriji preišljenega vedenja (Ajzen, 1991) in na modelih, razvitih v predhodnih domačih raziskavah (za divjad: Špur in sod., 2016, 2017).

Cilji delovnega svežnja so bili preveriti odnos ljudi do pojavljanja izbranih vrst divjadi v urbanih območjih oz. v različnih situacijah (nutrija kot invazivna tujerodna vrsta nasploh; divjad/srnjad na pokopališčih) in družbeno sprejemljivost izbranih ukrepov za aktivno upravljanje populacij v teh območjih oz. v takšnih situacijah. Informacije/podatke smo pridobivali z javnomnenjskimi raziskavami, ki smo jih izvedli v obliki dveh zaključenih magisterijev kot pomembnih dosežkov projekta (Kumprej, 2020; Kuronja, 2020). Besedila magisterijev so v elektronski obliki prosto dostopna na spletnih straneh digitalne knjižnice Univerze v Mariboru in na spletni strani CRP projekta, v fizični obliki pa v prostorih Miklošičeve knjižnice, Univerze v Mariboru.

7.2 UPRAVLJANJE Z DIVJADJO NA POKOPALIŠČIH

7.2.1 Uvod

Pokopališča predstavljajo pomemben del okolja in so običajno umeščena v bližino mest oziroma naselij. Zaradi ugodnih življenjskih razmer (zavetje, malo motenj, hrana) na pokopališča zahajajo tudi živali in lahko tam povzročajo škodo. Zaradi tega prihaja do konfliktov med živalmi in ljudmi. Na pokopališčih praviloma največ težav povzročajo vrste, ki so divjad, zlasti srnjad in sive vrane.

Cilji raziskave so bili ugotoviti: (i) kako pogosto in katera divjad zahaja na pokopališča; (ii) kakšne težave tam povzroča; (iii) kako se vzdrževalci in obiskovalci pokopališč soočajo s težavami; (iv) dosedanje ukrepe; (v) na kakšen sprejemljiv način bi lahko rešili težave z divjadjo na pokopališčih.

7.2.2 Metode dela

Podatke smo zbirali na dva načina. Prvi način je vključeval upravljalce pokopališč in pogrebna podjetja, ki smo jim poslali vprašalnik o pokopališčih, na katerih opravljajo svojo dejavnost in s tem posledično tudi poznajo aktualno stanje pokopališč. Poslanih je bilo 109 vprašalnikov, prejeli smo 34 odgovorov. Nekateri vprašalniki so bili poslani po klasični pošti, nekaj jih je bilo poslanih preko spletnih naslovov. Zbiranje rešenih vprašalnikov je potekalo od 28. 1. 2020 do 27. 3. 2020; vsi odgovori so dostopni v [Kumprej \(2020\)](#).

Drugi način je vključeval vse, ki jim je bila dostopna spletna anketa. Spletno anketo smo oblikovali na brezplačni spletni strani 1ka (www.1ka.si). Povezavo za dostop do spletne ankete smo nato objavili na različnih socialnih omrežjih in jo posredovali tudi preko spletne pošte ljudem po celotni Sloveniji. Pomagal nam je tudi referat FNM UM, ki je povezavo posredoval študentom Fakultete za naravoslovje in matematiko. Zbiranje odgovorov je potekalo od 11. 3. 2020 do 10. 4. 2020. V tem času je k reševanju ankete pristopilo 1.224 ljudi, od tega jih je 441 ustrezno rešilo del ankete. Po pregledu rezultatov smo ugotovili, da je teh 441 oseb anketo ustrezno rešilo do šestega vprašanja in 400 oseb do konca vprašalnika. Kljub temu smo upoštevali tudi 41 le delno rešenih anket, saj bi brez njih izgubili pomemben del pridobljenih informacij (za prvih šest vprašanj).

Raziskovalni vzorec spletne ankete je tudi po vključitvi samo ustreznih anket zajemal ljudi različnih starostih, spola, regije in mesta prebivanja. Vzorec je namensko izredno pester, saj smo želeli pridobiti podatke iz celotne Slovenije, prav tako ljudi različnih starosti in spola, saj nas je zanimal njihov vidik glede obravnavane tematike. 5 % anketirancev je bilo mlajših od 19 let; največji delež anketirancev (67 %) je bilo iz starostne skupine med 20 in 39 let, 19 % anketirancev med 40 in 59 let, 9 % pa jih je bilo starih 60 let ali več.

Anketiranje je potekalo v vseh dvanajstih slovenskih statističnih regijah. Največ anketirancev je bilo iz Podravske regije (31 %); 23 % jih je bilo iz Koroške, 12 % iz Savinjske regije, 10 % iz Pomurske regije, 6 % iz Gorenjske, 5 % iz Osrednjeslovenske regije, 3 % iz Jugovzhodne Slovenije in 2 % iz Goriške, Obalno-kraške, Posavske, Primorsko-notranjske ter Zasavske regije.

Z vidika osnovnega namena in ciljev raziskave je zelo pomembna informacija tudi mesto prebivanja anketirancev: 54 % jih je bilo iz podeželja, 26 % iz predmestja in najmanj (19 %) iz mestnega središča.

7.2.3 Rezultati

Najpomembnejši rezultati ankete so predstavljeni v [preglednicah 36–38](#), nekoliko podrobneje pa so komentirani v sklepu te raziskave.

Preglednica 40: Frekvence in opisne statistike odgovorov na vprašanje »Ali ste kdaj na pokopališču videli katero od spodaj zapisanih živali« (n = 441).

ID	Koda	Trditev	F1	F2	F3	Mediana
1	Q4a	srna	375	40	26	1,00
	Q4a%		85,0	9,1	5,9	
2	Q4b	lisica	419	14	8	1,00
	Q4b%		95,0	3,2	1,8	
3	Q4c	kuna	410	21	10	1,00
	Q4c%		93,0	4,8	2,3	
4	Q4d	jazbec	435	6	0	1,00
	Q4%		98,6	1,4	0	
5	Q4e	polh	428	7	6	1,00
	Q4e%		97,1	1,6	1,4	
6	Q4f	poljski zajec	379	35	27	1,00
	Q4f%		85,9	7,9	6,1	
7	Q4g	divji prašič	438	3	0	1,00
	Q4g%		99,3	0,7	0	
8	Q4h	vrana	157	45	239	3,00
	Q4h%		35,6	10,2	54,2	
9	Q4i	sraka	202	45	194	2,00
	Q4i%		45,8	10,2	44,0	

Uporabljena lestvica: *nikoli* (F1), *enkrat* (F2), *večkrat* (F3).

Preglednica 41: Frekvence in opisne statistike odgovorov na vprašanje o njihovem (ne)strinjanju s sprejemljivostjo navedenih ukrepov, s katerimi bi upravitelj pokopališč uravnal število prostoživečih živali na pokopališčih (n = 400).

ID	Trditev	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	Med	AS	SD
Q6o	Gradnja pasivnih zaščit, npr. ograje.	18	6	6	22	36	56	256	7,00	6,11	1,56
Q6o%		4,5	1,5	1,5	5,5	9,0	14,0	64,0			
Q6p	Divjad pustimo pri miru, saj tako, kot je prišla, bo tudi odšla.	39	17	44	62	58	45	135	5,00	4,90	2,00
Q6p%		9,8	4,3	11,0	15,5	14,5	11,3	33,8			
Q6e	Plašenje divjadi s sredstvi, ki ne povzročajo hrupa.	78	23	29	48	65	55	102	5,00	4,43	2,21
Q6e%		19,5	5,8	7,3	12,0	16,3	13,8	25,5			

Preglednica 37: Frekvence in opisne statistike odgovorov na vprašanje o njihovem (ne)strinjanju s sprejemljivostjo navedenih ukrepov, s katerimi bi upravitelj pokopališč uravnaval število prostoživečih živali na pokopališčih (n = 400) (nadaljevanje).

ID	Trditev	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	Med	AS	SD
Q6l	Da se divjad uspava in izpusti v naravo.	84	24	27	43	64	61	97	5,00	4,38	2,24
Q6l%		21,0	6,0	6,8	10,8	16,0	15,3	24,3			
Q6k	Vsa ustrezna sredstva za kontrolo števila divjadi, ki pa jih izvajajo pooblaščen osebe.	87	39	48	56	62	43	65	4,00	3,89	2,13
Q6k%		21,8	9,8	12,0	14,0	15,5	10,8	16,3			
Q6d	Plašenje divjadi s hrupom.	168	51	38	45	47	22	29	2,00	2,84	2,01
Q6d%		42,0	12,8	9,5	11,3	11,8	5,5	7,3			
Q6q	Divjad naj se zadržuje na pokopališčih, ker je to idealno območje bivanja raznolikih bitij.	141	65	45	88	29	12	20	2,00	2,79	1,77
Q6q%		35,3	16,3	11,3	22,0	7,3	3,0	5,0			
Q6f	Vsa sredstva za plašenje divjadi.	165	44	46	78	31	15	21	2,00	2,74	1,84
Q6f%		41,3	11,0	11,5	19,5	7,8	3,8	5,3			
Q6c	Odstranjevanje mladičev na kritičnih območjih.	200	45	33	42	32	16	32	1,50	2,59	2,01
Q6c%		50,0	11,3	8,3	10,5	8,0	4,0	8,0			
Q6g	Odvračanje divjadi s kemičnimi snovmi.	222	44	20	35	29	24	26	1,00	2,45	2,00
Q6g%		55,5	11,0	5,0	8,8	7,3	6,0	6,5			
Q6j	Vsa sredstva za kontrolo števila divjadi, ki bi jo lahko izvajali vsi.	217	38	29	70	20	11	15	1,00	2,33	1,74
Q6j%		54,3	9,5	7,3	17,5	5,0	2,8	3,8			
Q6a	Kemična sterilizacija divjadi na kritičnih območjih.	223	47	31	48	24	10	17	1	2,25	1,75
Q6a%		55,8	11,8	7,8	12,0	6,0	2,5	4,3			
Q6h	Streljanje divjadi v naravi v bližini pokopališč.	261	47	14	23	18	12	25	1,00	2,07	1,84
Q6h%		65,3	11,8	3,5	5,8	4,5	3,0	6,3			

Preglednica 37: Frekvence in opisne statistike odgovorov na vprašanje o njihovem (ne)strinjanju s sprejemljivostjo navedenih ukrepov, s katerimi bi upravitelj pokopališč uravnaval število prostoživečih živali na pokopališčih (n = 400) (nadaljevanje).

ID	Trditev	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	Med	AS	SD
Q6m	Da se divjad ali uspava ali ulovi v živolovno past in usmrti.	299	42	13	19	8	6	13	1,00	1,66	1,45
Q6m%		74,8	10,5	3,3	4,8	2,0	1,5	3,3			
Q6n	Da se uporabijo vsi načini za njihovo odstranitev, vključno z usmrtnitvijo.	298	37	20	20	11	3	11	1,00	1,66	1,39
Q6n%		74,5	9,3	5,0	5,0	2,8	0,8	2,8			
Q6b	Nastavljanje strupenih vab za divjad.	318	37	11	18	6	3	7	1	1,49	1,20
Q6b%		79,5	9,3	2,8	4,5	1,5	0,8	1,8			
Q6i	Streljanje divjadi na pokopališčih.	341	21	4	17	6	2	9	1,00	1,42	1,22
Q6i%		85,3	5,3	1,0	4,3	1,5	0,5	2,3			

Opomba: Frekvence med F1 – povsem nesprejemljivo in F7 – povsem sprejemljivo; Med – mediana; AS – aritmetična sredina, SD – standardna deviacija.

Preglednica 42: Rezultati PCA vprašalnika o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z divjadjo na pokopališčih (N = 400).

ID	Besedilo	1	2	3	4
Q6h	Streljanje divjadi v naravi v bližini pokopališč.	0,840			
Q6i	Streljanje divjadi na pokopališčih.	0,763			
Q6n	Da se uporabijo vsi načini za njihovo odstranitev, vključno z usmrtnitvijo.	0,743			
Q6m	Da se divjad ali uspava ali ulovi v živolovno past in usmrti	0,715			
Q6g	Odvračanje divjadi s kemičnimi snovmi.	0,558			
Q6e	Plašenje divjadi s sredstvi, ki ne povzročajo hrupa.		0,743		
Q6d	Plašenje divjadi s hrupom.		0,661		
Q6o	Gradnja pasivnih zaščit, npr. ograje.		0,612		
Q6f	Vsa sredstva za plašenje divjadi.		0,608		
Q6k	Vsa ustrezna sredstva za kontrolo števila divjadi, ki pa jih izvajajo pooblaščenice osebe.		0,486		
Q6q	Divjad naj se zadržuje na pokopališčih, ker je to idealno območje bivanja raznolikih živih bitij.			0,874	
Q6p	Divjad pustimo pri miru, saj tako kot je prišla, bo tudi odšla.			0,719	
Q6a	Kemična sterilizacija divjadi na kritičnih območjih.				-0,745
Q6c	Odstranjevanje mladičev na kritičnih območjih.				-0,670
Q6b	Nastavljanje strupenih vab za divjad.				-0,628
Q6j	Vsa sredstva za kontrolo števila divjadi, ki bi jo lahko izvajali vsi.				-0,562
Q6l	Da se divjad uspava in izpusti v naravo.		0,453		-0,486
-	lastna vrednost	5,147	2,093	1,361	1,317
-	pojasnjena varianca	30,274	12,313	8,007	7,750
-	Cronbachova alfa	0,817	0,730	0,551	0,682

7.2.4 Sklepi

Težave in dileme z divjadjo na pokopališčih so v Sloveniji prisotne, vendar ne v tolikšni meri, kot smo pričakovali iz analize dnevnega časopisja. Z analizo pisem upravljalcev pokopališč ugotavljamo, da se z določeno divjadjo na pokopališčih srečujejo redkeje ali pogosteje. Med divjadjo iz skupine sesalcev najpogosteje na pokopališče zahajajo srne in lisice, med ptiči pa vrane ter golobi. Zaznavajo težave tudi z domačimi živalmi, predvsem mačkami, izpostavili so tudi polže, različne ptiče ter ose in sršene, ki niso bili objekt naše raziskave. O težavah z divjimi prašiči, kot jih imajo, npr., v Berlinu ali Barceloni (glejte [poglavje 2.1](#)), ne poročajo.

Na pokopališča živali običajno zaidejo, srnjad predvsem zaradi svežega cvetja in drugih rastlin, prav tako jim pokopališče nudi miren prostor. Veliko vlogo pri prihodu živali v urbano okolje ima spreminjanje mestnega okolja z več zelenimi površinami ter dostopnost hrane. S tem se prostor določenim vrstam razširi, še posebej tistim, ki živijo na mestnih obrobjih ([Žiberna, 2016](#)). Na obrobju mest se pogosto nahajajo srne, ki jim posebej ustreza habitatni mozaik, torej preplet gozdičev in travnikov.

V primeru zahajanja srnjadi na pokopališča se upravljalci odločijo za postavitev ali gradnjo ograje, ki je učinkovita, če je pravilno nameščena oziroma so pri zapiranju vrat dosledni tudi obiskovalci pokopališč. Kot je razvidno iz časopisnih člankov, se včasih kar obiskovalci sami lotijo odpravljanja težav s srnjadjo, kar običajno ni trajna rešitev. Običajno uporabljajo poper ali kemična odvrčala, ki si jih priskrbijo pri lovcih. Vendar se kemična odvrčala niso izkazala za najboljšo dolgotrajno rešitev, kljub običajni pomoči lovskih društev. Nekateri upravljalci so izrazili željo, da bi več sodelovali z lovskimi društvi, saj bi lahko po njihovem mnenju, npr., s hranjenjem divjadi zamejili željo srnjadi za rastline na pokopališčih. Vendar se lovci zavedajo omejitve zakonodaje in da je pokopališče nelovna površina, kar zmanjša njihove možnosti upravljanja z divjadjo na takšnih območjih. Običajna škoda, ki jo povzroča srnjad, je, da pojedjo cvetlične aranžmaje in druge rastline na grobovih in za seboj puščajo sledi ter iztrebke. Vendar srnjad ne je vseh vrst okrasnih rastlin na pokopališčih, kot smo razbrali iz pisem upravljalcev: izogibajo se narcis in žametnic, medtem ko vrtnice, mačehe, bršljan, vresje in begonije pojedjo.

Na pokopališčih imajo s kunami belicami in polhi največ težav v pokopaliških vežicah oz. objektih, ki se nahajajo na pokopališčih. Za najustreznejšo, cenovno ugodno rešitev se je izkazalo, da namestijo mreže na vse še odprte dele stavbe. Vendar težav s kunami in polhi običajno obiskovalci pokopališč ne zaznajo. Bolj opazna je škoda, ki jo povzročajo vrane ali srake (*Pica pica*), saj

prevračajo sveče, odnašajo/prinašajo smeti in za seboj puščajo iztrebke. V posameznih primerih jih plašijo z zvočnimi posnetki ali z naselitvijo njihovih plenilcev, tj. ujed. Ukrep se je ob pravilni izvedbi s plašili izkazal kot učinkovit in tudi finančno ugoden, vendar se običajno upravljalci poslužujejo zgolj enega ali dveh odvrtačal na prevelikem območju, ki se jih ptiči tudi navadijo, zato se težave ponovijo.

Živali na pokopališče zahajajo predvsem zato, ker je to izredno miren prostor, običajno brez vozil, množic ljudi; imajo pa tudi lahek dostop do hrane, kjer ni ograje. Prav tako ima vlogo, kje se samo pokopališče nahaja: ali je v urbanem okolju, ob gozdu oz. gozdnem robu ali ob travniku. V urbanem okolju je že v osnovi več motečih dejavnikov, ki odvrtačajo živali, da bi zahajale v mesta ali naselja. Več težav z divjadjo imajo na pokopališčih, ki se nahajajo na gozdnih robovih ali med travniki. V anketi smo ugotovili, da obiskovalci najpogosteje od divjadi videvajo vrane (64,4 %) in srake (54,2 %). Nasprotno so divjega prašiča enkrat na pokopališču videle le tri osebe (0,7 %), jazbeca pa tudi po enkrat le šest oseb (1,4 %). Tudi srne na pokopališčih obiskovalci redko videvajo, po enkrat jih je videlo 40 oseb (9,1 %), po večkrat pa 26 oseb (5,9 %). Prav tako ljudje redko opažajo moteče dogodke in pojave, npr. sledi živali, iztrebke, požrte rože, in aranžmaje. Še največkrat na pokopališčih vidijo sledi srnjadi in požrte rože.

V anketi so sodelovali ljudje iz vseh regij v Sloveniji, ki so z ena do sedem ocenjevali sprejemljivost ukrepov, ki bi jih lahko izvajali za preprečitev težav na pokopališčih. Večina ukrepov se je ljudem zdela popolnoma nesprejemljiva, kot je npr. streljanje divjadi na pokopališčih (85,3 %) in v bližini (65,3 %); da se lahko uporabijo vsi načini za odstranitev divjadi, tudi usmrtilcev (74,5 %); nastavljanje strupenih vab (79,5 %); da bi se divjad uspavalo ali ulovilo v živolovno past ter usmrtilo (74,8 %); kemična sterilizacija divjadi na kritičnih območjih (55,8 %); odvrtačanje divjadi s kemičnimi snovmi (55,5 %); vsa sredstva za kontrolo števila divjadi, ki bi jo lahko izvajali vsi (54,3 %); odstranjevanje mladičev na kritičnih območjih (50,0 %). Mnenje anketirancev je bilo deljeno pri naslednjih odgovorih: plašenje divjadi s hrupom in z napravami, ki ne povzročajo hrupa; plašenje divjadi z vsemi sredstvi; vsa sredstva za kontrolo števila divjadi, ki jo izvajajo pooblaščenec osebe; naj se divjad uspava in izpusti v naravo; naj se divjad zadržuje na pokopališčih, saj so idealna območja bivanja; naj se divjad pusti na miru. Največ oseb se je strinjalo s trditvijo, da se naj zgradijo pasivne zaščite, kot so ograje (64,0 %), kar se je pri večini pokopališč že izkazalo kot ustrezen ukrep.

Na podlagi mnenja anketirancev menimo, da bi vsako pokopališče, ki ima težave z divjadjo, najprej moralo namestiti pasivne zaščite in namestiti table, ki bi obiskovalce opozarjale, naj za seboj zapirajo vrata. Eden od učinkovitih ukrepov pred srnjadjo je tudi sajenje rož, ki jih ne jedo, vendar ima pri tem veliko vlogo tudi kulturni pomen pokopališč in kolektivna zavest ljudi o sami tradiciji. Velikokrat je težava tudi počasno ukrepanje upravljalcev pokopališč, kar lahko prepišemo tudi temu, da se ne znajo soočiti s problemom, saj pri nas nimamo predvidenih rešitev, ki bi pri tem učinkovito pomagale.

Vendar težave na pokopališčih niso tako pogoste, kot smo pričakovali; kjer so prisotne pa vznemirjajo obiskovalce, saj je za učinkovite rešitve potrebnega kar nekaj časa. Trenutno pri nas ni zapisanih protokolov, kako se z določenimi težavi z divjadjo soočiti, kar bi lahko pomagalo upravljalcem hitreje poiskati rešitve. Možen je tudi pri nas sicer nekonvencionalni pristop, da se pokopališča pričnejo urejati kot območja, kjer so živali prisotne in da delujejo bolj kot parki z velikimi zelenimi površinami, kjer bi ljudem nudili prostor spomina, ki bi hkrati bil tudi dom živalim. Takšne primere pokopališč poznajo, npr., v Nemčiji. Na Nizozemskem se ukvarjajo z mislijo, da bi v predele urbanih in zelenih površin vključevali prostoživeče živali (Žiberna, 2016). Vendar se je s takšnim predlogom popolnoma strinjalo le 5 % anketirancev, medtem ko je bilo proti takšni rešitvi 35 % vprašanih. Zato menimo, da na takšno možnost v Sloveniji še nismo pripravljeni, zato moramo rešitve iskati znotraj prevladujočih tradicionalnih pristopov.

7.3 ODNOS DO NUTRIJ IN ZNANJE O NJIH

7.3.1 Uvod

Invazivne tujerodne vrste so znan globalni problem zaradi številnih negativnih vplivov, ki jih imajo na ekosisteme in številne dejavnosti človeka. V tem delu raziskave smo se osredotočili na nutrijo, ki se uspešno širi po Sloveniji. Namen raziskave je bil ugotoviti obstoječe znanje in mnenja prebivalcev Slovenije do nutrije s ciljem, da bi ta spoznanja vgradili v upravljanje z vrsto.

Raziskovalna vprašanja so bila (Kuronja, 2020): (i) Kakšno je znanje vprašanih o nutrijah? (ii) Kakšne so neposredne izkušnje vprašanih z nutrijami? (iii) Kakšna je povezava med neposrednimi izkušnjami in sprejemljivostjo ukrepov za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju? (iv) Kakšno mnenje imajo vprašani o nutrijah, upravljanju z njimi in o sprejemljivosti ukrepov v naravnem in urbanem okolju? (v) Kakšen vpliv imajo spol, izobrazba in lokacija vprašanih o nutrijah, upravljanju z njimi in na sprejemljivost ukrepov v naravnem in urbanem okolju?

7.3.2 Metode dela

Raziskavo smo izvedli s pomočjo vprašalnika o odnosu do nutrij in znanju o njih, tj. z anketiranjem oseb glede na starost, spol, izobrazbo in prebivališče. Spletni vprašalnik je vključeval naslednje sklope: (a) neposredne izkušnje z nutrijo; (b) mnenje o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju; (c) mnenje o nutrijah in upravljanju z njimi v naravnem in urbanem okolju; (d) obstoječe znanje o nutrijah; (e) viri informacij, od katerih so anketirani dobili največ podatkov o nutriji. Anketirali smo s pomočjo spletne ankete 1ka (www.1ka.si), od 11. 6. 2019 do 2. 8. 2019. V tem času so anketo rešile 503 osebe, ustreznih je bilo 464 (92,2 %) odgovorov. Statistične analize smo izvedli s pomočjo programske opreme IBM SPSS Statistics 24.

7.3.3 Rezultati

Najpomembnejši rezultati ankete so predstavljeni v [preglednicah 39–43](#), nekoliko podrobneje pa so komentirani v sklepu te raziskave.

Preglednica 43: Neposredne izkušnje z nutrijami (n = 464).

Koda	Trditev	N	F1	F%	F2	F%
Q1b	Vse vedenje o nutrijah sem pridobil iz medijev.	461	291	63,1	170	36,9
Q1g	O nutrijah sem se poučil iz strokovnih virov.	462	211	45,7	251	54,3
Q1d	Nutrije sem videl v živalskem vrtu ali pri gojitelju.	459	168	36,6	291	63,4
Q1f	Sodeloval sem v pogovoru, v katerem je nekdo omenil nutrije.	462	161	34,8	301	65,2
Q1c	Nutrije sem opazoval v naravi.	458	145	31,7	313	68,3
Q1a	O nutrijah danes prvič slišim (berem).	462	71	15,4	391	84,6
Q1e	Sodeloval sem v lovu na nutrije.	462	2	0,4	460	99,6

Opombe: F1 – *se strinjam*; F2 – *se ne strinjam*.

Preglednica 44: Frekvenca in opisna statistika trditev, ki se navezujejo na mnenje o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju (N = 464).

Koda	Trditev	N	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	Med	AS	SD
			F1 %	F2 %	F3 %	F4 %	F5 %	F6 %	F7 %			
Q2b	Dovoljeno bi moralo biti nastavljanje vab, ki bi bile kontracepcija za nutrije.	464	31	27	23	66	58	59	200	6	5,31	1,92
			6,7%	5,8%	5,0%	14,2%	12,5%	12,7%	43,1%			
Q2n	V urbanem okolju je povsem sprejemljiv odlov nutrij s pastmi, njihova sterilizacija in izpustitev v izven mest.	461	25	20	16	66	115	114	105	5	5,14	1,64
			5,4%	4,3%	3,5%	14,3%	24,9%	24,7%	22,8%			

Preglednica 40: Frekvenca in opisna statistika trditev, ki se navezujejo na mnenje o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju (N = 464).

Koda	Trditev	N	F1 F1 %	F2 F2 %	F3 F3 %	F4 F4 %	F5 F5 %	F6 F6 %	F7 F7 %	Med	AS	SD
Q2g	Povsem sprejemljiv je odlov nutrij s pastmi, njihova sterilizacija in izpustitev na mestu odlova.	462	25 5,4%	32 6,9%	14 3,0%	70 15,2%	109 23,6%	121 26,2%	91 19,7%	5	5,02	1,68
Q2d	Iz okolja bi lahko bilo dovoljeno odstranjevati le omejeno število osebkov, da populacija nutrij ne bi bila ogrožena.	460	35 7,6%	21 4,6%	19 4,1%	76 16,5%	109 23,7%	91 19,8%	109 23,7%	5	4,98	1,76
Q2l	V naravnem okolju naj regulacija števila nutrij v okolju poteka s sredstvi in načini lova v skladu z lovsko zakonodajo (streljanje, pasti).	456	30 6,6%	20 4,4%	31 6,8%	78 17,1%	92 20,2%	115 25,2%	90 19,7%	5	4,95	1,71
Q2k	V naravnem okolju naj narava sama in brez človeških posegov uravnava število nutrij.	462	40 8,7%	34 7,4%	30 6,5%	74 16,0%	114 24,7%	112 24,2%	58 12,6%	5	4,64	1,76
Q2i	Ustvariti bi morali posebne rezervate, iz katerih nutrije ne bi mogle pobegniti v naravo in v katere bi prenesli ulovljene živali.	456	39 8,6%	32 7,0%	44 9,6%	81 17,8%	104 22,8%	99 21,7%	57 12,5%	5	4,54	1,76
Q2h	Povsem sprejemljivo je, da lahko nutrije lovijo vse leto.	457	43 9,4%	38 8,3%	32 7,0%	105 23,0%	81 17,7%	83 18,2%	75 16,4%	5	4,51	1,84
Q2f	Povsem sprejemljiv je odlov nutrij s pastmi in neboleča usmrtitev ujetih živali.	458	58 12,7%	41 9,0%	31 6,8%	85 18,6%	108 23,6%	67 14,6%	68 14,8%	5	4,35	1,90
Q2m	V urbanem okolju (npr. parki, mesta) naj narava sama in brez človeških posegov uravnava število nutrij.	460	54 11,7%	40 8,7%	42 9,1%	76 16,5%	107 23,3%	94 20,4%	47 10,2%	5	4,33	1,83

Preglednica 40: Frekvenca in opisna statistika trditev, ki se navezujejo na mnenje o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju (N = 464).

Koda	Trditev	N	F1 F1 %	F2 F2 %	F3 F3 %	F4 F4 %	F5 F5 %	F6 F6 %	F7 F7 %	Med	AS	SD
Q2j	V izjemnih primerih bi moralo biti dovoljeno streljanje nutrij tudi v urbanem okolju.	458	89 19,4%	36 7,9%	20 4,4%	68 14,8%	78 17,0%	102 22,3%	65 14,2%	5	4,26	2,10
Q2c	Dovoljeno bi moralo biti plašenje nutrij, kjer povzročajo škodo ali neprijetnosti.	463	48 10,4%	51 11%	41 8,9%	123 26,6%	66 14,3%	80 17,3%	54 11,7%	4	4,22	1,82
Q2e	Nutrija je tujerodna invazivna vrsta, zato bi jo morali iz naravnega okolja iztrebiti.	457	61 13,3%	47 10,3%	46 10,1%	126 27,6%	52 11,4%	83 18,2%	42 9,2%	4	4,05	1,84
Q2a	Dovoljeni bi morali biti vsi načini, s katerimi bi iz okolja izločili to invazivno vrsto.	464	87 18,8%	48 10,3%	41 8,8%	101 21,8%	76 16,4%	63 13,6%	48 10,3%	4	3,89	1,96

Opomba: Frekvence med F1 – *povsem nesprejemljivo* in F7 – *povsem sprejemljivo*; Med – mediana; AS – aritmetična sredina, SD – standardna deviacija.

Preglednica 45: Rezultati PCA vprašalnika o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju (N = 464).

Koda	Trditev	Komponente		
		1	2	3
Q2a	Dovoljeni bi morali biti vsi načini, s katerimi bi iz okolja izločili to invazivno vrsto.	0,88		
Q2e	Nutrija je tujerodna invazivna vrsta, zato bi jo morali iz naravnega okolja iztrebiti.	0,86		
Q2h	Povsem sprejemljivo je, da lahko nutrije lovijo vse leto.	0,83		
Q2f	Povsem sprejemljiv je odlov nutrij s pastmi in neboleča usmrtitev ujetih živali.	0,79		
Q2j	V izjemnih primerih bi moralo biti dovoljeno streljanje nutrij tudi v urbanem okolju.	0,76		
Q2b	Dovoljeno bi moralo biti nastavljanje vab, ki bi delovale kot kontracepcija za nutrije.	0,63		
Q2c	Dovoljeno bi moralo biti plašenje nutrij, da se umaknejo z območij, na katerih povzročajo škodo ali neprijetnosti ljudem.	0,58		
Q2l	V naravnem okolju naj regulacija števila nutrij v okolju poteka s sredstvi in načini lova v skladu z lovsko zakonodajo (streljanje, pasti).	0,51		
Q2m	V urbanem okolju (npr. parki, mesta) naj narava sama in brez človeških posegov uravnava število nutrij.		0,89	
Q2k	V naravnem okolju naj narava sama in brez človeških posegov uravnava število nutrij v okolju.		0,86	
Q2g	Povsem sprejemljiv je odlov nutrij s pastmi, njihova sterilizacija in izpustitev na mestu ulova.			-0,80
Q2n	V urbanem okolju je povsem sprejemljiv odlov nutrij s pastmi, njihova sterilizacija in izpustitev v naravo izven mest.			-0,75
Q2d	Iz okolja bi lahko bilo dovoljeno odstranjevanje le omejenega števila osebkov, tako da populacija nutrij ne bi bila ogrožena.			-0,73
Q2i	Ustvariti bi morali posebne rezervate, iz katerih nutrije ne bi mogle pobegniti v naravo in v katere bi prenesli ulovljene živali.			
-	Pojasnjena varianca	39,81	13,92	9,55
-	Lastna (Eigen) vrednost	5,57	1,95	1,34
-	Cronbachova alfa	0,90	0,82	0,69

Preglednica 46: Frekvence in opisna statistika trditev, ki se navezujejo na mnenje o nutrijah in upravljanju z njimi v naravnem in urbanem okolju (N = 464).

Koda	Trditev	N	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	Med	AS	SD
Q3d	Nutrije me ne zanimajo.	461	52	31	21	191	46	46	74	4	4,26	1,79
			11,3%	6,7%	4,6%	41,4%	10%	10%	16,1%			
Q3e	Nutrije niso moj problem.	462	59	26	35	187	32	45	78	4	4,20	1,84
			12,8%	5,6%	7,6%	40,5%	6,9%	9,7%	16,9%			
Q3f	Nutrije polepšajo naravo.	460	31	51	103	129	85	37	24	4	3,85	1,50
			6,7%	11,1%	22,4%	28%	18,5%	8%	5,2%			
Q3i	Pobijanje nutrij v imenu ohranjanja narave je nesprejemljivo.	457	52	56	71	127	69	45	37	4	3,85	1,71
			11,4%	12,3%	15,5%	27,8%	15,1%	9,8%	8,1%			
Q3h	Nutrije so zanimive.	458	30	82	91	99	77	41	38	4	3,84	1,66
			6,6%	17,9%	19,9%	21,6%	16,8%	9,0%	8,3%			
Q3m	Zaradi nutrij je narava bolj pestra.	462	59	59	93	101	82	37	31	4	3,7	1,70
			12,8%	12,8%	20,1%	21,9%	17,7%	8%	6,7%			
Q3a	Nutrij v nobenem primeru ne bi smeli pobijati.	463	91	65	72	107	51	37	40	4	3,5	1,86
			19,7%	14,0%	15,6%	23,1%	11,0%	8,0%	8,6			
Q3l	V naravi moramo nutrije zaščititi ne glede na to, ali so tujerodne ali domorodne (avtohtone) živali.	459	66	79	87	103	71	29	24	3	3,47	1,67
			14,4%	17,2%	19%	22,4%	15,5%	6,3%	5,2%			
Q3j	Podpiram vnos nutrij v naravo.	457	93	86	81	99	67	23	8	3	3,14	1,59
			20,4%	18,8%	17,7%	21,7%	14,7%	5,0%	1,8%			
Q3c	Nutrije imajo posebno simbolno vrednost.	462	90	103	74	113	50	16	16	3	3,09	1,60
			19,5%	22,3%	16%	24,5%	10,8%	3,5%	3,5%			
Q3k	Tujerodne vrste, kot so nutrije, so za naravo enako pomembne kot avtohtone vrste.	462	121	71	87	92	54	21	16	3	3,03	1,68
			26,2%	15,4%	18,8%	19,9%	11,7%	4,5%	3,5%			
Q3g	Nutrije so z znanstvenega vidika zanimivejše od avtohtonih vrst sesalcev.	459	127	75	91	117	26	16	7	3	2,82	1,51
			27,7%	16,3%	19,8%	25,5%	5,7%	3,5%	1,5%			
Q3b	Nutrije bi lahko popestrile naše jedilnike.	462	274	55	32	62	18	11	10	1	2,06	1,57
			59,3%	11,9%	6,9%	13,4%	3,9%	2,4%	2,2%			

Opomba: Frekvence med F1 – *nikakor se ne strinjam* in F7 – *povsem se strinjam*; Med – mediana; AS – aritmetična sredina, SD – standardna deviacija.

Preglednica 47: Rezultati PCA vprašalnika o mnenju o nutrijah in upravljanju z njimi v naravnem in urbanem okolju.

Koda	Trditev	komponente		
		1	2	3
Q3l	V naravi moramo nutrije zaščititi ne glede na to, ali so tujerodne ali domorodne (avtohtone) živali.	0,83		
Q3m	Zaradi nutrij je narava bolj pestra.	0,82		
Q3k	Tujerodne vrste, kot so nutrije, so za naravo enako pomembne kot avtohtone vrste.	0,80		
Q3j	Podpiram vnos nutrij v naravo.	0,75		
Q3i	Pobijanje nutrij v imenu ohranjanja narave je nesprejemljivo.	0,74		
Q3f	Nutrije polepšajo naravo.	0,73		
Q3g	Nutrije so z znanstvenega vidika zanimivejše od avtohtonih vrst sesalcev.	0,69		
Q3a	Nutrij v nobenem primeru ne bi smeli pobijati.	0,65		
Q3c	Nutrije imajo posebno simbolno vrednost.	0,61		
Q3h	Nutrije so zanimive.	0,52		0,41
Q3e	Nutrije niso moj problem.		0,92	
Q3d	Nutrije me ne zanimajo.		0,91	
Q3b	Nutrije bi lahko popestrile naše jedilnike.			0,93
-	Pojasnjena varianca	41,00	13,51	8,84
-	Lastna vrednost	5,46	1,76	1,15
-	Cronbachov alfa	0,90	0,82	0,43

7.3.4 Sklepi

Namen raziskovalnega dela je bil ugotoviti, kateri ukrepi za upravljanje z nutrijami se zdijo anketirancem najbolj sprejemljivi. Rezultati vprašalnika pomagajo razumeti, s katerimi ukrepi se vprašani strinjajo in katere ukrepe bi izbrali za upravljanje z nutrijami. Zato so ti rezultati osnova za pripravo družbeno sprejemljivih smernic za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju. S tem namenom smo naredili vprašalnik o odnosu do nutrij in znanju o njih, ki je bil sestavljen iz petih sklopov. S pomočjo spletne ankete 1ka smo zbirali odgovore od 11. 6. 2019 do 2. 8. 2019. Vključena populacija je zajemala celotno območje Slovenije.

Pri neposrednih izkušnjah anketirancev z nutrijo smo ugotovili, da je večina anketirancev vedenje o nutriji pridobila iz medijev. O nutriji se je iz strokovnih virov poučilo več žensk v primerjavi z moškimi. Posebnega zanimanja nutrije ne vzbujajo, saj večina vprašanih ni sodelovala v nobenem pogovoru s prijatelji ali znanci o tej vrsti. Ugotovili smo, da ima le dobra tretjina anketiranih neposredne izkušnje z njimi, ker so jih videli v naravi ali v živalskem vrtu. Obstajajo statistične razlike pri stopnji izobrazbe, pri starostnih skupinah in pri stalnem prebivališču, vendar so te razlike majhne in zato sklepamo, da niso vplivale na odgovore.

Z drugim sklopom vprašalnika smo želeli preveriti, kakšno mnenje imajo anketiranci o (ne)sprejemljivosti ukrepov za upravljanje z nutrijami v naravnem in urbanem okolju. Ugotovili smo, da se anketiranci strinjajo z nastavljanjem vab ali pasti, nato sterilizacija in izpustitev nutrij nazaj v naravo. To predstavlja milejše ukrepe za upravljanje s to invazivno vrsto. Ukrep, s katerim se veliko anketirancev popolnoma strinja, je, da bi bilo dovoljeno nastavljanje vab, ki bi delovale kot kontracepcija za nutrije. Iz tega lahko sklepamo, da si ljudje želijo prisotnost nutrij v okolju, ampak da se ne razmnožujejo. S podanimi ukrepi v tem sklopu so se bolj strinjali moški kot ženske. Ugotovili smo, da obstajajo statistične razlike pri stopnji izobrazbe, starostnih skupinah in stalnemu prebivališču, a so te razlike majhne. Neposredne izkušnje (opazovanje v naravi ali v živalskem vrtu) z nutrijo so vplivale na odgovore vprašanih na podane trditve, saj so bile statistične razlike pri večini zapisanih ukrepov. Stopnja zanesljivosti ugotovitev je dobra, saj je Cronbachova alfa visoka (0,88).

V tretjem sklopu vprašalnika smo podali trditve o nutrijah in upravljanju z njimi v naravnem in urbanem okolju. V glavnem si anketiranci ne želijo nutrije na jedilniku. Prav tako so mnenja, da so tujerodne vrste za naravo enako pomembne kot avtohtone vrste ter z znanstvenega vidika celo bolj zanimive od avtohtonih. V splošnem se s podanimi trditvami anketiranci večinoma ne strinjajo ali pa so nevtralnega mnenja. Opazili smo, da so neposredne izkušnje (opazovanje v naravi ali v živalskem vrtu) vplivale na odgovore, saj se strinjajo, da je pobijanje nutrij v imenu ohranjanja narave nesprejemljivo ter da nutrij v nobenem primeru ne bi smeli pobijati. Sklepamo, da so jih z opazovanjem vzljubili, saj so jim nutrije z znanstvenega vidika zanimivejše od avtohtonih vrst sesalcev. Obstajajo statistično značilne razlike med spoloma, glede na stopnjo izobrazbe, starostno skupino in stalno prebivališče. Te razlike so majhne, zato predvidevamo, da niso vplivale na odgovore. Zanesljivost vprašalnika je dobra, Cronbachova alfa je 0,83.

V četrtem sklopu vprašalnika nas je zanimalo, kakšno je obstoječe znanje o nutrijah. Ugotovili smo, da imajo anketiranci dobro znanje o tej vrsti. Vendar je zelo malo vprašanih vedelo, da so v Sloveniji gojili nutrije za potrebe krznarske industrije. Večina vprašanih pa je vedela, da nutrija in bober nista ista vrsta. Zanesljivost tega dela vprašalnika je odlična, Cronbachova alfa je 0,95. Obstajajo značilne razlike med starostnimi skupinami, stopnjo izobrazbe in stalnim prebivališčem, vendar so te razlike majhne. So pa moški podali več pravih odgovorov kot ženske.

Zanimalo nas je, kje so anketiranci dobili največ informacij o nutrijah. Zato smo v zadnjem sklopu vprašalnika navedli vire informacij. Prevladoval je splet, nato televizija in šola. Najmanj informacij o nutrijah so pridobili iz časopisa. Ker je bila večina anketirancev starih od 20 do 39 let, sklepamo,

da ne berejo časopisov, saj gre za starostno skupino, ki so ji bližje informacijske tehnologije. Možno je tudi, da časopisi preprosto ne poročajo tako pogosto o nutrijah. Poleg navedenih virov informacij so pridobili informacije tudi iz naše ankete ter s pogovorom doma, s prijatelji ali znanci. Nekateri so se o nutrijah poučili iz strokovnih virov.

Glede na dobljene rezultate lahko povzamemo, da se anketiranci zavedajo, da spadajo nutrije med invazivne tujerodne vrste in povzročajo škodo. Ker pa so jih že opazovali v naravi, so jim ljubke, zato bi sprejeli milejše ukrepe za upravljanje z njimi. Nikakor se ne strinjajo z ubijanjem nutrij ali pa da bi se znašle na njihovih jedilnikih. Med vsemi viri informacijami prevladuje splet kot tisti vir, s pomočjo katerega so pridobili največ informacij, zato bi bilo smiselno pogostejše podajanje informacij o nutrijah ali na splošno o tujerodnih invazivnih vrstah preko spleta ali televizije, npr. z dokumentarnimi oddajami. Le z ustreznim znanjem lahko namreč obvladujemo širjenje in vnos tujerodnih invazivnih vrst v naše okolje.

7.4 POVZETEK Z ZAKLJUČKI

V tem delovnem sklopu dobljene ugotovitve bi lahko pomembno pripomogle k upravljanju divjadi na nelovnih površinah in upravljanju z nutrijo ter drugimi tujerodnimi vrstami. Na osnovi dveh javnomnenjskih raziskav z dovolj velikim in reprezentativnim vzorcem ugotavljamo, da so prevladujoča mnenja prebivalcev sledeča: (i) invazivnih tujerodnih vrst v nobenem primeru ne bi smeli pobijati; (ii) v naravi moramo zaščititi vsako žival ne glede na to, ali je tujerodna ali domorodna (avtohtona); (iii) pobijanje invazivnih tujerodnih vrst v imenu ohranjanja narave je nesprejemljivo; (iv) tujerodne vrste so za človeka enako pomembne kot avtohtone; (v) za upravljanje z nutrijami se zdijo najbolj sprejemljivi ukrepi: odlov osebkov, nato sterilizacija in izpustitev nazaj v naravo; (vi) tujerodne vrste so enako pomembne kot avtohtone, z znanstvenega vidika pa so celo bolj zanimive; (vii) obstoječe znanje anketirancev o nutrijah je dobro; (viii) za večino so za upravljanje divjadi oz. za reševanje težav, ki jih tam povzroča, na pokopališčih popolnoma nesprejemljivi ukrepi, zaradi katerih bi žival izgubila življenje; nasprotno se večina popolnoma strinja z gradnjo pasivnih zaščit.

Na osnovi analize dobljenih mnenj ugotavljamo, da bi za sprejemljive ukrepe lahko obveljali tisti, ki ne vključujejo usmrtitev živali. Najbolj sprejemljivi so pasivni načini zaščite manjših, po površini obvladljivih nelovnih površin (kot so pokopališča). Kakršnikoli ukrepi pa morajo biti pospremljeni z ustreznim izobraževanjem in obveščanjem prebivalstva o potrebnosti teh ukrepov.

8 INFORMIRANJE JAVNOSTI IN DISEMINACIJA REZULTATOV

8.1 AKTIVNOSTI ZA PREDSTAVITEV CRP PROJEKTA IN PRENOS DOSEŽKOV V JAVNOST

Postavili smo spletno stran projekta (<http://divjad.np.gozdis.si/>), na kateri so predstavljeni/e: podatki o projektu; značilnosti vseh najpogosteje zastopanih vrst divjadi v urbanem okolju; problematika upravljanja z divjadjo na nelovnih površinah; najpomembnejši rezultati, pridobljeni tekom izvajanja projekta; nekatere zanimivosti, povezane z divjadjo v urbanem okolju in na nelovnih površinah (vključno s povezavami na relevantne spletne strani); dosežki projektne skupine, ki so nastali v sklopu CRP projekta in/ali so z njim povezani. Stran je tudi izobraževalnega značaja, saj so na njej na voljo opisi posameznih vrst divjadi in problematika divjadi v naseljih.

Za diseminacijo rezultatov splošni in strokovni javnosti je pomembno, da smo kljub epidemiološkim razmeram, ki so v letu 2020 skoraj v celoti onemogočile izvajanje aktivnosti v živo, tekom izvajanja projekta izvedli številne aktivnosti, namenjene promociji projekta, predstavitvi dosežkov splošni, strokovni in znanstveni javnosti, doseganju kakovostnih znanstvenih dosežkov ter dvigu znanstvene odličnosti (članov) projektne skupine. Te aktivnosti so (konkretni dosežki so navedeni v [poglavju 8.2](#)):

- Objavili smo štiri izvirne znanstvene članke, štirje so v postopku objave; vsi so neposredno povezani z vsebino CRP projekta ([Bončina in sod., 2019](#); [Apollonio in sod., 2020](#); [Bíl in sod., 2020](#); [Bužan in sod., 2020a,b,c](#); [Stronen in sod., 2020](#); [McDevitt in sod., 2020](#)).
- Strokovni javnosti smo projekt predstavili z dvema strokovnima člankoma v reviji *Lovec* ([Flajšman in sod., 2020](#); [Pokorny in sod., 2020](#)).
- Izvedli smo 18 predavanj na mednarodnih znanstvenih konferencah in na strokovnih dogodkih, namenjenih splošni javnosti oz. končnim uporabnikom (seznam je podan v [poglavju 8.2](#)).
- Širši javnosti smo projekt in problematiko divjadi v urbanem okolju večkrat predstavili v regionalnih medijih (npr. Radio Velenje, tednik Naš čas, televizija VTV).
- Vsebine CRP projekta smo v študijskih letih 2018/19, 2019/20 in 2020/21 vključili v izvedbo več predmetov na petih študijskih programih, ki jih izvajajo projektni partnerji, tj. visokošolske institucije; v sklopu projekta so nastale tudi tri magistrske naloge ([Gerič, 2020](#); [Kumprej, 2020](#); [Kuronja, 2020](#)) in ena diplomska naloga ([Papež, 2020](#)).

- Izdelali smo več poročil za končne uporabnike, in sicer za vsebine, ki se prepletajo z vsebinami CRP projekta in za katere smo projektne aktivnosti vodili komplementarno, tj. z nadgradnjo aktivnosti za naročnike z nekaterimi raziskovalno-znanstvenimi pristopi (Pokorny in sod., 2018; Alagić in sod., 2019; Potočnik in sod., 2019; Al Sayegh Petkovšek in sod., 2020a-f).
- Objavili smo znanstveno monografijo Evrazijski šakal (Potočnik in sod., 2019b), in sicer v zelo veliki nakladi (21.000 izvodov). Monografija predstavlja vez med že zaključenim CRP projektom o šakalu, pri izvedbi katerega so sodelovali člani te projektne skupine (tri institucije in štirje raziskovalci), in pričujočim projektom, saj je v monografiji predstavljena tudi problematika šakala kot vrste prišleka, ki bo v prihodnje po pričakovanjih vedno pogosteje zahajala tudi na nelovne površine in bo tu udeležena v mnogih interakcijah s prebivalci.

Ob zaključku projekta smo skladno s projektnimi cilji želeli organizirati tudi strokovno-znanstveno posvetovanje na temo problematike divjadi na nelovnih površinah. Z namenom doseganja sinergističnih učinkov sodelovanja in zagotavljanja čim večjega števila zainteresiranih slušateljev smo se člani projektne skupine s Strokovno-znanstvenim svetom Lovske zveze Slovenije (SZS LZS) dogovorili, da se v letu 2020 Lovski dan posveti prav tej temi. Po prvotnem sklepu SZS LZS naj bi bilo posvetovanje v soboto, 16. 5. 2020, na Biotehniški fakulteti v Ljubljani; zaradi tedanje epidemiološke situacije smo posvetovanje morali prestaviti, in sicer smo ga želeli izvesti pred samim zaključkom projekta (sobota, 21. 11. 2020). Žal ga glede na še bolj zaostrene razmere tudi na ta datum ni bilo mogoče izvesti, zato smo ga v soglasju s predstavniki sofinancerja prestavili v čas po zaključku projekta, predvidoma na začetek februarja 2021 oz. če tedaj ne bo možno, takoj, ko bodo epidemiološke razmere to dopuščale. Ker je izvedba posvetovanja z vsemi ključnimi deležniki in odločevalci predpogoj za pripravo verificiranih predlogov protokolov za ravnanja v primeru pojavljanja divjadi na nelovnih površinah (tj. za konkretizacijo rešitev na podlagi izkušenj in spoznanj iz tujine (poglavje 2) in prepoznanih konfliktov ter težav v slovenskem prostoru (poglavje 3), smo bili primorani tudi pripravo le-teh prenesti na čas po zaključku projekta.

Smo pa ta cilj delno realizirali z aktivnim sodelovanjem z resornim ministrstvom in drugimi deležniki pri pripravi *Odločbe za izredni poseg v populacije divjadi, ne glede na lovno dobo, na nelovnih površinah na območju dela lovišča Rakovnik-Škofljica znotraj obroča avtocestne obvoznice okrog Ljubljane* (341-100/2020/7). Izvedba bo v prihodnje predstavljala model, kako upravljati z divjadjo na večjih kompleksih nelovnih površin (zlasti znotraj avtocestnih obročev), kjer je izvajanje lova glede na naravne razmere tehnično možno, divjad pa je tam stalno prisotna.

8.2 BIBLIOGRAFSKI DOSEŽKI PROJEKTNE SKUPINE

8.2.1 Objavljena dela in dela v postopu objave

Izvirni znanstveni članki

- Apollonio M., Merli E., Chirichella R., **Pokorny B.**, **Alagić A.**, **Flajšman K.**, Stephens P.A. 2020. Capital-income breeding in male ungulates: causes and consequences of strategy differences among species. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8:a521767.
- Bíl M., Andrášik R., Cícha V., Arnon A., Kruuse M., Langbein J., Náhlik A., Niemi M., **Pokorny B.**, Colino-Rabanal V.J., Rolandsen C.M., Seiler A. 2020. COVID-19 related travel restrictions prevented numerous wildlife deaths on roads: A comparative analysis of results from 11 countries. *Biological Conservation*, v postopku objave.
- Bončina A., **Pokorny B.**, Sternad M., **Bužan E.** 2019. Genetska povezanost in sorodstvena razmerja evropske srne v modelnem lovišču osrednje Slovenije. *Zlatorogov zbornik*, 6: 10–28.
- Bužan E.**, **Lužnik M.**, **Alagić A.**, **Flajšman K.**, Adamič M., **Pokorny B.** 2020a. Divjad v naseljih: težave, izzivi in rešitve. *Zlatorogov zbornik*, 7: v tisku.
- Bužan E.**, **Gerič U.**, **Potušek S.**, **Flajšman K.**, **Pokorny B.** 2020b. First insights into the population genetic structure and heterozygosity–fitness relationship in roe deer inhabiting the area between the Alps and Dinaric Mountains. *Animals*, v tisku.
- Bužan E.**, **Potušek S.**, **Urzi F.**, **Pokorny B.**, Šprem N. 2020c. Genetic characterisation of wild ungulates: successful isolation and analysis of DNA from widely available bones can be cheap, fast and easy. *ZooKeys*, 965: 141–156.
- McDevitt A.D., Coscia I., Browett S.S., Ruiz-González A., Statham M.J., Ruczyńska I., Roberts L., Stojak J., Frantz A.C., Norén K., Årgen E.O., Learmount J., Basto M., Fernandez C., Stuart P., Tosh D.G., Combes B., Sindičić M., Galov A., Isomursu M., Panek M., Korolev A., Okhlopkov I.M., Saveljev A., **Pokorny B.**, **Flajšman K.**, Harrison S., Lobkov V., Čirović D., Mullins J., Pertoldi C., Randi E., Sacks B.N., Kowalczyk R., Wójcik J.M. Next-generation phylogeography resolves post-glacial colonization patterns in a widespread carnivore, the red fox (*Vulpes vulpes*), in Europe. *Mammal Research*, v postopku objave.
- Stronen A., Konec M., **Potočnik H.**, Jelenčič M., **Kos I.**, Majjić-Skrbnišek A., Bartol M., Skrbinišek T. 2020. “Passive surveillance” across species with cross-amplifying molecular markers: the potential of wolf (*Canis lupus*) genetic monitoring in tracking golden jackal (*C. aureus*) colonization and hybridization. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 31: 74–76.

Strokovni članki

- Flajšman K.**, **Alagić A.**, **Bužan E.**, Adamič M., **Pokorny B.** 2020. Konflikti z divjadjo na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018. *Lovec*, 103: 401–406.
- Pokorny B.**, **Alagić A.**, **Bužan E.**, **Potočnik H.**, **Šorgo A.**, **Flajšman K.** 2020. Divjad na nelovnih površinah: težave, izzivi in rešitve. *Lovec*, 103: 332–336.

Znanstvena monografija

- Potočnik H.**, **Pokorny B.**, **Flajšman K.**, **Kos I.** 2019. Evrazijski šakal. *Zlatorogova knjižnica*, 42. Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 248 str.

Diplomske in magistrske naloge

- Gerič U., **Bužan E.** (mentorica), **Pokorny B.** (somentor). 2020. Genetska struktura evropske srne na stičišču med Dinaridi in Alpami: magistrsko delo. Koper, Univerza na Primorskem, Fakulteta za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije: 39 str.
- Kuronja B., **Šorgo A.** (mentor). 2020. Odnos do nutrij (*Myocastor coypus*) in znanje o njih: magistrsko delo. Maribor, Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko: 81 str.
- Kumprej K., **Šorgo A.** (mentor). 2020. Težave in dileme upravljanja z divjadjo na slovenskih pokopališčih: magistrsko delo. Maribor, Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko: 82 str.
- Papež Z., **Bužan E.** (mentorica), **Pokorny B.** (somentor). 2020. Potencialni konflikti in rešitve pri upravljanju s tujerodno nutrijo (*Myocastor coypus*): zaključna naloga. Koper, Univerza na Primorskem, Fakulteta za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije: 31 str.

Poročilo za končne uporabnike

- Al Sayegh Petkovšek S.**, Kotnik K., **Pokorny B.** 2020a. Odvrčanje divjadi iz AC in HC. Letno poročilo za štajersko avtocesto A1 in hitro cesto H2. Velenje, Visoka šola za varstvo okolja: 90 str.
- Al Sayegh Petkovšek S.**, Kotnik K., **Pokorny B.** 2020b. Odvrčanje divjadi iz AC in HC. Letno poročilo podravsko avtocesto A4 in pomursko avtocesto A5 in hitro cesto H2. Velenje, Visoka šola za varstvo okolja: 53 str.
- Al Sayegh Petkovšek S.**, Kotnik K., **Pokorny B.** 2020c. Odvrčanje divjadi iz AC in HC. Letno poročilo za primorsko avtocesto A1 in A3 ter hitro cesto H4, H5 in H6. Velenje, Visoka šola za varstvo okolja: 89 str.
- Al Sayegh Petkovšek S.**, Kotnik K., **Pokorny B.** 2020d. Odvrčanje divjadi iz AC in HC. Letno poročilo za gorenjsko in dolensko avtocesto A2. Velenje, Visoka šola za varstvo okolja: 105 str.
- Al Sayegh Petkovšek S.**, Kotnik K., **Pokorny B.** 2020e. Strokovne podlage za izdelavo navodil in tehničnih specifikacij za zagotavljanje migracijskih koridorjev in zmanjšanje smrtnosti prostoživečih živali na območju javne železniške infrastrukture. Velenje, Visoka šola za varstvo okolja: 133 strani.
- Al Sayegh Petkovšek S.**, Kunej U., **Alagić A.**, **Flajšman K.**, **Levanič T.**, **Pokorny B.**, 2020f. Namestitvev zvočnih in svetlobnih (modrih) odvrčal za divjad na odsekih državnih cest v letih 2018–2020: poročilo monitoringa. Velenje in Ljubljana, Visoka šola za varstvo okolja in Gozdarski inštitut Slovenije: v pripravi.
- Alagić A.**, **Pokorny B.**, Ferreira A., Kozamernik E. 2019. Biokoridor: projektna naloga za Mestno občino Ljubljana. Končno poročilo. Ljubljana, Gozdarski inštitut Slovenije: 45 str.
- Potočnik H.**, Gojznikar J., Kos A., **Kos I.** 2019. Naravovarstvena problematika nutrije (*Myocastor coypus*) in pižmovke (*Ondatra zibethicus*) v Krajinskem parku Ljubljansko barje. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 73 str.
- Pokorny B.**, **Flajšman K.**, **Levanič T.**, **Al Sayegh Petkovšek S.** 2018. Monitoring in analiza učinkovitosti izvedenih ukrepov za preprečevanje trkov vozil z divjadjo. Končno poročilo. Velenje in Ljubljana, Visoka šola za varstvo okolja in Gozdarski inštitut Slovenije: 45 str.

Izvedena predavanja in objavljeni izvlečki

- Alagić A.**, **Flajšman K.**, Adamič M., **Bužan E.**, **Pokorny B.**, 2019. Conflicts between humans and game species in non-hunting areas: a case study from Slovenia. V: 34th International Union of Game Biologist Congress. Abstract book. IUGB, Kaunas, str. 127-128.
- Alagić A.**, **Flajšman K.**, Adamič M., **Bužan E.**, **Pokorny B.**, 2019. Spreminjanje življenjskega prostora in nastanek nelovnih površin: spregledan vir konfliktnih dogodkov z divjadjo. V: Pokorny B. (ur.). 11. Slovenski lovski dan "Spreminjanje in izgubljanje življenjskega prostora divjadi". Zbornik izvlečkov. Ljubljana, Lovska zveza Slovenije, str. 17.

- Bončina A., Iacolina L., **Potušek S., Pokorny B., Bužan E.** 2020. Genetic variability, relatedness and reproductive spatial behaviour in two highly abundant ungulate species. V: Kraigher H. (ur.). *Forest science for future forests: forest genetic monitoring and biodiversity in changing environments: LIFEENMON final conference* (Studia Forestalia Slovenica, 166). Ljubljana, Gozdarski inštitut Slovenije: 68.
- Bužan E., Pokorny B.**, 2018. Pomen in uporabnost molekularne ekologije v naravovarstvu in pri upravljanju populacij. *Zeleno in modro: okolje, stičišče ved in protislovij*. 6. december 2018, Visoka šola za varstvo okolja, Velenje, str. 8.
- Bužan E., Flajšman K., Pokorny B.**, 2019. Spatial patterns of immunogenetic and neutral variation influence on selected fitness parameters in roe deer. V: Borowski Z. (ur.). *8th European Congress of Mammalogy*. Book of Abstracts. Varšava, Poljska, 23.–27. september 2019, str. 84
- Bužan E., Potušek S., Flajšman K., Pokorny B.**, 2019. Genetska struktura srnjadi v Sloveniji: krajinsko pogojene razlike in vpliv fragmentacije prostora. V: Pokorny B. (ur.). *11. Slovenski lovski dan "Spreminjanje in izgubljanje življenjskega prostora divjadi"*. Zbornik izvlečkov. Ljubljana, Lovska zveza Slovenije, str. 16.
- Bužan E., Potušek S., Pokorny B.** 2020. V: Kraigher H. (ur.). *Forest science for future forests: forest genetic monitoring and biodiversity in changing environments: LIFEENMON final conference* (Studia Forestalia Slovenica, 166). Ljubljana, Gozdarski inštitut Slovenije: 70.
- Gerič U., Potušek S., Pokorny B., Flajšman K., Bužan E.** 2020. Does the genetic component has an influence on fitness (body mass and reproductive ability) in roe deer. V: Kraigher H. (ur.). *Forest science for future forests: forest genetic monitoring and biodiversity in changing environments: LIFEENMON final conference* (Studia Forestalia Slovenica, 166). Ljubljana, Gozdarski inštitut Slovenije: 81.
- Pokorny B.**, 2019. Prihodnost narave in lovstvo. 1. *Slovenski naravovarstveni dnevi*. Ljubljana, 13. november 2019 (vabljen predavanje).
- Pokorny B.**, 2020. Good data for good management: the Slovenia example. *Biodiversità gestione e conservazione: Progettare un futuro europeo*. Torino, 1. februar 2020 (vabljen predavanje).
- Pokorny B.**, 2020. Evrazijski šakal: značilnosti vrste in upravljavski izzivi. Slovenj Gradec, 16. februar 2020 (vabljen predavanje).
- Pokorny B.**, 2020. Izzivi in priložnosti pri upravljanju prostoživečih parkljarjev in velikih zveri v Sloveniji. Tržič, 18. 2. 2020 (vabljen predavanje).
- Pokorny B., Flajšman K., Levanič T.**, 2018. Traffic-related mortality of wild ungulates and large carnivores in Slovenia: situation and mitigation measures. *International symposium on animal science*. 22.–23. november 2018, Fakulteta za agronomijo, Beograd, Srbija, str. 96.
- Pokorny B., Flajšman K., Levanič T.**, 2018. Trki vozil s prostoživečimi parkljarji in velikimi zvermi: jih znamo preprečevati? *Zeleno in modro: okolje, stičišče ved in protislovij*. 6. december 2018, Visoka šola za varstvo okolja, Velenje, str. 9.
- Potočnik H.**, 2019. Spremljanje, proučevanje in upravljanje populacije šakala, ki se širi: edinstven primer sodobnega širjenja sesalcev. V: *67. zasedanje delovne skupnosti lovskih zvez jugovzhodnega alpskega prostora* (DSLZJAP). Trst, 24.–26. oktober 2019, str. 13-17, 45-54, 83-90 (vabljen predavanje).
- Potočnik H.**, 2020. Evrazijski šakal v Evropi in Sloveniji: razširjenost, populacijski trendi in upravljavski izzivi. V: *Velike zveri v slovenskih gozdovih*. Sejem Agritech, Celje, 1. februar 2020 (vabljen predavanje).
- Potočnik H., Pokorny B., Kos I.**, 2019. Razvoj in stanje populacije šakala v Sloveniji. V: *67. zasedanje delovne skupnosti lovskih zvez jugovzhodnega alpskega prostora* (DSLZJAP). Trst, 24.–26. oktober 2019, str. 27-33, 67-73, 103-109 (vabljen predavanje).
- Tišler M., **Urzi F., Pokorny B.**, Vengušt G., Salobir R., Žele D., **Bužan E.** 2020. Population genetic structure of red fox in Slovenia. V: Kraigher H. (ur.). *Forest science for future forests: forest genetic monitoring and biodiversity in changing environments: LIFEENMON final conference* (Studia Forestalia Slovenica, 166). Ljubljana, Gozdarski inštitut Slovenije: 100.

Intervju, promocija projekta

Pokorny B. (intervjuvanec), 2019. Na sivo vrano se bo v mestih treba navaditi. Naš čas, 3. 10. 2019, str. 24.

Pokorny B. (intervjuvanec), 2019. V urbanem okolju so si dom našle tudi nekatere divje živali. Naš čas, 7. 11. 2019, str. 13.

Pokorny B. (intervjuvanec), 2020. Divjad v okolici mesta Velenje. VTV, oddaja Dobro jutro, 2. 3. 2020.

8.2.2 Dela v nastajanju

Diplomske in magistrske naloge

Na UP FAMNIT sta v zaključevanju magistrski deli, vezani na: (i) genetsko strukturiranost lisic (Tišler M., Urzi F. (somentorica), Bužan E. (mentorica). Genetska struktura lisic v urbanih naseljih); (ii) genetske značilnosti divjega prašiča (Bončina A., Pokorny B. (somentor), Bužan E. (mentorica). Genetska struktura in sorodstvena razmerja divjega prašiča).

NA UP FAMNIT nastajajo zaključna diplomska dela, vezana na uporabo genetskih orodij za določitev genetske strukture malih zveri: (i) lisice (Sanobir R., Urzi F. (somentorica), Bužan E. (mentorica). Optimizacija izolacije in pomnoževanja molekularnih markerjev za lisice v urbanih naseljih); (ii) kune belice (Poplas A., Urzi F. (somentorica), Bužan E. (mentorica). Optimizacija izolacije in pomnoževanja molekularnih markerjev za kune v urbanih naseljih). Na VŠVO pa se zaključuje diplomska naloga na temo konfliktov s kuno belico in reševanja le-teh na podeželju (Kralj B., Pokorny B. (mentor). Odnos lastnikov kmetij do kune belice v Zgornji Savinjski dolini).

Strokovni članki

V nastajanju je serija strokovnih člankov za revijo Lovec, v katerih želimo javnosti celovito predstaviti možnosti uporabe genetskih orodij za monitoring divjadi, tudi na nelovnih površinah (Genetsko vidni procesi, pomembni za upravljanje: srnjad, divji prašič, male zveri; Sedaj lahko razumemo celo sorodnost divjadi itd.).

9 ZAKLJUČEK

Interakcije med ljudmi in prostoživečimi živalmi v svetu naraščajo, saj se zaradi vedno večje urbanizacije povečuje kontaktna cona med naselji ter drugimi ekosistemi; posledično se povečujeta tako število kot intenzivnost konfliktov z divjadjo (Madden, 2004). V mestnem in primestnem okolju so najpomembnejši konflikti trki z divjadjo, škoda na lastnini (npr. na stavbah in vrtovih), stiki oz. napadi na domače živali in izjemoma celo na ljudi ter nevarnost prenosa bolezni, zlasti zoonoz. Vsi ti konflikti imajo negativne (pogosto tudi dramatične) posledice tako za prebivalce kot divjad, kar kliče po kompleksnem in sistematičnem pristopu za preprečevanje ali vsaj zmanjševanje neljubih interakcij (Schell in sod., 2020).

Kljub temu, da poznavanje urbane ekologije in vedenja večine vrst v naseljih narašča, so rešitve konfliktov v veliki meri še vedno parcialne in ne zadoščajo za vzpostavitev celovite strategije, vključno z načrti ravnanja in protokoli za ukrepanje. Čeprav gre za širšo družbeno problematiko, je za razumevanje dejavnikov tveganja in posledično za iskanje ustreznih rešitev vendarle bistveno poznavanje bioloških (ekoloških) značilnosti, npr. specifičnih demografskih parametrov urbaniziranih populacij divjadi, in razlik z osebki oz. populacijami, ki živijo zunaj mest. Razumevanje biologije taksonov/vrst, ki so sposobni prilagoditve na življenje v urbanem okolju in drugih antropogeno spremenjenih okoljih ter izkoriščanje značilnosti le-teh je namreč predpogoj tako za kontrolo populacij/konfliktov v urbanem okolju kot tudi za razvoj učinkovitih varstvenih ukrepov v spreminjajočem se okolju (Bateman in Fleming, 2012).

V Sloveniji je lastnica divjadi država, ki je odgovorna tudi za izplačilo odškodnin za škodo po divjadi na nelovnih površinah, npr. v urbanem okolju (Ur. l. RS, št. 101/2004). Kljub temu nimamo izdelanih protokolov oz. navodil za ukrepanje v primerih, ko divjad v specifičnih situacijah predstavlja nevarnost za ljudi in premoženje. Možne rešitve, npr. smiselne izjeme od trenutno veljavnih zakonskih norm, in protokoli za morebitne izjemne posege v populacije oz. reševanje čisto konkretnih problemov, kot je odstranitev osebkov z neke lokacije, pri nas trenutno niso niti določene niti preizkušene v praksi. Za iskanje rešitev je zato v prvi fazi smiselno uporabiti znanja in izkušnje, ki smo jih pridobili z izvedbo CRP projekta in detajlno predstavili v pričujočem poročilu, ter domače izkušnje z drugimi vrstami divjadi (npr. za sive vrane: Jelenko Turinek in sod., 2016). Na podlagi le-teh je treba v nadaljevanju, skupaj z vsemi zainteresiranimi deležniki, oblikovati ustrezne protokole za ukrepanje oz. reševanje konkretnih situacij.

Četudi pomemben del javnosti v splošnem ne podpira drastičnih/letalnih ukrepov zoper divjad v urbanem okolju (za Slovenijo: Špur in sod., 2016; Kuronja, 2020), pa strategije za dolgoročno učinkovito reševanje problematike konfliktov z divjadjo v urbanem okolju – poleg spremljajočih ukrepov, kot so zmanjšanje dostopnosti prehranskih virov antropogenega izvora, zmanjševanje habitatne primernosti (delov) urbanega okolja in ozaveščanje javnosti – vendarle morajo vsebovati tudi metode in tehnike za odganjanje, premestitev ter tudi odvzem osebkov iz urbanega okolja. Takšna, z upravljavskimi ukrepi povezana selekcija pa lahko pomembno vpliva na evolucijske procese urbanih populacij; vendar so interakcije med konflikti, upravljavskimi ukrepi in evolucijo v urbanem okolju domala neznane (Schell in sod., 2020). V slovenskem prostoru do izvedbe tega projekta divjad v urbanem okolju ni bila proučevana z nobenega aspekta (izjema je siva vrana: Jelenko Turinek in sod., 2016), zato smo lahko v pregled obstoječih znanj in stanja vključili predvsem ugotovitve iz tujine (zbrano v Bužan in sod., 2020a). Zavedamo se, da izkušenj iz drugih okolij ni mogoče nekritično prenašati v naše lokalne razmere; še posebej ne, ker se upravljavski pristopi drugje močno razlikujejo glede na geografsko območje, živalsko skupino/vrsto, politično ureditev (npr. lastništvo divjadi), kulturne in religiozne vrednote ter družbeno senzibilnost oz. dojemanje problemov v javnosti, kar ima za posledico zelo veliko kompleksnost uporabljenih rešitev na globalnem nivoju (Schell in sod., 2020).

Sobivanje ljudi in divjadi v urbanem okolju ima pomembne vplive na počutje prebivalcev, gospodarstvo, dojemanje vrst, pomena/uspehov naravovarstva in smiselnosti upravljanja populacij ter na razumevanje zdravstvenih tveganj; slednje je postalo še posebej aktualno v letu 2020 zaradi pandemije bolezni Covid-19. Danes zdravstvena tveganja močno pogojuje odnos do prostoživečih živali, vključno s sprejemanjem še do nedavnega nepredstavljenih ukrepov zaradi stigmatizacije vrst, npr. iz družine kun (Manes in sod., 2020). Čeprav zdravstveni vidik oz. morebitna tveganja zaradi prisotnosti divjadi v urbanem okolju do sedaj pri nas niso bila nikoli prepoznana/izpostavljena kot pomemben problem, lahko pričakujemo, da se bo to v prihodnje močno spremenilo. Zaradi tega smo v uvodnem delu poročila za vse vrste divjadi, ki živijo v urbanem okolju, ta vidik posebej izpostavili, a ne z namenom potencirati problema, temveč predvsem zato, da smo boljše pripravljene na nove izzive, ki nas čakajo v prihodnje. Odnos ljudi do divjadi v urbanem okolju (oz. na nelovnih površinah nasploh) in njegovo spreminjanje lahko namreč pomembno vplivata na splošno dojemanje divjadi in drugih prostoživečih živali, a tudi na razumevanje pomena varstva in upravljanja populacij (Schell in sod., 2020). Prav zato si želimo, da bi izveden CRP projekt in pričujoče poročilo tudi v spremenjenih razmerah omogočila trajno sobivanje med ljudmi in divjadjo, ki ne bo v škodo nobenemu izmed udeležencev v tem odnosu.

10 VIRI IN LITERATURA

Uvod, pregled stanja v urbanem okolju, konflikti v Sloveniji

- Adams L.W. 1994. Urban wildlife habitats: A landscape perspective. Minneapolis, University of Minnesota Press: 194 str.
- Adkins C.A., Stott P. 1998. Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. *Journal of Zoology*, 244, 3: 335–346. DOI: 10.1017/S0952836998003045.
- Ajzen I. 1991. The theory of planned behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 50, 2: 179–211. DOI: 10.1016/0749-5978(91)90020-T.
- Akdesir E., Origgi F.C., Wimmershoff J., Frey J., Frey C.F., Ryser-Degiorgis M.P. 2018. Causes of mortality and morbidity in free-ranging mustelids in Switzerland: necropsy data from over 50 years of general health surveillance. *BMC Veterinary Research*, 14, 1: 195. DOI: 10.1186/s12917-018-1494-0.
- Alagić A., Flajšman K., Adamič M., Bužan E., Pokorný B. 2019. Spreminjanje življenjskega prostora in nastanek nelovnih površin: spregledan vir konfliktnih dogodkov z divjadjo. V: 11. Slovenski lovski dan: Spreminjanje in izgubljanje življenjskega prostora divjadi (zbornik izvlečkov). Pokorný B. (ur.). Gornja Radgona, Lovska zveza Slovenije: 17.
- Al Sayegh Petkovšek S., Pokorný B., Firm D., Jerina K. 2015. Vpliv prostoživečih velikih rastlinojedov na travniške ekosisteme. *Acta Silvae et Ligni*, 108: 1–10. DOI: 10.20315/ASetl.108.1.
- Amici A., Serrani F., Rossi C.M., Primi R. 2012. Increase in crop damage caused by wild boar (*Sus scrofa* L.): the "refuge effect." *Agronomy for Sustainable Development*, 32: 683–692. DOI: 10.1007/s13593-011-0057-6.
- Anonymus. 2018. V Trstu so protestirali proti krutemu pobijanju nutrij. *Primorske novice*, 24. 3. 2018. <https://www.primorske.si/primorska/pri-sosedih/v-trstu-so-protestirali-proti> (18. 11. 2018).
- Anonymus. 2020a. KP Velenje opozarja na nujnost zapiranja vrat na ograji pokopališča. *Velenjcan.si*, 1. 4. 2020. <https://www.velenjan.si/nb/novice/kp-velenje-opozarja-na-nujnost> (18. 11. 2018).
- Anonymus. 2020b. Po cesti v mestu se je ponoči sprehajala srna. *Ptujinfo*, 1. 5. 2020. <https://ptujinfo.com/novica/lokalno/video-po-cesti-v-mestu-se-je-ponoci> (18. 11. 2018).
- Apollonio M., Andersen R., Putman R. (ur.). 2010. European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge, Cambridge University Press: 618 str.
- Apollonio M., Belkin V.V., Borkowski J., Borodin O.I., Borowik T., Cagnacci F., Danilkin A.A., Danilov P.I., Faybich A., Ferretti F., Gaillard J.M., Hayward M., Heshtaut P., Heurich M., Hurnovich A., Kashtalyan A., Kerley G.I.H., Kjellander P., Kowalczyk R., Kozorez A., Matveytchuk S., Milner J.M., Mysterud A., Ozoliņš J., Panchenko D.V., Peters W., Podgórski T., Pokorný B., Rolandsen C.M., Ruusila V., Schmidt K. 2017. Challenges and science-based implications for modern management and conservation of European ungulate populations. *Mammal Research*, 62, 3: 209–217. DOI: 10.1007/s13364-017-0321-5.
- Arques J., Antonio B.A., José M.P., Victoriano P., Daniel J.G., Seva E. 2009. Analysis of surveys as a tool for sustainable management of game species in the eastern agrosystems of Alicante province (Marina Baja): case study of wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys*, 21: 51–62.
- Atterby H., Allnutt T.R., MacNicol A.D., Jones E.P., Smith G.C. 2015. Population genetic structure of the red fox (*Vulpes vulpes*) in the UK. *Mammal Research*, 60, 1: 9–19. DOI: 10.1007/s13364-014-0209-6.
- Babai D., Ulicsni V., Avar Á. 2017. Conflicts of economic and cultural origin between farmers and wild animal species in the Carpathian Basin – An ethnozoological approach. *Acta Ethnographica Hungarica*, 62, 1: 187–206. DOI: 10.1556/022.2017.62.1.9.
- Baker P.J., Ansell R.J., Dodds P.A.A., Webber C.E., Harris S. 2003. Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. *Mammal Review*, 33, 1: 95–100. DOI: 10.1046/j.1365-2907.2003.00003.x.
- Baker P.J., Downinig C.V., Molony S.E., White P.C.L., Harris S. 2007. Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology*, 18, 4: 716–724. DOI: 10.1093/beheco/arm035.
- Barbour A.G., Fish D. 1993. The biological and social phenomenon of lyme disease. *Science*, 260, 5114: 1610–1616. DOI: 10.1126/science.8503006.
- Baroch J., Hafner M., Brown T.L., Mach J.J., Poché R.M. 2002. Nutria (*Myocaster coypus*) in Louisiana. (Other Publications in Wildlife Management, 46). Wellington, Genesis Laboratories: 155 str.
- Barrios-García M.N., Ballari S.A. 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: A review. *Biological Invasions*, 14, 11: 2283–2300. DOI: 10.1007/s10530-012-0229-6.
- Bateman P.W., Fleming P.A. 2012. Big city life: Carnivores in urban environments. *Journal of Zoology*, 287, 1: 1–23. DOI: 10.1111/j.1469-7998.2011.00887.x.
- Bates A.E., Primack R.B., Moraga P., Duarte C.M. 2020. COVID-19 pandemic and associated lockdown as a "Global Human Confinement Experiment" to investigate biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 248: 108665. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108665.

- Beral M., Rossi S., Aubert D., Gasqui P., Terrier M.E., Klein F., Jourdain E. 2012. Environmental factors associated with the seroprevalence of *Toxoplasma gondii* in wild boars (*Sus scrofa*), France. *EcoHealth*, 9, 3: 303–309. DOI: 10.1007/s10393-012-0786-2.
- Bertolino S., Genovesi P. 2009. Semiaquatic mammals introduced into Italy: Case studies in biological invasion. V: *Biological invaders in inland water: Profiles, distribution and threats*. Gherardi F. (ur.). Amsterdam, Springer: 175–191.
- Bertolino S., Ingegnò B. 2009. Modelling the distribution of an introduced species: The coypu *Myocastor coypus* (Mammalia, Rodentia) in Piedmont region, NW Italy. *Italian Journal of Zoology*, 76, 3: 340–346. DOI: 10.1080/1125000903155483.
- Bertolino S., Perrone A., Gola L. 2005. Effectiveness of coypu control. *Wildlife Society Bulletin*, 33, 2: 714–720. DOI: 10.1007/s10530-009-9664-4.
- Bíl M., Andrášik R., Cícha V., Arnon A., Kruuse M., Langbein J., Náhlik A., Niemi M., Pokorný B., Colino-Rabanal V.J., Rolandsen C.M., Seiler A. 2020. COVID-19 related travel restrictions prevented numerous wildlife deaths on roads: A comparative analysis of results from 11 countries. *Biological Conservation*, v postopku objave.
- Blome S., Franzke K., Beer M. 2020. African swine fever – A review of current knowledge. *Virus Research*, 287: 198099. PDF: 10.1016/j.virusres.2020.198099.
- Bobek B., Frąckowiak W., Furtek J., Merta D., Orłowska L. 2011. Wild boar population at the Vistula Spit – management of the species in forested and urban areas. *Julius-Kühn-Archiv*, 432: 226–227. DOI: 10.5073/jka.2011.432.127.
- Boucher J.M., Hanosset R., Augot D., Bart J.M., Morand M., Piarroux R., Cliquet F. 2005. Detection of *Echinococcus multilocularis* in wild boars in France using PCR techniques against larval form. *Veterinary Parasitology*, 129, 3–4: 259–266. DOI: 10.1016/j.vetpar.2004.09.021.
- Broom D.M., Sena H., Moynihan K.L. 2009. Pigs learn what a mirror image represents and use it to obtain information. *Animal Behaviour*, 78, 5: 1037–1041. DOI: 10.1016/j.anbehav.2009.07.027.
- Büchner S., Trout R., Adamík P. 2018. Conflicts with *Glis glis* and *Eliomys quercinus* in households: a practical guideline for sufferers (Rodentia: Gliridae). *Lynx*, n. s. (Praha), 49: 19–26. DOI: 10.2478/lynx-2018-0003.
- Bužan E., Lužnik M., Alagić A., Flajšman K., Adamič M., Pokorný B. 2020a. Divjad v naseljih: težave, izzivi in rešitve. *Zlatorogov zbornik*, 7: v tisku.
- Cahill S., Llimona F., Cabañeros L., Calomardo F. 2012. Characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) habituation to urban areas in the Collserola Natural Park (Barcelona) and comparison with other locations. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35, 2: 221–233.
- Can O.E., D’Cruze N., Garshelis D.L., Beecham J., Macdonald D.W. 2014. Resolving human-bear conflict: a global survey of countries, experts, and key factors. *Conservation Letters*, 7, 6: 501–513. DOI: 10.1111/conl.12117.
- Carpio A.J., Apollonio M., Acevedo P. 2020. Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Review*, v tisku. DOI: <https://doi.org/10.1111/mam.12221>.
- Carter J., Leonard B.P. 2002. A review of the literature on the worldwide distribution, spread of, and efforts to eradicate the coypu (*Myocastor coypus*). *Wildlife Society Bulletin*, 30, 1: 162–175.
- Carter J., Foote A.L., Johnson-Randall L.A. 1999. Modeling the effects of nutria (*Myocastor coypus*) on wetland loss. *Wetlands*, 19: 209–219. DOI: [10.1007/BF03161750](https://doi.org/10.1007/BF03161750).
- Castillo-Contreras R., Carvalho J., Serrano E., Mentaberre G., Fernández-Aguilar X., Colom A., González-Crespo C., Lavín S., López-Olvera J.R. 2018a. Urban wild boars prefer fragmented areas with food resources near natural corridors. *The Science of the Total Environment*, 615: 282–288. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.277.
- Castillo-Contreras R., Mentaberre G., Fernández-Aguilar X., Colom-Cadena A., Conejero C., Ráez-Bravo A., González-Crespo C., Espunyes J., Lavín S., López-Olvera J.R. 2018b. Urban wild boars grow bigger and faster than their nonurban counterparts. V: *12th International Symposium on Wild Boar and Other Suids*. Drimaj J., Kamler J. (ur.). Lázně Bělohrad, Mendel University of Brno: 21.
- Chapman N.G. 1991. Chinese muntjac (*Muntiacus reevesi*). V: *The Handbook of British Mammals*. Corbet G.B., Harris S. (ur.). Oxford, Blackwell: 526–532.
- Chautan M., Pontier D., Artois M. 2000. Role of rabies in recent demographic changes in red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Europe. *Mammalia*, 64, 4: 391–410. DOI: 10.1515/mamm.2000.64.4.391.
- Christensen H. 1985. Urban fox population in Oslo. *Revue d’Ecologie*, 40, 2: 185–186.
- Ciach M., Fröhlich A. 2019. Ungulates in the city: light pollution and open habitats predict the probability of roe deer occurring in an urban environment. *Urban Ecosystems*, 22: 513–523. DOI: 10.1007/s11252-019-00840-2.
- Cocchi R., Riga F. 2001. Linee guida per il controllo della Nutria (*Myocastor coypus*). (Quaderni di Conservazione della Natura, 5). Bologna, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica: 46 str.
- Coles C.L. 1997. Gardens and deer: A guide to damage limitation. Shrewsbury, Swan Hill Press: 85 str.
- Conejero C., Castillo-Contreras R., González-Crespo C., Serrano E., Mentaberre G., Lavín S., López-Olvera J.R. 2019. Past experiences drive citizen perception of wild boar in urban areas. *Mammalian Biology*, 96, 1: 8–72. DOI: 10.1016/j.mambio.2019.04.002.
- Conover M.R. 2002. Resolving human–wildlife conflicts: The science of wildlife damage management. Boca Raton, CRC Press: 440 str.

- Contesse P., Hegglin D., Gloor S., Bontadina F., Deplazes P. 2004. The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian Biology*, 69: 81–95. DOI: 10.1078/1616-5047-00123.
- Cook T.C., Blumstein D.T. 2013. The omnivore's dilemma: Diet explains variation in vulnerability to vehicle collision mortality. *Biological Conservation*, 167: 310–315. DOI: 10.1016/j.biocon.2013.08.016.
- Coté S.D., Rooney T.P., Tremblay J.P., Dussalt C., Waller D.M. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 113–147. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105725.
- Csányi S., Carranza J., Pokorny B., Putman R., Ryan M. 2014. Valuing ungulates in Europe. V: Behaviour and management of European ungulates. Putman R., Apollonio M. (ur.). Dunbeath, Whittles Publishing: 13–45.
- Csókás A., Schally G., Szabó L., Csányi S., Kovács F., Heltai M. 2020. Space use of wild boar (*Sus scrofa*) in Budapest: are they resident or transient city dwellers? *Biologia Futura*, 71: 39–51. DOI: 10.1007/s42977-020-00010-y.
- Červinka J., Drahníková L., Kreisinger J., Šálek M. 2014. Effect of habitat characteristics on mesocarnivore occurrence in urban environment in the Central Europe. *Urban Ecosystems*, 17: 893–909. DOI: 10.1007/s11252-014-0364-1.
- Davison J., Huck M., Delahay R.J., Roper T.J. 2008. Urban badger setts: characteristics, patterns of use and management implications. *Journal of Zoology*, 275, 2: 190–200. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00424.x>.
- Davison J., Huck M., Delahay R.J., Roper T.J. 2009. Restricted ranging behaviour in a high-density population of urban badgers. *Journal of Zoology*, 277, 1: 45–53. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00509.x>.
- Delahay R.J., Smith G.C., Barlow A.M., Walker N., Harris A., Clifton-Hadley R.S., Cheeseman C.L. 2007. Bovine tuberculosis infection in wild mammals in the South-West region of England: A survey of prevalence and a semi-quantitative assessment of the relative risks to cattle. *Veterinary Journal*, 173, 2: 287–301. DOI: 10.1016/j.tvjl.2005.11.011.
- Delahay R.J., Davison J., Poole D.W., Matthews A.J., Wilson C.J., Heydon M.J., Roper T.J. 2009. Managing conflict between humans and wildlife: Trends in licensed operations to resolve problems with badgers *Meles meles* in England. *Mammal Review*, 39, 1: 53–66. DOI: 10.1111/j.1365-2907.2008.00135.x.
- Ditchkoff S.S., Saalfeld S.T., Gibson C.J. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: Modifications due to human-induced stress. *Urban Ecosystems*, 9: 5–12. DOI: 10.1007/s11252-006-3262-3.
- Duarte J., Farfán M.Á., Vargas J.M. 2012. Ungulados en las nuevas zonas urbanas de la Costa del Sol (Málaga). V: Ungulados, biodiversidad y actividades humanas: gestión de conflictos. III Reunión sobre Ungulados Silvestres Ibéricos. Girona, Castelló d'Empúries: str. 17.
- Duduś L., Zalewski A., Kozioł O., Jakubiec Z., Król N. 2014. Habitat selection by two predators in an urban area: The stone marten and red fox in Wrocław (SW Poland). *Mammalian Biology*, 79, 1: 71–76. DOI: 10.1016/j.mambio.2013.08.001.
- East M.L., Bassano B., Ytrehus B. 2011. The role of pathogens in the population dynamics of European ungulates. V: Ungulate management in Europe: Problems and practices. Putman R., Apollonio M., Andersen R. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 319–348.
- FAO, OIE. 2020. Global control of African swine fever: A GF-TADs initiative, 2020–2025. Paris, Food and Agriculture Organization of the United Nations, and World Organisation for Animal Health: 10 str.
- Ferroglio E., Gortázar C., Vicente J. 2011. Wild ungulate diseases and the risk for livestock and public health. V: Ungulate management in Europe: Problems and practices. Putman R., Apollonio M., Andersen R. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 192–214.
- Filippi-Codaccioni O., Clobert J., Julliard R. 2009. Urbanisation effects on the functional diversity of avian agricultural communities. *Acta Oecologica*, 35, 5: 705–710. DOI: 10.1016/j.actao.2009.07.003.
- Fischer C., Gourdin H., Obermann M. 2004. Spatial behaviour of the wild boar in Geneva, Switzerland: testing methods and first results. *Galemys* 16: 149–155.
- Fischer J.D., Schneider S.C., Ahlers A.A., Miller J.R. 2015. Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conservation Biology*, 29, 4: 1–3. DOI: 10.1111/cobi.12451.
- Flajšman K., Alagić A., Bužan E., Adamič M., Pokorny B. 2020. Konflikti z divjadjo na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018. *Lovec*, 103, 9: 401–406.
- Földvári G., Farkas R., Lakos A. 2005. *Borrelia spielmanii* Erythema Migrans, Hungary. *Emerging Infectious Diseases*, 11, 11: 1794–1795. DOI: 10.3201/eid1111.050542.
- Frankham R. 1998. Inbreeding and extinction: Island populations. *Conservation Biology*, 12, 3: 665–675. DOI: 10.1046/J.1523-1739.1998.96456.X.
- Fratini F., Turchi B., Ebani V.V., Bertelloni F., Galiero A., Cerri D. 2015. The presence of *Leptospira* in coypus (*Myocastor coypus*) and rats (*Rattus norvegicus*) living in a protected wetland in Tuscany (Italy). *Veterinarski Arhiv*, 85, 4: 407–414.
- Frantz A., Kimmig S. 2019. Resistance modelling infers physical and behavioural gene flow barriers to the red fox (*Vulpes vulpes*) across the Berlin metropolitan area. V: The 8th European Congress of Mammalogy: Book of Abstracts. Borowski Z. (ur.). Varšava, University of Warsaw: 134.
- Frölich K., Thiede S., Kozikowski T., Jakob W. 2002. A review of mutual transmission of important infectious diseases between livestock and wildlife in Europe. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 969: 4–13. DOI: 10.1111/j.1749-6632.2002.tb04343.x.

- Fuller R.J., Gill R.M.A. 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodlands. *Forestry*, 74, 3: 193–199. DOI: 10.1093/forestry/74.3.193.
- Gačić D. 2020. Divjad v urbanih predelih Srbije. Beograd, Univerza v Beogradu, Gozdarska fakulteta (ustni vir, november 2020).
- Gehrt S.D. 2010. The urban ecosystem. V: *Urban carnivores: Ecology, conflict, and conservation*. Gehrt S.D., Riley S.P.D., Cypher B.I. (ur.). Baltimore, John Hopkins University Press: 3–11.
- Geiger M., Taucher A.L., Gloor S., Hegglin D., Bontadina F. 2018. In the footsteps of city foxes: evidence for a rise of urban badger populations in Switzerland. *Hystrix, Italian Journal of Mammalogy*, 29, 2: 236–238. DOI: <https://doi.org/10.4404/hystrix-00069-2018>.
- Genov P., Massei G. 2004. The environmental impact of wild boar. *Galemys*, 16, 1: 135–145.
- Genovesi P., Carnevali L. 2011. Invasive alien species on European islands: eradications and priorities for future work. V: *Island invasives: eradication and management*. Veitch C.R., Clout M.N., Towns D.R. (ur.). Gland, IUCN: 56–62.
- Gippoliti S., Amori G. 2006. Historical data on non-volant mammals in Rome: What do they say about urban environment? *Aldrovandia*, 2: 69–72.
- Gloor S. 2002. The rise of urban foxes (*Vulpes vulpes*) in Switzerland and ecological and parasitological aspects of a fox population in the recently colonised city of Zurich. Doctoral dissertation. Zürich, Universität Zürich: 118 str.
- Gloor S., Bontadina F., Hegglin D., Deplazes P., Breitenmoser U. 2001. The rise of urban fox population in Switzerland. *Mammalian Biology*, 66: 155–164.
- Gonzalez-Crespo C., Serrano E., Cahill S., Castillo-Contreras R., Cabañeros L., López-Martín J.M., Roldán J., Lavín S., López-Olvera J.R. 2018. Stochastic assessment of management strategies for a Mediterranean peri-urban wild boar population. *PLoS One*, 13, 8: e0202289. DOI: 10.1371/journal.pone.0202289.
- Gortázar C., Delahay R.J., McDonald R.A., Boadella M., Wilson G.J., Gavner-Widen D., Acevedo P. 2012. The status of tuberculosis in European wild mammals. *Mammal Review*, 42, 3: 193–206. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2011.00191.x>.
- Gosling L.M. 1981. Climatic determinants of spring littering by feral coypus, *Myocastor coypus*. *Journal of Zoology*, 195, 3: 281–288. DOI: 10.1111/j.1469-7998.1981.tb03465.x.
- Gosling L.M., Baker S.J. 1989. The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biological Journal of the Linnean Society*, 38, 1: 39–51. DOI: 10.1111/j.1095-8312.1989.tb01561.x.
- Goulding M.J., Roper T.J. 2002. Press responses to the presence of free living wild boar (*Sus scrofa*) in southern England. *Mammal Review*, 32, 4: 272–282. DOI: 10.1046/j.1365-2907.2002.00109.x.
- Harris S. 1981. The food of suburban foxes (*Vulpes vulpes*), with special reference to London. *Mammal Review*, 11, 4: 151–168. DOI: 10.1111/j.1365-2907.1981.tb00003.x.
- Harris S. 1984. Ecology of urban badgers *Meles meles*: Distribution in Britain and habitat selection, persecution, food and damage in the city of Bristol. *Biological Conservation*, 28, 4: 349–375. DOI: 10.1016/0006-3207(84)90041-7.
- Harris S., Rayner J.M.V. 1986a. A discriminant analysis of the current distribution of urban foxes (*Vulpes vulpes*) in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 55, 2: 605–611. DOI: 10.2307/4742.
- Harris S., Rayner J.M.V. 1986b. Urban fox (*Vulpes vulpes*) population estimates and habitat requirements in several British cities. *Journal of Animal Ecology*, 55, 2: 575–591. DOI: 10.2307/4740.
- Harris S., Smith G.C. 1987. Demography of two urban fox (*Vulpes vulpes*) populations. *Journal of Applied Ecology*, 24, 1: 75–86. DOI: 10.2307/2403788.
- Harris S., Baker P.J., Soulsbury C.D., Iossa G. 2010. Eurasian badgers (*Meles meles*). V: *Urban carnivores: Ecology, conflict, and conservation*. Gehrt S.D., Riley S.P.D., Cypher B.I. (ur.). Baltimore, John Hopkins University Press: 108–119.
- Hegglin D., Bontadina F., Gloor S., Romer J., Müller U., Breitenmoser U., Deplazes P. 2004. Baiting red foxes in an urban area: A camera trap study. *Journal of Wildlife Management*, 68, 4: 1010–1017. DOI: [jstor.org/stable/3803657](https://doi.org/10.2307/3803657).
- Herr J. 2008. Ecology and behaviour of urban stone martens (*Martes foina*) in Luxembourg. Sussex, University of Sussex, School of Life Sciences: 226 str.
- Herr J., Schley L., Roper T.J. 2009a. Socio-spatial organization of urban stone martens. *Journal of Zoology*, 277, 1: 54–62. DOI: 10.1111/j.1469-7998.2008.00510.x.
- Herr J., Schley L., Roper T.J. 2009b. Stone martens (*Martes foina*) and cars: Investigation of a common human–wildlife conflict. *European Journal of Wildlife Research*, 55, 5: 471–477. DOI: 10.1007/s10344-009-0263-6.
- Herr J., Schley L., Engel E., Roper T.J. 2010. Den preferences and denning behaviour in urban stone martens (*Martes foina*). *Mammalian Biology*, 75, 2: 138–145. DOI: 10.1016/j.mambio.2008.12.002.
- Hisano M., Raichev E.G., Peeva S., Tsunoda H., Newman C., Masuda R., Georgiev D.M., Kaneko Y. 2016. Comparing the summer diet of stone martens (*Martes foina*) in urban and natural habitats in Central Bulgaria. *Ethology Ecology & Evolution*, 28, 3: 295–311. DOI: 10.1080/03949370.2015.1048829.
- Hönigfeld A.M., Gregorc T., Nekrep I., Mohar P., Torkar G. 2009. Inventarizacija vidre (*Lutra lutra*) in drugih večjih vodnih sesalcev na Ljubljanskem barju in z njim povezanih vodnih ekosistemih. Ljubljana, Lutra, Inštitut za ohranjanje naravne dediščine: 68 str.
- Huck M., Davison J., Roper T.J. 2008a. Predicting European badger *Meles meles* sett distribution in urban environments. *Wildlife Biology*, 14, 2: 188–198. DOI: 10.2981/0909-6396(2008)14.

- Huck M., Frantz A.C., Dawson D.A., Burke T., Roper T.J. 2008b. Low genetic variability, female-biased dispersal and high movement rates in an urban population of Eurasian badgers *Meles meles*. *Journal of Animal Ecology*, 77, 5: 905–915. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01415.x>.
- Husejnovič K. 2015. Takole so v Ljubljani rešili srno. 24ur.com, 4. 2. 2015. 4ur.com/ekskluziv/zanimivosti/takole-so-v-ljubljani-resili-srno.html (18. 11. 2018).
- Jaenson T.G., Tälleklint L. 1992. Incompetence of roe deer as reservoirs of the Lyme borreliosis spirochete. *Journal of Medical Entomology*, 29, 5: 813–817. DOI: 10.1093/jmedent/29.5.813.
- Jansen A., Schöneberg I., Frank C., Alpers K., Schneider T., Stark K. 2005. Leptospirosis in Germany, 1962–2003. *Emerging Infectious Diseases*, 11, 7: 1048–1054. DOI: 10.3201/eid1107.041172.
- Jansen A., Luge E., Guerra B., Wittschen P., Gruber A.D., Loddenkemper C., Schneider T., Lierz M., Ehlert D., Appel B., Stark K., Nöckler K. 2007. Leptospirosis in urban wild boars, Berlin, Germany. *Emerging Infectious Diseases*, 13, 5: 739–742. DOI: 10.3201/eid1305.061302.
- Jelenko Turinek I., Al Sayegh Petkovšek S., Mazej Z., Pavšek Z., Firm D., Jerina K., Potočnik H., Skoberne P., De Groot M., Flajšman K., Sovinc A., Šorgo A., Janžekovič F., Špur N., Bakan B., Tomažič A., Kuralt Ž., Sovdat P., Senič M., Kolenc M., Lozar T., Jančan K., Bučar B., Herček B., Gradišnik L., Grebenšek B., Pogačnik K., Pokorny B. 2016. Značilnosti, problematika in upravljanja populacij (sive) vrane v urbanem okolju (V4-1437): zaključno poročilo. Velenje, Inštitut ERICo: 132 str.
- Judge J., Wilson G., Macarthur R., Delahay R.J., McDonald R.A. 2014. Density and abundance of badger social groups in England and Wales in 2011–2013. *Scientific Reports*, 4: 3809. DOI: 10.1038/srep03809.
- Kauhala K., Talvitie K., Vuorisalo T. 2016. Encounters between medium-sized carnivores and humans in the city of Turku, SW Finland, with special reference to the red fox. *Mammal Research*, 61, 25–33. DOI: 10.1007/s13364-015-0250-0.
- Kark S., Iwaniuk A., Schalimtzeck A., Banker E. 2007. Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *Journal of Biogeography*, 34, 4: 638–651. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2006.01638.x.
- Kato Y., Amaike Y., Tomioka T., Oishi T., Uruguchi K., Masuda R. 2017. Population genetic structure of the urban fox in Sapporo, northern Japan. *Journal of Zoology*, 301, 2: 118–124. DOI: 10.1111/jzo.12399.
- Kolednik A. 2018. Nenavaden prizor na koprskem javnem stranišču. *SiolNet*, 24. 3. 2018. <https://siol.net/novice/slovenija/nenavaden-prizor-na-koprskem-javnem-straniscu> (18. 11. 2018).
- König A. 2008. Fears, attitudes and opinions of suburban residents with regards to their urban foxes: A case study in the community of Grünwald, a suburb of Munich. *European Journal of Wildlife Research*, 54, 1: 101–109. DOI: 10.1007/s10344-007-0117-z.
- Kotulski Y., König A. 2008. Conflicts, crises and challenges: Wild boar in the Berlin City – a social empirical and statistical survey. *Natura Croatica*, 17, 4: 233–246.
- Kowal J., Kornaś S., Nosal P., Basiaga M., Lesiak M. 2013. *Setaria tundra* in roe deer (*Capreolus capreolus*) – new findings in Poland. *Annals of Parasitology*, 59, 4: 179–182.
- Krauze-Gryz D., Gryz J., Jasinska K., Jackowiak M. 2019. Red fox population dynamics in habitats of different anthropoppression levels. V: The 8th European Congress of Mammalogy: Book of Abstracts. Borowski Z. (ur.). Varšava, University of Warsaw: 135.
- Križman M., Pečlin L., Švara T., Šoba Šparl B., Vergles Rataj A. 2020. Razvojna oblika človeku nevarne trkulje pri nutriji (*Myocastor coypus*). *Lovec*, 103, 11: 505–508.
- Kryštufek B. 1991. Sesalci Slovenije. Ljubljana, Prirodoslovni muzej Slovenije: 294 str.
- Kryštufek B. 1996. Nutrija v Sloveniji. *Lovec*, 79, 4: 150–152.
- Kryštufek B., Flajšman B. 2007. Polh in človek. Ljubljana, Ekološki forum: 248 str.
- Kuronja B. 2020. Odnos do nutrij (*Myocastor coypus*) in znanje o njih. Magistrsko delo. Maribor, Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko: 81 str.
- Langbein J., Putman R.J., Pokorny B. 2011. Road traffic accidents involving ungulates and available measures for mitigation. V: Ungulate management in Europe: Problems and practices. Putman R., Apollonio M., Andersen R. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 215–259.
- Lanszki J., Hancz C., Zalewski A. 1999. Feeding habits and trophic niche overlap in a Carnivora community of Hungary. *Acta Theriologica*, 44, 4: 429–442. DOI: 10.4098/AT.arch.99-41.
- Lanszki J., Sárdi B., Széles G.L. 2009. Feeding habits of the stone marten (*Martes foina*) in villages and farms in Hungary. *Natura Somogyiensis*, 15: 231–246.
- LeBlanc D.J. 1994. Nutria. V: Prevention and control of wildlife damage. Hygnstrom S.E., Timm R.M., Larson G.E. (ur.). Lincoln, Nebraska Extension Service, University of Nebraska: B71–80.
- Leskovic B. 2012. Družina: nutrije – Myocastoridae. V: Divjad in lovstvo. Leskovic B., Pičulin I. (ur.). (Zlatorogova knjižnica, 37). Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 546–547.
- Levi T., Kilpatrick A.M., Mangel M., Wilmers C.C. 2012. Deer, predators, and the emergence of Lyme disease. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109, 27: 10942–10947. DOI: 10.1073/pnas.1204536109.
- Licoppe A., Prévot C., Heymans M., Bovy C., Casaer J., Cahill S. 2013. Wild boar/feral pig in (peri)urban areas. Brussels, International Union of Game Biologists: 31 str.

- Lima S.L., Bednekoff P.A. 1999. Temporal variation in danger drives antipredator behavior: The predation risk allocation hypothesis. *American Naturalist*, 153, 6: 649–659. DOI: 10.1086/303202.
- Liordos V., Kotsiotis V.J., Georgari M., Baltzi K., Baltzi I. 2017. Public acceptance of management methods under different human–wildlife conflict scenarios. *The Science of the Total Environment*, 579: 685–693. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.040.
- Lisjak. 2020. Lovsko-informacijski sistem Lovske zveze Slovenije. <https://lisjak.lovska-zveza.si> (17. 11. 2020).
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species: A selection from the Global Invasive Species Database. *Invasive Alien Species Specialist Group (ISSG)*: 12 str.
- Madden F. 2004. Creating coexistence between humans and wildlife: Global perspectives on local efforts to address human–wildlife conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, 9: 247–257. DOI: 10.1080/10871200490505675.
- Madden F., McQuinn B. 2014. Conservation's blind spot: The case for conflict transformation in wildlife conservation. *Biological Conservation*, 178: 97–106. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.07.015.
- Manes C., Gollakner R., Capua I. 2020. Could Mustelids spur COVID-19 into a panzootic? *Veterinaria Italiana*, v tisku. DOI: 10.12834/VetIt.2375.13627.1.
- Marolt M. 2018. Srnam bodo z ograjo onemogočili dostop do grobov na celjskem mestnem pokopališču. *Dnevnik*, 20. 6. 2018. <https://www.dnevnik.si/1042826361> (18. 11. 2020).
- Martín-Hernando M.P., González L.M., Ruiz-Fons F., Garate T., Gortazar C. 2008. Massive presence of *Echinococcus granulosus* (Cestoda, Taeniidae) cysts in a wild boar (*Sus scrofa*) from Spain. *Parasitology Research*, 103, 3: 705–707. DOI: 10.1007/s00436-008-0989-1.
- Massei G., Roy S., Bunting R. 2011. Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. *Human–Wildlife Interactions*, 5, 1: 79–99.
- Massei G., Kindberg J., Licoppe A., Gačić D., Šprem N., Kamler J., Baubert E., Hohmann U., Monaco A., Ozolinš J., Cellina S., Podgórski T., Fonseca C., Markov N., Pokorný B., Rossel C., Náhlik A. 2015. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science*, 71, 4: 492–500. DOI: 10.1002/ps.3965.
- McCarthy A.J., Rotherham I.D. 1996. Urban deer, community forests and control: Roe deer in the urban fringe – a Sheffield case study. *The Deer*, 10, 1, 26–27.
- McCarthy A.J., Baker A., Rotherham I.D. 1999. Urban-fringe deer management issues – a South Yorkshire case study. *British Wildlife*, 8, 1: 12–19.
- McKinney M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52, 10: 883–890. DOI: 10.1641/0006-3568(2002)052.
- Meng X.J., Lindsay D.S., Sriranganathan N. 2009. Wild boars as sources for infectious diseases in livestock and humans. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 364: 2697–2707. DOI: 10.1098/rstb.2009.0086.
- Meyer J., Klemann N., Halle S. 2005. Diurnal activity patterns of coypu in an urban habitat. *Acta Theriologica*, 50: 207–211. DOI: 10.1007/BF03194484.
- Minias P. 2016. Reproduction and survival in the city: which fitness components drive urban colonization in a reed-nesting waterbird? *Current Zoology*, 62, 2: 79–87. DOI: 10.1093/cz/zow034.
- Murray M.H., Sánchez C.A., Becker D.J., Byers K.A., Worsley-Tonks K.E.L., Craft M.E. 2019. City sicker? A meta-analysis of wildlife health and urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17, 10: 575–583. DOI: 10.1002/fee.2126.
- Mysterud A., Easterday W.R., Stigum V.M., Aas A.B., Meisingset E.L., Viljugrein H. 2016. Contrasting emergence of Lyme disease across ecosystems. *Nature Communications*, 7: a11882. DOI: 10.1038/ncomms11882.
- Nardoni S., Angelici M.C., Mugnaini L., Mancianti F. 2011. Prevalence of *Toxoplasma gondii* infection in *Myocastor coypus* in a protected Italian wetland. *Parasites and Vectors*, 4, 1: 240. DOI: 10.1186/1756-3305-4-240.
- Nielsen S.M. 1990. The food of rural and suburban woodland foxes *Vulpes vulpes* in Denmark. *Natura Jutlandica*, 23, 2: 25–32.
- Onac D., Gyorko A., Oltean M., Gavrea R., Cozma V. 2013. First detection of *Echinococcus granulosus* G1 and G7 in wild boars (*Sus scrofa*) and red deer (*Cervus elaphus*) in Romania using PCR and PCR-RFLP techniques. *Veterinary Parasitology*, 193, 1–3: 289–291. DOI: 10.1016/j.vetpar.2012.11.044.
- Opsteegh M., Swart A., Fonville M., Dekkers L., van der Giessen J. 2011. Age-related *Toxoplasma gondii* seroprevalence in Dutch wild boar inconsistent with lifelong persistence of antibodies. *PLoS One*, 6, 1: e16240. DOI: 10.1371/journal.pone.0016240.
- Ortuño A., Quesada M., López-Claessens S., Castellà J., Sanfeliu I., Antón E., Segura-Porta F. 2007. The role of wild boar (*Sus scrofa*) in the eco-epidemiology of *R. slovaca* in Northeastern Spain. *Vector Borne and Zoonotic Diseases*, 7, 1: 59–64. DOI: 10.1089/vbz.2006.0576.
- Oslis. 2020. Osrednji slovenski lovsko-informacijski sistem. <http://oslis.gozdis.si> (17. 11. 2020).
- Papež Z. 2020. Potencialni konflikti in rešitve pri upravljanju s tujerodno nutrijo (*Myocastor coypus*). *Zaključna naloga*. Koper, Univerza na Primorskem, Fakulteta za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije: 24 str.
- Pannwitz G., Freuling C., Denzin N., Schaarschmidt U., Nieper H., Hlinak A., Müller T. 2012. A long-term serological survey on Aujeszky's disease virus infections in wild boar in East Germany. *Epidemiology and Infection*, 140, 2: 348–353. DOI: 10.1017/S0950268811000033.

- Panzacchi M., Cocchi R., Genovesi P., Bertolino S. 2007. Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost-benefit analysis. *Wildlife Biology*, 13, 2: 159–171. DOI: 10.2981/0909-6396(2007)13[159:PCOCCMC]2.0.CO;2.
- Panzacchi M., Linnell J.D.C., Melis C., Odden M., Odden J., Gorini L., Andersen R. 2010. Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest-farmland mosaic landscape in south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management*, 259, 8: 1536–1545. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.01.030.
- Plumer L., Davison J., Saarma U., Cameron E.Z. 2014. Rapid urbanization of red foxes in Estonia: distribution, behaviour, attacks on domestic animals, and health-risks related to zoonotic diseases. *PLoS One*, 9, 12: e115124. DOI: 10.1371/journal.pone.0115124.
- Podgórski T., Baš G., Jędrzejewska B., Sönnichsen L., Śniezko S., Jędrzejewski W., Okarma H. 2013. Spatiotemporal behavioral plasticity of wild boar (*Sus scrofa*) under contrasting conditions of human pressure: primeval forest and metropolitan area. *Journal of Mammalogy*, 94, 1: 109–119. DOI: 10.1644/12-MAMM-A-038.1.
- Pokorny B. 2006. Roe deer-vehicle collisions in Slovenia: situation, mitigation strategy and countermeasures. *Veterinarski Arhiv*, 76: 177–187.
- Pokorny B., Jelenko I. 2013. Ekosistemska vloga, pomen in vplivi divjega prašiča (*Sus scrofa* L.). *Zlatorogov zbornik*, 2, 2: 2–30.
- Pokorny B., Flajšman K., Jelenko I. 2014. Pomen in vplivi vran, s poudarkom na sivi vrani (*Corvus cornix*), v (sub)urbanem okolju. *Acta Silvae et Ligni*, 103: 47–60. DOI: 10.20315/ASetL.103.4.
- Pokorny B., Flajšman K., Al Sayegh Petkovšek S. 2017. Ekosistemska vloga, pomen in vplivi prostoživečih prežvekovalcev. *Gozdarski vestnik*, 75, 9: 360–372.
- Polak S. 1995. Prispevek k poznavanju prehrane kune belice (*Martes foina*) v slovenski Istri. *Annales*, 5, 7: 231–238.
- Potočnik H., Pokorny B., Flajšman K., Kos I. 2019b. Evrazijski šakal. (Zlatorogova knjižnica, 42). Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 248 str.
- Putman R. 2011. A review of the various legal and administrative systems governing management of large herbivores in Europe. V: *Ungulate management in Europe: Problems and practices*. Putman R., Apollonio M., Andersen R. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 54–79.
- Putman R., Langbein J. 2003. *The deer manager's companion: a guide to the management of deer in the wild and in parks*. Shrewsbury, Swan Hill Press: 180 str.
- Putman R., Moore N.P. 1998. Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. *Mammal Review*, 28, 4: 141–164. DOI: 10.1046/j.1365-2907.1998.00031.x.
- Putman R., Langbein J., Watson P., Green P., Cahill S. 2014. The management of urban populations of ungulates. V: *Behaviour and management of European ungulates*. Putman R., Apollonio M. (ur.). Dunbeath, Whittles Publishing: 293–330.
- Radeloff V.C., Hammer R.B., Stewart, S.I., Fried J.S., Holcomb S.S., McKeefry J.F. 2005. The wildland-urban interface in the United States. *Ecological Applications*, 15, 3: 799–805. DOI: 10.1890/04-1413.
- Randall L.A., Foote A.L. 2005. Effects of managed impoundments and herbivory on wetland plant production and stand structure. *Wetlands*, 25, 1: 38–50. DOI: 10.1672/0277-5212(2005)025[0038:EOMIAH]2.0.CO;2.
- Reimoser F., Putman R.J. 2011. Impact of large ungulates on agriculture, forestry and conservation habitats in Europe. V: *Ungulate management in Europe: Problems and practices*. Putman R., Apollonio M., Andersen R. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 144–191.
- Richomme C., Afonso E., Tolon V., Ducrot C., Halos L., Alliot A., Gilot-Fromont E. 2010. Seroprevalence and factors associated with *Toxoplasma gondii* infection in wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean island. *Epidemiology and Infection*, 138, 9: 1257–1266. DOI: 10.1017/S0950268810000117.
- Richter D., Schlee D.B., Matuschka F.R. 2011. Reservoir competence of various rodents for the lyme disease Spirochete *Borrelia spielmanii*. *Applied and Environmental Microbiology*, 77, 11: 3565–3570. DOI: 10.1128/AEM.00022-11.
- Robinson N.A., Marks C.A. 2001. Genetic structure and dispersal of red foxes (*Vulpes vulpes*) in urban Melbourne. *Australian Journal of Zoology*, 49, 6: 589–601. <https://doi.org/10.1071/ZO01033>.
- Roemer G., Gompper M.E., van Valkenburgh B. 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience*, 59: 165–173. DOI: 10.1525/bio.2009.59.2.9.
- Rotherham I.D., 2001. Urban deer: A South Yorkshire case study. *The Deer*, 11, 10: 566–569.
- Rotherham I.D., Derbyshire M.J., Wolstenholme P. 2012. Deer in the Peak District and its urban fringe. *British Wildlife*, 23, 4: 256–264.
- Rutz C., Loretto M.C., Bates A.E., Davidson S.C., Duarte C.M., Jetz W., Johnson M., Kato A., Kays R., Mueller T., Primack R.B., Ropert-Coudert Y., Tucker M.A., Wikelski M., Cagnacci F. 2020. COVID-19 lockdown allows researchers to quantify the effects of human activity on wildlife. *Nature Ecology & Evolution*, v tisku. DOI: 10.1038/s41559-020-1237-z handle: <http://hdl.handle.net/10449/64133>.
- Santini L., Gonzalez-Suarez M., Russo D., Gonzalez-Voyer A., von Hardenberg A., Ancillotto L. 2018. One strategy does not fit all: determinants of urban adaptation in mammals. *Ecology Letters*, 22, 2: 365–376. DOI: 10.1111/ele.13199.
- Scaravelli D. 2002. Problema *Myocastor*: considerazioni dell'esperienza ravennate. V: *Atti del convegno nazionale 'La gestione delle specie alloctone in Italia: il caso della nutria e del gambero rosso della Louisiana'*. Pedrini R. (ur.). Firenze, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio: 25–28.

- Scheide D. 2013. Die Nutria in Deutschland: Ökologie, Verbreitung, Schäden und Management im internationalen Vergleich. Hamburg, Diplomica Verlag: 134 str.
- Schell C.J., Stanton L.A., Young J.K., Angeloni L.M., Lambert J.E., Breck S.W., Murray M.H. 2020. The evolutionary consequences of human–wildlife conflict in cities. *Evolutionary Applications*, v tisku. DOI: <https://doi.org/10.1111/eva.13131>.
- Schertler A., Rabitsch W., Moser D., Wessely J., Essl F. 2020. The potential current distribution of the coypu (*Myocastor coypus*) in Europe and climate change induced shifts in the near future. *NeoBiota*, 58: 129–160. DOI: 10.3897/neobiota.58.33118.
- Shielke A., Sachs K., Lierz M., Appel B., Jansen A., Johne R. 2009. Detection of hepatitis E virus in wild boars of rural and urban regions in Germany and whole genome characterization of an endemic strain. *Virology Journal*, 6: 58. DOI: 10.1186/1743-422X-6-58.
- Schley L., Roper T.J. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review*, 33, 1: 43–56. DOI: 10.1046/j.1365-2907.2003.00010.x.
- Scott D.M., Baker R., Charman N., Karlsson H., Yarnell R.W., Mill A.C., Smith G.C., Tolhurst B.A. 2018. A citizen science based survey method for estimating the density of urban carnivores. *PLoS One*, 13, 5: e0197445. DOI: 10.1371/journal.pone.0197445.
- Shochat E., Warren P.S., Faeth S.H., McIntyre N.E., Hope D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 4: 186–191. DOI: 10.1016/j.tree.2005.11.019.
- Serracca L., Battistini R., Rossini I., Mignone W., Peletto S., Boin C., Pistone G., Ercolini R., Ercolini C. 2015. Molecular investigation on the presence of hepatitis E virus (HEV) in wild game in North-Western Italy. *Food and Environmental Virology*, 7, 3: 206–212. DOI: 10.1007/s12560-015-9201-9.
- Shaffer G.P., Sasser C.E., Gosselink J.G., Rejmanek M. 1992. Vegetation dynamics in the emerging Atchafalaya Delta, Louisiana, USA. *Journal of Ecology*, 80, 4: 677–687. DOI: 10.2307/2260859.
- Shi J., Wen Z., Yang H., Wang C., Huang B., Liu R., He X., Sun Z., Zhao Y., Liu P., Liang L., Cui P., Wang J., Zhang X., Guan Y., Tan W., We G., Chen H., Bu Z. 2020. Susceptibility of ferrets, cats, dogs, and other domesticated animals to SARS-coronavirus 2. *Science*, 368, 6494: 1016–1020. DOI: 10.1126/science.abb7015.
- Simpson V.R. 2002. Wild animals as reservoirs of infectious diseases in the UK. *Veterinary Journal*, 163, 2: 128–146. DOI: 10.1053/tvjl.2001.0662.
- Snell-Rood E.C., Wick N. 2013. Anthropogenic environments exert variable selection on cranial capacity in mammals. *Proceedings of the Royal Society B*, 280, 1769: a20131384. DOI: 10.1098/rspb.2013.1384.
- Sol D., Bacher S., Reader S.M., Lefebvre L. 2008. Brain size predicts the success of mammal species introduced into novel environments. *American Naturalist*, 172, Supplement 1: S63–71. DOI: 10.1086/588304.
- Soulsbury C.D., White P.C.L. 2015. Human–wildlife interactions in urban areas: a review of conflicts, benefits and opportunities. *Wildlife Research*, 42, 7: 541–553. DOI: 10.1071/WR14229.
- Soulsbury C.D., Baker P.J., Iossa G., Harris S. 2010. Red foxes (*Vulpes vulpes*). V: Urban carnivores: Ecology, conflict, and conservation. Gehrt S.D., Riley S.P.D., Cypher B.I. (ur.). Baltimore, John Hopkins University Press: 63–75.
- Stillfried M., Fickel J., Börner K., Wittstatt U., Heddergott M., Ortman S., Kramer-Schadt S., Frantz A.C. 2017a. Do cities represent sources, sinks or isolated islands for urban wild boar population structure? *Journal of Applied Ecology*, 54, 1: 272–281. DOI: 10.1111/1365-2664.12756.
- Stillfried M., Gras P., Busch M., Börner K., Kramer-Schadt S., Ortman S. 2017b. Wild inside: urban wild boar select natural, not anthropogenic food resources. *PLoS One*, 12: e0175127. DOI: 10.1371/journal.pone.0175127.
- Sütő D., Heltai M., Katona K. 2020. Quality and use of habitat patches by wild boar (*Sus scrofa*) along an urban gradient. *Biologia Futura*, 71: 69–80. DOI: 10.1007/s42977-020-00012-w.
- Špur N., Pokorný B., Šorgo A. 2016. Attitudes toward and acceptability of management strategies for a population of hooded crows (*Corvus cornix*) in Slovenia. *Anthrozoös*, 29, 4: 669–682. DOI: 10.1080/08927936.2016.1228766.
- Špur N., Pokorný B., Šorgo A. 2017. Public willingness to participate in actions for crow management. *Wildlife Research*, 44, 4: 343–353. DOI: 10.1071/WR17004.
- Telford S.R., Mather T.N., Moore S.I., Wilson M.L., Spielman A. 1988. Incompetence of deer as reservoirs of the Lyme disease spirochete. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 39, 1: 105–109. DOI: 10.4269/ajtmh.1988.39.105.
- Terglav P. 2020. Težave z lisicami v Celju. Celje, Zavod za gozdove Slovenije (ustni vir, julij 2020).
- Theimer T.C., Clayton A.C., Martinez A., Peterson D.L., Bergman D.L. 2015. Visitation rate and behavior of urban mesocarnivores differs in the presence of two common anthropogenic food sources. *Urban Ecosystems*, 18: 895–906. DOI: 10.1007/s11252-015-0436-x.
- Torres-Blas I., Mentaberre G., Castillo-Contreras R., Fernández-Aguilar X., Conejero C., Valldeperes M., González-Crespo C., Colom-Cadena A., Lavín S., López-Olvera J.R. 2020. Assessing methods to live-capture wild boars (*Sus scrofa*) in urban and peri-urban environments. *Veterinary Record*, v tisku. DOI: 10.1136/vr.105766.
- Tóth M., Bárány A., Kis R. 2009. An evaluation of stone marten (*Martes foina*) records in the city of Budapest, Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 55, 2: 199–209.
- Treves A., Wallace R.B., Naughton-Treves L., Morales A. 2006. Co-managing human–wildlife conflicts: a review. *Human Dimensions of Wildlife*, 11, 6: 383–396. DOI: 10.1080/10871200600984265.

- Trout R.C., Mogg A. 2017. Surveys of distribution of and damage by the edible dormouse (*Glis glis*) in the built environment in England. *Apodemus*, 14: 27–34.
- Tulley R.T., Malekian F.M., Rood J.C., Lamb M.B., Champagne C.M., Redmann S.M., Patrick R., Kinler N., Raby C.T. 2000. Analysis of the nutritional content of *Myocastor coypus*. *Journal of Food Composition and Analysis*, 13, 2: 117–125. DOI: 10.1006/jfca.1999.0865.
- Uredba o določitvi divjadi in lovnih dob. 2004. Ur. l. RS, št. 101/04 in 81/14.
- Uredba Evropskega parlamenta in sveta o preprečevanju in obvladovanju vnosa in širjenja invazivnih tujerodnih vrst. Ur. l. EU, št. 1143/2014.
- Verbeyleen G. 2002. *Coypus Myocastor coypus* in Flanders: how urgent is their control? *Lutra*, 45, 2: 83–96.
- Vorou R.M., Papavassiliou V.G., Tsiordas S. 2007. Emerging zoonoses and vector-borne infections affecting humans in Europe. *Epidemiology and Infection*, 135, 8: 1231–1247. DOI: 10.1017/S0950268807008527.
- Vrezec A. 2010. Historical occurrence of the hooded/carrion crow (*Corvus cornix/corone*) in urban areas of Europe. *Annales*, 20, 2: 131–140.
- Wade D.A., Ramsey C.W. 1986. Identifying and managing aquatic rodents in Texas: beaver, nutria and muskrats. *Texas Agriculture Extension Service Bulletin*, 1556: 1–46.
- Walther B., Lehmann M., Fuelling O. 2011. Approaches to deal with the coypu (*Myocastor coypus*) in urban areas – an example from the practice in Southern Brandenburg, Germany. *Julius-Kühn-Archiv*, 432: 36–37. DOI: 10.5073/jka.2011.432.015.
- Wandeler P., Funk S.M., Largiadèr C.R., Gloor S., Breitenmoser U. 2003. The city-fox phenomenon: Genetic consequences of a recent colonization of urban habitat. *Molecular Ecology*, 12, 3: 647–656. DOI: 10.1046/j.1365-294X.2003.01768.x.
- Wang H., Castillo-Contreras R., Saguti F., López-Olvera J.R., Karlsson M., Mentaberre G., Lindh M., Serra-Cobo J., Norder H. 2019. Genetically similar hepatitis E virus strains infect both humans and wild boars in the Barcelona area, Spain, and Sweden. *Transboundary and Emerging Diseases*, 66, 2, 978–985. DOI: <https://doi.org/10.1111/tbed.13115>.
- Wang Y., Huang Q., Lan S., Zhang Q., Chen S. 2015. Common blackbirds *Turdus merula* use anthropogenic structures as nesting sites in an urbanized landscape. *Current Zoology*, 61, 3: 435–443. DOI: 10.1093/czoolo/61.3.435.
- Ward A.I., Smith G.C. 2012. Predicting the status of wild deer as hosts of *Mycobacterium bovis* infection in Britain. *European Journal of Wildlife Research*, 58: 127–135. DOI: 10.1007/s10344-011-0553-7.
- Ward A.I., Smith G.C., Etherington T.R., Delahay R.J. 2009. Estimating the risk of cattle exposure to tuberculosis posed by wild deer relative to badgers in England and Wales. *Journal of Wildlife Diseases*, 45, 4: 1104–1120. DOI: 10.7589/0090-3558-45.4.1104.
- Ward A.I., Finney J.K., Beatham S.E., Delahay R.J., Robertson P.A., Cowan D.P. 2016. Exclusions for resolving urban badger damage problems: outcomes and consequences. *PeerJ*, 4: e2579. DOI: 10.7589/0090-3558-45.4.1104.
- Wierzbowska I.A., Lesiak M., Zalewski A., Gajda A., Wiedera E., Okarma H. 2017. Urban carnivores: A case study of sympatric stone marten (*Martes foina*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in Kraków, Southern Poland. V: *The Martes complex in the 21st century: Ecology and conservation*. Zalewski A., Wierzbowska I.A., Abury K.B., Birks J.D.S., O'Mahony D.T., Proulx G. (ur.). Białowieża, Mammal Research Institute: 161–178.
- Wilson S.M. 2016. Priročnik za razumevanje in reševanje konfliktov med človekom in velikimi zvermi: strategije in nasveti za uspešno komunikacijo in sodelovanje z lokalnimi skupnostmi. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 58 str.
- Woods C.A., Contreras L., Willner-Chapman G., Whidden H.P. 1992. *Myocastor coypus*. *Mammalian Species*, 398: 1–8. DOI: 10.2307/3504182.
- Zakon o divjadi in lovstvu. 2004. Ur. l. RS, št. 16/04 in 17/08.

Trki z divjadjo na prometnicah

- Al Sayegh Petkovšek, S., Pavšek, Z., 2018. Odvrčanje divjadi na priključkih AC na dolenskem avtocestnem odseku. - Eurofins ERICO Slovenija, Velenje, 48 str.
- Al Sayegh Petkovšek, S., Kotnik, K., Pokorny B., 2020a. Odvrčanje divjadi iz AC in HC. Letno poročilo za štajersko avtocesto A1 in hitro cesto H2.- Visoka šola za varstvo okolja, Velenje, 90 str.
- Al Sayegh Petkovšek, S., Kotnik, K., Pokorny B., 2020b. Odvrčanje divjadi iz AC in HC. Letno poročilo podravsko avtocesto A4 in pomursko avtocesto A5 in hitro cesto H2.- Visoka šola za varstvo okolja, 53 str.
- Al Sayegh Petkovšek, S., Kotnik, K., Pokorny B., 2020c. Odvrčanje divjadi iz AC in HC. Letno poročilo za primorsko avtocesto A1 in A3 ter hitro cesto H4, H5 in H6. Visoka šola za varstvo okolja, 89 str.
- Al Sayegh Petkovšek, S., Kotnik, K., Pokorny B., 2020d. Odvrčanje divjadi iz AC in HC. Letno poročilo za gorenjsko in dolensko avtocesto A2.- Visoka šola za varstvo okolja, 105 str.
- Al Sayegh Petkovšek S., Kotnik K., Pokorny B., 2020e. Strokovne podlage za izdelavo navodil in tehničnih specifikacij za zagotavljanje migracijskih koridorjev in zmanjšanje smrtnosti prostoživečih živali na območju javne železniške infrastrukture. Visoka šola za varstvo okolja, Velenje, 133 strani.

- Al Sayegh Petkovšek S., Kunej U., Alagić A., Flajšman K., Levanič T., Pokorny B., 2020f. Namestitev zvočnih in svetlobnih (modrih) odvrtač za divjad na odsekih državnih cest v letih 2018–2020: poročilo monitoringa. Visoka šola za varstvo okolja, Velenje; Gozdarski inštitut Slovenije, Ljubljana, v pripravi.
- Alexander, S. M., Waters, N. M., 2000. The effects of highway transportation corridors on wildlife: a case study of Banff National Park. *Transp. Research Part C-emerg. Technol.* 8:307-320.
- Apollonio, M., Andersen, R., Putman, R. J. (eds.). 2010. *European Ungulates and their Management in the 21st century.* Cambridge University Press.
- Barrientos in Borda-de-Agna, 2017. Railways as Barriers for Wildlife: Current Knowledge. In: Borda-de-Água L., Rafael Barrientos R., Beja P., Pereira H.M. (eds). *Railway ecology.* Springer International Publishing AG, Switzerland, str.: 43-64.
- Bíl M., Andrášik R., Cícha V., Arnon A., Kruuse M., Langbein J., Náhlik A., Niemi M., Pokorny B., Colino-Rabanal V.J., Rolandsen C.M., Seiler A. 2020. COVID-19 related travel restrictions prevented numerous wildlife deaths on roads: A comparative analysis of results from 11 countries. *Biological Conservation*, v postopku objave.
- Bissonette, J. A., Kassar, C., Cook, L. J., 2008. An assessment of costs associated with deer-vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss.- *Human–Wildlife Conflicts* 2:17–27.
- Brieger F., Hagen R., Vetter D., Dormann C.F., Storch I. 2016. Effectiveness of light-reflecting devices: A systematic reanalysis of animal-vehicle collision data. *Accident Analysis & Prevention*, 97: 242–260.
- Carranza, J., 2009. Ungulate management in Spain. V: M. Apollonio, R. Andersen, and R.J. Putman (eds.). *European Ungulates and their Management in the 21st century.* Cambridge University Press.
- D'Angelo G., van der Ree, R., 2015. Use of reflectors and auditory deterrents to prevent wildlife-vehicle collisions. V: *Handbook of Road Ecology*, Poglavlje 25. Prva izdaja. Uredniki: van der Ree R., Smith D.J. and Grilo C. John Wiley & sons. Ltd.
- Danielson, B. J., Hubbard, M. W., 1998. A literature review for assessing the status of current methods of reducing deer-vehicle collisions.- Task Force on Animal Vehicle Collision, The Iowa Department of Transportation, The Iowa Department of Natural Resources, Iowa, 27 str.
- Danks, Z. D., Porter, W. F., 2010. Temporal, Spatial, and Landscape Habitat Characteristics of Moose - Vehicle Collisions in Western Maine.- *The Journal of Wildlife Management* 74: 1229–1241.
- Diaz-Varela, E. R., Vazquez-Gonzalez, I., Marey-Pérez, M. F., Álvarez-López, C. J., 2011. Assessing methods of mitigating wildlife-vehicle collisions by accident characterization and spatial analysis.- *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 16: 281–287.
- Farrell, J. E., 2002. Intelligent countermeasures in ungulate-vehicle collision mitigation.- Montana State University, Montana, 40 str.
- Fehlberg, U., 1994. Okologische Barrierewirkung von Strassen auf wild-lebende Säugetiere. *Deutsches Tierärztliches Wochenschrift* 101:81-132.
- Groot Bruinderink, G. W., Hazebroek, E., 1996. Ungulate traffic collisions in Europe.- *Conserv. Biol.* 10:1059-1067.
- Gunson KE, Mountrakis G, Quackenbush LJ (2011) Spatial wildlife-vehicle collision models: a review of current work and its application to transportation mitigation projects.- *Journal of Environmental Management* 92: 1074–1082.
- Haigh, A. J., 2012. Annual patterns of mammalian mortality on Irish roads.- *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 23:58–66. Haikonen, H., Summala, H., 2001. Deer-vehicle crashes – extensive peak at 1 hour after sunset.- *Am. J. Prev. Med.* 21:209-213.
- Hartwig, D., 1991. Erfassung der Verkehrsunfälle mit Wild im Jahre 1989 in Nordrhein-westfalen im Bereich der polizeibehörden. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 37:55-62.
- Hartwig, D., 1993. Auswertung der durch Wild Verursachten Verkehrsunfälle nach der Statistik für Nordrhein-Westfalen.- *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 39:22-33.
- Hughes, W. E., Saremi, A. R., Paniati, J. F., 1996. Vehicle-animal crashes: an increasing safety problem.- *ITE Journal.*
- Hyndman R.J., Athanasopoulos G. 2018. *Forecasting: principles and practice.* Melbourne, OTexts: 240 str.
- Jelenko, I., Policnik, H., Pokorny, B., 2013. Monitoring in analiza učinkovitosti izvedenih ukrepov za preprečevanje trkov vozil z divjadjo : poročilo. Velenje, ERICO, 2013. XI, 246 str.
- Kolar, B., 1999. Ekologija živali in varstvo okolja divjadi. *Lovska zveza Slovenije*, Ljubljana, str. 147-152.
- Lagos, L., Picos, J., Valero, E., 2012. Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in northwest Spain.- *European - Journal of Wildlife Research* 58: 661–668.
- Langbein, J., 2007. *National Deer-Vehicle Collisions Project: England 2003-2005.- Final Report to the Highways Agency.* The Deer Initiative, Wrexham.
- Langbein, J., Putman, R. J., 2006. Collision cause.- *Deer* 22:19-23.
- Langbein J., Putman R.J., Pokorny B. 2011. Road traffic accidents involving ungulates and available measures for mitigation. V: *Ungulate management in Europe: Problems and practices.* Putman R., Apollonio M., Andersen R. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 215–259.
- Levanič T. 2018. Informacijska podpora upravljanju z divjadjo v Sloveniji. *Gozdarski vestnik*, 76, 9: 339–348.
- Madsen, A. B., Strandgaard, H., Prang, A., 2002. Factors causing traffic killings of roe deer *Capreolus capreolus* in Denmark.- *Wildl. Biol.* 8:55-61.

- Maillard, D., Gaillard, J. M., Hewison, A. J. M., Ballon, P., Duncan, P., Loison, A., Toïgo C., Baubet, E., Bonenfant, C., Garel, M., Saint-Andrieux, C., 2009. Ungulate status and management in France. V: M. Apollonio, R. Andersen, and R. J. Putman (ured.). *European Ungulates and their Management in the 21st century*. Cambridge University Press.
- Markolt, F., Szemethy, L., Lehoczki, R., Heltai, M., 2012. Spatial and temporal evaluation of wildlife-vehicle collisions along the M3 Highway in Hungary.- *North-Western Journal of Zoology* 8:414–425.
- Neumann, W., Ericsson, G., Dettki, H., Bunnefeld, N., Keuler, N. S., Helmers, D. P., Radeloff, V. C., 2012. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions.- *Biological Conservation* 145:70–78.
- Oslis. 2020. Osrednji slovenski lovsko-informacijski sistem. <http://oslis.gozdis.si> (17. 11. 2020).
- Pafko, F., Kovach, B., 1996. Experience with deer reflectors. V: Evink, G. L., Garrett, P., Zeigler, D., Berry, J. (eds.), *Trends in addressing transportation related wildlife mortality*. State of Florida, Department of Transportation Environmental Management Office, Tallahassee, 7 str.
- Pagany, R., Dorner, W., 2016. Spatiotemporal analysis for wildlife-vehicle-collisions based on accident statistics of the county Straubing-Bogen in Lower Bavaria. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Volume XLI-B8, 2016 XXIII ISPRS Congress, 12–19 July 2016, Prague, Czech Republic.
- Pokorny B. 2006. Roe deer-vehicle collisions in Slovenia: situation, mitigation strategy and countermeasures. *Veterinarski Arhiv*, 76: S177–187.
- Pokorny B., Flajšman K. 2016. Značilnosti povoza parkljaste divjadi v Sloveniji: divji prašič. *Lovec*, 99, 10: 470–476.
- Pokorny, B., Savinek, K., Pavšek, Z., Avberšek, F., Kobler, A. 2003. Divjad na cestah: končno poročilo. Velenje, Inštitut ERICo, 78 str.
- Pokorny B., Flajšman K., Levanič T., Mazej Grudnik Z., Pavšek Z., Jelenko Turinek I., 2016. Pregled stanja v preteklosti izvedenih ukrepov za preprečevanje trkov vozil z divjadjo s predlogom nadaljnega izvajanja ukrepov. Velenje, Visoka šola za varstvo okolja, 134 str.
- Pokorny, B., Flajšman, K., Levanič, T., Al Sayegh Petkovšek, S., 2018. Monitoring in analiza učinkovitosti izvedenih ukrepov za preprečevanje trkov vozil z divjadjo v letu 2017. Visoka šola za varstvo okolja, Velenje, 45 str.
- Potočnik H., Al Sayegh Petkovšek S., De Angelis D., Huber Đ., Jerina K., Kusak J., Mavec M., Pokorny B., Reljić S., Rodríguez Recio M., Skrbinšek T., Vivoda B., Jelenko Turinek I., 2019a. Priročnik za vključevanje povezljivosti in primernosti prostora za medveda v prostorsko načrtovanje. *Life Dinalp Bear*, Ljubljana, 66 str.
- Potočnik H., Pokorny B., Flajšman K., Kos I. 2019b. Evrazijski šakal. (Zlatorogova knjižnica, 42). Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 248 str.
- Pürstl, A., 2006. Tieraerztliches Gutachten zum Farbsehvermoegen von Rot und Rehwild. Tierambulanz Tuerkenschanzplatz, Vienna. (unpublished)
- Putman, R. J., 1997. Deer and road traffic accidents: options for management. *J. Environ. Managem.* 51:43-57.
- Putman, R. J., Langbein, J., Staines, B. W., 2004. Deer and Road Traffic Accidents; A Review of Mitigation Measures: Costs and Cost-Effectiveness.- Report to the Deer Commission for Scotland. No. contract RP 23A.
- Rodríguez-Morales, B., Díaz-Varela, E. R., Marey-Pérez, M. F., 2013. Spatiotemporal analysis of vehicle collisions involving wild boar and roe deer in NW Spain.- *Accident Analysis & Prevention* 60:121–133.
- Ruusila, V., Kojola, I., 2009. Ungulate Management in the 21st Century – Finland. V: M. Apollonio, R. Andersen, and R.J.Putman (eds.). *European Ungulates and their Management in the 21st century*. Cambridge University Press.
- Seiler, A., 2004. Trends and spatial pattern in ungulate-vehicle collisions in Sweden.- *Wildlife Biology* 10:301-313.
- Sheets, R., Cason, T., 2005. What deer see and hear. *University of Georgia Research Magazine*. Georgia.
- Shilling, F. M., Waetjen, D. P., 2015. Wildlife-vehicle collision hotspots at US highway extents: scale and data source effects. V: Seiler A, Hedin J-O (Ured.) *Proceedings of IENE 2014 International Conference on Ecology and Transportation*, Malmö, Sweden. - *Nature Conservation* 11:41–60.
- Shilling F., Nguyen T., Saleh M., Kyaw M., Tapia K., Trujillo G., Bejarano M., Waetjen D.P., Peterson J., Kalisz G., Sejour R., Croston S., Ham E. 2020. A reprieve from US wildlife mortality on roads during the COVID-19 pandemic. *Biological Conservation*, v postopku objave.
- Staines, B., Langbein, J., Putman, R., 2001. Road traffic accidents and deer in Scotland.- *University of Aberdeen, Aberdeen*, 106 str.
- Tajchman, K., Gawryluk, A., Drozd L., 2010. Effects of roads on populations of wild game in the Lublin region. *Teka Kom Ochr Kszt Środ Przyn – OL PAN* 7:420–427.
- Vercauteren, K. C., Pipas, M. J., 2003. A review of the color vision in white tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 31:884-691.
- Vercauteren, K. C., Gilsdorf, J. M., Hygnstrom, S. E., Fioranelli, P. B., Wilson, J. A., Barras, S., 2006. Green and Blue Lasers are Ineffective for Dispersing Deer at Night. *USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications*. Paper 124.
- Wu, E., 1998. Economic analysis of deer-vehicle collisions in Ohio.- V: *International conference on wildlife ecology and transportation*.- Fort Myers, Florida, 9.-12.2.1998, str. 43-52.

Prostorsko vedenje izbranih sinantropnih oz. sinurbanih vrst: navadne lisice in evrazijskega šakala

- Aiyadurai A., Jhala Y. V. 2006. Foraging and Habitat Use by Golden Jackals (*Canis aureus*) in the Bhal Region, Gujarat, India. *Journal of the Bombay Natural History Society* 103: 5–12.
- Ansoerge H. 1991. Die Ernährungsökologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes*, in der Oberlausitz während des Winterhalbjahres. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 65: 1–24
- Arnold J., Humer A., Helta, M., Murariu D., Spassov N., Hackländer K. 2012. Current status and distribution of golden jackals *Canis aureus* in Europe. *Mammal Review*, 42: 1–11.
- Baker P. J., Funk S. M., Harris S., in White P. C. L. 2000. Flexible spatial organization of urban foxes, *Vulpes vulpes*, before and during an outbreak of sarcoptic mange. *Animal Behaviour*, 59(1): 127–146.
- Baker P.J., Harris S. 2004. Red foxes. The behavioral ecology of red foxes in urban Bristol. In: MacDonald, D.W., Sillero-Zubiri, C. (Eds.), *Biology and Conservation of Wild Canids*. Bloomsbury Publishing Inc, London: 207–216.
- Baker P. J., Dowding C. V., Molony S. E., White P. C. L., Harris S. 2007. Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology*, 18(4): 716–724.
- Balestrieri A., Remonti L., in Prigioni C. 2011. Assessing carnivore diet by faecal samples and stomach contents: a case study with Alpine red foxes. *Open Life Sciences*, 6(2): 283–292.
- Bashta A. T., Potish L., 2018. Current state and further expansion of the jackal in the Ukrainian Carpathian area. *Hellenic Zoological Archives*, 9: 103.
- Bateman P. W., Fleming P. A. 2012. Big city life: Carnivores in urban environments. *Journal of Zoology*, 287: 1–23.
- Berghout M. 2000. The ecology of the red fox (*Vulpes vulpes*) in the central tablelands of New South Wales. Dissertation, University of Canberra.
- Blair R. 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the U.S. In: Lockwood J.L., McKinney M.L. (Eds.), *Biotic Homogenization*. Kluwer, New York: 33–56.
- Bogdanowicz W., Heltai M., Szabó L., Lanszki J., Giannatos G., Banea O. C., Kowalczyk R., Krone O., Volokh A. M., Hulva P., Gherman C. M., Mihalca A. D., Ionica A. M., D'Amico G., Modrý D., Juránková J., Forejtek P., Prokopchuk V., Čirović D., Krofel M., Bujalska B., Patrzyk M., Rutkowski R., 2018. Complex genetic structure of the expanding golden jackal populations in Europe. *Hellenic Zoological Archives*, 9: 79–80.
- Bozek C.K., Prange S., Gehrt S.D., 2007. The influence of anthropogenic resources on multi-scale habitat selection by raccoons. *Urban Ecosyst.* 10: 413–425.
- Cavallini P., Lovari S. 1994. Home range, habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. *Acta Theriologica* 39: 279–287.
- Contesse P., Hegglin D., Gloor S., Bontadina F., in Deplazes P. 2004. The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 69(2): 81–95.
- Čirović D., Penezić A., Krofel M. 2016. Jackals as cleaners: Ecosystem services provided by a mesocarnivore in human-dominated landscapes. *Biological Conservation*, 199: 51–55.
- Ditchkoff S., Saalfeld S., Gibson C. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: modifications due to human-induced stress. *Urban Ecosyst.* 9: 1–12.
- Doncaster C. P., Dickman C. R., Macdonald, D. W. 1990. Feeding Ecology of Red Foxes (*Vulpes vulpes*) in the City of Oxford, England. *Journal of Mammalogy*, 71(2): 188–194.
- Duduś L., Zalewski A., Kozioł O., Zbigniew J., Król N. 2014. Habitat selection by two predators in an urban area: The stone marten and red fox in Wrocław (SW Poland). *Mamm Biol* 79: 71–76.
- Francis R. A., Chadwick M. A. 2012. What makes a species synurbic? *Applied Geography*, 32(2): 514–521.
- Giannatos G., Karypidou A., Legakis A., Polymeni R. 2010. Golden jackal (*Canis aureus* L.) diet in Southern Greece. *Mammalian Biology*, 75: 227–232
- Gloor S. 2002. The Rise of Urban Foxes (*Vulpes vulpes*) in Switzerland and Ecological and Parasitological Aspects of a Fox Population in the Recently Colonised City of Zurich. Universität Zürich, Zürich (PhD thesis).
- Gloor S., Bontadina F., Hegglin D., Deplazes P., Breitenmoser U. 2001. The rise of urban fox populations in Switzerland. *Mammalian Biology*, 66: 155–164.
- Harris S. 1986. *Urban foxes*. London: Whittet Books.
- Harris S., Rayner J.M.V. 1986. Models for predicting urban fox (*Vulpes vulpes*) numbers in British cities and their application for rabies control. *J Anim Ecol* 55: 593–603.
- Harris S., Rayner J. M. V. 1986. Urban Fox (*Vulpes vulpes*) Population Estimates and Habitat Requirements in Several British Cities. *The Journal of Animal Ecology*, 55(2): 575.
- Harris S, Smith GC. 1987. Demography of two urban fox (*Vulpes vulpes*) populations. *J Appl Ecol* 24:75–86.
- Herr J., Schley L., Engel E., Roper T.J. 2008. Den preferences and denning behavior in urban stone martens (*Martes foina*). *Mamm. Biol.* 75: 138–145.

- Hoffmann M., Arnold J., Duckworth J. W., Jhala Y., Kamler J. F., Krofel M. 2018. *Canis aureus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: eT118264161A46194820
- Horak P., Lebreton J.D. 1998. Survival of adult Great Tits *Parus major* in relation to sex and habitat; a comparison of urban and rural populations. *Ibis* 140: 205–209.
- Iossa G., Soulsbury C. D., Baker P. J., Harris S. 2008. Body Mass, Territory Size, and Life-History Tactics in a Socially Monogamous Canid, the Red Fox *Vulpes vulpes*. *Journal of Mammalogy*, 89(6): 1481–1490.
- Janko C., Schröder W., Linke S., König A. 2012. Space use and resting site selection of red foxes (*Vulpes vulpes*) living near villages and small towns in Southern Germany. *Acta Theriologica*, 57(3): 245–250.
- Jhala Y. V., Moehlman P. D. 2004. Golden Jackal *Canis aureus* Linnaeus, 1758. V: Sillero-Zubiri, C., M. Hoffmann in D. W. Macdonald (Ur.): *Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Canid Specialist Group. Gland, Switzerland in Cambridge, UK: 156–161.
- Johnson D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65–71.
- König A. 2005. Neue Untersuchungsergebnisse zur Ausbreitung des Kleinen Fuchsbandwurms (*Echinococcus multilocularis*) im Großraum München. In: Bayerische Akademie d. Wissenschaften (ed), *Rundgespräche der Kommission für Ökologie*, Band 29: *Zur Ökologie von Infektionskrankheiten: Borreliose, FSME und Fuchsbandwurm*. Verlag Dr. Friedrich Pfeil: 71–84.
- Kramer-Schadt S, Revilla E, Wiegand T, Breitenmoser U. 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *J Appl Ecol*. 41: 711–723.
- Lanszki J., Schally G., Heltai M., Ranc N. 2018. Golden jackal expansion in Europe: First telemetry evidence of a natal dispersal. *Mammalian Biology* 88: 81–84.
- Laurimaa L, Davison J, Plumer L, in sod. Noninvasive Detection of *Echinococcus multilocularis* Tapeworm in Urban Area, Estonia. 2015. *Emerging Infectious Diseases* 21(1): 163–164.
- Luniak M., 2004. Synurbization—adaptation of animal wildlife to urban development. In: *Proceedings of the 4th International Urban Wildlife Symposium*, Tucson, Arizona: 50–55.
- Macdonald D. 1987. *Running with the fox*. London: Unwin Hyman.
- Macdonald DW. 1983. The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* 301: 379–384
- Markov G. 2012. Golden jackal (*Canis aureus* L.) in Bulgaria: What is going on? *Acta Zoologica Bulgarica*, 64: 67–71.
- Marks CA, Bloomfield TE. 2006. Home-range size and selection of natal den and diurnal shelter sites by urban red foxes (*Vulpes vulpes*) in Melbourne. *Wildl Res* 33: 339–347.
- McKinney ML. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience*. 52: 883–890.
- Penezić A. Ž. 2016. *Ishrana šakala (Canis aureus L. 1758) na području Srbije*. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet. Beograd, 159 str.
- Plumer L., Davison J., Saarma U. 2014. Rapid Urbanization of Red Foxes in Estonia: Distribution, Behaviour, Attacks on Domestic Animals, and Health-Risks Related to Zoonotic Diseases, *PLoS ONE* 9(12): e115124.
- Poche R. M., Evans S. J., Sultana P., Hague M. E., Sterner R., Siddique M. A. 1987. Notes on the golden jackal (*Canis aureus*) in Bangladesh. *Mammalia*, 51: 259–270.
- Potočnik H. 2006. *Ekološke značilnosti in ogroženost divje mačke (Felis silvestris) v Sloveniji*. Doktorska disertacija. Biotehniška fakulteta, Ljubljana: 178 str.
- Potočnik H., Skrbinšek T., Kljun F., Račnik J., Adamič M. in Kos I. 2002. Experiences obtained box-trapping wildcats in Slovenia. *Acta Theriologica*, 47: 211–219.
- Potočnik H., Kos I., Flajšman K., Pokorny B. 2018b. Competition, coexistence or exclusion? Distribution of expanding Golden jackal in relation to distribution and density of two other Canid species, Grey wolf and Red fox, in Slovenia. V: *Modern aspects of sustainable management of game populations: Book of abstracts*. Belgrade, Faculty of Agriculture: str. 16.
- Potočnik, H., Al Sayegh-Petkovšek, S., De Angelis, D., Huber, Đ., Jerina, K., Kusak, J., Mavec, M., Pokorny, B., Reljić, S., Rodriguez R., M., Skrbinšek, T., Vivoda, B. 2019a. *Handbook for integrating the bear habitat suitability and connectivity to spatial planning: prepared within the framework of the Life Dinalp Bear project*. Potočnik, Hubert (ed.). Ljubljana: University of Ljubljana: 1–66.
- Potočnik H., Pokorny B., Flajšman K., Kos I. 2019b. *Evrasijski šakal*. Zlatorogova knjižnica 42. Ljubljana: Lovska zveza Slovenije: 1–248.
- Putman R., Apollonio M. 2014 *Behaviour and Management of European Ungulates*. Whittles Publishing, Dunbeath, Scotland UK: 1–293.
- Ranc N., Krofel M., Čirović D. 2018. Golden Jackal (*Canis aureus*). IUCN Red List Mapping for the regional assessment of the Golden Jackal (*Canis aureus*) in Europe.
- Reynolds JC, Tapper SC. 1995. The ecology of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to small game in rural southern England. *Wildl Biol* 1: 105–119.
- Roobitaille JJ, Laurence S. 2002. Otter, *Lutra lutra*, occurrence in Europe and in France in relation to landscape characteristics. *Anim Conserv*. 5: 337–344
- Rotem G., Berger H., King R., Bar Kutiel P., Saltz D. 2011. The effect of anthropogenic resources on the space-use patterns of golden jackals. *Journal of Wildlife Management*, 75: 132–136.

- Scott D. M., Berg M. J., Tolhurst B. A., Chauvenet A. L. M., Smith G. C., Neaves K., Baker P. J. 2014. Changes in the Distribution of Red Foxes (*Vulpes vulpes*) in Urban Areas in Great Britain: Findings and Limitations of a Media-Driven Nationwide Survey.
- Seaman D. E., Millspaugh J. J., Kernohan B. J., Brundige G. C., Readeke K. J., Gitzen R. A. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management*, 63: 739–747.
- Selva N. 2004. Life after death—Scavenging on ungulate carcasses. In B. Jedrzejewska, & J. M. Wójcik (Eds.), *Essays on mammals of Białowieża Forest, Poland*. Białowieża: Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences.
- Soulsbury C. D., Baker P. J., Iossa G., Harris S. 2010. Red foxes (*Vulpes vulpes*). In: Gehrt S. D., Riley S. P. D. and Cypher B. L. (eds.) *Urban carnivores. Ecology, conflict, and conservation*. John Hopkins University Press: 63–75.
- Soulsbury, C. D., Iossa G., Baker P. J., White P. C. L., Harris S. 2011. Behavioral and spatial analysis of extraterritorial movements in red foxes (*Vulpes vulpes*). *Journal of Mammalogy*, 92(1): 190–199.
- Spassov N. 1989. The position of jackals in the *Canis* genus and life history of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in Bulgaria and on the Balkans. *Historia Naturalis Bulgarica*, 1: 44–56.
- Spassov N., 2018. Golden jackal and wolf-jackal: taxonomic and paleozoological aspects. Appearance and factors of dispersal of the golden jackal in Europe. *Hellenic Zoological Archives*, 9: 67–68.
- Spassov N., Acosta-Pankov I. 2019. 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, 22 str.
- Stoyanov S. 2018. Lethal management and golden jackal population dynamics. Is hunting effective for jackal expansion suppression. *Hellenic Zoological Archives*, 9: 123–125.
- Stronen A. V., Bartol M., Boljte B., Bošković I., Gačić D. P., Jelenčič M., Konec M., Kos I., Kovačič T., Pintur K., Pokorny B., Potočnik H., Šprem N., Tomljanović K., Skrbinšek T. 2018. Genetic diversity and population structure of jackal in Slovenia, with reference to neighbouring populations in Dalmatia and in the Pannonian Basin. V: Pokorny B., Kmetec U. (ur.). *Slovenski lovski dan "Šakal v Sloveniji in na Balkanu: stanje in upravljavski izzivi"*: zbornik izvedkov. Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 9–10.
- Stronen A. V., Konec M., Boljte B., Bošković I., Gačić D., Galov A., Heltai M., Jelenčič M., Kljun F., Kos I., Kovačič T., Lanzski J., Pintur K., Pokorny B., Skrbinšek T., Suchentrunk F., Szabó L., Šprem N., Tomljanović K., Potočnik H. (v pripravi) *Patterns of colonization and population genetic structure in a medium-size carnivore: golden jackals in the Dinaric-Pannonian region*.
- Šalák M., Červinka J., Banea O. C., Krofel M., Čirović 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.
- Tigas L.A., Van Vuren D.H., Sauvajot R.M. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biol Conserv.* 108: 299–306.
- Trbojević I., Trbojević T., Malešević D., Krofel M., 2018b. The golden jackal (*Canis aureus*) in Bosnia and Herzegovina: density of territorial groups, population trend and distribution range. *Mammal Research*, 63: 341–348.
- Viranta S., Atickem A., Werdelin L., Stenseth N. C. 2017. Rediscovering a forgotten canid species. *BMC Zoology*, 2(6): 1–9.
- Vuorisalo T., Talvitie K., Kauhala K., Bläuer A., Lahtinen R. 2014. Urban red foxes (*Vulpes vulpes* L.) in Finland: A historical perspective. *Landscape and Urban Planning*, 124: 109–117.
- Wilkinson D., Smith G. C. 2001. A preliminary survey for changes in urban fox (*Vulpes vulpes*) densities in England and Wales, and implications for rabies control. *Mammal review*, 31: 107–110.
- Worton B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utilisation, distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164–168.
- Zimmermann F. 2004. Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape-habitat models, dispersal and potential distribution (Doctoral dissertation, Université de Lausanne, Faculté de biologie et médecine).
- Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser U. 2007. Importance of dispersal for the expansion of a Eurasian Lynx *lynx lynx* population in a fragmented landscape. *Oryx*, 41(3): 358–368

Prehranske značilnosti lisic v urbanih okoljih v Sloveniji

- Aanes R., Andersen R. 1996. The effects of sex, time of birth, and habitat on the vulnerability of roe deer fawns to red fox predation. *Can. J. Zool.* 74, 10: 1857–1865.
- Azevedo F.C.C., Lester V., Gorsuch W., Lariviere S., Wirsing A.J., Murray D.L. 2006. Dietary breadth and overlap among five sympatric prairie carnivores. *J. Zool.* 269: 127–135.
- Balestrieri A., Remonti L., Prigioni C. 2010. Assessing carnivore diet by faecal samples and stomach contents: a case study with Alpine red foxes. *Cent. Eur. J. Biol.* 6, 2, 283–292.
- Ben-David M., Flaherty E.A. 2012. Stable isotopes in mammalian research: a beginner's guide. *J. Mammal.* 93, 2: 312–328.

- Bošković I. 2012. Morfološka i genetska obilježja čaglja (*Canis aureus* L.) u istočnoj Hrvatskoj. Doktorska disertacija. Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, poljoprivredni fakultet u Osijeku. 147 str.
- Bužan E., Lužnik M., Alagić A., Flajšman K., Adamič M., Pokorny B. 2020a. Divjad v naseljih: težave, izzivi in rešitve. Zlatorogov zbornik, 7: v tisku.
- Carvalho J.C., Gomes P. 2001. Food habits and trophic niche overlap of the Red fox, European wild cat and Common genet in the Peneda – Gerês national park. *Galemys*.13. 2: 39–48.
- Contesse, P., Hegglin, D., Gloor, S., Bontadina, F., Deplazes, P. 2004. The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammal. Biol.* 69. 2: 81–85.
- Corbet L.K. 1989. Assessing the diet of dingoes from feces: a comparison of 3 methods. *J. Wild. Manage.* 53: 343–346.
- Dainowski B.H., Duffy L.K., McIntyre J., Jones P. 2020. Stable Carbon and Nitrogen Isotopes of A Sentinel Species, the Western Alaska Red Fox (*Vulpes Vulpes*). *Clin. Toxicol.* 5. 1: 1–10.
- Doncaster C.P., Dickman C.R., Macdonald D.W. 1990. Feeding ecology of red foxes (*Vulpes vulpes*) in the city of Oxford, England. *J. Mammal.* 71: 188–194.
- Golavšek K. 2008. Prehrana lisice (*Vulpes vulpes*) v kulturni krajini. Dipl. delo. Ljubljana, Univ. v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Odd. za biologijo. 98 str.
- Goszczyński J. 1974. Studies on the food of foxes. *Acta Theriol.* 19: 1–18.
- Goszczyński J. 1986. Diet of Foxes and Martens in Central Poland. *Acta Theriol.* 31. 36: 491–506.
- Harris S., Rayner J.M.V. 1986b. Urban fox (*Vulpes vulpes*) population estimates and habitat requirements in several British cities. *J. Anim. Ecol.* 55, 2: 575–591.
- Jackson A.L., Parnell A.C., Inger R., Bearhop S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R.” *J. Anim. Ecol.*: 595–602.
- Jarnemo A., Liberg O. 2005. Red fox removal and roe deer fawn survival—a 14 year study. *J Wild. Manage.* 69:1090–1098.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 1998. Predation in vertebrate communities: the Białowieża Primeval Forest as a case study. Springer-Verlag, Berlin. 450 str.
- Kauhala K., Laukkanen P., von Rége I. 1998. Summer food composition and food niche overlap of the raccoon dog, red fox and badger in Finland. *Ecography.* 21: 457–463.
- Koike S., Nakashita R., Kozakai C., Nakajima A., Nemoto Y., Yamazaki K. 2016. Baseline characterization of the diet and stable isotope signatures of bears that consume natural foods in central Japan. *Eur. J. Wild. Res.* 62: 23–31.
- Lindström E.R., Andrén H., Angelstam P., Cederlund G., Hörnfeldt B., Jäderberg L, Lemnell P.A., Martinsson B., Sköld K., Swenson J.E. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology.* 75: 1042–1049.
- Natek K. 2002. Landscape-ecological division of Slovenia. In: Špes M. (ur.). Environmental vulnerability study: methodology and application. *Acta geographica Slovenica.* Ljubljana, Založba ZRC SAZU: 23–37.
- Papageorgiou N.K., Sepougaris A., Christopoulou O.G., Vlachos C.G., Petamidis J.S. 1988. Food Habits of the Red Fox in Greece. *Acta Theriol.* Vol. 33. 23: 313–324.
- Panek M., Kamieniarz R. 2017. Vole fluctuations, red fox responses, predation on fawns, and roe deer dynamics in a temperate latitude. *Mammal. Res.* 62. 4: 341–349
- Panzacchi M., Linnell J.D.C., Odden J., Odden M., Andersen R. 2008. When a generalist becomes a specialist: patterns of red fox predation on roe deer fawns under contrasting conditions. *Can. J. Zool.* 86:116–126.
- Panzacchi M., Linnell J.D.C., Odden M., Odden J., Andersen R. 2009. Habitat and roe deer fawn vulnerability to red fox predation. *J. Anim. Ecol.* 78:1124–1133.
- Plumer L, Davison J, Saarma U, Cameron E.Z. 2014: Rapid urbanization of red foxes in Estonia: distribution, behaviour, attacks on domestic animals, and health-risks related to zoonotic diseases. *PLoS One* 9: 1–15.
- R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Remonti L., Balestrieri A., Domenis L., Banchi C., Lo Valvo T., Robetto S., Orusa R. 2005. Red fox (*Vulpes vulpes*) cannibalistic behaviour and the prevalence of *Trichinella britovi* in NW Italian Alps. *Parasitol Res.* 97. 6:431–435
- Saunders G., White P.C.L.; Harris S., Rayner M.V. 1993. Urban foxes (*Vulpes vulpes*): food acquisition, time and energy budgeting of a generalized predator. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 65: 215–234.
- Scholz C., Firozpoor J., Kramer-Schadt S., Gras P., Schulze C., Kimmig S.E., Ortmann S. 2020. Individual dietary specialization in a generalist predator: A stable isotope analysis of urban and rural red foxes. *Ecol. Evol.* 10. 16: 8855–8870.
- Soulsbury C.D., White P.C.L. 2015: Human-wildlife interactions in urban areas: a review of conflicts, benefits and opportunities. *Wildl. Res.* 42: 541–553.

Določitev genetskih značilnosti izbranih vrst divjadi v suburbani krajini

- Adkins C. A., Stott P. 1998. Home ranges, movements and habitat associations of red foxes (*Vulpes vulpes*) in suburban Toronto, Ontario, Canada. *J. Zool.*, 244(3): 335–346.
- Andersen R., Duncan P., Linnell J. D. C. 1998. The European roe deer: A portrait of a successful species. In: *The European roe deer: The biology of success*, Linnell J. D. C., Andersen R., Duncan P. (ed.). Scandinavian University Press, Oslo, str. 11–22.
- Andersen R., Gaillard J. M., Linnell J. D. C., Duncan P. 2000. Factors affecting maternal care in an income breeder, the European roe deer. *J. Anim. Ecol.*, 69(4): 672–682.
- Andersen R., Gaillard J. M., San José C. 1998. Variation in life-history parameters. In: *The European roe deer: The biology of success*, R. Andersen, P. Duncan, & J. D. C. Linnell (eds.). Scandinavian University Press, Oslo, str. 285–307.
- Apollonio M., Andersen R., Putman R. 2010. *European ungulates and their management in the 21st century*. Cambridge University Press.
- Apollonio M., Merli E., Chirichella R., Pokorny B., Alagić A., Flajšman K., Stephens P. A. 2020. Capital and income breeding in male ungulates : causes and consequences of strategy differences among species. *Front. Ecol. Evol.*, 8: 308.
- Atterby H., Allnutt T. R., MacNicol A. D., Jones E. P., Smith G. C. 2015. Population genetic structure of the red fox (*Vulpes vulpes*) in the UK. *Mammal Res.*, 60(1): 9–19.
- Baker K. H., Rus Hoelzel A. 2013. Evolution of population genetic structure of the British roe deer by natural and anthropogenic processes (*Capreolus capreolus*). *Ecol. Evol.*, 3(1): 89–102.
- Bončina A., Pokorny B., Sternad M., Bužan E. 2019. Genetic connectivity and relativeness of European roe deer in the model hunting ground of central Slovenia. *Zlatorogov Zb.*, 6: 10–28.
- Bonnot N., Gaillard J.-M., Coulon A., Galan M., Cosson J.-F., Delorme D., Klein F., Hewison A. J. M. 2010. No Difference between the Sexes in Fine-Scale Spatial Genetic Structure of Roe Deer. *PLoS One*, 5(12): e14436.
- Breyne P., Mergeay J., Casaer J. 2014. Roe deer population structure in a highly fragmented landscape. *Eur. J. Wildl. Res.*, 60(6): 909–917.
- Brommer J. E., Kekkonen J., Wikström M. 2015. Using heterozygosity–fitness correlations to study inbreeding depression in an isolated population of white-tailed deer founded by few individuals. *Ecol. Evol.*, 5(2): 357–367.
- Bužan E., Gerič U., Potušek S., Flajšman K., Pokorny B. 2020b. First insights into the population genetic structure and heterozygosity–fitness relationship in roe deer inhabiting the area between the Alps and Dinaric Mountains. *Animals*, v tisku.
- Cargnelutti B., Re D., Desneux L., Ngibault J.-M. A., Oachim J. J., Hewison A. J. M. 2002. Space use by roe deer in a fragmented landscape some preliminary results. *Rev. É Col. (Terre Vie)*, 57: 29–36.
- Cavalli-Sforza L. L., Edwards A. W. 1967. Phylogenetic analysis. Models and estimation procedures. *Am. J. Hum. Genet.*, 19(3): 233–257.
- Chapman G., Bork E., Donkor N., Hudson R. 2009. Yields, Quality and Suitability of Four Annual Forages for Deer Pasture in North Central Alberta. *Open Agric. J.*, 3(1): 26–31.
- Chapuis M. P., Estoup A. 2007. Microsatellite null alleles and estimation of population differentiation. *Mol. Biol. Evol.*, 24(3): 621–631.
- Chirichella R., Pokorny B., Bottero E., Flajšman K., Mattioli L., Apollonio M. 2019. Factors affecting implantation failure in roe deer. *J. Wildl. Manage.*, 83(3): 599–609.
- Coltman D. W. 2008. Molecular ecological approaches to studying the evolutionary impact of selective harvesting in wildlife. *Mol. Ecol.* 17(1): 221–235.
- Coulon A. 2010. Genhet: An easy-to-use R function to estimate individual heterozygosity. *Mol. Ecol. Resour.*, 10(1): 167–169.
- Coulon A., Cosson J.-F., Morellet N., Angibault J.-M., Cargnelutti B., Galan M., Aulagnier S., Hewison A. J. 2006. Dispersal is not female biased in a resource-defence mating ungulate, the European roe deer. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, 273(1584): 341–348.
- Coulon A., Cosson J. F., Angibault J. M., Cargnelutti B., Galan M., Morellet N., Petit E., Aulagnier S., Hewison A. J. M. 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: An individual-based approach. *Mol. Ecol.*, 13(9): 2841–2850.
- Coulon A., Guillot G., Cosson J. F., Angibault J. M. A., Aulagnier S., Cargnelutti B., Galan M., Hewison A. J. M. 2006. Genetic structure is influenced by landscape features: Empirical evidence from a roe deer population. *Mol. Ecol.*, 15(6): 1669–1679.
- Cukor J., Havránek F., Vacek Z., Bukovjan K., Podrázský V., Sharma R. P. 2019. Roe deer (*Capreolus capreolus*) mortality in relation to fodder harvest in agricultural landscape. *Mammalia*, 83(5): 461–469.

- Da Silva A., Gaillard J.-M., Yoccoz N. G., Hewison A. J. M., Galan M., Coulson T., Allainé D., Vial L., Delorme D., Van Laere G., Klein F., Luikart G. 2009. Heterozygosity-fitness correlations revealed by neutral and candidate gene markers in roe deer from a long-term study. *Evolution* (N. Y.), 63(2): 403–417.
- Daniilkin A., Hewison A. J. M. 1996. Behavioural ecology of Siberian and European roe deer. Chapman and Hall, London.
- Debeffe L., Focardi S., Bonenfant C., Hewison A. J. M., Morellet N., Vanpé C., Heurich M., Kjellander P., Linnell J. D. C., Mysterud A., Pellerin M., Sustr P., Urbano F., Cagnacci F. 2014. A one night stand? Reproductive excursions of female roe deer as a breeding dispersal tactic. *Oecologia*, 176(2): 431–443.
- Debeffe L., Morellet N., Cargnelutti B., Lourtet B., Coulon A., Gaillard J. M., Bon R., Hewison A. J. M. 2013. Exploration as a key component of natal dispersal: Dispersers explore more than philopatric individuals in roe deer. *Anim. Behav.*, 86(1): 143–151.
- Dormann C. F., Elith J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., Marquéz J. R. G., Gruber B., Lafourcade B., Leitão P. J., Münkemüller T., McClean C., Osborne P. E., Reineking B., Schröder B., Skidmore A. K., Zurell D., Lautenbach S. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* (Cop.), 36(1): 27–46.
- Douhard M., Gaillard J.-M., Delorme D., Capron G., Duncan P., Klein F., Bonenfant C. 2013. Variation in adult body mass of roe deer: early environmental conditions influence early and late body growth of females. *Ecology*, 94(8): 1805–1814.
- Dray S., Dufour A.-B. 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *J. Stat. Softw.*, 22(4): 1–20.
- Earl D. A., vonHoldt B. M. 2012. STRUCTURE HARVESTER: A website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conserv. Genet. Resour.*, 4(2): 359–361.
- Edwards A. W. F. 1971. Distances between Populations on the Basis of Gene Frequencies. *Biometrics*, 27(4): 873–881.
- Ellenberg H. 1978. The population ecology of roe deer, *Capreolus capreolus* (Cervidae) in Central Europe. *Spixiana*, 2: 1–211.
- Evanno G., Regnaut S., Goudet J. 2005. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: A simulation study. *Mol. Ecol.*, 14(8), 2611–2620.
- Excoffier L., Smouse P. E., Quattro J. M. 1992. Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics*, 131(2): 479–491.
- Falush D., Stephens M., Pritchard J. K. 2003. Inference of Population Structure Using Multilocus Genotype Data: Linked Loci and Correlated Allele Frequencies. *Genetics*, 164(4): 1567–1587.
- Flajšman K. 2017. Effects of individual, population and environmental factors on parameters of reproductive success of female roe deer. University of Ljubljana, Ljubljana.
- Flajšman K., Borowik T., Pokorny B., Jędrzejewska B. 2018. Effects of population density and female body mass on litter size in European roe deer at a continental scale. *Mammal Res.*, 63(1): 91–98.
- Flajšman K., Jelenko I., Poličnik H., Pokorny B. 2013. Reproductive potential of Roe deer (*Capreolus capreolus* L.): Review of the most important influential factors: Razmnoževalni potencial evropske srne (*Capreolus capreolus* L.): Pregled Najpomembnejših vplivnih Dejavnikov. *Acta Silvae Ligni*, 102: 1–20.
- Flajšman K., Pokorny B., Chirichella R., Bottero E., Mattioli L., Apollonio M. 2017. I can produce more offspring as you can imagine: first records on exceptionally large litters in roe deer in central/southern Europe. *Eur. J. Wildl. Res.*, 63(3): 42.
- Frankham R. 2008. Inbreeding and Extinction: Island Populations. *Conserv. Biol.*, 12(3): 665–675.
- Gaillard J.-M., Boutin J.-M., Delorme D., Van G., Duncan L. P., Lebreton J.-D. 1997. Early survival in roe deer: causes and consequences of cohort variation in two contrasted populations. *Oecologia*, 112: 502–513.
- Gaillard J.-M., Hewison A. J. M., Kjellander P., Pettorelli N., Bonenfant C., Van Moorter B., Liberg O., Andren H., Van Laere G., Klein F., Angibault J.-M., Coulon A., Vanpé C. 2008. Population density and sex do not influence fine-scale natal dispersal in roe deer. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, 275(1646): 2025–2030.
- Geist V. 1998. *Deer of the World*. Stackpole Books, Mechanicsburg.
- Gerič U. 2020. Genetska struktura evropske srne na stičišču med Dinaridi in Alpami: magistrska naloga. Koper, Univerza na Primorskem, Fakulteta za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije: 39 str.
- Gillingham M. A., Cézilly F., Wattier R., Béchet A. 2013. Evidence for an association between post-fledging dispersal and microsatellite multilocus heterozygosity in a large population of greater flamingos. *PLoS One*, 8(11): e81118.
- Golavšek K. 2008. Prehrana lisice (*Vulpes vulpes*) v kulturni krajini. Univerza v Ljubljani.
- Goudet J. 2001. FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices, version 2.9.3. <http://www2.unil.ch/popgen/softwares/fstat.htm>.
- Greenbaum G., Templeton A. R., Zarmi Y., Bar-David S. 2014. Allelic richness following population founding events - A stochastic modeling framework incorporating gene flow and genetic drift. *PLoS One*, 9(12): e115203.
- Guillot G., Mortier F., Estoup A. 2005. GENELAND: A computer package for landscape genetics. *Mol. Ecol. Notes*, 5(3): 712–715.
- Haanes H., Røed A. K. H., Flagstad A. Ø., Rosef A. O. 2010. Genetic structure in an expanding cervid population after population reduction. *Conserv. Genet.*, 11: 11–20.

- Harris B. R., Wall W. A., Allendorf F. W. 2002. Genetic consequences of hunting: what do we know and what should we do? *Wildlife Society Bulletin*, 30(2): 634–643.
- Hartl G. B., Hewison A. J. M., Apollonio M., Kurt F. W. J. 1998. Genetics of European roe deer. In: *The European roe deer: The biology of success*, Linnell J. D. C., Andersen R., Duncan P. (eds.). Scandinavian University Press, Oslo, str. 71–90.
- Hepenstrick D., Thiel D., Holderegger R., Gugerli F. 2012. Genetic discontinuities in roe deer (*Capreolus capreolus*) coincide with fenced transportation infrastructure. *Basic Appl. Ecol.*, 13(7): 631–638.
- Hewison A. J. M., Morellet N., Verheyden H., Daufresne T., Angibault J. M., Cargnelutti B., Merlet J., Picot D., Rames J. L., Joachim J., Lourtet B., Serrano E., Bideau E., Cebe N. 2009. Landscape fragmentation influences winter body mass of roe deer. *Ecography (Cop.)*, 32(6): 1062–1070.
- Hewison A. J. M. 1997. Evidence for a genetic component of female fecundity in British Roe Deer from studies of cranial morphometrics. *Funct. Ecol.*, 11(4): 508–517.
- Hewison A. J. M., Gaillard J. M. 2001. Phenotypic quality and senescence affect different components of reproductive output in roe deer. *J. Anim. Ecol.*, 70(4): 600–608.
- Hewison A. J. M., Vincent J. P., Reby D. 1998. Social organisation of European roe deer. In: *The European roe deer: The biology of success*, R. Andersen, P. Duncan, & J. D. C. Linnell (eds.). Scandinavian University Press, Oslo, str. 189–219.
- Hufthammer A. K., Aaris-Sørensen K. 1998. Late- and postglacial European roe deer. In: *The European roe deer: The biology of success*, Linnell J. D. C., Andersen R., Duncan P. (ed.). Scandinavian University Press, Oslo, str. 47–69.
- Jakobsson M., Rosenberg N. A. 2007. CLUMPP: A cluster matching and permutation program for dealing with label switching and multimodality in analysis of population structure. *Bioinformatics*, 23(14): 1801–1806.
- Jarnemo A. 2002. Roe deer (*Capreolus capreolus*) fawns and mowing - mortality rates and countermeasures. *Wildlife Biol.*, 8(1): 211–218.
- Jarnemo A. 2004. Predation processes: Behavioural interactions between red fox and roe deer during the fawning season. *J. Ethol.*, 22(2): 167–173.
- Jerina K., Stergar M., Videmšek U., Kobler A., Pokorný B., Jelenko I. 2010. Prostorska razširjenost, vitalnost in populacijska dinamika prostoživečih vrst parkljarjev v Sloveniji: preučevanje vplivov okoljskih in vrstno-specifičnih dejavnikov ter napovedovanje razvojnih trendov. Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Ljubljana.
- Johnson M. T. J., Munshi-South J. 2017. Evolution of life in urban environments. *Science*. 358.
- Jombart T. 2008. ADEGENET: A R package for the multivariate analysis of genetic markers. *Bioinformatics*, 24(11): 1403–1405.
- Jombart T., Collins C. 2015. A tutorial for Discriminant Analysis of Principal Components (DAPC) using adegenet 2.0.0. Imperial College London, MRC Centre for Outbreak Analysis and Modelling, London.
- Jombart T., Devillard S., Balloux F. 2010. Discriminant analysis of principal components: A new method for the analysis of genetically structured populations. *BMC Genet.*, 11(1): 1–15.
- José C. S., Lovari S. 2010. Ranging Movements of Female Roe Deer: Do Home-loving Does Roam to Mate? *Ethology*, 104(9): 721–728.
- Kamvar Z. N., Tabima J. F., Grünwald N. J. 2014. Poppr: An R package for genetic analysis of populations with clonal, partially clonal, and/or sexual reproduction. *PeerJ*, 2014(1): 1–14.
- Kryštufek B. 1991. Sesalci Slovenije. Prirodoslovni muzej Slovenije, Ljubljana.
- Krže B. 2000. Srnjad: biologija, gojitev, ekologija. In: Zlatorogova knjižnica 27. Lovska zveza Slovenije, Ljubljana, str. 271.
- Kuehn R., Haller H., Schroeder W., Rottmann O. 2004. Genetic Roots of the Red Deer (*Cervus elaphus*) Population in Eastern Switzerland. *J. Hered.*, 95(2): 136–143.
- Kuehn R., Hindenlang K. E., Holzgang O., Senn J., Stoeckle B., Sperisen C. 2007. Genetic effect of transportation infrastructure on roe deer populations (*Capreolus capreolus*). *J. Hered.*, 98(1): 13–22.
- Kurt F. 1991. Das Reh in der Kulturlandschaft: Sozialverhalten und Ökologie eines Anpassers. Parey, Hamburg.
- Kurt F., Hartl G. B., Völk Kurt F. P., B. H. G. 1993. Breeding strategies and genetic variation in European roe deer (*Capreolus capreolus*) populations. *Acta Theriologica*. 38: 187.
- Lamberti P., Mauri L., Apollonio M. 2004. Two distinct patterns of spatial behaviour of female roe deer (*Capreolus capreolus*) in a mountainous habitat. *Ethol. Ecol. Evol.*, 16(1): 41–53.
- Latch E. K., Dharmarajan G., Glaubitz J. C., Rhodes O. E. 2006. Relative performance of Bayesian clustering software for inferring population substructure and individual assignment at low levels of population differentiation. *Conserv. Genet.*, 7(2): 295–302.
- Linnell J. D. C., Duncan P., Andersen R. 1998. The European roe deer: a portrait of a successful species. In: *The European roe deer: the biology of success*, R. Andersen, P. Duncan, & J. D. C. Linnell (eds.). Scandinavian University Press, Oslo, str. 11–22.
- Lorenzini R., José C. S., Braza F., Aragón S. 2003. Genetic differentiation and phylogeography of roe deer in Spain, as suggested by mitochondrial DNA and microsatellite analysis. *Ital. J. Zool.*, 70(1): 89–99.
- Lorenzini R., Lovari S., Masseti M. 2002. The rediscovery of the Italian roe deer: Genetic differentiation and management implications. *Ital. J. Zool.*, 69(4): 367–379.

- Luniak M. 2014. Synurbization-adaptation of animal wildlife to urban development. In: Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium, Shaw et al. (ed.). University of Arizona, str. 50–55.
- Maehr D. 2001. Large Mammal Restoration: Ecological and Sociological Challenges in the 21st Century (D. S. Maehr, R. F. Noss, & J. L. Larkin, Eds.). Island Press, Washington D. C.
- Mantel N. 1967. Ranking Procedures for Arbitrarily Restricted Observation. *Biometrics*, 23(1): 65–78.
- Marks C. A., Bloomfield T. E. 1998. Canine heartworm (*Dirofilaria immitis*) detected in red foxes (*Vulpes vulpes*) in urban Melbourne. *Vet. Parasitol.*, 78(2): 147–154.
- Narauskaite G., Danusevicius D., Petelis K., Brazaitis G., Spinkyte – Backaitiene R., Stankeviciute J., Simkevicius K. 2015. The roe deer classification to ecotypes in mosaic landscape of Lithuania. *J. Agriculture For.*, 61(1): 189–196.
- Nei M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics*, 89(3): 583–590.
- Nei M., Maruyama T., Chakraborty R. 1975. The Bottleneck Effect and Genetic Variability in Populations. *Evolution (N. Y.)*, 29(1): 1–10.
- Nielsen S. M. 1990. The food of rural and suburban woodland foxes *Vulpes vulpes* in Denmark. *Nat. Jutl.*
- Nies G., Zachos F. E., Hartl G. B. 2005. The impact of female philopatry on population differentiation in the European roe deer (*Capreolus capreolus*) as revealed by mitochondrial DNA and allozymes. *Mamm. Biol.*, 70(2): 130–134.
- Oakley C. G. 2013. Small effective size limits performance in a novel environment. *Evol. Appl.*, 6(5): 823–831.
- Olano-Marin J., Plis K., Sönnichsen L., Borowik T., Niedziałkowska M., Jędrzejewska B. 2014. Weak population structure in European roe Deer (*Capreolus capreolus*) and evidence of introgressive hybridization with Siberian roe deer (*C. Pygargus*) in Northeastern Poland. *PLoS One*, 9(10): e109147.
- Panzacchi M., Linnell J. D. C., Odden J., Odden M., Andersen R. 2008. When a generalist becomes a specialist: Patterns of red fox predation on roe deer fawns under contrasting conditions. *Can. J. Zool.*, 86(2): 116–126.
- Pérez-Espona S., Pérez-Barbería F. J., Mcleod J. E., Jiggins C. D., Gordon I. J., Pemberton J. M. 2008. Landscape features affect gene flow of Scottish Highland red deer (*Cervus elaphus*). *Mol. Ecol.*, 17(4): 981–996.
- Pielowski Z. 1977. Das feldreh-Wild der Zukunft in der Agrarlandschaft. *Beitr. Jagd-U. Wildforsch.*, 10: 193–200.
- Plard F., Gaillard J.-M., Coulson T., Hewison A. J. M., Delorme D., Warnant C., Bonenfant C. 2014. Mismatch Between Birth Date and Vegetation Phenology Slows the Demography of Roe Deer. *PLoS Biol.*, 12(4): e1001828.
- Poetsch M., Seefeldt S., Maschke M., Lignitz E. 2001. Analysis of microsatellite polymorphism in red deer, roe deer, and fallow deer - Possible employment in forensic applications. *Forensic Sci. Int.*, 116(1): 1–8.
- Pokorny B. 2009. Kako še izboljšati upravljanje s srnjadjo v Sloveniji? *Lovec*, 92: 130–134.
- Pokorny B., Flajšman K., Centore L., Kroppe F. S., Šprem N. 2017. Border fence: a new ecological obstacle for wildlife in Southeast Europe. *Eur. J. Wildl. Res.*, 63(1): 1–6.
- Pokorny B., Jelenko Turinek I. 2018. Čeljustnice prostoživečih parkljarjev Strokovna knjižica. Lovska zveza Slovenije, Ljubljana.
- Putman R., Langbein J. 2003. The deer manager's companion: a guide to the management of deer in the wild and in parks. Swan-Hill Press, Shrewsbury.
- Quéméré E., Gaillard J. M., Galan M., Vanpé C., David I., Pellerin M., Kjellander P., Hewison A. J. M., Pemberton J. M. 2018. Between-population differences in the genetic and maternal components of body mass in roe deer. *BMC Evol. Biol.*, 18(1): 1–10.
- Randi E., Alves P. C., Carranza J., Milošević-Zlatanović S., Sfougrais A., Mucci N. 2004. Phylogeography of roe deer (*Capreolus capreolus*) populations: the effects of historical genetic subdivisions and recent nonequilibrium dynamics. *Mol. Ecol.*, 13(10): 3071–3083.
- Randi E., Pierpaoli M., Danilkin A. 1998. Mitochondrial DNA polymorphism in populations of Siberian and European roe deer (*Capreolus pygargus* and *C. capreolus*). *Heredity*, 80(4): 429–437.
- Ratcliffe P. R., Mayle B. A. 1992. Roe deer biology and management Forestry Commission Bulletin (United Kingdom).
- Roed K. H., Midtjell L. 1998. Microsatellites in reindeer, Rangifer tarandus, and their use in other cervids. *Mol. Ecol.*, 7(12): 1773–1776.
- Rosenberg N. A. 2004. DISTRUCT: A program for the graphical display of population structure. *Mol. Ecol. Notes*, 4(1): 137–138.
- Rousset F. 1997. Genetic Differentiation and Estimation of Gene Flow from F-Statistics Under Isolation by Distance. *Genetics*, 145(4): 1219–1228.
- Rousset F. 2008. GENEPOP'007: A complete re-implementation of the GENEPOP software for Windows and Linux. *Mol. Ecol. Resour.*, 8(1): 103–106.
- RStudio Team 2020. RStudio: Integrated Development for R. PBC, Boston.
- Short R. V., Hay M. F. 1966. Delayed implantation in the roe deer (*Capreolus capreolus*). In: Comparative biology of reproduction in mammals, I. W. Rowlands (ed.). Symposium of the Zoological society of London, London, str. 173–194.
- Simonič A. 1976. Srnjad. Biologija in gospodarjenje. Lovska zveza Slovenije, Ljubljana.
- Slatkin M. 1993. Isolation by distance in equilibrium and non-equilibrium populations. *Evolution (N. Y.)*, 47(1): 264–279.
- Soulé M., Gilpin M., Conway W., Foose T. 1986. The millenium ark: How long a voyage, how many staterooms, how many passengers? *Zoo Biol.*, 5(2): 101–113.

- Steinbach P., Heddergott M., Weigand H., Weigand A. M., Wilwert E., Stubbe M., Helm B., Campbell R. E., Stubbe A., Frantz A. C. 2018. Rare migrants suffice to maintain high genetic diversity in an introduced island population of roe deer (*Capreolus capreolus*): Evidence from molecular data and simulations. *Mamm. Biol.*, 88(1): 64–71.
- Stergar M., Borkovič D., Hiršelj J., Kavčič I., Krofel M., Mrakič M., Troha R., Videmšek U., Vrčon B., Jerina K. 2012. Ugotavljanje gostot prostoživečih parkljarjev s kombinirano metodo štetja kupčkov iztrebkov in podatkov o odvzemu. Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Ljubljana.
- Strandgaard H. 1972. An investigation of copora lutea, embryonic development, and time of birth of roe deer (*Capreolus capreolus*) in Denmark. *Danish Rev. Game Biol.*, 6: 1–22.
- Stubbe C. 1990. Rehwild (D. Landwirtschaftsverlag, Ed.) (3rd ed.). Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, p.
- Toigo C., Gaillard J. M., Van Laere G., Hewison M., Morellet N. 2006. How does environmental variation influence body mass, body size, and body condition? Roe deer as a case study. *Ecography*, 29(3): 301–308.
- Vanpé C., Debeffe L., Hewison A. J. M., Quéméré E., Lemaître J. F., Galan M., Amblard B., Klein F., Cargnelutti B., Capron G., Merlet J., Warnant C., Gaillard J. M. 2015. Reduced microsatellite heterozygosity does not affect natal dispersal in three contrasting roe deer populations. *Oecologia*, 177(3): 631–643.
- Vanpé C., Gaillard J. M., Morellet N., Kjellander P., Liberg O., Delorme D., Hewison A. J. M. 2009. Age-specific variation in male breeding success of a territorial ungulate species, the european roe deer. *J. Mammal.*, 90(3): 661–665.
- Vernesi C., Pecchioli E., Caramelli D., Tiedemann R., Randi E., Bertorelle G. 2002. The genetic structure of natural and reintroduced roe deer (*Capreolus capreolus*) populations in the Alps and central Italy, with reference to the mitochondrial DNA phylogeography of Europe. *Mol. Ecol.*, 11(8): 1285–1297.
- Vial L., Maudet C., Luikart G. 2003. Thirty-four polymorphic microsatellites for European roe deer. *Mol. Ecol. Notes*, 3(4): 523–527.
- Voigt D. R., Macdonald D. W. 1984. Variation in the spatial and social behaviour of the red fox, (*Vulpes vulpes*). *Acta Zool. Fenn.*, 171: 261–265.
- Wandeler P., Funk S. M., Largiadèr C. R., Gloor S., Breitenmoser U. 2003. The city-fox phenomenon: Genetic consequences of a recent colonization of urban habitat. *Mol. Ecol.*, 12(3): 647–656.
- Wang M., Schreiber A. 2001. The impact of habitat fragmentation and social structure on the population genetics of roe deer (*Capreolus capreolus* L.) in Central Europe. *Heredity (Edinb.)*, 86(6): 703–715.
- Weir B. S., Cockerham C. C. 1984. Estimating F-Statistics for the Analysis of Population Structure. *Evolution (N. Y.)*, 38(6), 1358–1370.
- Wiehler J., Tiedemann R. 1998. Phylogeography of the European roe deer (*Capreolus capreolus*) as revealed by sequence analysis of the mitochondrial Control Region. *Acta Theriol. (Warsz.)*, 43(5): 187–197.
- Zachos F. E., Hmwe S. S., Hartl G. B. 2006. Biochemical and DNA markers yield strikingly different results regarding variability and differentiation of roe deer (*Capreolus capreolus*, Artiodactyla: Cervidae) populations from northern Germany. *J. Zool. Syst. Evol. Res.*, 44(2): 167–174.

Odnos ljudi do divjadi v urbanih območjih in družbena sprejemljivost ukrepov

- Ajzen I. 1991. The theory of planned behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 50, 2: 179–211.
- Kuronja B. 2020. Odnos do nutrij (*Myocastor coypus*) in znanje o njih: magistrsko delo. Maribor, Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko: 81 str.
- Kumprej K. 2020. Težave in dileme upravljanja z divjadjo na slovenskih pokopališčih: magistrsko delo. Maribor, Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko: 82 str.
- Špur N., Pokorny B., Šorgo A. 2016. Attitudes toward and acceptability of management strategies for a population of hooded crows (*Corvus cornix*) in Slovenia. *Anthrozoös*, 29, 4: 669–682.
- Špur N., Pokorny B., Šorgo A. 2017. Public willingness to participate in actions for crow management. *Wildlife Research*, 44, 4: 343–353.
- Žiberna M. 2016. Prostoživeče živali v mestih. *Lovec*, 99, 1: 8–11.

11 ZAHVALA

Raziskava je potekala v sklopu Ciljnega raziskovalnega programa (CRP) *Zagotovimo.si hrano za jutri*, in sicer s sredstvi *Ministrstva za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano* (MKGP) ter *Javne agencije za raziskovalno dejavnost RS* (ARRS) (projekt V4–1825). Zahvaljujemo se vsebinskemu spremljevalcu, dr. Matevžu Adamiču, in njegovemu kolegu, Sašu Novincu (oba MKGP), za zelo konstruktivno sodelovanje in pomoč pri izvedbi projekta. Iskreno zahvalo namenjamo tudi Ljiljani Lučič (ARRS) in mag. Alenki Korenjak (MKGP) za vso organizacijsko-tehnično pomoč in podporo, ki sta nam jo nudili. Prav posebej se zahvaljujemo izr. prof. dr. Gorazdu Venguštu za pomoč pri zbiranju vzorcev tkiv lisic (in drugih malih zveri) za genetske in prehranske analize, predvsem pa številnim lovcem, ki so pomagali pri zbiranju vzorcev, odlovu živali ali so nam posredovali številne dragocene podatke in informacije. Hvaležni smo vodstvu Lovske zveze Slovenije za izraženo podporo pri prijavi projekta in za vso podporo, ki nam jo je nudilo tekom njegove izvedbe, npr. za razvoj lovskega-informacijskega sistema Lisjak in kot organizacijsko podporo za izvedbo strokovno-znanstvenega posvetovanja, ki pa smo ga bili žal zaradi epidemioloških razmer primorani prestaviti na čas po zaključku projekta. Zahvaljujemo se tudi vsem sodelavcem na vseh petih sodelujočih institucijah, ki so kakorkoli pomagali k izvedbi posameznih projektih sklopov.

