



ZLATOROGOV ZBORNIK
Lovska zveza *Slovenije*

ZLATOROGOV ZBORNIK

Letnik/volume VII, številka/number 7,
strani/pages 1-87, 2020, ISSN 2232-6499



Lovska zveza *Slovenije*

Impresum/Impresum

ZLATOROGOV ZBORNIK/
GOLDHORN BULLETIN
Znanstveno glasilo Lovske zveze Slovenije/*Scientific journal of the Hunters Association of Slovenia*
ISSN 2232-6499

Izdajatelj/Publisher: Lovska zveza Slovenije in Strokovno-znanstveni svet pri Lovski zvezi Slovenije/
The Hunters Association of Slovenia and the Expert scientific council of the Hunters Association of Slovenia

Glavni in odgovorni urednik/Editor-in-Chief:
prof. dr. Ivan Kos

Tehnična urednica/Technical editor:
Urša Kmetec

Uredniški odbor/Editorial board: dr. Krunoslav Pintur, prof. dr. Nikica Šprem, prof. dr. Boštjan Pokorný, prof. dr. Klemen Jerina, prof. dr. Rajko Bernik.

Recenzenti/Reviewers: prof. dr. Krunoslav Pintur, prof. dr. Klemen Jerina, prof. dr. Igor Zelnik, dr. Hubert Potočnik, prof. dr. Boštjan Pokorný, prof. dr. Ivan Kos.

Lektorica/Language editor: Marjetka Šivic

Prelom/Typesetting: Medias kreativ, d. o. o.

Prevodi/Translation:
Alkemist, prevajalske storitve, d. o. o.

Tisk/Print: Orbis print d. o. o.

Naklada/Circulation: 1000 izvodov/copies

©Revija, vsi v njej objavljeni prispevki, preglednice, grafikoni in skice so avtorsko zavarovani. Za uporabo, ki je zakon o avtorskih pravicah ne dopušča, je potrebno soglasje izdajatelja. To posebej velja za razmnoževanje (kopiranje), obdelavo podatkov, prevajanje, shranjevanje na mikrofilme in shranjevanje ter obdelavo v elektronskih sistemih. Dovoljeno je kopiranje za osebno rabo v raziskavah in študijah, kritiko in v preglednih delih.

Mnenje avtorjev ni nujno mnenje uredništva.

©The magazine and all the articles, tables, charts and sketches published in it are protected by copyright. For any use not permitted by the Copyright Act, an approval of the issuer must be obtained. This especially concerns reproduction (copying), data processing, translation, storing on microfilms and storing and processing within electronic systems. Copying for personal use for research and studies, critique and reviews is allowed.

The opinion of the authors is not necessarily the opinion of the Editorial Board.

Revija je v PDF-obliku objavljena na spletni strani Lovske zveze Slovenije.
The journal is in PDF format published on the website of the Hunters Association of Slovenia.

Naslov/Contact:
Lovska zveza Slovenije – za Zlatorogov zbornik
Župančičeva ulica 9
SI-1000 Ljubljana
Slovenija
Tel.: 00 386 1 24 10 910
E-naslov: lzs@lovska-zveza.si



ZLATOROGOV ZBORNIK



Ob izidu sedme številke Zlatorogovega zbornika

Ne znam povedati, v kakšno veselje ali celo ponos mi je, da lahko napišem nekaj uvodnih besed ob izidu sedme številke Zlatorogovega zbornika. Ob tem je treba ponovno poudariti, da je to znanstveno-strokovna revija, ki jo izdaja Lovska zveza Slovenije. Zlatorogov zbornik je vpisan v razvid medijev, tako kot tudi naše najstarejše glasilo naše organizacije, glasilo Lovec. Še en kamenček v bogatem mozaiku slovenskega lovstva. Nisem prepričan, če se večina nevladnih organizacij lahko pohvali s takšno publikacijo. Zlatorogov zbornik, tiskan v tisoč izvodih, objavljen tudi v elektronski obliki na spletni strani LZS, je lep dosežek naše organizacije. Najdemo ga na policah različnih fakultet, knjižnic, vladnih in nevladnih organizacijah, ministrstev, pa tudi na policah lovskih družin in območnih lovskih zvez. Pri slednjih na žalost nekoliko dvomim, da ni tako bran, kot bi lahko bil, saj vključuje teme z našega strokovnega področja in je vsebina uporabna pri vsakdanjem delu v lovstvu. Avtorji niso zgolj člani naše organizacije, ampak je zbornik privlačen tudi za drugo strokovno javnost s področij, ki vplivajo ali bi lahko vplivale na lovstvo, ki pa, kot govorim že dolgo, ni zgolj samo lov.

Čeprav sem že pisal o davni ideji, ki se je razvila v zdajšnje stanje, pa bi želel tudi na tem mestu ponoviti nekaj dejstev zgodovine, ki so pripeljale do Zlatorogovega zbornika. Pisalo se je leta 2008, obdobje mojega prvega mandata od dveh kot predsednika LZS. Na začetku bogokletna ideja, zdaj nujnost na področju lovstva. S sklepom sem ustanovil delovno skupino strokovno-znanstvenega sveta, ki so ga sestavljali tako člani kot nečlani naše lovske organizacije. Merilo je bilo, da se ukvarjajo z znanostjo na področjih, ki posredno ali neposredno vplivajo na lovstvo. Prvi predsednik je bil dr. Ivan Kos, ki ga je po prvem mandatu in nekaj let vmesnega predsedovanja dr. Boštjana Pokornega ponovno doletela čast biti predsednik Strokovno-znanstvenega sveta.

Kar ena tretjina od dvanajstih članov takratne delovne skupine ni bila članica naše organizacije. Podobno razmerje je še dandanes. S takšnim razmerjem članov – nečlanov se ne more pohvaliti katera izmed nevladnih organizacij v takšni, zdaj komisiji Upravnega odbora LZS.

Po nekajletnem delovanju v taksni obliki je nastala potreba, da smo delovno skupino, ob ustreznih spremembah Pravil LZS, preoblikovali v stalno komisijo Upravnega odbora, tako kot vse druge komisije. Odločitev je bila pravilna. Zlatorogov zbornik ni edina pridobitev Sveta; kaj kmalu smo začeli uresničevati idejo o Slovenskih lovskih dnevih. Strokovna priprava vsebin, domačih in tujih avtorjev, aktualne teme posameznega leta so postale stalnica vsako leto. Potekali so v okviru radgonskega sejma (vsaki dve leti) in na različnih krajih Slovenije v preostalih obdobjih. V letu 2020 so odpadli zaradi ukrepov covid-19, bodo pa izvedeni v 2021, če ne drugače, tudi na daljavo. V tem času smo se »navadili« delati tudi z različnimi programi v obliki videokonferenc. Pri razvoju Zlatorogovega zbornika so korak naprej tudi prispevki v obliki glavnih ugotovitev zaključnih del dodiplomskega in poddiplomskega študentov različnih fakultet. Še več, prispevke in sodelovanje z vsakoletnim razpisom celo financiramo v določeni višini, kar je stimulativni pristop. Vsakoletni razpis je objavljen ne le na spletni strani LZS, ampak tudi na spletnih straneh različnih fakultet. Posredno s tem spodbujamo zanimanje za lovstvo in vse, kar je z lovstvom povezano v širši strokovni javnosti. Tako opozarjamо nase in v družbi poudarjamо smiselnost, pomen in potrebo po našem delu. Iz tega bi lahko tudi zapisal, da naše orožje ni samo »puška«, ampak predvsem znanje. Podobne besede so zapisali že nekateri drugi avtorji, ne samo za področje lovstva, ampak na splošno. Torej, zapisano zagotovo velja. Nam ostaja le, da to orožje uporabljamо; zanj ne potrebujemo nabavnega dovoljenja ali druge orožne listine.

In kaj prinaša sedma številka Zlatorogovega zbornika? Teme so skrbno izbrane in sodijo v zdajšnji aktualni časovni okvir. Tako prispevek o divjadi v urbanem okolju, v katerem avtorji obravnavajo tematiko širjenja divjadi v naselja in s tem povezanih konfliktih s prebivalci ter podajajo tudi nekaj mogočih rešitev in priporočil iz več kot 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 so predstavili tudi najpomembnejše ugotovitve o škodnih dogodkih, ki jih je divjad povzročila na nelovnih površinah v obdobju 2008–2018.

Ema Jevšnik skupaj s sodelavci navaja ugotovitve o raziskavi o vplivu paše divjadi v oborah na vrstno pestrost in sestavo polnaravnih travnišč navadne turške detelje ter pokončnega stoklasca. Avtor Gavez predstavlja problematiko, ki je v lovstvu prisotna že vrsto let, in sicer prikazuje primerjalno analizo glede lovne pravice in vpliva na velike zveri. Predstavlja primerjavo med petindvajsetimi evropskimi državami z različno lovsko zakonodajo. Nika Mohorič s sodelavci ugotavlja, kako prisotnost mrhovišč

vpliva na gibanje in vedenje vrst velikih zveri v Sloveniji (rjav medved, volk in ris) ter kako mrhovišča vplivajo na pogostost napadov velikih zveri na rejne živali. Na podlagi pregleda znanstvene literature, strukturiranih intervjujev s strokovnjaki, lovcem in rejci ter pridobljenih podatkov o odškodninskih zahtevkih ocenjujejo, da mrhovišča v primerjavi s krmišči, ki so založena le z rastlinsko hrano, na splošno ne vplivajo specifično na pogostnost napadov velikih zveri na rejne živali. Robar in Jerina v prispevku opisujeta metode za ocenjevanje številčnosti srnjadi v konkretni lovski družini in navajata ugotovitve.

Vsi prispevki v tej številki širijo spoznanja in hkrati ponujajo rešitve ter možnosti, da jih preizkusimo v svojih loviščih. Nekateri prispevki pa dajejo širše spoznanje o ureditvi lovstva v državah EU. Ob vseh lepih željah za leto 2021 še povabilo vsem, naj pripravijo prispevek za katero izmed naslednjih številk.

Doc. dr. Srečko Felix Krope,
član Strokovno-znanstvenega sveta LZS

Divjad v naseljih: težave, izzivi in rešitve

Game species in the urban environment: problems, challenges, and solutions

Elena Bužan^{1,2}, Martina Lužnik¹, Ajša Alagić³,
Katarina Flajšman³, Matevž Adamič⁴, Boštjan Pokorný^{2,3}

¹Univerza na Primorskem, Fakulteta za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije,
Glagoljaška 8, 6000 Koper; elena.buzan@famnit.upr.si

²Visoka šola za varstvo okolja, Trg mladosti 7, 3320 Velenje

³Gozdarski inštitut Slovenije, Večna pot 2, 1000 Ljubljana

⁴Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano, Direktorat za gozdarstvo in lovstvo,
Dunajska 22, 1000 Ljubljana

Izvleček

Mnoge vrste prostoživečih živali, tudi divjadi, se širijo v naselja, posledica tega je vedno več stikov (tudi konfliktnih) s prebivalci. Ker v slovenskem prostoru primanjkuje znanja o bioloških značilnostih vrst, vzrokih za konflikte in morebitnih ukrepov za njihovo reševanje v urbanem okolju, smo pregledali tuje znanstvene ugotovitve in priporočila iz več kot 200 virov, in sicer 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.

Ključne besede: divjad, naselja, urbani ekosistemi, nelovne površine, konflikti, parkljarji, male zveri, nutrija

Abstract

Many species of wildlife, including game species, have been spreading into urban areas, which has resulted in new interactions (including conflicts) with residents. For the 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 in 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 damage in 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, and also on understanding the importance of conservation and the management of populations.

Keywords: game species, settlements, urban environment, non-hunting areas, conflicts, ungulates, mesocarnivores, coypu

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 naravnih habitatov prostoživečih živali (Putman in sod., 2014). Urbanizacija med drugim povzroča zmanjševanje biotske raznovrstnosti, drobljenje krajine oz. za živali primerenega okolja, pogosteji 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 populacij mnogih vrst prostoživečih živali je značilna negativna soodvisnost, ki je posledica večje izpostavljenosti onesnažilom, večjega fiziološkega stresa, večje številčnosti in raznolikosti zajedavcev v mestih ter večje verjetnosti za njihov prenos med gostiteljskimi organizmi (Murray in sod., 2019). Tudi zato je v urbanih območjih raznolikost živalskih vrst majhna, življenska združba je zelo homogena; prevladujejo generalisti oz. *sinantropne vrste*, ki se hitro prilagodijo na prisotnost ljudi (McKinney, 2002). Nekatere med njimi so celo *sinurbane* vrste, tj. tiste, ki imajo večje populacijske gostote v urbanem kot v ruralnem okolju (Francis in Chadwick, 2012). Sočasno z urbanizacijo pa se v večini evropskih držav dogaja tudi obraten proces: zaradi opuščanja kmetovanja se zaraščajo kmetijske krajine in povečujejo površine grmišč ter gozdov. Oba procesa povzročata širitev stične cone med urbanimi območji in naravnimi habitatimi prostoživečih živali (angl. *wildland-urban interface*; Radeloff in sod., 2005), posledica tega je vedno več stikov (tudi konfliktih) 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 izkorisčevalce (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 v mestnih okoljih živalska združba revna, pa se njeni številčnost in pestrost v zadnjih letih večata 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, širjenju, razmnoževalni sposobnosti in drugih znakih življenskih strategij. Kljub temu imajo urbane vrste nekatere skupne značilnosti, ki jim omogočajo uspešno prilaganje na drugačno, specifično mestno okolje. Za nekatere vrste urbanih uporabnikov so, na primer, značilni večji možgani, kar se lahko odraža kot večja vedenjska prilagodljivost na spremenljive in nepredvidljive razmere v različnih okoljih (naravno in urbanizirano), med katerimi pogosto prehajajo (Sol in sod., 2008; Snell-Rood in Wick, 2013). Za urbane vrste (ne le sesalce, tudi ptice) je značilen povečan razmnoževalni potencial/uspeh (Minias, 2016): pogosto imajo večja legla in zgodnejši začetek

Pregledni znanstveni članek

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). Zaradi mnogo večjih in pogostejših antropogenih motenj oz. povečane vznemirjenosti živali v mestnem okolju nastajajo 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) manjše medvrstno tekmovanje, 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 pritisak zaradi odsotnosti velikih plenilcev (Adams, 1994). Zaradi vseh navedenih dejavnikov lahko – kljub povečani smrtnosti – nekatere vrste prostoživečih živali v urbanem okolju živijo stalno in dosegajo veliko številčnost ter velike populacijske gostote, kar ustvarja mnoge stike (tudi konfliktne) z ljudmi.

O konfliktih med ljudmi in prostoživečimi živalmi govorimo, ko potrebe in vedenje živali negativno vplivajo na interes ljudi oz. ko dejavnosti slednjih negativno vplivajo na potrebe živali (Madden, 2004). Tovrstni konflikti lahko prizadenejo družbo, dejavnosti in interes 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 (hišne ljubljenčke) ter celo na ljudi (Conover, 2002; Madden, 2004; Treves in sod., 2006; Langbein in sod., 2011; Pokorný in sod., 2014; Putman in sod., 2014; Soulsbury in White, 2015). V več evropskih državah so kot problematične posledice/dogodke prepoznali še onesnaževanje okolja (z razmetavanjem smeti in iztrebki); posledično degradacijo spomenikov in higienične težave na plažah, parkih ter vrtovih; hrup; škodo na pokopališčih in čustvene odzive prebivalcev; strah pred napadi in širjenjem bolezni; škodo na infrastrukturi, npr. na obzidjih ter namakalnih sistemih itn. (Pokorný in sod., 2020). Vsi našteti 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; Pokorný in sod., 2014; Wilson, 2016).

Številni sesalci in ptice vedno pogosteje živijo v naseljih. 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 – lisica (*Vulpes vulpes*) (Harris in Rayner, 1986a; König, 2008), kuna belica (*Martes foina*) (Herr, 2008) in jazbec (*Meles meles*) (Harris, 1984); (ii) sodoprsti kopitarji oz. parkljarji – divji prašič (*Sus scrofa*) (Kotulski in König, 2008; Cahill in sod., 2012; Licoppe in sod., 2013; Podgórski in sod., 2013) in predstavniki družine jelenv (Cervidae), zlasti evropska srna/srnjad (*Capreolus capreolus*), v omejenem obsegu tudi navadni jelen/jelenjad (*Cervus elaphus*) in damjak (*Dama dama*) (Putman in sod., 2014); (iii) glodavci – navadni polh (*Glis glis*) in tujerodna nutrija (*Myocastor coypus*) (Carter in Leonard, 2002); (iv) vrani (Corvidae) – šoja (*Garrulus glandarius*) in predvsem siva vrana (*Corvus cornix*) (Vrezec,

Pregledni znanstveni članek

2010; Pokorný in sod., 2014). V urbanem okolju Evrope izmed naštetih vrst največ konfliktov povzroča divji prašič. Pokorný in sod. (2020) v pregledu stanja, problematike in ukrepov, povezanih z divjadjo na nelovnih površinah oz. v mestih, navajajo, da je bil divji prašič kot vrsta, ki povzroča težave v naseljih, naveden v trinajstih izmed sedemnajstih, v raziskavo vključenih evropskih držav; v devetih državah (Avstrija, Češka, Hrvaška, Italija, Madžarska, Nemčija, Portugalska, Srbija, Španija) je bil izpostavljen kot najbolj problematična vrsta. V preostalih državah so bili na prvem mestu navedeni še evrazijski bober (*Castor fiber*) v Latviji, rakunasti pes (*Nyctereutes procyonoides*) na Finskem, severnoameriški rakun (*Procyon lotor*) v Luksemburgu, lisica in kuna belica v Bolgariji, lisica v Rusiji, muntjak (*Muntiacus reevesi*) in damjak v Veliki Britaniji, gosi na Švedskem ter golobi v Švici. Kot občasno konfliktne vrste v urbanem okolju so bile v posameznih državah izpostavljene še rjavi medved (*Ursus arctos*), volk (*Canis lupus*), evrazijski šakal (*Canis aureus*), vidra (*Lutra lutra*), navadni dihur (*Mustela putorius*), los (*Alces alces*), belorepi jelen (*Odocoileus virginianus*), iberski kozorog (*Capra pyrenaica*), poljski zajec (*Lepus europaeus*), divji kuneč (*Oryctolagus cuniculus*), kormoran (*Phalacrocorax carbo*), kavka (*Corvus monedula*), siva gos (*Anser anser*), belolična gos (*Branta leucopsis*), različne vrste galebov in papig (*ibid.*). Poleg najpogostejejših in splošno razširjenih vrst divjadi (divji prašič, male zveri, srnjad) so v urbanem okolju kot problematične zelo pogosto prepoznane tujerodne vrste, ne tako redko pa tudi zavarovane vrste, zlasti zveri.

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), mogoče aktivno upravljati oz. posegati v njihove populacije, seveda upoštevajoč določene pogoje in omejitve ter na sistematičen, načrtovan in zakonsko predpisan način, kot to določa Zakon o divjadi in lovstvu (ZDLov-1: Ur. l. RS, št. 16/2004 in poznejši).

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 upravljalnih ukrepov (npr. za sivo vrano: Jelenko Turinek in sod., 2016; Špur in sod., 2016, 2017). Težavnejše 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 žeeli 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) ima upravljanje z urbanimi populacijami divjadi velik družbeni pomen; prisotnost več skupin deležnikov z zelo različnim znanjem in interesu lahko namreč zelo oteži proces odločanja in izvedbo ukrepov, ki so zato pogosto kratkoročni in neceloviti. Nerešeni oz. le delno rešeni konflikti pa pomenijo vedno večjo oviro pri učinkovitem upravljanju in varstvu številnih vrst po vsem 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. Zato lahko nastanejo pomembne posledice, ki se kažejo bodisi neposredno v pregnjanju neželenih vrst ali posredno v spreminjanju življenjskih okolij, s ciljem zmanjšanja ugodnih razmer za obstoj takih vrst. Končne odločitve o izvedbi ukrepov morajo zato – poleg poznavanja biologije vrst, populacijskih trendov in dejanskih

Pregledni znanstveni članek

problemov – temeljiti tudi na dojemanju 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 mogoče povečati z ustreznim informiranjem javnosti in s prenosom relevantnega znanja h končnim uporabnikom ter strokovni javnosti, čemur je namenjen tudi pričujoči prispevek.

Čeprav v urbanem okolju živijo različne vrste prostoživečih živali, se v prispevku omejujemo zgolj na tiste, ki so v Sloveniji opredeljene kot divjad (Ur. l. RS, št. 101/2004, 81/2014). V naseljih je klasično upravljanje populacij teh vrst zelo oteženo oz. celo onemogočeno, upravljavci lovišč pa kljub temu nosijo pomembno breme odgovornosti, vključno s potencialno odškodninsko odgovornostjo, npr. v primeru neopravljenega odvzema neke vrste v celotnem lovišču (Ur. l. RS, št. 16/2004). Vendar lov v urbanem okolju ni mogoč, bodisi zaradi zakonskih omejitev (t. i. nelovne površine) bodisi zaradi pričakovanih negativnih odzivov javnosti oz. družbene nesprejemljivosti letalnih upravljavskih ukrepov (npr. Špur in sod., 2016; Liordos in sod., 2017). Za razumevanje tveganj in upravljavskih možnosti v takšnih razmerah sta zelo pomembna proučevanje in pregled že opravljenih raziskav divjadi v širšem geografskem merilu, konfliktov z njimi in možnosti njihovega zmanjševanja. Trenutno namreč tudi v širšem evropskem prostoru primanjkuje celovitih informacij in znanja (Putman in sod., 2014), čeprav se hitro povečuje število raziskav in podatkov o vrstno specifičnih razlikah med urbanimi populacijami ter tistimi iz naravnega okolja. Le-te nakazujejo, da se biološke (ekološke in vedenjske) značilnosti osebkov in populacij, ki živijo v mestnem okolju oz. so prilagojene nanj, lahko pomembno razlikujejo od osebkov/populacij istih vrst iz naravnih habitatov (npr. jazbec: Harris in sod., 2010; lisica: Soulsbury in sod., 2010; prostoživeči parkljarji: Putman in sod., 2014), kar je treba upoštevati tudi pri upravljavskih odločitvah.

Vrste divjadi, ki jih glede na pojavljanje v naseljih v Sloveniji in na pričakovane konflikte, ki se ob tem pojavljajo, obravnavamo v tem preglednem delu, so: (i) prostoživeči parkljarji: divji prašič, evropska srna in navadni jelen; (ii) male (oz. srednje velike) zveri: lisica, jazbec in kuna belica; (iii) glodavci: navadni polh in nutrija kot invazivna tujerodna vrsta. V prispevku nismo vključili sive vrane kot sicer zelo zanimive vrste, saj smo zanjo podrobnejši pregledni znanstveni članek že objavili (Pokorný in sod., 2014), pa tudi ne šakala, saj 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 knjigi Evrazijski šakal (Potočnik in sod., 2019).

V zadnjem obdobju so bila v tujih znanstvenih publikacijah objavljena nekatera pregledna dela, ki obravnavajo pojavljanje in konflikte s posameznimi ciljnimi 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 vsa dela, poleg številnih delnih, ki obravnavajo bodisi posamezne vidike biologije neke vrste ali pa določene konflikte, povezali v pričujoči prispevek. Upoštevajo aktualno epidemiološko situacijo v povezavi z boleznijo covid-19, ki odpira številna nova vprašanja glede morebitnega 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 pri vsaki vrsti poseben poudarek namenili tudi zdravstvenemu vidiku.

2 Materiali 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

Pregledni znanstveni članek

zaradi prisotnosti divjadi v mestih/naseljih. V prvi fazi smo literaturo 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 ustreznimi 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 načelu snežne kepe, tj. s preverjanjem seznama referenc v relevantnih člankih oz. drugih prispevkih. Skupno smo zbrali in pregledali več kot 200 virov. Prednostno smo upoštevali predvsem objave o tistih vrstah divjadi, ki v urbanem okolju živijo tudi v Sloveniji oz. pri nas povzročajo konflikte na nelovnih površinah.

Poleg pregleda najpomembnejših ugotovitev o divjadi v urbanem okolju (npr. zgodovina, biološke značilnosti, potencialni vplivi in konflikti, upravljavski pristopi v drugih državah) smo za celovit prikaz konfliktnih dogodkov, ki jih v slovenskem prostoru na nelovnih površinah povzročajo ciljne vrste divjadi, za vsako vrsto prikazali osnovne podatke o škodnih dogodkih na nelovnih površinah (ne samo v naseljih) v obdobju 2008–2018. Podatke smo pridobili iz arhiva Ministrstva za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano (MKGP) oz. jih povzeli po že objavljenih delih (Flajšman in sod., 2020; Pokorný in sod., 2020).

3 Konflikti (škoda) na nelovnih površinah v Sloveniji

V Sloveniji za škodo, ki jo divjad povzroči na nelovnih površinah, praviloma odgovarja država; upravljač lovišča je odgovoren le, 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 pooblaščencu (tj. pristojnemu uslužbencu Zavoda za gozdove Slovenije), ki ga imenuje pristojni minister za področje lovstva. Vso prijavljeno škodo na nelovnih površinah in podatke o izvedenih postopkih zato arhivirajo na MKGP. Avtorji pričujočega članka smo te podatke obdelali v sklopu izvedbe ciljnega raziskovalnega projekta (CRP) Divjad v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah: težave, izzivi in rešitve (Pokorný in sod., 2020). V nadaljevanju povzemamo bistvene ugotovitve, pri čemer poudarjam, 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, drevesnice in intenzivne kmetijske kulture, ograjene z ograjo; vse vrste obor, razen 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).

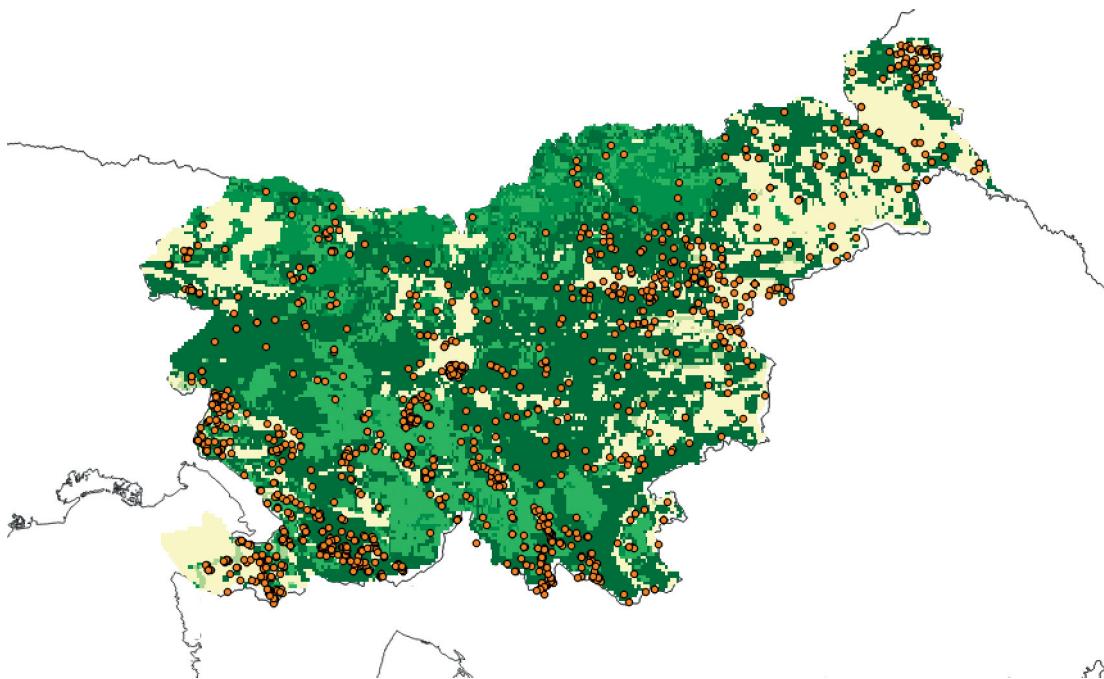
V enajstletnem obdobju (2008–2018) je bilo v Sloveniji na nelovnih površinah prijavljenih in obravnavanih 1.570 škodnih primerov, ki jih je povzročila divjad; od tega je bilo 1.217 dogodkov (78 %) v naseljih (Flajšman in sod., 2020; Pokorný in sod., 2020). Na leto je bilo v povprečju prijavljenih 143 škodnih primerov (najmanj, 86, v letu 2014, in največ, 238, v letu 2010). Razmeroma velika medletna nihanja v številu škodnih dogodkov so bila verjetno posledica razpoložljivosti hrane v naravnem življenjskem okolju divjadi (predvsem količina

Pregledni znanstveni članek

gozdnega obroda), vremenskih značilnosti (npr. trajanje poletnih sušnih obdobij in snežne odeje) ter jakosti antropogenih motenj v gozdu, a tudi ažurnosti oškodovancev pri prijavah. Največ škodnih primerov (375; 24 %) je bilo prijavljenih v Primorskem lovskoupravljaljskem območju (LUO), sledijo mu Notranjsko (274; 17 %), Kočevsko-Belokranjsko (268; 17 %), Savinjsko-Kozjansko (202; 13 %) in Pomursko LUO (108; 7 %); v preostalih LUO-jih je bilo v omenjenem obdobju zabeleženih od 9 do 83 škodnih dogodkov zaradi aktivnosti divjadi na nelovnih površinah (slika 1). Takšna prostorska

razporeditev prijavljenih škodnih primerov z izrazito prevlado v Primorskem, Notranjskem in Kočevsko-Belokranjskem LUO (skupaj 58 %) ne odraža konfliktov v urbanem okolju, temveč je predvsem posledica dejstva, da je vključena tudi škoda, ki jo je divjad (zlasti jelenjad in divji prašič) povzročila na nelovnih površinah zunaj naselij, še zlasti v sadjarstvu, vinogradništvu in poljedelstvu (slika 2).

V obdobju med letoma 2008 in 2018 je v Sloveniji največ škodnih primerov na nelovnih površinah povzročila jelenjad (410 primerov prijavljene

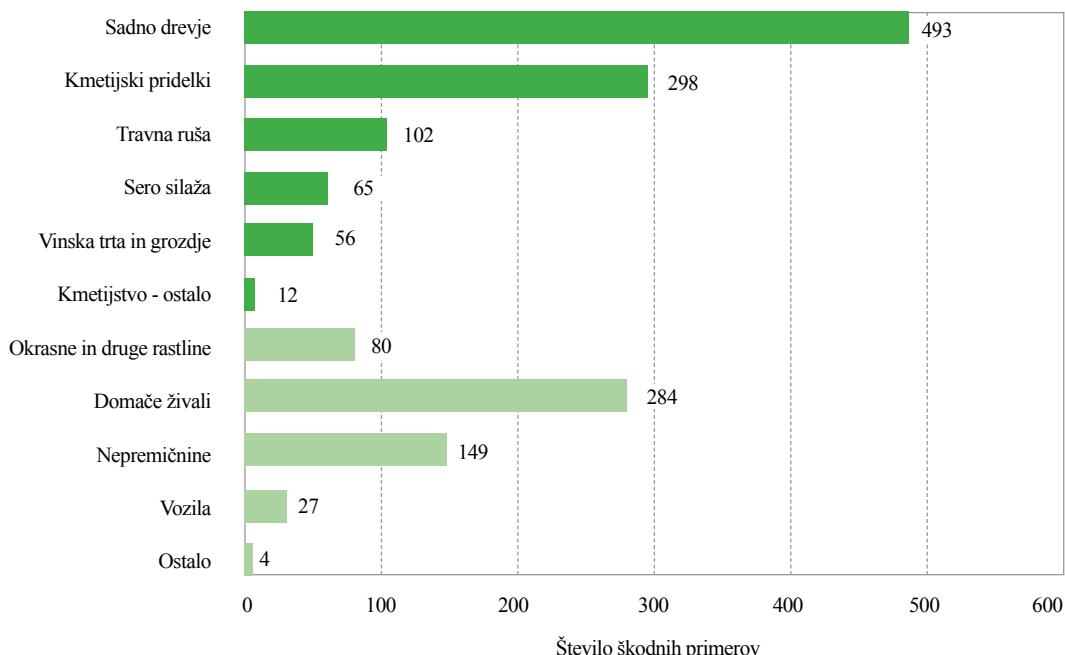


Slika 1: Prostorska razporeditev vseh prijavljenih škodnih primerov (ne glede na vrsto divjadi in vrsto škode) na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 (vir: Flajšman in sod., 2020).

Fig. 1: Spatial distribution of all registered damage cases (regardless of game species and type of damage) in non-hunting areas in Slovenia in the period 2008–2018 (source: Flajšman in sod., 2020).

škode; 26 % vseh dogodkov); sledijo divji prašič (297; 19 %), lisica (209; 13 %), srnjad (193; 12 %), kuna belica (179; 11 %) in šoja (130; 8 %). preostale 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 (Pokorný in sod., 2020). Podrobnejši pregled po vrstah je predstavljen v nadaljevanju prispevka.



Slika 2: Škodni primeri na nelovnih površinah v Sloveniji po vrstah škode (v rdečem okvirju je škoda, navezana na urbano okolje) v obdobju 2008–2018 (prirejeno po: Flajšman in sod., 2020).

Fig. 2: Damage cases in non-hunting areas in Slovenia, considering the type of damage (in the red box are those from urban areas) in the period 2008–2018 (adopted from: Flajšman in sod., 2020).

4 Vrste divjadi z največ konflikti v urbanem okolju

4.1 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), izrazitega generalističnega značaja

in relativno dobre prilagojenosti na življenje v bližini ljudi zelo vplivajo na okolje, tudi v urbani in suburban 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 večanja številčnosti in njihovih vplivov marsikje v svetu govorijo o t. i. preštevilčnosti (angl. *overabundance*) parkljarjev

Pregledni znanstveni članek

kot taksonomske skupine (Coté in sod., 2004; Carpio in sod., 2020).

Večanje številnosti in širjenje areala (skoraj vseh v Evropi živečih vrst) parkljarjev je posledica mnogih okoljskih in antropogenih dejavnikov, katerih posledica je večanje količine razpoložljivih habitatov in izboljševanje njihove primernosti (npr. odseljevanje ljudi s podeželja, zaraščanje krajine, večanje 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 lovnega pritiska (Apollonio in sod., 2010; Massei in sod., 2015). Vse naštete spremembe sočasno spremljata hitra urbanizacija in širitev urbane krajine, zaradi česar se dramatično povečuje stična cona med urbanimi območji in prvobitnim živiljenjskim prostorom prostoživečih živali, ki deluje kot vmesnik med divjino in naselji (Radeloff in sod., 2005). Posledično se veča tudi število stikov 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). Večina vrst se 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 stikov z ljudmi in kjer imajo precej pomembnejšo ekosistemsko vlogo.

Prostoživeče parkljarje zaradi večanja številnosti in vplivov na okolje pogosto obravnavajo 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 ekosystemske vloge (Csányi in sod., 2014), zaradi česar je njihovo prisotnost in pogostnost treba prepozнатi kot prednost in priložnost, s populacijami pa upravljati celostno ter na objektivnih znanstvenih izhodiščih (Apollonio in sod., 2017). Ker pa so bile celovite ekosystemske vloge tako divjega prašiča (Pokorný in Jelenko, 2013) kot tudi prežvekovalcev oz. velikih rastlinojedov (Al Sayegh Petkovsek in sod., 2015; Pokorný in sod., 2017) v slovenski znanstveni literaturi že celovito/pregledno predstavljene, se v pričujočem prispevku omejujemo predvsem na konflikte, ki jih (lahko) prisotnost parkljarjev povzroča v urbanem okolju.

4.1.1 Divji prašič

V številnih evropskih državah, vključno s Slovenijo, sta se v zadnjih desetletjih zelo povečali številnost in razširjenost divjih prašičev (Massei in sod., 2015). Na rast številnosti vrste vplivajo številni zunanjji dejavniki, kot so mile zime, povečevanje deleža gozda, intenzivna pridelava kulturnih rastlin, intenzivno gnojenje travinja, intenzivno dopolnilno oz. zimsko krmljenje v nekaterih državah (v Sloveniji le-to ni dovoljeno), zmanjšan relativen lovni pritisk (kot posledica večje številnosti divjih prašičev in manjšega števila lovcev) in odzivi populacije na lov. Na rast številnosti in prostorsko širjenje vrste vplivajo tudi notranji dejavniki oz. biološke značilnosti, kot so velik razmnoževalni potencial, generalistična in oportunistična prehrana ter velika prilagodljivost na okoljske spremembe (Schley in Roper, 2003; Barrios-Garcia in Ballari, 2012; Massei in sod., 2015). Tudi kognitivna sposobnost divjih prašičev je zelo velika (Broom in sod., 2009), kar jim med drugim omogoča izkorisčanje prednosti (npr. dostopnosti prehranskih virov), ki jih ponujajo mestna okolja.

V Evropi divji prašič naseljuje različne urbane habitate, npr. primestne gozdove, večje parke ali območja odlagalnišč odpadkov; vedno pogosteje

Pregledni znanstveni članek

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, Krakov 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 (Pokorný in sod., 2020). Največ podatkov je za Berlin, kjer so Jansen in sod. (2007) ocenili, da je že tedaj v urbanih in primestnih območjih te metropole živilo 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 dotok novih osebkov v prej izpraznjeno okolje oz. stalno polnjenje ponornega dela populacije iz donorskoga dela (Stillfried in sod., 2017a). Ugotovitev odločilno vpliva na 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 zaposušajo (Csókás in sod., 2020). V tem kontekstu je pomembna tudi ugotovitev s Poljske, da so se divji prašiči, ki jih odlovimo v mestih in preselimo v zaledni habitat, sposobni 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).

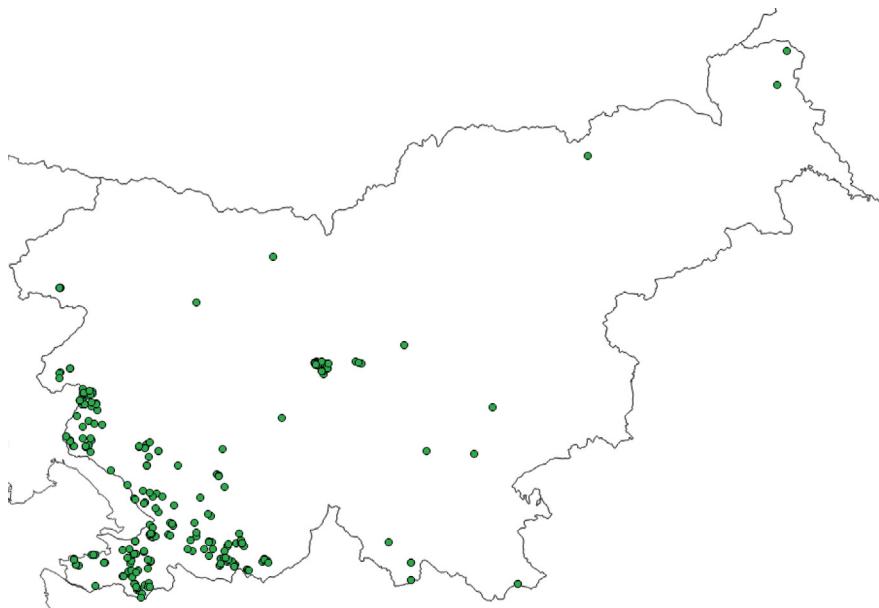
(Sub)urbana območja so za divjega prašiča privlačna tudi zato, ker je na njih lov prepovedan; v naselja jih privabljajo tudi ljudje, ki jim namensko ponujajo hrano oz. lahko dostopni in pogosti prehranski viri, ki jih najdejo bodisi v smetnjakih ali pa so povezani s krmljenjem drugih živali (Cahill in sod., 2012; Licoppe in sod., 2013). Tako so se, npr., v narodnem parku Collserola, ki je znotraj mestnega območja Barcelone (Španija), divji prašiči na ljudi in na mestno okolje privadili prav zaradi hrane antropogenega izvora (smeti) in tudi neposrednega krmljenja okoliških prebivalcev (Cahill in sod., 2012). Pozneje so se iz tega gozdnatega predela začeli širiti v mestno središče vzdolž z grmovjem in drevjem poraslih predelov, zlasti ob vodotokih, ki so 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), v Barceloni značilno vplivajo 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

Pregledni znanstveni članek

antropogenega izvora je prirasteek 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), posledica tega so 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. Četudi niso ugotovili pomembnejše zastopanosti antropogenih virov hrane v prehrani urbanih divjih prašičev, so le-ti (npr. odpadki) zanje vendarle pomemben in lahko dostopen vir hrane v času prehranskega minimuma, zaradi česar so bolje celoletno energetsko preskrbljeni. Tako imajo urbani divji prašiči v povprečju poleg večjih telesnih mas tudi večji razmnoževalni potencial kot osebki, ki živijo zunaj 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 svinje v povprečju v mestih vodijo 5,3 mladiče, v gozdnih okoljih pa le 3,8 (Bobek in sod., 2011).

Posledica večanja številnosti divjih prašičev v mestih je tudi vedno več konfliktov s prebivalci. O njih so do leta 2010 poročali iz 44 mest iz 15 držav (v Evropi: Belgija, Francija, Italija, Nemčija, Poljska, Romunija, Španija, Velika Britanija; drugje: Izrael, Indija, Japonska, Kitajska, Koreja, Singapur in ZDA): 36 % mest je doživelno le en ali dva incidenta, 64 % pa jih je poročalo o več neljubih dogodkih (Cahill in sod., 2012). Licoppe in sod. (2013) in Pokorný in sod. (2020) 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



Slika 3: Prostorski prikaz škode (ne glede na vrsto škode), ki jo je v Sloveniji v obdobju 2008–2018 na nelovnih površinah povzročil divji prašič (prirejeno po: Pokorný in sod., 2020).

Fig. 3: Spatial distribution of damage (regardless of the type) caused by wild boar in non-hunting areas in Slovenia in the period 2008–2018 (adopted from: Pokorný in sod., 2020).

Pregledni znanstveni članek

oz. v vrtnarstvu (za Italijo: Amici in sod., 2012), sadjarstvu in vinogradništvu (za Španijo: Arques in sod., 2009).

V Sloveniji je v obdobju 2008–2018 divji prašič na nelovnih površinah največ škode (slika 3) 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. Izpostaviti velja tudi dva zanimiva primera škode na domačih živalih: v enem primeru je bil poškodovan pes, v drugem pa domača raca (Flajšman in sod., 2020).

V Evropi v urbanih območjih javnost med najbolj nevarne konflikte z divjim prašičem uvršča napade na ljudi, katerim sledijo težave 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 je 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 smrtne 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 hepatitis 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 segov 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 boleznijo Aujeszkega (Schielke in sod., 2009; Pannwitz in sod., 2012). V povezavi z morebitnim 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 je izredno veliko tveganje za populacije divjih prašičev in za domače prašiče oz. prašičerejo kot dejavnost, pomembno pa lahko vpliva tudi na preskrbo s hrano, ekonomijo, razvoj podeželja, socialne razmere in politične odločitve (FAO in OIE, 2020). Ker v urbanih okoljih problematika APK zaradi odsotnosti farm domačih prašičev ni zelo aktualna (težava je 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 pričujočem prispevku ne obravnavamo posebej.

Vpliv divjega prašiča na biotsko raznovrstnost v mestni in primestni krajini je še vedno slabo raziskan, a lahko glede na dobro znano ekosistemsko vlogo in vplive vrste v naravnih habitatih (zbrano v Genov in Massei, 2004; Barrios-Garcia in Ballari, 2012; Pokorný in Jelenko, 2013) predvidevamo, da ima tako negativne kot pozitivne vplive. Zaradi drugih neželenih vplivov 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, kot so: intenziven celoleten odstrel divjih prašičev v primestnem zaledju; odstrel tudi v mestih, a z uporabo dušilcev/blažilcev poka in nočnih optičnih namerilnih naprav ter naprav za nočno opazovanje (npr. v Avstriji, na Švedskem); uporaba pasti/živilovk (Češka, Madžarska, Španija, Nemčija, Portugalska, Latvija, Avstrija, Srbija); lov z lokom (Madžarska, Španija); uporaba anestetikov oz. uspavalnih pušk in poznejša evtanazija ali izpust na druga območja (Portugalska, Španija) (zbrano v Pokorný in sod., 2020). V urbanem območju Barcelone, npr., divje prašiče odlavljamajo na različne načine: v manjše

Pregledni znanstveni članek

obore, škatlaste pasti, s pomočjo pihalnikov in padajočih mrež. Kot najbolj učinkovite so se pokazale mreže, a jih je mogoče uporabiti le na odprttem 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 je celosten 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 se številčnost vrste in konflikti z njo zelo hitro večajo, 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 predhodne negativne izkušnje najbolj vplivajo na odnos do vrste in na sprejemanje ukrepov (Conejero in sod., 2019).

4.1.2 Predstavniki družine jelenov

Primestna območja so lahko za prostoživeče parkljarje (poleg divjega prašiča tudi za prežekovalce) privlačen živiljenjski prostor, ki jim zagotavlja dodaten antropogeni vir hrane (Putman in sod., 2014), obenem pa jim nudi tudi druge optimalne živiljenjske razmere, 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 zelo vplivata na prostorsko razporeditev in stopnjo širjenja parkljarjev znotraj urbanih območij (dokazano, npr., za srnjad v Krakovu, Poljska:

Ciach in Fröhlich, 2019), se prostoživeči prežekovalci vedno pogosteje pojavljajo v urbanem okolju. Tako se, npr., v Veliki Britaniji srnjad, muntjaki (indijski jeleni), damjaki in ponekod tudi jelenjad pojavljajo na obrobu, 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 pogosteja 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 so 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, na Finskem še belorepi jelen) dokaj pogosto pojavljajo v urbanem okolju, kjer so najpogosteje udeležene v trkih z vozili (zbrano v Pokorný in sod., 2020). Njihovo število se je sicer v obdobju marec–junij 2020 zaradi omejitve javnega življenja in posledičnega izrazitega zmanjšanja gostote prometa povsod v Evropi izrazito zmanjšalo, in sicer v sedmih državah z značilnim zmanjšanjem za 18,9 %, v Sloveniji pa za 11,7 % (Bil in sod., 2020). Prežekovalci poleg prometnih nesreč znotraj mest občasno povzročajo škodo tudi na vrtovih in v parkih, na igriščih za golf in živilih mejah (npr. Coles, 1997; Pokorný in sod., 2020), 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

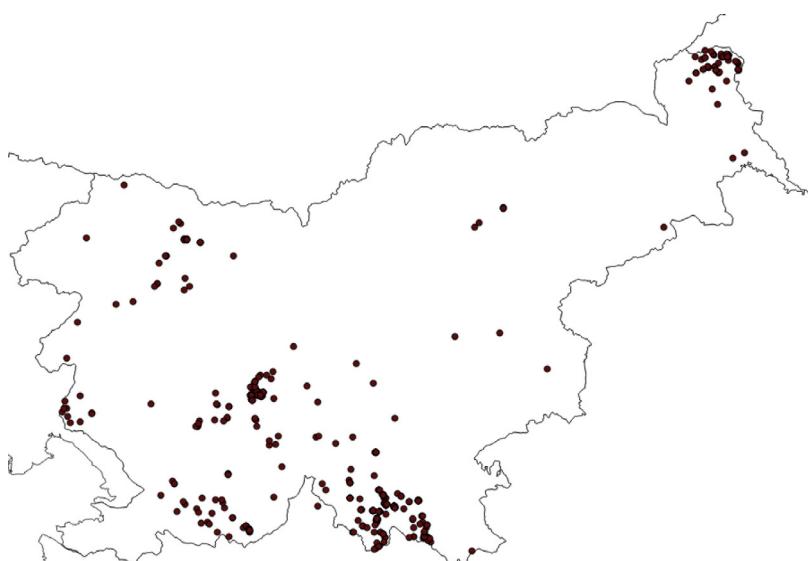
Pregledni znanstveni članek

Velenja (Anonymous, 2020a). Konflikti so lahko pogosteji 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 škode (Duarte in sod., 2012).

V Sloveniji je v obdobju 2008–2018 jelenjad 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 povezanih z vinsko trto, okrasnimi in drugimi rastlinami, npr. cipresami v naseljih. Srnjad je bila v 39 % primerov povzročiteljica škode na pridelkih (predvsem različna zelenjava, radič in fižol), v 31 % dogodkov je objedla sadno drevje, 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 (Flajšman in sod., 2020). Prostorska razporeditev škode zaradi jelenjadi in srnjadi na nelovnih površinah, s poudarkom na tistih, ki nastanejo na urbanih območjih (za srnjad), je prikazana na slikah 4 in 5.

Kolonizacija mest zaradi velikih rastlinojedov lahko pomembno vpliva tudi na varnost oz. zdravje prebivalcev. Poleg izrazito povečanega tveganja za trke z vozili (zbrano v Langbein in sod., 2011) se tako poveča možnost prenosa bolezni na ljudi, domače živali in hišne ljubljenčke (Simpson, 2002; Jansen in sod., 2007; Schielke in sod., 2009); lahko prenašajo, 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

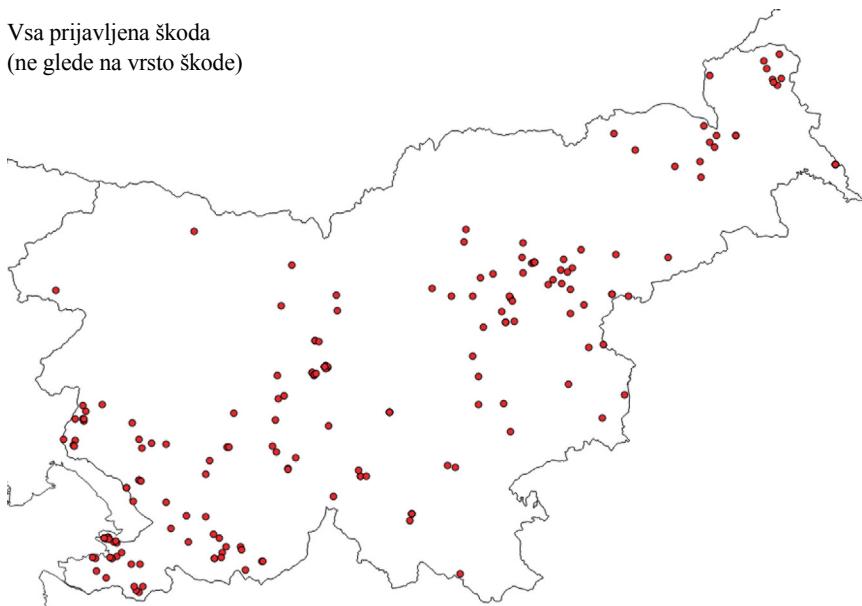


Slika 4: Prostorski prikaz škode (ne glede na vrsto škode), ki jo je v Sloveniji v obdobju 2008–2018 na nelovnih površinah povzročila jelenjad (prijejeno po: Pokorný in sod., 2020).

Fig. 4: Spatial distribution of damage (regardless of the type) caused by red deer in non-hunting areas in Slovenia in the period 2008–2018 (adopted from: Pokorný in sod., 2020).

Pregledni znanstveni članek

Vsa prijavljena škoda
(ne glede na vrsto škode)



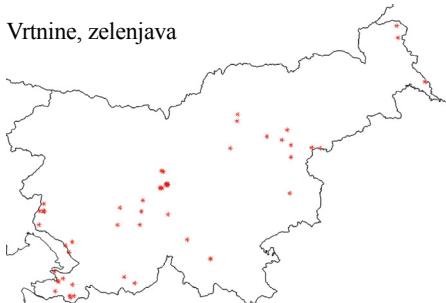
Grozje in vinska trta



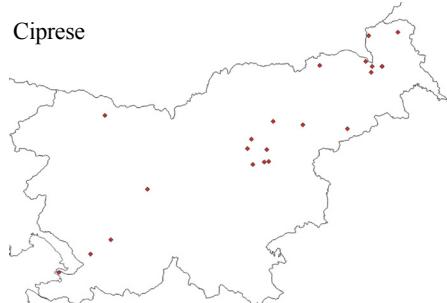
Sadno drevje



Vrtnine, zelenjava



Ciprese



Slika 5: Prostorski prikaz izbranih vrst škode, ki jo je v Sloveniji v obdobju 2008–2018 na nelovnih površinah povzročila srnjad (prirejeno po: Pokorný in sod., 2020).

Fig. 5: Spatial distribution of selected types of damage caused by roe deer in non-hunting areas in Slovenia in the period 2008–2018 (adopted from: Pokorný in sod., 2020).

študije (Levi in sod., 2012; Mysterud in sod., 2016) izkazujejo dvom, da imajo predstavniki družine jelenov pomembno vlogo za širjenje te bolezni. Povzročiteljske bakterije (npr. *Borrelia burgdorferi*) namreč živijo v klopih (Ixodoidea, npr. vrsta *Ixodes ricinus*), ki se v 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 (Ferroglio in sod., 2011; East in sod., 2011). Njihov potencialen epidemiološki vpliv 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).

4.2 Male (srednje velike) zveri

V prispevku primarno obravnavamo vrste, ki so v Sloveniji opredeljene kot divjad. Zato uporabljamo izraz »male zveri« skladno z uveljavljenim lovskoupravljavskim poimenovanjem, ki s takšnim poimenovanjem loči druge predstavnike reda Carnivora od velikih zveri. Med »male zveri« torej sodijo tudi/predvsem po velikosti srednje velike zveri (angl. mesocarnivores), 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; 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) lahko v mestih zaradi ugodnih habitatnih razmer, večje varnosti (odsotnost velikih zveri in lova) ter dostopnosti antropogenih prehranskih virov dosegajo celo večje populacijske gostote kot v naravnem okolju (Bateman in Fleming, 2012). Zato so ekosistemski vloge in vplivi malih zveri v mestih še posebno izraziti, kar velja za vsa okolja z velikimi gostotami teh vrst, še zlasti pa za tista, v katerih ni velikih zveri (Roemer in sod., 2009).

V urbanem okolju je v primerjavi s parkljarji prisotnost in vplive malih zveri težje zaznati, kar je posledica njihove pretežno nočne aktivnosti in manj vsem vidnih posledic, kot so trki s parkljarji ali ritje divjih prašičev, npr. na nogometnih igriščih (Kotulski in König, 2008). Posledica precej večje številčnost malih zveri in stalnega bivanja v neposredni bližini ljudi (pogosto tudi v samih zgradbah oz. celo stanovanjskih hišah) so mnogi stiki in konflikti s prebivalci mest. Tako so lahko nekatere vrste neposredna nevarnost zaradi napadov in/ali prenosa bolezni na ljudi. Relativno pogosti so napadi na domače živali in plenjenje ljudem simpatičnih vrst (npr. ptic pevk), kar povzroča čustveni odziv lastnikov/prebivalcev. 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, severnoameriški rakun, evrazijski šakal, vidra in dihur (zbrano v Pokorný in sod., 2020), se v nadaljevanju omejujemo le na tri najbolj razširjene in najpogosteje prebivalke urbanega okolja (lisico, kuno belico in jazbeca), za katere je v znanstveni literaturi tudi največ podatkov.

4.2.1 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 Evropi, kjer živi v mestih glede na znanstveno objavljene podatke v Veliki Britaniji, Nemčiji, Franciji, Švici, Estoniji, na Danskem, Norveškem, Finskem in Poljskem

Pregledni znanstveni članek

(Christensen, 1985; Nielsen, 1990; Gloor in sod., 2001; Soulsbury in sod., 2010; Vuorisalo in sod., 2014; Atterby in sod., 2015; Kauhala in sod., 2016; Krauze-Gryz in sod., 2019). Težave v naseljih povzroča tudi na Češkem, Hrvaškem, Portugalskem, v Luksemburgu, Latviji, Rusiji, Bolgariji in Srbiji (zbrano v Pokorný in sod., 2020). Najstarejši zapisi o prisotnosti lisic v velikih mestih so iz 19. stoletja (Varšava: Krauze-Gryz in sod., 2019). V tridesetih letih prejšnjega stoletja so že živele v več angleških mestih, vključno z Londonom (Harris, 1981). V osemdesetih letih so se 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 (zbrano v Pokorný in sod., 2020).

Zaradi dolgotrajne prisotnosti vrste so 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 sedemdestih let prejšnjega stoletja (Harris, 1981; Harris in Rayner, 1986a, 1986b; Harris in Smith, 1987). Od tedaj se populacijske gostote izrazito večajo (izražene kot število osebkov/km²). V Bristolu so pred izbruhom garij (*Sarcoptes scabiei var. vulpes*) doseglo kar 7,8–37,0 osebkov/km² (po izbruhi garij so se zmanjšale pod 5,5). Velike 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 večjih 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), opaziti je spremenjeno vedenje zaradi prometa v mestih, manjši delež glodavcev in več antropogenih virov (npr. hrana iz smetnjakov in kompostnikov, sadje z vrtov, hrana za domače

živali) v prehrani (Contesse in sod., 2004). Kot zanimivost: razen pri lisicah je bila privlačnost 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). V mestih se lisice 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 vsejedke, ki nimajo posebnih prehranskih ali habitatnih potreb, imajo velik razmnoževalni potencial in tudi sposobnost širjenja na velike razdalje, zato uspešno naseljujejo nova območja (Soulsbury in sod., 2010). Širjenje lisic v urbano okolje je pogosto sledilo povečanju populacij zunaj 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 naselile že večino estonskih mest (Plumer in sod., 2014). Največji antropogeni vir smrtnosti lisic v mestih je promet, predvsem v času razmnoževanja in osamosvajanja mladičev (Baker in sod., 2007). Zaradi omejitve širjenja na zmanjšanje številčnosti v mestih pomembno vplivata 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).

V poljskem mestu Vroclav je raziskava rabe prostora urbanih zveri pokazala, da je prostorska razporeditev vrst odvisna od razpoložljivosti prehranskih virov in kritja, obstaja struktur, ki omogočajo neopazne premike, ter medvrstne konkurence. Lisice so na urbana okolja slabše prilagojene kot kune belice: predvsem izbirajo habitate na obrobju mest, izogibajo pa se gosto pozidanim predelom (Duduš in sod., 2014). Slednje so ugotovili tudi v Berlinu, kjer so

Pregledni znanstveni članek

genetske analize potrdile obstoj urbane populacije z majhnim širjenjem prek meja mesta. Znotraj Berlina glavne selitvene koridorje predstavljajo ceste in železnice, vzdolž katerih se lisice največ premikajo (Frantz in Kimmig, 2019). Ker pa so na njih pogosti povozi, so prostorski premiki lisic v urbanem okolju omejeni (*ibid.*), kar lahko povzroči zmanjšano genetsko pestrost 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 seleksijskim 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 na splošno 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 vrst 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 morebitnih stikov lisic z domačimi živalmi je pomembno ozaveščanje javnosti o načinu ravnanja pri morebitnih stikih, vendar na način, da se ne povečuje neutemeljenega strahu pred lisicami (ali katerokoli drugo vrsto). Za zmanjšanje obolenosti 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 predvsem pomembno, da jim onemogočimo dostop do hrane. V Veliki Britaniji se je kontrola z odstrelom 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 jih preselijo na druge lokacije, vendar tak ukrep v večini primerov ni smiseln (Soulsbury in sod., 2010). Kljub temu sta uravnavanje številčnosti z odstrelom (na obrobju mest) in odlov s pastmi prevladujoča ukrepa za zmanjšanje številčnosti in konfliktov z lisicami v naseljih v Evropi (zbrano v Pokorný in sod., 2020).

Pokorný in sod. (2020) v pregledu stanja urbane divjadi v Evropi navajajo, da je lisica med najbolj problematične vrste uvrščena v enajstih izmed sedemnajstih državah, vključenih v raziskavo. Poleg zdravstvenih tveganj velja izpostaviti še napade na domače živali (kokoši, mačke, pse), občasne vstopne 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, kar pa ni bilo uspešno, saj so se lisice pastem praviloma izogibale, ko pa se je en osebek ujel, so ga še pred prihodom pristojnih izpustili prebivalci, ki se z odlovorom niso strinjali (Terglav, 2020 – ustni vir). Da je odlov lisic s pastmi v urbanem okolju zelo težaven, smo v sklopu izvedbe že omenjenega projekta CRP ugotovili tudi na območju Ljubljane in Kopra (Pokorný in sod., 2020).

Na lestvici povzročiteljev škodnih primerov na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018 je bila med vsemi vrstami divjadi z 209 primeri lisica na tretjem mestu, za jelenjadjo in divjim prašičem (Flajšman in sod., 2020). V skoraj vseh primerih je nastala škoda na domačih živalih (97 %), večinoma na kokoših, prijavljena je bila tudi škoda na racah, jagenjčkih, domačih kuncih in fazanih. Le pet dogodkov ni bilo povezanih z domačimi živalmi; bile so poškodbe silaže, silažne folije, vreč zemlje in celo novoletne dekoracije ter

Pregledni znanstveni članek

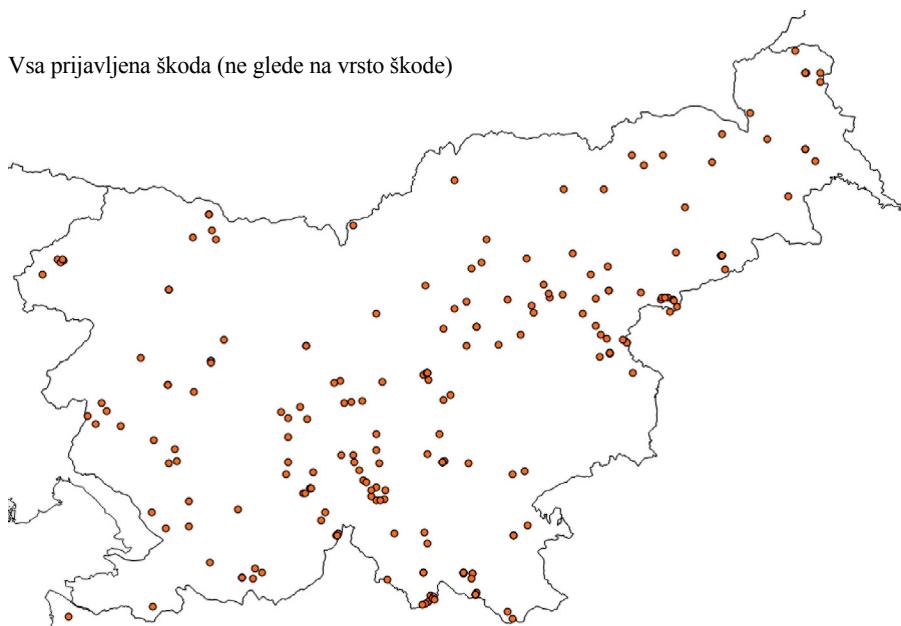
škoda v bazenu. Škodni primeri so se pojavljali na območju celotne države, največ v Kočevsko-Belokranjskem in Savinjsko-Kozjanskem LUO (slika 6).

4.2.2 Jazbec

V Evropi in Aziji jazbeci naseljujejo predvsem zunajmestne 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 prilagoditev kot lisice in kune belice, so jazbeci začeli kolonizirati mesta precej pozneje, v celinski Evropi šele v zadnjih dveh desetletjih (npr. v Švici: Geiger in sod., 2018). Dlje so v urbanem okolju prisotni v Veliki Britaniji, kjer so zavarovana, ikonska vrsta (Harris in sod.,

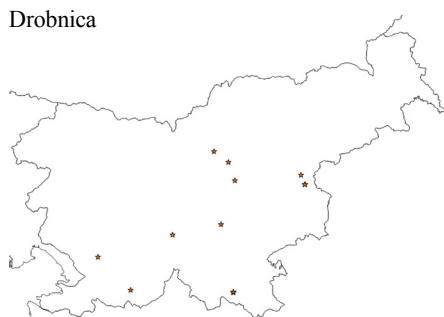
Vsa prijavljena škoda (ne glede na vrsto škode)



Perutnina (kokoshi, race, okrasne vrste)



Drobnica



Slika 6: Prostorski prikaz izbranih vrst škode, ki jo je v obdobju 2008–2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila lisica (prirejeno po: Pokorný in sod., 2020).

Fig. 6: Spatial distribution of selected types of damage caused by red foxes in non-hunting areas in Slovenia in the period 2008–2018 (adopted from: Pokorný in sod., 2020).

Pregledni znanstveni članek

2010). Zato praktično vse raziskave urbanih jazbecev 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 njihova gostota 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 jih jazbeci v mestih uporabljajo značilno manj kot na podeželju; zlasti manj časa preživijo v robnih jazbinah, ki so pomembne predvsem za hitro in varno premikanje znotraj življenjskega okoliša. Prav zaradi zunanjih, a pogosto neuporabljenih jazbin je velika gostota jazbin v urbanem okolju, kar povečuje konflikte. Vendar prav to dejstvo omogoča relativno enostaven in za javnost najbolj sprejemljiv način zmanjševanja konfliktov, tj. s selektivnim zapiranjem/uničevanjem robnih jazbin, kar pa ne vpliva na številčnost jazbecev (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 (Davison in sod., 2009). Spremljani osebki so zavzemali zelo majhne okoliše (povprečna velikost za skupine je bila 9,3 ha, za osebke pa 4,9 ha), kar je precej manj od vseh znanih podatkov iz ruralnega okolja. Vsa aktivnost je

bila omejena na neposredno bližino glavnih jazbin. V tem mestu so ugotovili zelo velike populacijske gostote jazbecev (2,4 skupine/km²; Scott in sod., 2018), kar je precej več kot drugod v Angliji in Wellsu ($0,48 \pm 0,03$ 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 (pestrost 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 spomladni (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 katerih jih je bilo 8.365 odstreljenih (61 %), 4.891 (36 %) pa povoženih (4.855 na cestah, 36 na železnicah); vsi drugi 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 treh držav: Avstrije (Dunaja), Luksemburga in Velike Britanije (zbrano v Pokorný in sod., 2020). V slednji so največje težave (in odškodnine) povezane s škodo, ki jo jazbeci povzročajo na stavbah in pri kopanju jazbin, še zlasti na pokopališčih ali v njihovi bližini. Drugi konflikti so brskanje po smetnjakih, polomljene ograje,

Pregledni znanstveni članek

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 voljo malo nevretenčarjev. Vendar je škoda večinoma majhna, največ je nastane maja in junija, ko je v prehrani te vrste velik delež zelenjave (Delahay in sod., 2009; Harris in sod., 2010). V urbanem okolju jazbeci lahko pomenijo tudi zdravstveno tveganje, saj so pomemben rezervoar nekaterih bolezni, npr. tuberkuloze (Gortázar in sod., 2012).

Tudi v Sloveniji jazbeci povzročajo pomembno škodo, vendar predvsem na kmetijskih pridelkih na lovnih površinah; občasno sicer škoda nastane tudi na nelovnih površinah, a predvsem zunaj urbanega okolja. V obdobju 2008–2018 je bilo na nelovnih površinah prijavljenih le 18 škodnih dogodkov, največ na travni ruši (50 %), po nekaj primerov je bilo na kmetijskih pridelkih (koruza, grozdje) in silaži, v enem primeru naj bi jazbec poškodoval mačko (Flajšman in sod., 2020). V preteklosti so sicer tudi pri nas bili zabeleženi primeri jazbin v naseljih, npr. pod hlevom na območju Črnomlja ali pod železniško progo (Kryštufek, 1991).

Za preprečevanje škode v mestih sta v Avstriji dovoljena odlov jazbecev s pastmi in izpust v ruralno okolje, v Luksemburgu (izjemoma) in Veliki Britaniji (ob predhodnem dovoljenju in obvezni izgradnji nadomestnih jazbin) pa so ukrepi usmerjeni predvsem v zapiranje ali uničevanje jazbin (zbrano v Pokorný in sod., 2020). Znanih je več metod: namestitev enosmernih vrat (jazbeci lahko jazbino zapustijo, vanjo pa se ne morejo vrniti); izsuševanje okolice jazbin; zasutje; uporaba odvračal (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 odlovali ali usmrtili (Ward in sod., 2016).

4.2.3 *Kuna belica*

V srednji in zahodni Evropi je kuna belica znana kot sinantropna vrsta, saj si življenjski prostor pogosto poišče v antropogenih habitatih tako na podeželju kot tudi v mestih: npr. na podstrešjih, skedenjih 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 pozneje poročali iz več držav, npr. Italije (Rim: Gippoliti in Amori, 2006), Luksemburga (Herr, 2008), Madžarske (Budimpešta: Tóth in sod., 2009), Poljske (Krakov: 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 se pogosto naseljuje v gosto pozidanih predelih in mestnih središčih, izogiba pa se odprtим 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 pogosti (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 še o drugih pozitivnih učinkih

Pregledni znanstveni članek

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, urbanizacija zelo neizrazito vpliva na socialne odnose in prostorsko organiziranost te teritorialne vrste, saj je zelo filogenetsko determinirana in je 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 (izogibale so se 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, preseljena v dokaj oddaljeni gozd, zelo hitro vrnila v mesto. V primerjavi z ruralnimi populacijami so bile v mestih ugotovljene velike populacijske gostote (4,7–5,8 odraslega osebka/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 prilagoditev na urbano okolje in opredeljuje njen sinantropni značaj, vendar pa je posledica tega tudi več 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 itn.) 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 povzročenega hrupa, kadar se naselijo 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 posebno aktualno v letu 2020 zaradi pandemije bolezni covid-19. Predstavniki družine kun (Mustelidae) so namreč ena izmed znanstveno potrjenih živalskih skupin, s katerih je mogoč 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 posebno tistih iz bližine ljudi (Manes in sod., 2020). Vendar je treba poudariti, da do priprave pričujočega prispevka virus SARS-CoV-2 ni bil potren 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; na farme so virus povsod zanesli okuženi zaposleni (*ibid.*). Glede na sorodstvene povezave z minki in že opravljene virološke raziskave bi lahko bili okužbi mnogo bolj kot kune belice izpostavljeni dihurji, še zlasti udomačeni (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 sistematicne raziskave pojavnosti in razlik v pojavnosti koronavirusov v kunah, ki živijo v urbanem okolju, s tistimi iz ruralne in gozdne krajine.

Kuna belica spada v skupino najbolj problematičnih vrst divjadi glede konfliktov v urbanem okolju (skoraj izključno zaradi škode na avtomobilih in objektih) predvsem v srednjeevropskem prostoru oz. v osmih izmed sedemnajstih analiziranih

Pregledni znanstveni članek

držav: na Češkem, Hrvaškem, Madžarskem, v Italiji, Nemčiji, Švici, Luksemburgu in Bolgariji (Pokorný in sod., 2020). Za odpravljanje konfliktov s kunami je več priporočil: najpomembnejše jima 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 odvračalni ukrepi, ki delujejo na načelu hrupa (npr. radio), vonja (kemična odvračala) ali motenj (pogosto obiskovanje podstrešja), saj se kune nanje hitro navadijo. Tveganje za nastanek škode na avtomobilih je mogoče dokaj preprosto zmanjšati z nekaterimi preprostimi tehničnimi ukrepi. Kjer onesnažujejo avtomobile z markiranjem, je smiselno pogosteje pranje (kar sicer ni vedno učinkovito); grizanje kablov/cevi pa je mogoče učinkoviti 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).

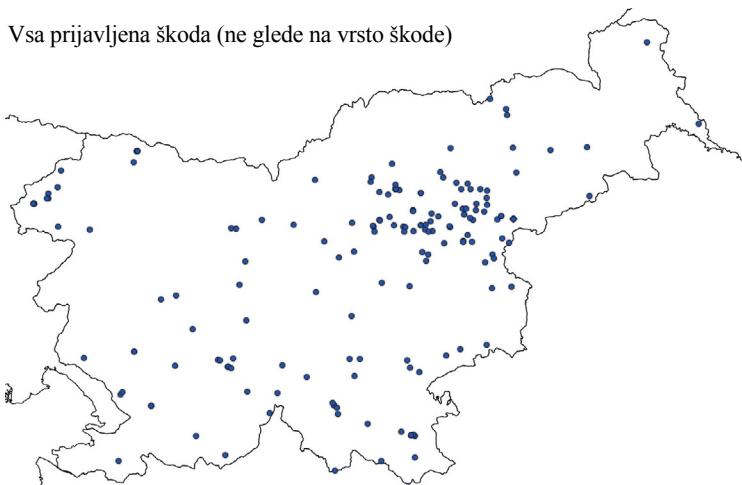
V Sloveniji so oškodovanci v obdobju 2008–2018 prijavili 179 škodnih primerov, ki jih je na nelovnih

površinah povzročila kuna belica (Flajšman in sod., 2020): najpogosteje (45 % primerov) je bila škoda na nepremičninah, predvsem na ostrejih, 44 % škode je bilo zaradi plenjenja domačih živalih (kokosi, race, golobi, druge vrste ptic, npr. papige; nekaj je bilo celo primerov plenjenih jagenjčkov), v 11 % pa so nastale poškodbe avtomobilov (predvsem elektronike). Daleč največ prijavljene in obravnavane škode je bilo v Savinjsko-Kozjanskem LUO (slika 7), kar pa verjetno ni le posledica konfliktnosti kun, temveč predvsem odgovornega odnosa pooblaščenca ZGS do obravnave prijavljene škode (Pokorný in sod., 2020).

4.3 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 (sploh v primerjavi s parkljarji in zvermi), na voljo pa je tudi precej manj podatkov, se predvsem številčnost

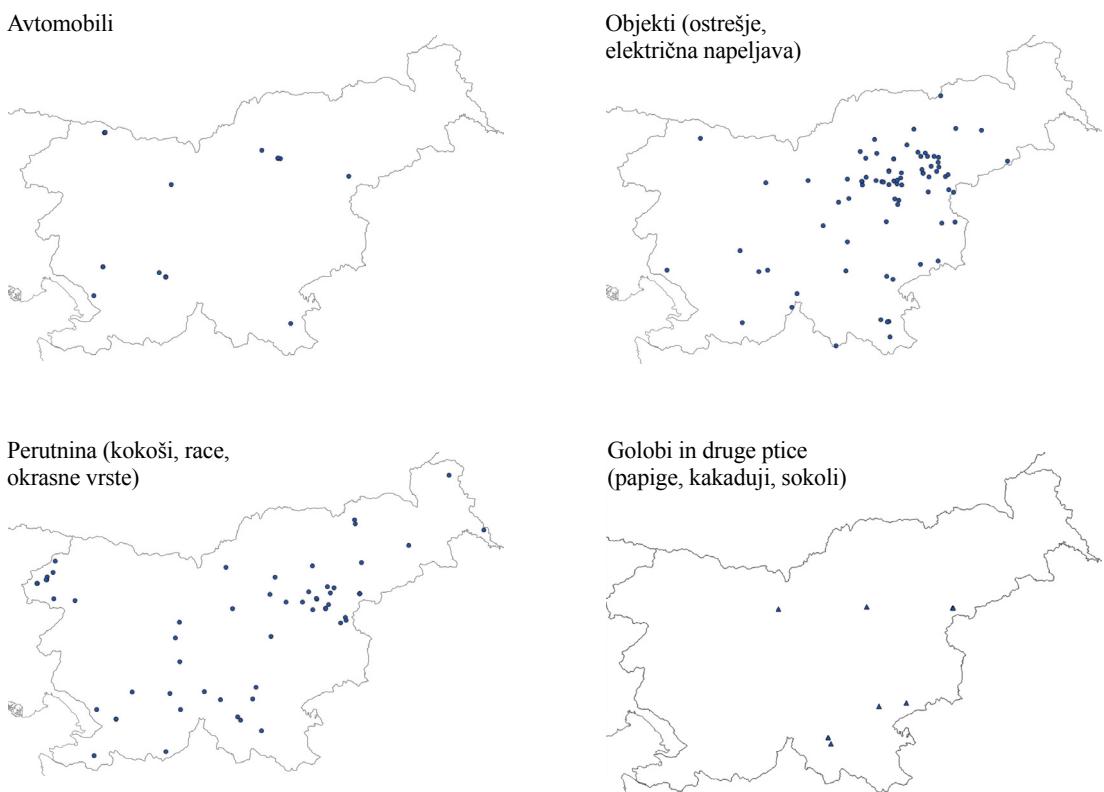
Vsa prijavljena škoda (ne glede na vrsto škode)



Slika 7: Prostorski prikaz izbranih vrst škode, ki jo je v obdobju 2008–2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila kuna belica (prijezeno po: Pokorný in sod., 2020).

Fig. 7: Spatial distribution of selected types of damage caused by stone martens in non-hunting areas in Slovenia in the period 2008–2018 (adopted from: Pokorný in sod., 2020).

Pregledni znanstveni članek



Slika 7: Prostorski prikaz izbranih vrst škode, ki jo je v obdobju 2008–2018 v Sloveniji na nelovnih površinah povzročila kuna belica (prirejeno po: Pokorný in sod., 2020).

Fig. 7: Spatial distribution of selected types of damage caused by stone martens in non-hunting areas in Slovenia in the period 2008–2018 (adopted from: Pokorný in sod., 2020).

in prostorska razširjenost nutrije pri nas hitro povečujeta, kar velja tudi za mesta, npr. Ljubljano in Koper (Papež, 2020). Zato se v nadaljevanju nekoliko podrobnejše osredotočamo na to vrsto, medtem ko za polha navajamo le nekatere osnovne informacije, povezane z njegovo prisotnostjo na obrobju naselij.

4.3.1 Navadni polh

Navadni polh je pogost prebivalec človeških bivališč, zato so stiki med polhom in človekom zelo stari in pogosti (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 kablih. Poleg tega polhi jedo 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. Zato v nekaterih državah, npr. na Madžarskem, polhe (zlasti navadnega) obravnavajo kot konfliktne vrste (Babai in sod., 2017). O konfliktih, ki jih povzroča navadni polh, poročajo tudi iz Latvije, Litve, Poljske, Češke, Romunije,

Pregledni znanstveni članek

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 štirje v Savinjsko-Kozjanskem LUO), in sicer na nepremičninah – električni napeljavi, ostrešju in vratih (Pokorný in sod., 2020).

Polhi so v mestih – podobno kot drugi glodavci – pomembni gostitelji klopor in rezervoar klopnih patogenov: v Franciji, Nemčiji, na Nizozemskem in Češkem je bil navadni polh prepoznan kot dejavnik tveganja za večji pojav lymske 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 prepoznan kot tujerodna vrsta in ga lahko lastniki hiš prosto lovijo, število ulovljenih osebkov med leti zelo niha (Trout in Mogg, 2017). Nasprotno je v večini držav Evropske unije zavarovana vrsta, a hkrati niso vzpostavljeni mehanizmi za nadomestilo škode, kar sproža dodatne konflikte (Büchner in sod., 2018). Slovenija sodi med države, kjer je lov polha legalen (to pravico imajo vsi državljanji, ki pridobijo dovolilnico), a kot divjad samo na lovnih površinah in v lovni dobi, ki traja od 1. oktobra do 30. novembra (Ur. l. RS, št. 101/2004, 81/2014). Kot zanimivost: po podatkih, ki jih morajo upravljavcem lovišč posredovati polharji, je bilo po letu 2005 v Sloveniji največ polhov ulovljenih leta 2011 (skoraj 68.000), najmanj pa leta 2019 (samostojno 31) (Oslis, 2020). Zelo velike razlike v številu ulovljenih polhov z izrazitim viški vsako drugo oz. tretje leto kažejo na velik vpliv prehranskih razmer, posledica tega je tudi medletna spremenljivost v pojavljanju polhov v naseljih.

4.3.2 Nutrija

Nutrija izvira iz subtropskih območij Južne Amerike (Woods in sod., 1992); zdaj je kot tujerodna vrsta prisotna na vseh celinah, razen Avstralije in Antarktike (Carter in Leonard, 2002). V Evropo so jo kot farmsko žival za gojenje krvna vnesli iz severne Argentine konec 19. stoletja (Woods in sod., 1992). Čeprav so ponekod nutrije tudi namerno izpustili za biološko zatiranje neželenih vodnih rastlin, je bila glavna pot vnosa v ekosisteme pobeg in predvsem izpustitev s farm. Ko se je cena krvna drastično zmanjšala, so namreč rejci začeli opuščati vzrejo in živali množično spuščati v naravo (Carter in Leonard, 2002). Po najnovejših podatkih je nutrija stabilne populacije oblikovala v desetih evropskih državah, vše desetih pa je v naravi prisotna in kaže prve znamenke populacij. Po prostorskih modelih naj bi bili v večini držav, vključno s Slovenijo, >50 % površine (na nivoju 5x5 km rastrskih celič) ustrezni habitati za nutrijo (Schertler in sod., 2020).

V Sloveniji je bila v naravi prvič opažena leta 1936/37, ko naj bi v okolici Ptuja odstrelili 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 Ržani pri Bertokih, pa tudi na slovenski obali (Kryštufek, 1996; Leskovic, 2012). Zdaj je vrsta razširjena predvsem vzdolž Ljubljanice, Ržane 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: Vrhnik, 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:

Pregledni znanstveni članek

Lendava, Ljutomer), Kamniško-Savinjskem (5: Domžale), Savinjsko-Kozjanskem (2: Šentjur pri Celju, Žalec), Kočevsko-Belokranjskem (1: Ribnica) in Triglavskem LUO (1: Smast) (Lisjak, 2020). Pri nas so torej nutrije 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; posebno so zanj primerena 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). Kadar 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, parijo se vse leto, na leto imajo 2–3 legla, v vsakem je do 12 mladičev, v povprečju pa 3–6 (zbrano v Schertler in sod., 2020). Zmerne oz. tople zime ugodno vplivajo na rast populacije, in sicer tako zaradi zmanjšane smrtnosti kot tudi več legal (Woods in sod., 1992). Zato se vrsta 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 povečanje populacij zaznano tudi v suboptimalnih habitatih (Scaravelli, 2002). Kljub številnim programom in aktivnostim za izločitev vrste iz ekosistemov oz. vsaj za zaustavitev širjenja, ki potekajo 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).

V Evropi na širjenje vrste pomembno vpliva tudi kolonizacija mest, v katerih so nutrije v večjem številu prisotne v Nemčiji (Scheide, 2013), Avstriji, na Češkem, v 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 pokazale lokalne prilagoditve vrste na urbano okolje (Meyer in sod., 2005) in prednosti življenja v mestih, kot so krmljenje, milejše podnebje in toplotno onesnaženje rek, kar vse vpliva na večji razmnoževalni uspeh in manjšo smrtnost (Carter in Leonard, 2002; Verheyen, 2002; Scheide, 2013). Zato naj bi urbanizacija in prisotnost ljudi (tj. bližina naselij in gostota prebivalstva) v Evropi pozitivno vplivali na pojavljanje nutrij (Schertler in sod., 2020).

Nutrije povzročajo v okolju številne negativne vplive, ki so v prvi vrsti posledica objedanja obrežne vegetacije in kopanja rogov, kar povzroči erozijo rečnih bregov in spremicanje obrežnih habitatov (Panzacchi in sod., 2007; Bertolino in Genovesi, 2009; Höngsfeld in sod., 2009). Slednje posredno vpliva na druge vrste, povečajo se tudi možnosti poplavljanja in stroški za vzdrževanje vodotokov. Vrsta povzroča škodo na kmetijskih pridelkih, zlasti koruzi in sladkorni pesi (zbrano v Schertler in sod., 2020), žretje močvirške in obrežne vegetacije pa lahko posredno ogroža ptice, saj vpliva na razpoložljivost primernih habitatov za gnezdenje in prehranjevanje (Bertolino in sod., 2005). Nutrija 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 (Wade in Ramsey, 1986). Pomemben je tudi zdravstveni vidik: vrsta je rezervoar za virus hepatitis E (Serracca in sod., 2015) in potencilni vektor več zoonoz, npr. toksoplazmoze, tularemije, trihineloze, leptospirose in alveolarne ehnokokoze (LeBlanc, 1994; Carter in Leonard, 2002; Nardoni

Pregledni znanstveni članek

in sod., 2011; Križman in sod., 2020). Nutrije lahko obolevajo tudi za papilomatozo, steklino, salmonelozo, paratifusom in kokcidiozo (Woods in sod., 1992). V Toskani (Italija) so, npr., serološke raziskave pokazale, da je bila s povzročiteljem leptospiroze (*Leptospira interrogans*) okužena četrtina 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 ehnokokozo (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 določa, da države članice sprejmejo ukrepe za preprečevanje širjenja teh vrst oz. odstranitev iz narave. Vendar to ni enostavno ne z izvedbenega vidika in ne upoštevaje nasprotovanje prebivalcev. Nedavna slovenska raziskava javnega mnenja je namreč pokazala, da bi za sprejemljive ukrepe za odstranitev nutrij iz mest lahko obveljali le tisti, ki ne vključujejo usmrtnitve živali (Kuronja, 2020). Kljub temu je 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 jih po enajst let trajajočih aktivnostih celo iztrebili (Gosling, 1981; Gosling in Baker, 1989). Starejši načini 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 zdaj dovoljena dva načina kontrole te vrste: odstrel (ki ga v naseljih ni mogoče izvajati) in lovjenje v pasti (životovke) z naknadno evtanazio (Cocchi in Riga, 2001). Najpogosteje so v rabi 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 nutrije uspeli iztrebiti, Gosling in Baker (1989) predlagata izvedbo letalnih ukrepov zlasti v območjih z velikimi populacijskimi gostotami, s čimer se pomembno zmanjša širitev drugam. Tudi Panzacchi in sod. (2007) poudarjajo nujnost preprečitve širjenja vrste na nova območja, saj so stroški zgodnjih ukrepov mnogo manjši, kot je poznejša 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 vse leto (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 povzročili smrt nutrij (Kuronja, 2020), in izkušnjah iz tujine z demonstracijami, npr. iz sosednjega Trsta (Anonymus, 2018), je nesmiselno pričakovati, da bi lovci intenzivneje odstreljevali nutrije, sploh v bližini naselij. Poleg ustreznega informiranja in ozaveščanja javnosti o negativnih vplivih nutrij na naravo in okolje bi bilo za intenziviranje kontrole populacij smiselno spodbujati raba 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 velikim tveganjem, ki jih je treba začgati 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 kontollo 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 razmnoževanja (Schertler in sod., 2020). Prepoved krmljenja 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 vedno večje konflikte zaradi napadov nutrij na domače živali in celo na ljudi, po prepovedi hranjenja pa so se številčnost nutrij in konflikti zelo zmanjšali (Walther in sod., 2011).

5 Razprava in zaključki

Stiki med ljudmi in prostoživečimi živalmi so v svetu vedno pogosteji, saj se zaradi vedno večje urbanizacije povečuje stična cona med naselji in drugimi ekosistemi; posledično se povečujeta tako število kot intenzivnost konfliktov z divjadom (Madden, 2004). V mestnem in primestnem okolju so najpomembnejši konflikti trki z divjadom, 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 konflikti povzročajo negativne (pogosto tudi dramatične) posledice tako za prebivalce kot divjad, kar kliče po obsežnem in sistematičnem pristopu za preprečevanje ali vsaj zmanjševanje neljubih stikov (Schell in sod., 2020).

Vrste divjadi, ki jih v Sloveniji ljudje najpogosteje prepoznavajo kot problematične v urbanem okolju, so lisica, srnjad, kuna belica in siva vrana, v prihodnosti pa lahko pričakujemo več konfliktov tudi z drugimi vrstami, npr. divjim prašičem, jazbecem in nutrijo. Čeprav se poznavanje urbane ekologije in vedenja večine vrst v naseljih veča, 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 izkorisčanje njihovih značilnosti je namreč predpogoj tako za kontrolo populacij/konfliktov v urbanem okolju kot tudi za razvoj učinkovitih varstvenih ukrepov v spreminjačem se okolju (Bateman in Fleming, 2012).

V Sloveniji je lastnica divjadi država, ki je odgovorna tudi za izplačilo odškodnin za škodo zaradi divjadi na nelovnih površinah, npr. v urbanem okolju (Ur. I. RS, št. 101/2004). Kljub temu nimamo protokolov oz. navodil za ukrepanje v primerih, ko je divjad v specifičnih situacijah nevarnost za ljudi in premoženje. Morebitne rešitve, npr. smiselne izjeme od trenutno veljavnih zakonskih norm, in protokoli za morebitne izjemne posege v populacije oz. reševanje čisto konkretnih težav, 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 smiselnouporabiti znanje in izkušnje, ki smo jih predstavili v pričujočem prispevku, in domače izkušnje z drugimi vrstami divjadi (za sive vrane: Jelenko Turinek in sod., 2016). Na njihovi podlagi je treba v nadaljevanju, skupaj z vsemi zainteresiranimi deležniki, oblikovati ustrezne protokole za ukrepanje oz. reševanje konkretnih situacij.

Četudi pomemben del javnosti na splošno 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 divjadom 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

Pregledni znanstveni članek

tehnike za odganjanje, premestitev ter tudi odvzem osebkov iz urbanega okolja. Takšna, z upravljavskimi ukrepi povezana selekcija lahko pomembno vpliva na evolucijske procese urbanih populacij. Vendar so stiki med konflikti, upravljavskimi ukrepi in evolucijo v urbanem okolju domala neznani (Schell in sod., 2020). Zato smo v pričujočem prispevku skušali za vse vrste divjadi, ki so zanimive s slovenskega vidika, predstaviti in povezati najbolj bistvene ugotovitve o bioloških značilnosti teh vrst v urbanem okolju, najpomembnejših konfliktih, ki jih povzročajo, možnih upravljavskih ukrepov in izkušnjah z njimi. Žal v slovenskem prostoru do nedavnega divjad v urbanem okolju ni bila proučevana z nobenega vidika (izjema je siva vrana: Jelenko Turinek in sod., 2016). Zato smo lahko v pregled obstoječega znanja in stanja vključili predvsem ugotovitve iz tujine ter sintezne ugotovitve, ki smo jih zbrali v sklopu projekta CRP Divjad v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah (Pokorný in sod., 2020). Zavedamo se, da izkušenj iz drugih okolij ni mogoče nekritično prenašati v naše lokalne razmere, še posebno ne, ker se drugje upravljavski pristopi zelo razlikujejo glede na geografsko območje, živalsko skupino/vrsto, politično ureditev (npr. lastništvo divjadi), kulturne in religiozne vrednote ter družbeno senzibilnost oz. dojemanje težav v javnosti, posledica česar je zelo velika kompleksnost uporabljenih rešitev na globalnem nivoju (Schell in sod., 2020).

Sobivanje ljudi in divjadi v urbanem okolju pomembno vpliva na počutje prebivalcev, gospodarstvo, dojemanje vrst, pomen/uspehe naravovarstva in smiselnost upravljanja populacij ter na razumevanje zdravstvenih tveganj. Slednje je postalo še posebno aktualno v letu 2020 zaradi pandemije bolezni covid-19. Dandanes zdravstvena tveganja zelo 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 doslej pri nas niso bila nikoli

prepoznana/izpostavljena kot pomembna težava, lahko pričakujemo, da se bo to v prihodnje zelo spremenilo. Zato smo v pričujočem prispevku za vse vrste ta vidik posebej izpostavili, a ne z namenom potencirati težave, temveč predvsem zato, da smo bolje pripravljeni na nove izzive, ki nas čakajo v prihodnje. Odnos ljudi do divjadi v urbanem okolju in njegovo spremicanje lahko namreč pomembno vplivata na dojemanje divjadi in drugih vrst prostoživečih živali nasploh (tudi v naravnem okolju), a tudi na razumevanje pomena varstva in upravljanja populacij (Schell in sod., 2020). Zato si želimo, da bi podrobni pregled dosedanjih ugotovitev tudi v spremenjenih razmerah omogočil trajno sobivanje med ljudmi in divjadjo, ki ne bo v škodo nobenemu izmed udeležencev v odnosu.

6 Povzetek

Zaradi intenzivne urbanizacije, prostorskega širjenja naselij in prometnic se ob sočasnem opuščanju kmetijstva in zaraščanju krajine povečuje stična cona med naravnimi habitatimi prostoživečih živali in urbanimi območji. Posledično vedno več živali in vrst živi znotraj naselij, kar mnogokrat privede do konfliktnih situacij z ljudmi. Le-te pogosto stopnjuje dejstvo, da se osebki in populacije, ki so se prilagodili/e na urbano okolje, v mnogih lastnostih razlikujejo od populacij istih vrst, ki živijo v zunajmestnih habitatih. Spremembe (npr. drugačne vedenjske lastnosti, dnevna aktivnost, manjši domači okoliš, večja razmnoževalna sposobnost) so pogosto podobne med različnimi vrstami, saj jim omogočajo lažje preživetje v urbanem okolju. Omogočajo jim tudi izkorisčanje njegovih prednosti, kot so: manjša medvrstna konkurenca, odstotnost plenilcev in lova, celoletna dostopnost prehranskih virov (zlasti antropogenega izvora), manjše temperaturne razlike in milejše zime.

Med sesalci, ki so v Sloveniji divjad, se v evropskih mestih oz. naseljih najpogosteje pojavljajo naslednji taksoni oz. vrste: (i)

Pregledni znanstveni članek

male zveri: lisica (*Vulpes vulpes*), kuna belica (*Martes foina*), jazbec (*Meles meles*); (ii) parkljarji/kopitarji: divji prašič (*Sus scrofa*) in predstavniki družine jelenov (*Cervidae*), zlasti evropska srna/srnnjad (*Capreolus capreolus*), v omejenem obsegu tudi navadni jelen/jelenjad (*Cervus elaphus*) in damjak (*Dama dama*); (iii) glodavci: navadni polh (*Glis glis*) ter tujerodna nutrija (*Myocastor coypus*). Ker pri nas primanjkuje znanja o bioloških značilnostih teh vrst v urbanem okolju, vzrokih za konflikte in morebitnih ukrepov za njihovo reševanje, smo naredili pregled tujih ugotovitev in priporočil iz več kot 200 znanstvenih virov (npr. o zgodovini, bioloških značilnostih, potencialnih vplivih in konfliktih ter upravljavskih pristopih v drugih državah). Za vse vrste smo predstavili tudi najpomembnejše ugotovitve o škodnih dogodkih, ki so jih povzročile v Sloveniji v enajstletnem obdobju 2008–2018 na nelovnih površinah (ne le v naseljih), ko je bilo skupaj prijavljenih in obravnavanih 1.570 škodnih primerov, od tega 1.217 (78 %) v naseljih.

V Evropi je v urbanem okolju najbolj problematična prisotnost divjega prašiča, težave pogosto povzročata tudi lisica in kuna belica. Konflikti z ljudmi (škoda na lastnini, trki z vozili, napadi na domače živali ali celo ljudi, nevarnost prenosa bolezni, strah) lahko privedejo do dramatičnih posledic zanje in za živali. Odnos in izkušnje ljudi do divjadi v urbanem okolju pa pomembno vplivajo na splošno dojemanje prostoživečih živali, a tudi na razumevanje pomena varstva in upravljanja populacij. Zato se je treba reševanja konfliktov z divjadjo v urbanem okolju lotiti takoj, celostno in sistematično. Čeprav gre za širšo družbeno problematiko, morajo rešitve v veliki meri temeljiti na poznavanju bioloških značilnosti vrst. Zelo pomembna sta izobraževanje in ozaveščanje javnosti o ekosistemski vlogi vrst (le-ta je lahko zelo poudarjena tudi v naseljih) in o njihovih vplivih ter za javnost lažje sprejemljivih posegov v okolje (npr. za zmanjšanje dostopnosti antropogenih

prehranskih virov in splošne habitatne primernosti). Vendar je/bo občasno treba določene osebke divjadi iz urbanega okolja tudi odvzeti, na kar je treba javnost pripraviti, a tudi izbrati ustrezne tehnične rešitve. V Sloveniji trenutno še nimamo protokolov oz. navodil za ukrepanje v primerih, ko je divjad v specifičnih situacijah nevarnost za ljudi in premoženje. Upravljanje z divjadjo v urbanih območjih je poseben izziv, saj je tam nemogoče ali vsaj zelo oteženo izvajati neposredne ukrepe za kontrolo populacij, upravljavci lovišč pa kljub temu nosijo pomembno breme odgovornosti. Ker je za kontrolo populacij zelo pomemben odnos javnosti, bo morala država kot lastnica divjadi poskrbeti za ustrezno okolje, da se bo ukrepe sploh lahko izvedlo.

Za razumevanje tveganj in upravljavskih možnosti v tako oteženih razmerah je zelo pomembno poznati ugotovitve in izkušnje iz drugih, zlasti nam bližnjih evropskih držav. Celovit pregled ugotovitev iz tujine lahko pomembno prispeva k sistematičnem reševanju konfliktov z divjadjo v urbanem okolju pri nas.

7 Summary

Due to intensive urbanisation, spatial spreading of urban areas and traffic roads, simultaneous abandonment of agriculture activities, and increasing landscape forestation, the contact zone among natural habitats in the wildlife and urban areas is spreading. In turn, more and more animals and species are living within the urban areas, which often leads to conflicts with humans. The conflicts are often escalated by the fact that the specimens and populations that have adopted the urban area differ in many characteristics from the same species living out of the urban habitats. The changes (e.g. different behaviour characteristics, daytime activity, smaller home-range, increased breeding ability) are often similar among different species, since they enable easier survival in the urban

Pregledni znanstveni članek

environment. They also enable the species to take the advantages of the environment, such as: less interspecies competition, absence of predators and hunting, all-year accessibility of food sources (particularly of the anthropogenic origin), lower temperature differences, and milder winters.

Among mammals - game species, in the case of Slovenia - the following taxa or species appear most commonly in European cities, i.e. urban areas: (i) mesocarnivores: red fox (*Vulpes vulpes*), stone marten (*Martes foina*), European badger (*Meles meles*); (ii) ungulates/hoofed animals: wild boar (*Sus scrofa*), and representatives of the deer family (*Cervidae*), particularly the European roe deer/deer (*Capreolus capreolus*), as well as red deer/deer (*Cervus elaphus*) and fallow deer (*Dama dama*) to a limited extent; (iii) rodents: edible dormouse (*Glis glis*), and the non-indigenous coypu (*Myocastor coypus*). Since there is a lack of knowledge about the biological characteristics of these species in the urban environment in Slovenia, the causes of conflicts, and possible measures to resolve them, we reviewed foreign scientific findings and recommendations from more than 200 references (i.e. about the history, biological characteristics, potential impact and conflicts, and management approaches in other countries). For all species, we also presented the most important findings on damage in non-hunting areas (not only in the urban areas) in the period 2008–2018, when 1,570 damage cases were reported and addressed, of which 1,217 cases (78%) were in the urban areas.

In the urban areas of Europe, the presence of wild boar is the most problematic, while there are also common issues with the red fox and stone marten. Conflicts with humans (property damage, collisions with vehicles, attacks on farm animals or even humans, disease transmission risks, fear) can lead to dramatic consequences for humans and animals. The attitude and experience of humans towards

game species in urban environments have an important impact on the general perception of wildlife, as well as on understanding the importance of conservation and the management of populations. Hence, conflicts with the game species in urban environments must be addressed promptly, comprehensively, and systematically. Notwithstanding this is a broader social issue, the solutions need to be predominantly based on knowledge of the biological characteristics of the species. Education and raising public awareness on the ecosystem role of the species (which can be significant in urban areas as well) and its impact, along with environmental interventions that are easier to accept by the public (for example, reducing accessibility of the anthropogenic food sources and the general habitat suitability) are extremely important. Nevertheless, certain game specimens still need/will have to be culled from the urban environment, and the public must be prepared for that, while appropriate technical solutions must also be chosen. In Slovenia, we currently do not yet have the protocols or instructions on how to act in cases when wildlife poses a threat to humans and property in specific situations. Wildlife management in urban areas is a special challenge, since it is impossible, or at least very difficult, to take direct action to control the populations in those areas, while the hunting area managers still bear the responsibility. Since public attitude is extremely important for population control, the government, as the game owner, will have to ensure an appropriate environment for implementation of the necessary measures.

To understand the risks and management possibilities under such difficult conditions, it is very important to be familiar with the findings and experiences of other European countries, particularly those in our vicinity. A comprehensive overview of the findings from abroad can significantly contribute to systematic solutions of the conflicts with wildlife in our urban environment.

8 Zahvala

Članek je nastal v sklopu ciljnega raziskovalnega projekta (CRP) Divjad v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah: težave, izzivi in rešitve (V4–1825), ki ga financirata Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano (MKGP) ter Javna agencija za raziskovalno dejavnost (ARRS).

9 Viri

- 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.
- 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.
- Anonymous 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).
- Anonymous 2020a. KP Velenje opozarja na nujnost zapiranja vrat na ograji pokopališča. Velenjcan.si, 1. 4. 2020. <https://www.velenjcan.si/nb/novice/kp-velenje-opozarja-na-nujnost> (18. 11. 2018).
- Anonymous 2020b. Po cesti v mestu se je ponoc 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., Hurynovich, 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.,

Pregledni znanstveni članek

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., MacNicoll, 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-Garcia, 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.

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.

Pregledni znanstveni članek

Bertolino, S., Ingegno, 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: 10.1080/11250000903155483.

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., Andrásik, 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., Orlowska, 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.

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.

Pregledni znanstveni članek

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.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.

Pregledni znanstveni članek

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., Pokorný, 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.

Pregledni znanstveni članek

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., Cloibert, 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., Pokorný, B. 2020. Konflikti z divjadom na nelovnih površinah v Sloveniji v obdobju 2008–2018. *Lövec*, 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.

Francis, R. A., Chadwick, M. A. 2012. What makes a species synurbic? *Applied Geography*, 32, 2: 514–521. DOI: 10.1016/j.apgeog.2011.06.013.

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.

Fröhlich, 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.

Pregledni znanstveni članek

- 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.
- Gaćić, 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., Gavier-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.

Pregledni znanstveni članek

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.

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.

Hönigsfeld, 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.

Pregledni znanstveni članek

- 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>.
- Husejnović, K. 2015. Takole so v Ljubljani rešili srno. 24ur.com, 4. 2. 2015. 24ur.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., Pokorný, 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., Schalimtzek, 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., Amaiike, Y., Tomioka, T., Oishi, T., Uraguchi, 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).

Pregledni znanstveni članek

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 München. 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 anthropopression 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 trakulje 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., Pokorný, 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.

Pregledni znanstveni članek

- 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., Kontsiotis, 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. Lovski 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 feralhogs. *Human–Wildlife Interactions*, 5, 1: 79–99.
- Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., Baubet, E., Hohmann, U., Monaco, A., Ozolinš, J., Cellina, S., Podgórski, T., Fonseca, C., Markov, N., Pokorný, B., Rossel, C., Náhlík, 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.

Pregledni znanstveni članek

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., Gyorke, 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).

Pregledni znanstveni članek

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:PCOCMC]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., Baś, G., Jędrzejewska, B., Sönnichsen, L., Śnieżko, 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.

Pokorný, B. 2006. Roe deer-vehicle collisions in Slovenia: situation, mitigation strategy and countermeasures. Veterinarski Arhiv, 76: S177–187.

Pokorný, B., Jelenko, I. 2013. Ekosistemska vloga, pomen in vplivi divjega prašiča (*Sus scrofa L.*). Zlatorogov zbornik, 2, 2: 2–30.

Pokorný, 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.

Pokorný, B., Flajšman, K., Al Sayegh - Petkovšek, S. 2017. Ekosistemska vloga, pomen in vplivi prostozivečih prežvekovcev. Gozdarski vestnik, 75, 9: 360–372.

Pokorný, B., Flajšman, K., Alagić, A., Levanič, T., Potočnik, H., Šorgo, A., Bužan, E., Lužnik, M., Potušek, S., Urzi, F., Al Sayegh - Petkovšek, S., Gerič, U. 2020. Divjad v naseljih, na cestah in drugih nelovnih površinah: težave, izzivi in rešitve (V4-1825): zaključno poročilo. Velenje, Visoka šola za varstvo okolja: 100 str.

Polak, S. 1995. Prispevek k poznovanju prehrane kune belice (*Martes foina*) v slovenski Istri. Annales, 5, 7: 231–238.

Pregledni znanstveni članek

Potočnik, H., Pokorný, B., Flajšman, K., Kos, I. 2019. 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:EO MIAH]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.

Pregledni znanstveni članek

- 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.
- 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.
- Schielke, 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.

Pregledni znanstveni članek

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., Ortmann, 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., Ortmann, 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.

Pregledni znanstveni članek

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, 187: e85. 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.

Verheyen G. 2002. Coypus *Myocastor coypus* in Flanders: how urgent is their control? Lutra, 45, 2: 83–96.

Vorou R.M., Papavassiliou V.G., Tsiodras 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.

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. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2013.12.002.

Pregledni znanstveni članek

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., Widera, 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.

Pregled in preizkus izbranih metod za ocenjevanje številčnosti srnjadi (*Capreolus capreolus*)

Review and test of selected methods for estimating the abundance of roe deer (*Capreolus capreolus*)

Miha Robar¹, Klemen Jerina²

¹Boštanj 19, 8294 Boštanj; miha.robar@gmail.com

²Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire,
Večna pot 83, 1001 Ljubljana

Izvleček

V Sloveniji upravljanje s srnjadjo temelji na adaptivnem pristopu. Da bi pridobili kakovostne podatke o številčnosti vrste za izboljšanje kakovosti trajnognega upravljanja in sodelovanja z deležniki, smo pregledali metode za ocenjevanje številčnosti srnjadi. Potencialno najprimernejše metode za rabo v praksi smo preizkusili na prostorsko zaprti populacijski enoti poljskega ekotipa srnjadi v lovski družini (LD) Pšata. Preizkusili smo neposredno metodo cenzusa s preštevanjem, posredni metodi vzorčenja kupčkov iztrebkov in populacijsko modeliranje z rabo matričnih modelnih zasnov. Med izbranimi metodami so bile primerljive ocene povprečnih populacijskih gostot. Nekoliko navzdol sta odstopali oceni, pridobljeni z neposrednim preštevanjem in proučevanjem razvoja populacije srnjadi po Lesliejevi matrični zasnovi.

Ključne besede: srnjad, *Capreolus capreolus*, ocenjevanje številčnosti, populacijsko modeliranje, cenzus, metoda kupčkov iztrebkov

Abstract

Slovenian roe deer management is based on so-called adaptive management. In purpose of its development and in order to obtain quality information on the species abundance, we did a literature review of methods for estimating the roe deer population densities. Potentially appropriate methods were tested in the spatially closed study area populated by the field ecotype roe deer population in the "LD Pšata" hunting area. Estimations of population densities were carried out with a direct total census, indirectly through faecal pellet-group count methods and matrix designed population modelling. The density estimates were comparable. Negatively biased were estimates of direct census and population modelling based on Leslie matrix approach.

Keywords: roe deer, *Capreolus capreolus*, population abundance, population modelling, total census, faecal pellet-group count

1 Uvod in namen

V mnogih območjih Slovenije je evropska srna (*Capreolus capreolus*) ključna vrsta divjadi glede ekonomske in ekološke vloge v ekosistemih. Prav tako je najpomembnejša vrsta divjadi, s katero upravljam in jo lovimo (Jerina in sod., 2013). Med parkljarji je srnjadi najpomembnejša lovskoupravljava vrsta tudi v večjem delu evropskega prostora (Apollonio in sod., 2010). V slovenskem prostoru upravljanje s populacijami srnjadi poteka v obliki adaptivnega pristopa, ki temelji na tako imenovani kontrolni metodi (Simonič, 1982). Adaptivno upravljanje temelji na spremajanju bioloških in okoljskih kazalnikov ob predpostavki, da biološki kazalniki dobro odražajo populacijsko gostoto vrste. Pri upravljanju s populacijami srnjadi so glavni biološki kazalniki: telesna masa, masa rogovja, realizacija odvzema po številu, spolni in starostni strukturi in trendi izgub (Gašperšič, 1997).

Novejše študije spremjanja stanja populacij srnjadi in rastlinojedih parkljarjev nasprotno so pokazale, da uveljavljeni kazalniki slabo nakazujejo spremembe v populacijskih gostotah divjadi. Glede na ocene v Sloveniji trenutno nimamo dovolj zanesljivega kazalnika, ki bi nakazoval sprotne spremembe v populacijskih gostotah. Zato je za boljše upravljanje potrebna vpeljava novih kazalnikov oziroma objektivno pridobljenih ocen številčnosti živali (Jerina in sod., 2013; Bartol, 2013). Podatki o številčnosti, starostni in spolni strukturi srnjadi lahko pomagajo izboljšati ocenjevanje ogroženosti populacij (Adamič in sod. 2007; Krofel in Jerina, 2016), načrtovanje odvzema (Coulson in sod., 2004; Jerina in Adamič, 2008), proučevanje vplivov vrst na okolje (Jerina in sod. 2008), proučevanje vplivnih dejavnikov širjenja bolezni (Fernandez-Moran in sod., 1997; Jelenko in sod., 2010) in ocenjevanje prehranske nosilne zmogljivosti okolja (Skogland, 1985).

Metode za ocenjevanje številčnosti divjadi najpogosteje delimo na neposredne in posredne

(Norton-Griffiths, 1978). Pri ocenjevanju številčnosti plašnih vrst, ki živijo prikrito v gozdnih območjih, z neposrednimi metodami praviloma podcenimo populacijsko velikost, zato so pri takšnih vrstah in na območjih velike gozdnatosti priporočljive posredne metode ocenjevanja številčnosti (Sinclair in sod., 2006; Robar, 2019). Neposredno preštevanje osebkov srnjadi delimo v dve skupini glede na to, ali v času izvajanja štetja preštejemo vse osebke v populaciji (census) ali le njihov proporcionalni del (relativna ocena številčnosti) (Seber, 1992). Zaradi številnih oteževalnih dejavnikov, ki onemogočajo določanje absolutne številčnosti živali v prostoru, so v ta namen razvili številne sodobne koncepte vzorčenj, specifično prilagojene za ciljne vrste. Takšni raziskovalni pristopi omogočajo oceno populacijskih velikosti brez neposrednega opažanja/zaznavanja vseh osebkov v prostoru (Buckland in sod., 2015).

Med najpogosteje uporabljene posredne metode za ocenjevanje številčnosti rastlinojedih parkljarjev sodijo metode vzorčenja kupčkov iztrebkov (Buckland in sod., 2015). V tem sklopu metod poznamo dva bistvena raziskovalna pristopa, in sicer: pristop s predhodnim čiščenjem vzorčnih ploskev in njegovo različico brez predhodnega čiščenja vzorčnih ploskev (Neff, 1968; Paulinič, 2015). Med metodami posrednega ocenjevanja številčnosti se zlasti hitro razvijajo pristopi, ki temeljijo na metodi ulova, označevanja in ponovnega ulova (ang. capture – mark – recapture ali CMR) (Flajšman in sod., 2019). Hiter razvoj molekularne genetike omogoča vedno hitrejša in cenejša orodja za raziskovanje in monitoring populacij. Eno pomembnejših je ocenjevanje številčnosti populacij z metodo lova, označevanja in ponovnega ulova (CMR), za katero so osnova lahko tudi genetski podatki, ki izhajajo iz vzorčenja neinvazivnega genetskega materiala, tj. iztrebkov, urina, dlak, peres itd. (Skrbinšek in sod., 2018). Genetski podatki posameznih osebkov v neki populaciji so poleg tega zanimivi tudi z vidika spolne sestave ter drugih

populacijskih parametrov (Braeza in sod., 2017). V biologiji proučevanje populacijske dinamike temelji predvsem na uporabi matričnih modelov populacij (Turk, 2014). Za snovanje populacijskih projekcij pri socialno strukturiranih vrstah, pri katerih so znotraj iste vrste različne starostne skupine z različnimi reproduktivnimi stopnjami in verjetnostmi preživetja, se uveljavljajo starostno strukturirane modelne zaslove (McCallum, 2000). Dandanes sta največkrat citirani in uporabljeni matrični modelni zasnovi Patricka Leslieja za vrste z lahko določljivo starostjo in enakimi širinami starostnih razredov (Leslie, 1945 in Leslie, 1948) in zasnova po Lefkovitchevem matričnem modelu, ki je v prvi vrsti namenjena za vrste s težje določljivo starostjo, a izrazitim razvojnimi stadiji, kot je to značilno za žuželke (Turk, 2014). Glavna prednost populacijskih modelov pred drugimi metodami je v zmožnosti ocenjevanja občutljivosti λ na matrične parametre A_{ij} (kar v ekologiji imenujemo elastičnost λ). Izračun elastičnosti za posamezne elemente matrike pokaže, kateri starostni razredi proučevane populacije najbolj vplivajo na vrednost populacijske rasti λ (Sinclair in sod., 2006).

Namen raziskave je bil opraviti pregled metod za ocenjevanje številčnosti srnjadi, kakršne so v rabi v Evropi, in predstaviti nabor potencialno primernih metod za ugotavljanje številčnosti vrste v Sloveniji. Nekatere že uveljavljene metode smo nadgradili s sodobnim metodološkim pristopom in najprimernejše izmed njih testirali na raziskovalnem območju ter njihove raziskovalne zaključke primerjali med seboj.

2 Materiali in metode

2.1 Opis območja raziskave

Raziskava je potekala v nižinskem predelu lovišča LD Pšata, ki ga uvrščamo med nižinske ekološke enote LUO Gorenjske (Lovsko upravljavski ..., 2012). Raziskovalno območje

s popisnimi mesti za štetje osebkov srnjadi in vzorčenje iztrebkov je bilo umeščeno v 1611 ha veliko, skoraj izolirano prostorsko enoto med reko Savo na jugu, mestom Domžale na severu in krakoma avtoceste A1 (Ljubljana–Maribor) in trzinsko obvoznico z železniško progo (Ljubljana–Kamnik) (Robar, 2019). Za proučevano območje je značilna urbana krajina s kmetijskimi površinami, majhna gozdnatost, visoka stopnja poseljenosti in poudarjena turistično-rekreativna funkcija (Lovsko upravljavski ..., 2012). Poljski ekotip srnjadi se je kljub številnim motnjam v življenjskem prostoru divjadi uspešno prilagodil na posebne življenjske razmere (Kumar, 2005).

2.2 Terenski census srnjadi in koncept vzorčenja iztrebkov

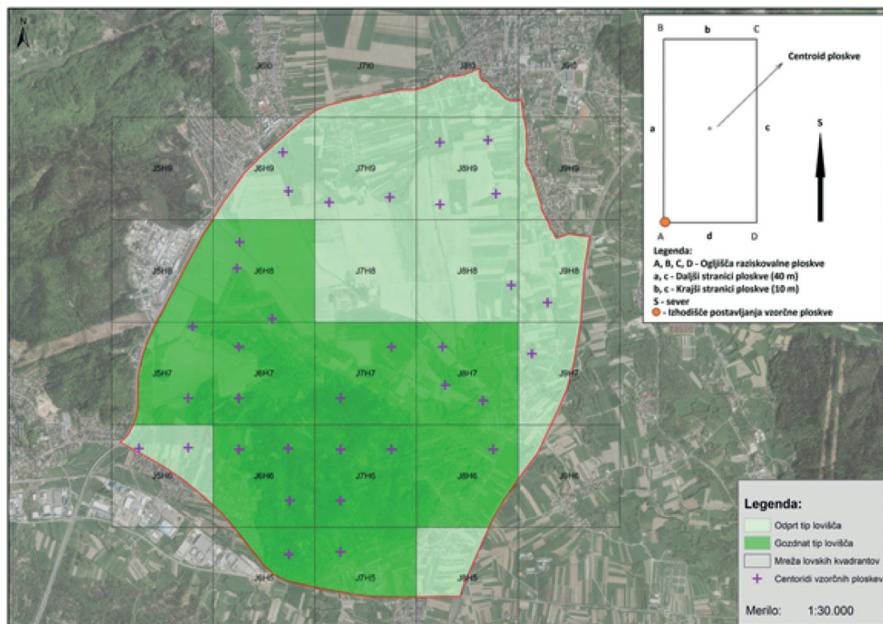
Koncept vzorčenja in terenski census srnjadi za zagotavljanje prostorske orientiranosti podatkov in primerljivosti z drugimi predhodno opravljenimi študijami sta temeljila na kilometrski mreži kvadrantov. Ocenjevanje številčnosti srnjadi s preštevanjem je potekalo sistematično v desetih zaporednih dneh od 14. do 24. aprila, ko se srnjad na proučevanem območju zaradi ugodnih pašnih razmer najpogosteje zadržuje na njivskih površinah. Štetje osebkov srnjadi so izvedli lovci LD Pšata s 44 obstoječih lovskih prez.

Območje vzorčenja smo zaradi izboljšanja ocene absolutne številčnosti stratificirali glede na prevladajoč habitatni tip (Buckland in sod., 2015). Vzorčenje kupčkov iztrebkov je temeljilo na že uveljavljenih pristopih terenskega dela z naključno izbranimi vzorčnimi ploskvami, velikosti 400 m² (40 m x 10 m). Pri vzorčenju kupčkov iztrebkov smo terensko preizkusili dva najpogosteje uveljavljena raziskovalna pristopa: (a) ocenjevanje brez predhodnega čiščenja vzorčnih ploskev (ang. faecal standing crop) in (b) ocenjevanje s predhodnim čiščenjem vzorčnih ploskev (clearance plot method) (Putman, 1984; Stergar in sod., 2012;

Izvirni znanstveni članek

Paulinič, 2015). Vzorčne ploskve so orientirane v severni smeri z daljšo stranico. Za vzorčno zasnova smo predvidevali 21 vzorčnih ploskev v gozdnem stratumu in 13 ploskev v odprttem, kjer je bila gozdnatost manjša od 20 % (slika 1). Če naključno izbrano mesto za postavitev vzorčne ploskve ni bilo primerno (možnost izgube iztrebkov zaradi motenj v okolju), smo ga prestavili na najbližje primerno mesto, kjer je bilo mogoče zakoličiti ploskev. Prvič smo štetje izvedli na vseh 34 vzorčnih ploskvah v treh terenskih dneh od 2. 3. 2017 do 8. 3. 2017. Ponovno štetje smo izvedli v dveh terenskih dneh 29. 3. 2017 in 30. 3. 2017. Vrnili smo se na vse (n=34) vzorčne ploskve, uspešno meritev pa smo lahko izvedli na 31 ploskvah. Na treh vzorčnih mestih ni bilo iztrebkov zaradi opravljenih spomladanskih kmetijskih del, zato teh ploskev nismo upoštevali pri ocenah.

Ocenjevanje lokalnih populacijskih gostot temelji na številu kupčkov iztrebkov na vzorčni ploskvi, velikosti vzorčne ploskve, stopnji dnevnega iztrebljanja, času razgradnje iztrebkov in številu dni akumulacije iztrebkov. Ker stopnja iztrebljanja srnjadi in čas razgradnje iztrebkov, kot dveh najpomembnejših vplivnih dejavnikov na ocene populacijskih gostot pri nas še nista bila proučena, njena ocena temelji na podlagi raziskovalnih izsledkov drugih evropskih študij. Za Slovenijo so predlagali enotno stopnjo iztrebljanja 20 kupčkov iztrebkov na dan (Kavčič in sod., 2010; Jerina in sod. 2013). Čas razgradnje iztrebkov je sezonsko spremenljiv, odvisen pa je tudi od tipa okolja, v katerem se nahajajo. Za vzorčenje iztrebkov je najprimernejši zimski čas, ko je čas razgradnje iztrebkov najdaljši, 3–5 mesecev (Mitchell in sod., 1985).



Slika 1: Stratificirano raziskovalno območje (temno zeleno obarvani poligoni so gozdne površine, svetleje obarvani pa odprt stratum, kjer je gozdnatost manjša od 20 %) z lokacijami vzorčnih ploskev (križci označujejo centroide vzorčnih ploskev) (ZGS Pregledovalnik ..., 2013; Prostor ..., 2016).

Figure 1: The stratified research area (dark green polygons represent the forest areas, light green polygons represent the open stratum with less than 20% of forest cover) with the sampling surface locations (the crosses mark the sampling surface centroids) (ZGS Pregledovalnik ..., 2013; Prostor ..., 2016).

2.3 Zasnova populacijskih modelov srnjadi

V Sloveniji od leta 2004 odvzem srnjadi beležimo v skupnem registru odvzema prostoživečih parkljarjev in velikih zveri. Podatkovna baza je znana tudi pod imenom OSLIS (osrednji slovenski lovsko informacijski sistem). Potencial zasnovane podatkovne zbirke podatkov je bil uspešno uporabljen že v več domačih raziskavah in nakazuje dobro organiziranost slovenskega lovstva (Jerina in sod., 2010; Jelenko, 2011; Krofel in sod., 2014; Stergar in Jerina, 2018).

Pri snovanju populacijskih modelov sta poleg prostorske orientiranosti podatkov pomembni predvsem spolna in starostna struktura odvzetih osebkov (McCallum, 2000). V biologiji razvoj in najpogostejsa raba populacijskega modeliranja temeljita na uporabi matričnih matematičnih modelov (Turk, 2014). Analizirali smo podatke o odvzemu srnjadi za desetletno obdobje med letoma 2006 in 2017 na izbranem raziskovalnem območju v LD Pšata. Zasnovali smo v biologiji najpogosteje uporabljena populacijska modela po Lesliejevi (Leslie, 1945) in Lefkowitzchevi (Bruce in sod., 2002) matrični zasnovi.

Preglednica 1: Osnovni demografski parametri srnjadi na raziskovalnem območju za leto 2006. Prvi stolpec kategorizira osebke srnjadi v starostne razrede z razponom enega leta (x), n_x je absolutno število živali, izraženo prek rekurzivnega izračuna, D_{xs} je evidentiran odvzem v letu 2006, pri čemer je d_{xu} število odstreljenih osebkov, d_{xi} pa so evidentirane izgube. P_i je verjetnost preživetja posamezne starostne skupine. Korigiran produkcijski potencial F_{ik} je izražen prek potencialnega F_i , prevzetega po Flajšman (2013) in korigiranega s stopnjo plodnosti R_s in prevzetim spolnim razmerjem rojenih osebkov v razmerju (1 : 1).

Table 1: Basic roe deer demography parameters in the research area in 2006. In the first column, roe deer specimens are categorised in the age groups of a one-year (x) spread, n_x is the total number of animals expressed through recursive calculation, D_{xs} is the recorded cull in 2006, where d_{xu} represents the number of culled specimens and d_{xi} is the recorded loss. P_i represents the survival probability for individual age groups. The corrected production potential F_{ik} is expressed through the potential F_i , taken from Flajšman (2013) and corrected by the fertility rate R_s and the default sex ratio of the born specimens (1:1).

x (let)	n_x (n)	d_{xu} (n)	d_{xi} (n)	D_{xs} (n)	P_i	F_i (n)	R_s (%)	F_i	F_{ik}
0 +	68	15	20	35	0,548	0,000	0,0	0,000	0,000
1 +	36	7	8	15	0,638	1,490	94,1	0,473	0,419
2 +	33	8	3	11	0,684	1,800	98,9	0,653	0,621
3 +	24	4	3	7	0,563	1,880	98,4	0,573	0,528
4 +	15	0	2	2	0,723	1,880	98,4	0,677	0,640
5 +	6	1	0	1	0,752	1,960	99,2	0,763	0,736
6 +	12	3	4	7	0,493	1,960	99,2	0,462	0,407
7 +	6	0	3	3	0,742	1,960	99,2	0,679	0,643
8 +	1	0	1	1	0,677	1,970	98,7	0,665	0,625
9 +	4	0	0	0	0,00	1,970	98,7	0,648	0,770

Izvirni znanstveni članek

V modelni zasnovi Lesliejeve matrike smo pri simulaciji dinamike populacije upoštevali časovni interval enega leta, zato smo populacijo srnjadi razporedili v starostne razrede z razponom enega leta. Podatek o starosti odvzete divjadi je bil prevzet iz podatkovne zbirke OSLIS. Za leto 2006 smo število osebkov srnjadi ocenili prek rekurzivnega izračuna iz obstoječe podatkovne baze (age-at-harvest pristop). Funkcijo rodnosti smo ocenili glede na predhodno opravljene raziskave rodnosti srnjadi na območju Slovenije (Flajšman, 2017). Prevzeli smo tudi spolno strukturo novorojenih osebkov za srnjad, ki se navadno približa razmerju 1 : 1 (Flajšman, 2017; Wauters in sod., 1995). Ker je srnjad vrsta s kratko sezono parjenja in poleganja (Krže, 2000), smo v modelu uporabili tako

imenovano »birth-pulse« korekcijo rodnosti, ki predpostavlja, da razmnoževanje poteka ob prehodu populacijskih enot v višje starostne razrede. Funkcija rodnosti je tako izražena v letnih intervalih (Turk, 2014). Verjetnost preživetja za vsak posamezen starostno strukturiran časovni interval smo izrazili kot povprečno, starostno strukturirano, petletno verjetnost preživetja med letoma 2006 in 2010 na podlagi podatkov o odvzemuh.

Za proučevanje razvoja populacije srnjadi po Lefkovitchevi modelni zasnovi smo odvzete osebke iz baze podatkov razdelili v sedem diskretnih starostnih razredov. Le-ti so bili zasnovani po ekoloških podobnostih, podobno kot je bilo to storjeno v študiji proučevanja

Preglednica 2: Osnovni demografski parametri srnjadi na raziskovalnem območju za leto 2006. Prva dva stolpca kategorizirata osebke srnjadi v razvojne kategorije. n_x je absolutno število živali, izraženo prek rekurzivnega izračuna, DX_s je evidentiran odvzem v letu 2006, pri čemer je d_{xu} število odstreljenih osebkov, d_{xi} pa so evidentirane izgube. P_i je verjetnost preživetja in obstanka v istem razredu, G_i pa je verjetnost preživetja in napredovanja v višji strukturni razred. F_i je predviden reproduksijski potencial, ki je izražen prek potencialnega F_i , prevzetega po Flajšman (2013), in korigiranega s stopnjo plodnosti R_s .

Table 2: Basic roe deer demography parameters in the research area in 2006. In the first two columns, roe deer specimens are categorised in the growth categories. n_x is the total number of animals expressed through the recursive calculation, Dx_s is the recorded cull in 2006, where d_{xu} represents the number of culled specimens and d_{xi} is the recorded loss. P_i is probability of survival and remaining in the same category, while G_i represents probability of survival and progressing into a higher structure category. F_i is the expected reproduction potential, expressed through the potential F_i , taken from Flajšman (2013) and corrected by the fertility rate R_s .

Oznaka	x (let)	n_x (n)	d_{xu} (n)	d_{xi} (n)	DX_s (n)	P_i	G_i	F_i	R_s (%)	F_i
x0	mladiči	68	15	20	35	0,000	0,525	0,000	0,000	0,000
x1	enoletniki	36	7	8	15	0,000	0,620	1,490	94,1	0,466
x2	dvoletniki	33	8	3	11	0,000	0,668	1,800	98,9	0,698
x3-4	mlajši odrasli	39	4	5	9	0,385	0,241	1,880	98,4	0,659
x5-7	srednje stari odrasli	24	4	7	11	0,392	0,253	1,960	99,2	0,600
x8-9	stari odrasli	3	0	1	1	0,527	0,267	1,970	98,7	0,642
x10+	ostareli odrasli	2	0	0	0	0,752	0,000	1,850	95	0,685

starostno odvisnega reprodukcijskega potenciala (Flajšman, 2017). Tudi v tej modelni zasnovi smo predpostavili spolno razmerje novo rojenih osebkov v razmerju 1 : 1. Zaradi matrične zasnove s starostnimi razredi, večjimi od enega leta, v model poleg verjetnosti preživetja in napredovanja v višji starostni razred vpeljemo še spremenljivko verjetnost preživetja in obstanka v isti kohorti (Turk, 2014).

3 Rezultati

S sistematičnim popisom srnjadi smo ob predpostavki, da se opažena srnjad med popisom ni premikala med posameznimi kvadranti in osebkov nismo prešeli večkrat, ocenili povprečne populacijske gostote 9,25 živali na 100 ha. Največja gostota srnjadi (63 osebkov na 100 ha) je bila zabeležena na jugozahodu raziskovalnega

območja v kvadrantu z oznako J6H6. Posredna ocena številčnosti srnjadi ob predhodnem čiščenju vzorčnih ploskev je prav tako podala največjo lokalno populacijsko gostoto 28 osebkov na 100 ha v kvadrantu z oznako J6H6 (slika 2, levo). Takšen raziskovalni pristop temelji na predpostavki, da smo v populaciji prešeli vse osebke, kar pa je v naravi težko izvedljivo in malo verjetno. Zato oceno o populacijskih gostotah, pridobljeno z vizualnim štetjem osebkov, ustrezneje interpretiramo kot relativno abundanco ali minimalne populacijske gostote. Ob predpostavki, da se med vzorčenji kupčkov iztrebkov povprečne populacijske gostote srnjadi niso spreminali, smo lahko brez poznavanja časa razkroja ocenili relativno porazdelitev osebkov skozi celotno zimo, skozi daljše časovno obdobje (torej tudi za prvo vzorčenje). Razlike med cenzusom in metodo s predhodnim čiščenjem so se pokazale v porazdelitvi osebkov v prostoru (slika 2).



Slika 2: Posredno ugotovljene lokalne populacijske gostote srnjadi: desno so prikazane ocenjene populacijske gostote brez predhodnega čiščenja vzorčnih ploskev in levo po predhodnem čiščenju (Prostor ..., 2016).

Figure 2: Indirectly determined local roe deer population densities: shown on the right are the estimated population densities without a prior cleaning of the sampling surfaces, and on the left, after a prior cleaning (Prostor ..., 2016).

Izvirni znanstveni članek

Pri metodi brez predhodnega čiščenja iztrebkov, pri kateri je njihova akumulacijska doba daljša, je porazdelitev osebkov srnjadi v prostoru enakomernejša. Statistično se pokaže, da metoda brez predhodnega čiščenja iztrebkov pokaže ožje intervale zaupanja in manjšo standardno napako (preglednica 3).

S populacijskim modeliranjem po Lesliejevih matričnih zasnovah smo za deterministično napoved ugotovili povprečne populacijske gostote 7,38 osebka na 100 ha površine v začetku leta 2017. Nekoliko večje povprečne populacijske gostote 7,51 osebka na 100 ha ocenimo z upoštevanjem demografske stohastike v Leslievi matrični zasnovi. Izračuni populacijskih gostot po Lefkowitchevi modelni zasnovi na determinističen način podajo najvišje povprečne vrednosti 9,99

osebka na 100 ha, medtem ko simulacija razvoja populacije ob upoštevanju stohastike poda zelo primerljive gostote 9,93 osebka srnjadi na 100 ha (preglednica 4). Razvoj populacije srnjadi po Lesliejevih in Lefkowitchevih matričnih zasnovah nakazuje rahlo dinamiko zmanjševanja številčnosti srnjadi na raziskovalnem območju ($\lambda_{Leslie} = 0,950$; $\lambda_{Lefkowitchev} = 0,975$).

Rezultati analize elastičnosti matričnih elementov za Lefkowitchevo modelno zasnov so navedeni v matrični enačbi. Najvišja vrednost elastičnosti je pri verjetnosti preživetja in napredovanja v višji razred mladičev ($G1 = 0,218$), sledita vrednost pri verjetnosti preživetja in napredovanja enoletnikov ($G2 = 0,162$) in verjetnost preživetja in napredovanja v višjo starostno skupino dvoletnikov ($G3 = 0,108$). V naslednjem starostnem razredu

Preglednica 3: Ocenjena številčnost srnjadi za začetek leta 2017 pred reprodukcijsko dobo srnjadi in povprečne populacijske gostote. Izračun je bil narejen za eno neposredno oceno (Popolni cenzus, Tot_cen), dve posredni oceni, ki temeljita na vzorčenju kupčkov iztrebkov (Kup_1, metoda vzorčenja kupčkov iztrebkov brez predhodnega čiščenja in Kup_2, metoda vzorčenja kupčkov iztrebkov s predhodnim čiščenjem vzorčnih ploskev in njuno povprečje (Kup_Ave). Zadnji vrstici predstavljata statistično simulacijo razvoja populacije po Lesliejem (Les) in Lefkowitchevem (Lef) matričnem modelu za deterministično (det) napoved.

Table 3: The estimated number of roe deer population at the beginning of 2017, before the reproduction period, and the average population densities. The calculation was made for one direct estimation (Total census, Tot_cen), two indirect estimations based on sampling the piles of excrement (Kup_1, a sampling method of excrement piles without a prior cleaning, and Kup_2, a sampling method of excrement piles with a prior cleaning of sampling surfaces, and their average (Kup_Ave). The last rows represent a statistical simulation of the population development by the Leslie (Les) and Lefkowitchevem (Lef) matrix model for a deterministic (det) prediction.

Metoda	Številčnost v začetku leta 2017 (n)	Populacijske gostote (n/100 ha)	CI spodnji	CI zgornji
Tot_cen	75 - 149	4,65 - 9,25		
Kup_Ave	168	10,42	7,83	13,01
Kup_1	166	10,28	8,11	12,45
Kup_2	170	10,56	6,48	14,64
Les_det	119	7,38	6,98	7,78
Lef_det	161	9,99	9,17	10,12

(mlajši odrasli) in tako naprej se vrednosti preživetji delijo na vrednosti preživetji in napredovanja v višjo starostno skupino ter vrednosti preživetja in obstanka v isti starostni skupini. Pri teh skupinah sprememba populacijskih parametrov znatno manj vpliva na dominantno lastno vrednost matrike, kot pa vpliva sprememba parametrov pri prvih treh starostnih skupinah.

$$S = \begin{bmatrix} 0 & 0,056 & 0,054 & 0,057 & 0,022 & 0,013 & 0,017 \\ 0,218 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,162 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,108 & 0,070 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0,051 & 0,034 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0,030 & 0,035 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0,017 & 0,056 \end{bmatrix}$$

4 Razprava

Rezultati vseh preizkušenih metod (vizualnega cenzusa, metod vzorčenja kupčkov iztrebkov in populacijskega modeliranja) temeljijo na ključni predpostavki o ničnem priseljevanju in odseljevanju osebkov s proučevanega območja. Omejitev disperzije je bila eden ključnih dejavnikov pri izbiri prostorsko čim bolj zaprte populacijske enote srnjadi. Pri izboru raziskovalnega območja je veliko vlogo imelo tudi dejstvo, da je določanje absolutne številčnosti oziroma ugotavljanje lokalnih populacijskih gostot pri vrstah, kot je srnjad, predvsem v gozdnati krajini precej težavno zaradi socialne strukture vrste in njenega habitatnega izbora (gosto poraščeni, nepregledni habitatni tipi).

V preteklosti se je že večkrat izkazalo, da z nesistematičnim ocenjevanjem spomladanskih številčnosti na podlagi vizualnega štetja osebkov praviloma zelo podcenimo velikost opazovane populacije (Krže, 2000; Flajšman in sod., 2019). Naš preizkus cenzusa srnjadi je pokazal, da v dobrih (idealnih) popisnih razmerah lahko tudi

z vizualnim ocenjevanjem številčnosti srnjadi dosežemo primerljive rezultate z metodami vzorčenja kupčkov iztrebkov. V primeru vizualnega ocenjevanja številčnosti srnjadi je pri interpretaciji bolj priporočljiva uporaba kazalnika relativna velikost populacije, saj najpogosteje preštejemo le proporcionalni del živali v proučevani populaciji in so tako ocene populacijskih gostot pogosto podcenjene (Seber, 1992). Z zaporednimi (letnimi) meritvami relativne številčnosti srnjadi na stalnih vzorčnih mestih lahko tako pridobimo vpogled v dinamiko številčnosti populacij, podobno kot v Sloveniji že izvajamo pri rjavem medvedu (Jerina in sod., 2013).

Pri metodah, ki temeljijo na vzorčenju kupčkov iztrebkov srnjadi, je ključno poznavanje stopnje iztrebljanja vrste, ki je pri srnjadi sezonsko spremenljiva in odvisna predvsem od zaužite hrane, habitatnega izbora in celo nekaterih individualnih značilnosti osebkov (Mitchell in sod., 1985; Mayle in sod., 1999). Ker v Sloveniji stopnja iztrebljanja pri srnjadi še ni bila raziskana, za slovenske razmere prevzemamo predlagano stopnjo 20 kupčkov iztrebkov na dan (Mitchell in sod., 1985). Standardizacija stopnje iztrebljanja omogoča primerljivost opravljenih študij med seboj (Kavčič in sod., 2010; Jerina in sod. 2013). Pri uporabi metod, pri katerih je čas vzorčenja kupčkov iztrebkov daljši od časa njihove razgradnje, je treba poznati tudi čas razgradnje iztrebkov. V naših podnebnih razmerah in najpogosteje predlaganem zimskem času izvedbe vzorčenj, ko je čas razkroja najdaljši (več kot tri mesece), to velja predvsem za metode brez predhodnega čiščenja vzorčnih ploskev (Kavčič in sod., 2010). Na oceno številčnosti lahko vpliva tudi neenakopravno obravnavanje habitatnih tipov na habitatno pestrih in heterogenih območijih ter nizka stopnja zaznavnosti iztrebkov na vzorčnih ploskvah, ki je le redko 100 % (Pfeffer, 2016).

Na raziskovalnem območju znašajo ocnjene povprečne populacijske gostote srnjadi za začetek leta 2017 od 7,38 do 10,65 živali na 100

Izvirni znanstveni članek

ha. Izkušnje so pokazale, da ob dobri poskusni zasnovi in natančni metodi izvedbe omogočajo metode, ki temeljijo na vzorčenju kupčkov iztrebkov, zanesljivo oceno o populacijskih gostotah (Paulinič, 2015; Kavčič in sod., 2010). Ocenjena povprečna ocena populacijskih gostot srnjadi, ki temelji na vzorčenju kupčkov iztrebkov, znaša 10,42 osebkov na 100 ha. Podobno oceno, 9,99 osebka na 100 ha, smo pridobili z metodo proučevanja razvoja populacije srnjadi na podlagi evidentirane serije podatkov o odvzemu po Lefkovitchevi matrični zasnovi. S simulacijo razvoja populacije srnjadi po Leslijevih modelnih zasnovah izračunamo drugo najnižjo povprečno oceno populacijske velikosti (7,38 živali / 100 ha). Tudi podobne evropske študije so pokazale, da so za proučevanje dinamike populacij vrst, pri katerih starost ni popolnoma zanesljivo določena, primernejše Lefkovitcheve modelne zaslove, ki upoštevajo združene starostne/struktурne razrede. Leslijeve matrike so primernejše za ocenjevanje starostne strukture populacij (Turk, 2014). Raba populacijskih modelov za proučevanje dinamike populacij srnjadi in njene demografske strukture je mogoča ob čim boljši (100 %) evidentirani smrtnosti, pravilno evidentiranem spolu (tudi v kategoriji mladičev), starostni kategoriji, oceni starostno specifičnih verjetnosti preživetij in poznavanju reproduksijskega potenciala. Ključ do pridobitve kakovostnih vhodnih podatkov pa je dobra organiziranost lovstva (Grund in Wolf, 2004). Pomembna prednost populacijskega modeliranja in njegova upravljavaška moč je v zmožnostih simuliranja različnih načrtovalskih ukrepov v populacijah (Turk, 2014). Proučevanje elastičnosti λ oziroma njene občutljivosti za matrične elemente se je v preteklosti že večkrat izkazalo za zelo koristno in je postal eden ključnih, predvsem varstveno-ohranitvenih podatkov za upravljanje z ogroženimi populacijami živali (Sinclair in sod., 2006). Kot prvi je pomen poznavanja občutljivosti λ na matrične elemente javnosti predstavil Crouse. Z matričnimi populacijskimi študijami je v primeru ohranitvenega upravljanja s populacijami glavatih karet v svoji študiji dokazal, da na λ populacije bistveno bolj vpliva večje preživetje odraslih želv

na odprttem morju kot pa sprva mišljeno varovanje gnezditvenih obal (Crouse in sod., 1987). Analiza občutljivosti za matrične elemente za izbrano populacijo srnjadi je pokazala, da na λ populacije najbolj vpliva verjetnost preživetja in napredovanja mladičev.

5 Zahvala

Prvi avtor prispevka se zahvaljuje Strokovno-znanstvenemu svetu Lovske zveze Slovenije, ki je v okviru razpisa za najboljša diplomska, magistrska in doktorska dela s področja divjadi in lovstva izbral in nagradil tudi magistrsko nalogu z naslovom Primerjava metod za ocenjevanje številčnosti srnjadi. Zahvala velja tudi Univerzi v Ljubljani in Pahernikovi ustanovi za štipendiranje v času drugostopenjskega študija, ko je nastalo magistrsko delo. Zahvalil bi se vsem članom Katedre za zdravje gozda in upravljanje prostoživečih živali, ki so pripomogli k nastajanju magistrske naloge, še posebno Urši Fležar, Danielu Borkoviču in Anamariji Žagar. Hvala tudi lovcem iz LD Pšata, ki so se vključili v zbiranje podatkov na terenu.

6 Viri

Adamič, M., Dovč, P., Frank, J. 2007. Varstvena genetika jelenjadi: končno poročilo. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta: 19 str.

Andersen, R., Gaillard, J. M., Linnell, J. D. C., Duncan, P. 2000. Factors affecting maternal care in an income breeder, the European roe deer. *Journal of Animal Ecology*, 69, 4: 672–82.

Apollonio, M., Andersen, R., Putman, R. (ur.). 2010. European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge, New York, Cambridge University Press: 618 str.

Bartol, M. 2013. Določanje najprimernejših kazalnikov za spremljanje stanja populacij divjadi pri adaptivnem upravljanju. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta: 129 str.

Brazeal, J. L., Weist, T., Sacks, B. N. 2017. Noninvasive genetic spatial capture - recapture for estimating deer population abundance. *The Journal of Wildlife Management*, 81, 4: 1–12.

Bruce, M., Shernock, E. 2002. Stage based population projection matrices and their biological applications.

<https://wenku.baidu.com/view/62625bd728ea81c758f578ec.html> (Januar, 2019)

Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Marques, T. A., Oedekoven, C.S. 2015. Distance sampling: methods and applications. London, Springer International Publishing: 275 str.

Coulson, T., Guinness, F., Pemberton, J., Clutton-Brock, T. 2004. The demographic consequences of releasing a population of red deer from culling. *Ecology*, 85, 2: 411–422.

Crouse, T., Crowder, L., Caswell, H. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implication for conservation. *Ecology*, 68, 5: 1412–1423.

Fernandez-Moran, J. 1997. Epizootiology of sarcoptic mange in a population of Cantabrian chamois (*Rupicapra pyrenaica parva*) in Northwestern Spain. *Veterinary parasitology*, 73: 163–171.

Flajšman, K. 2017. Effects of individual, population and environmental factors on reproductive success of roe deer: doktorska disertacija. (Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozal.: 139 str.

Flajšman, K. 2018. Kolikor srnjakov. Toliko srn? Spolno razmerje zarodkov srnjadi in juvenilne srnjadi v Sloveniji. Zlatorogov zbornik, 5: 35–47.

Flajšman, K., Fležar, U., Pokorný, B., Jerina, K. 2019. Pregled metod za ocenjevanje številčnosti prostozivečih parkljarjev. *Acta Silvae et Ligni*, 118: 13–27.

Gašperšič, F. 1997. Gozdnogospdarsko načrtovanje v sonaravnem ravnanju z gozdovi. Ljubljana, Biotehniška Fakulteta, Oddelek za gozdarstvo: 417 str.

Izvirni znanstveni članek

Grund, M., Woolf, A. 2004. Developement and evaluation of an accounting model for estimating deer population sizes. Ecological Modelling, 180, 2–3: 345–357.

Hafner, M., Černe, B. 2010. Vplivi okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev gamsa (*Rupicapra rupicapra L.*) v gozdnatem območju Jelovice z obrobjem. Gozdarski vestnik, 68, 3: 145–160.

Jelenko, I., Jerina, K., Pokorny, B. 2010. Vplivi okoljskih dejavnikov na pojavljanje in prostorsko razporeditev zobne fluoroze pri srnjadi (*Capreolus capreolus L.*) v vzhodni Sloveniji. Zbornik gozdarstva in lesarstva, 92: 21–32.

Jerina, K., Adamič, M. 2008. Analiza odvzetih rjavih medvedov iz narave v Sloveniji v obdobju 2003–2006, na podlagi starosti določene s pomočjo brušenja zob: končno poročilo. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 19 str.

Jerina, K., Dajčman, M., Adamič, M. 2008. Red deer (*Cervus elaphus*) bark stripping on spruce with regard to spatial distribution of supplemental feeding places. Zbornik gozdarstva in lesarstva, 86: 33–43.

Jerina, K., Jonozovič, M., Krofel, M., Skrbinšek, T. 2013. Range and local population densities of brown bear Ursus arctos in Slovenia. European Journal of Wildlife Research, 59, 4: 459–467.

Jerina, K., Stergar, M., Pokorny, B., Jelenko, I., Miklavčič, V., Bartol, M., Marolt, M. 2013. Določitev najbolj primernih kazalnikov za spremljanje stanja populacij divjadi in njihovega okolja pri adaptivnem upravljanju: zaključno poročilo o rezultatih opravljenega raziskovalnega dela na projektu v okviru Ciljnega raziskovalnega programa (CRP; V4-1146). Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 55 str.

Kavčič, I., Pokorny, B., Jerina, K. 2010. Pregled metod štetja kupčkov iztrebkov za ocenjevanje številčnosti rastlinojedih parkljarjev. Zbornik gozdarstva in lesarstva, 91: 31–42.

Krofel, M., Jerina, K., Kljun, F., Kos, I., Potočnik, H., Razen, N., Zor, P., Žagar, A. 2014. Comparing patterns of human harvest and predation by Eurasian lynx *Lynx lynx* on European roe deer *Capreolus capreolus* in a temperate forest. European Journal of Wildlife Research, 60, 1: 11–21.

Krofel, M., Jerina, K. 2016. Mind the cat : conservation management of a protected dominant scavenger indirectly affects an endangered apex predator. Biological conservation, 197: 40–46.

Krže, B. 2000. Srnjad: biologija, gojitev, ekologija. Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 271 str.

Northon-Griffiths, M. 1978. Counting animals. Serengeti ecological monitoring programme. Nairobi, African Wildlife Leadership Foundation, 188 str.

Mitchell, B., Rowe, J. J., Ratcliffe, P. R., Hinge, M. 1985. Defecation frequency in roe deer in relation to the accumulation rates of faecal deposits. Journal of Zoology, 207, 1: 1–7.

Jelenko, I. 2011. Čeljusti srnjadi (*Capreolus capreolus L.*) kot bioindikator onesnaženosti okolja in pripomoček za trajnostno upravljanje s srnjadio in njenimi habitatati: doktorska disertacija. (Univerza v

- Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozal.: 240 str.
- Kumar, T. 2005. Življenske navade srnjadi v urbanem okolju na območju LD Pšata: diplomsko delo. (Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozal.: 70 str.
- Lev, T. 2014. Matrični populacijski modeli: zaključna naloga. (Univerza na Primorskem, Fakulteta za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije) Koper, samozal.: 36 str.
- Leslie, P. H. 1945. The use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika*, 33, 3: 183–212.
- Leslie, P. H. 1948. Some further notes on the use of matrices in population mathematics. *Biometrika*, 35: 213–245.
- Lovsko upravljavski načrt za II. Gorenjsko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2012. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije, Območna enota Bled: 250 str.
- Mayle, B. A., Peace, A. J., Gill, R. M. A. 1999. How Many Deer? A field guide to estimating deer population size. Edinburg, Forestry commission: 112 str.
- McCallum, H. 2000. Population Parameters: Estimation for Ecological Models. Brisbane, Department of Zoology and Entomology and Centre for Conservation Biology University of Queensland, Australia: 360 str.
- Mitchell, B., Rowe, J.J., Ratcliffe, P.R., Hinge, M. 1985. Defecation frequency in roe deer in relation to the accumulation rates of faecal deposits. *Journal of Zoology*, 207, 1: 1–7.
- Neff, D. J. 1968. The pellet-group count technique for big game trend, census and distribution: a review. *The Journal of Wildlife Management*, 32, 3: 597–614.
- Paulinič, G. 2015. Preskus uporabnosti metode štetja kupčkov iztrebkov za ocenjevanje lokalnih gostot in habitatnega izbora jelenjadi in srnjadi na Goričkem: magistrsko delo. (Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozal.: 96 str.
- Pfeffer, S. 2016. Comparison of three different indirect methods to evaluate ungulate population densities: master degree thesis. (Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest sciences). Umea, samozal.: 47 str.
- Robar, M., 2019. Primerjava metod za ocenjevanje številčnosti srnjadi: magistrsko delo. (Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozal.: 64 str.
- Seber, G. A. F. 1992. A review of estimating animal abundance 2. International statistical review, 60, 2: 129–166.

Izvirni znanstveni članek

Simonič, A. 1982. Kontrolna metoda v gospodarjenju z divjadjo. V: Gozd – divjad: študijski dnevi v Ljubljani, 28. in 29. januarja 1980. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, VTOZD za gozdarstvo: 161–213.

Sinclair, R. E. A., Fryxell, M. J., Caughley, G. 2006. Wildlife ecology, conservation, and management. 2nd ed. New York, Blackwell Publishing: 450 str.

Skogland, T. 1985. The effects of density-dependet resource limitations on the demography of wild reindeer. Journal of Animal Ecology, 54, 2: 359–374.

Skrbinšek, T., Jelenčič, M., Luštrik, R., Konec, M., Boljte, B., Černe, R., Bartol, M., Huber, Đ., Huber, J., Reljić, S., Kos, I. 2018. Genetika, medvedi in ocene številčnosti. Lovec, 7-8: 331–337.

Stergar M., Borkovič D., Hiršelj J., Kavčič I., Krofel M., Mrakič M., Troha R., Videmšek U., Vrčon B., Jerina K. 2012. Ugotavljanje gostot prostozivečih parkljarjev s kombinirano metodo štetja kupčkov iztrebkov in podatkov o odvzemu. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 18 str.

Stergar, M., Jerina, K. 2018. Prihodnja prostorska razporeditev divjega prašiča (*Sus scrofa L.*) v Sloveniji. Zlatorogov zbornik, 5: 17–34.

Turk, L. 2014. Matrični populacijski modeli: Zaključna naloga. (Univerza na Primorskem, Fakulteta za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije). Koper, samozal.: 36 str.

Wauters, L. A., Decrombrugghe, S. A., Nour, N., Matthysen, E. 1995. Do female roe deer in good condition produce more sons than daughters. Behavioral Ecology and Sociobiology, 37: 189–193.

Vpliv paše divjadi v oborah na vrstno pestrost in sestavo polnaravnih suhih travničev navadne turške detelje in pokončnega stoklasca (*Onobrychido viciifoliae-Brometum*)

Effect of permanent game grazing on species diversity and the composition of semi-natural dry grassland of the association Onobrychido viciifoliae-Brometum

Ema Jevšnik¹, Nataša Pipenbauer², Sonja Škornik³

¹ Ljubljanska cesta 11, SI-8311, Kostanjevica na Krki, Slovenija

² Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko. Oddelek za biologijo,
Koroška cesta 160, SI-2000 Maribor, Slovenija; nataса.pipenbauer@um.si

³ Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko. Oddelek za biologijo,
Koroška cesta 160, SI-2000 Maribor, Slovenija; sonja.skornik@um.si

Izvleček

Polnaravna suha travničeva asociacija navadne turške detelje in pokončnega stoklasca (*Onobrychido viciifoliae-Brometum*) uvrščamo v Natura 2000, habitatni tip s kodo 6210 (*). To so travničeva z izredno visoko biotsko raznovrstnostjo, ki se v Sloveniji pojavitajo predvsem na sončnih legah gričevnatih pokrajin, kot so Haloze, naše raziskovalno območje. Tradicionalna kmetijska raba teh travničev je bila ekstenzivna košnja, pogosto v kombinaciji z jesensko pašo. V zadnjem desetletju so jih v velikem deležu spremenili v pašnike. Ker je kmetijska raba dejavnik, ki odločilno vpliva na vegetacijo, je vedenje o tem, kako bo spremenjena raba vplivala na naravovarstveno pomembne habitate, pomembno za njihovo trajnostno ohranjanje. Glavni namen naše raziskave je bil ugotoviti, kako ekstenzivna paša divjadi (damjakov, *Dama dama*) vpliva na vrstno pestrost in sestavo suhih travničev. Hkrati smo proučevali tudi spremembe v njihovi funkcionalni sestavi. Rastlinam smo določili morfološko-funkcionalne značilnosti (MFP), življenske strategije CSR-živ. str., parametre vrstne pestrosti in Ellenbergove

indeks. Na raziskovanih travničih smo določili skupno 90 rastlinskih vrst. Ugotovili smo, da se travnik in pašnik značilno razlikujeta v vrstni in funkcionalni sestavi. Z MFP smo dokazali, da je spremenjena sestava povezana z intenzivnejšo motnjo in posledičnim pojavom za travnike netipičnih in neželenih vrst, kot so enoletni pleveli oz. ruderalne vrste. Hkrati smo ugotovili razlike med pašnikom in košenim travnikom glede na vrednosti Ellenbergovega indeksa za vlago (F) in količino hranil v tleh (N), kjer so bile višje povprečne vrednosti na pašniku. To razlagamo s procesom evtrofikacije in ustvarjanjem bolj mezotrofnih razmer zaradi izločkov pašnih živali. Na osnovi izsledkov naše raziskave zaključujemo, da paša divjadi ni primerna kmetijska raba za ohranjanje ugodnega stanja travničeva Natura 2000, habitatnega tipa 6210 (*), saj povzroča značilne negativne spremembe v njihovi vrstni sestavi, predvsem zaradi pojavljanja nezaželenih plevelnih in/ruderalnih vrst.

Ključne besede: damjak (*Dama dama*), biotska pestrost, strategije rastlin CSR, morfološko-funkcionalne poteze, multivariatne analize, kmetijska raba travničev, habitati Natura 2000.

Izvirni znanstveni članek

Abstract

Semi-natural dry grasslands of the association *Onobrychido viciifoliae-Brometum* are Natura 2000 habitat type with code 6210 (*). These are grasslands with extremely high biodiversity. They occur in Slovenia, primarily on the sunny sites of the hilly regions, such as the Haloze region, which is our study area. The traditional agricultural practice of these grasslands has been extensive mowing, often in combination with autumn grazing. In the last decades, they have been transformed into pastures in large proportion. This agricultural practice is a factor which essentially influences the vegetation. Knowledge about the influence of changes in management practice on these habitats of nature conservation importance is crucial for their sustainable maintenance. The main purpose of our study was to determine the effect of extensive grazing (fallow deer, *Dama dama*) on species diversity and the composition of dry grasslands. We also studied changes in their functional diversity. Morphological-functional traits (MFT), CSR strategies, species diversity indices, and Ellenberg indices were calculated for the relevés. In total, we determined 90 plant species. Species, as well as functional composition, significantly differed between both types of grassland. With the morphological-functional traits, we proved that the increased number of species is associated with more intense disturbance and consequent occurrence of plant species which are non-typical and undesirable for meadows, such as annual weeds and/or ruderal species. Additionally, we found differences between pasture and meadow, according to the Ellenberg indices for moisture (F) and nutrients in the soil (N), where there were higher average values on the pasture. This could be explained with the eutrophication process and with the creation of more mesotrophic conditions due to the secretion of pastoral animals. Based on our results, we can conclude that the grazing of the fallow deer is not a suitable management practice in order to obtain a favourable condition of Natura 2000 grassland habitat type 6210 (*), because it causes negative changes in their plant species

composition, especially due to the occurrence of weedy and/or ruderal species.

Keywords: fallow deer (*Dama dama*), biodiversity, CSR plant strategies, morphological-functional traits, multivariate analysis, agricultural land use of grasslands, Natura 2000 habitats.

1 Uvod

Trajna travniča v zmernih in celinskih delih Evrope so naravne in polnaravne rastlinske skupnosti. Velik delež vrstno bogatih suhih in polsuhih travnič je polnaravnega izvora (Ačić in sod., 2015). Omenjeni habitatati so se oblikovali skozi stoletja s pašo divjih živali in predvsem kot rezultat tradicionalne kmetijske rabe – ekstenzivne paše goveda, ovc in koz ter redne ali občasne košnje z zmernimi motnjami. V zadnjih desetletjih so se površine trajnih travnič drastično zmanjšale (Dostálek in Frantík, 2008; Škornik, 2016). Njihov obstoj je odvisen od človekove dejavnosti, ki pa se v zadnjih desetletjih zelo spreminja. Ljudje iz tradicionalne ekstenzivne rabe (košnja, paša) prehajajo na intenzivnejšo rabo travnič, npr. čezmerno pašo ali pa rabo opustijo in se travniča zaraščajo. Spremembe v upravljanju povzročijo spremembe v vrstni pestrosti in floristični sestavi vegetacije travnič (Jantunen, 2003; Unuk in sod., 2018).

V Sloveniji so polnaravna suha travniča sorazmerno pogosta, vendar pa se njihove površine pospešeno zmanjšujejo, saj jih tako kot drugod ogroža spremenjena kmetijska raba (Škornik, 2016). V Halozah, našem raziskovalnem območju, so najbolj značilna polnaravna suha travniča in grmiščne faze na karbonatnih tleh (*pomembna rastnička kukavičevk) Natura 2000, habitatni tip s kodo 6210 (*). Uspevajo na sončnih legah gričevnatih pokrajin, ki so še vedno v ekstenzivni rabi (košnja 1- do 2-krat na leto, pogosto v kombinaciji z jesensko pašo). Med značilnimi vrstami so: pokončni stoklasec (*Bromopsis*

erecta), turška detelja (*Onobrychis viciifolia*), navadna glota (*Brachypodium pinnatum*), navadna migalica (*Briza media*), navadna smiljica (*Koeleria pyramidata*), brazdnatolistna bilnica (*Festuca rupicola*), srednji trpotec (*Plantago media*), polajeva materina dušica (*Thymus pulegioides*), mala strašnica (*Sanguisorba minor*) in druge. Posebnost teh travnišč so različne vrste iz družin kukavičevk (*Orchidaceae*), ki so na seznamu redkih in ogroženih rastlinskih vrst (Škornik, 2016).

Glavni namen naše raziskave je bil ugotoviti, ali spremenjena kmetijska raba iz ekstenzivne košnje v ekstenzivno pašo divjadi značilno spreminja vrstno sestavo in pestrost suhih travnišč habitatnega tipa 6210 (*) na območju Haloze. Pri raziskovanju smo si postavili naslednje cilje: (1) izbrati površine travnišča, ki so prepoznana kot Natura 2000, habitatni tip 6210 (*), pri tem pa so ena v rabi kot košeni travniki (in so v ugodnem stanju), druga pa so že več let v rabi kot trajni pašniki; (2) ugotoviti morebitne razlike v floristični sestavi med travnišči z različnim upravljanjem; (3) primerjati pokrovnost in številčnost vrst na izbranih travniščih; (4) določiti in primerjati oznako CSR za raziskana travnišča; ter (5) izbrati, določiti in primerjati morfološko-funkcionalne poteze (MFP) rastlin raziskovanih travnišč.

2 Materiali in metode

2.1 Območje raziskave

Raziskavo smo opravili na območju Haloze, gričevnate pokrajine na severovzhodu Slovenije (slika 1); meri približno 241 km² in je ena izmed najbolj pestrih reliefnih pokrajin v Sloveniji (Pak in sod., 2012). Delimo jih na vzhodne ali vinorodne Haloze in zahodne ali gozdname Haloze (Kaligarič in sod., 2004). Za gozdname Haloze so značilna strma pobočja, priostrena slemena in vrhovi ter ozka dna dolin. V vinorodnih Halozah pa so položna pobočja, dolga in zaobljena slemena ter dokaj široke doline (Belec, 1961). Naše raziskovanje območje spada v Občino Cirkulane, ki jo uvrščamo v vzhodne Haloze. Proučevali smo dva različna poligona travnišč iz omenjenih območij: (1) pašnik damjakov (oznaka PD) v Občini Cirkulane, razdeljen na dva dela oz. v dve čredinki. Tako pašo nadzorujejo in divjad prestavijo iz prepašene ograde v ogrado, kjer si je vegetacija že opomogla. Pasejo s samci in samicami damjakov (*Dama dama*) skozi vse leto, pašnih živali pa je 16; (2) kontrolno travnišče: ekstenzivni košeni travnik v bližini pašnika damjakov (oznaka KT).



Slika 1. Območje raziskave – Haloze, označeno z rdečo pikico (Občina Cirkulane) (<http://geopedia.si/> in https://bs.wikipedia.org/wiki/Modul:Location_map/data/Slovenia/dok, 27. 9. 2018).

Figure 1. Study site – Haloze region, marked with red dot (municipality Cirkulane) (<http://geopedia.si/> in https://bs.wikipedia.org/wiki/Modul:Location_map/data/Slovenia/dok, 27. 9. 2018).

Izvirni znanstveni članek

2.2 Metode zbiranja in obdelave podatkov

Vzorčenje na terenu je potekalo v letu 2017 od maja do junija. Skupno smo zbrali 70 vegetacijskih popisov polnaravnih suhih travničev habitatnega tipa 6210 (*) po standardni fitocenološki metodi Züriško-Montpellierske šole (Braun-Blanquet, 1964, Westhoff in Van der Maarel, 1973, Dierschke, 1994). Od tega je bilo 50 popisov vzorčenih na pašniku damjakov in 20 na tipičnem ekstenzivnem travniku, ki ga redno kosijo. Vzorčenje je potekalo po naslednji shemi: na različnih delih pašnika smo izbrali pet ploskev, velikosti 10 m² (2 x 5 m). Znotraj vsake 10 m² ploskve smo nato enakomerno porazdelili deset manjših kvadratnih ploskev v velikosti 0,25 m², na katerih smo popisali vegetacijo. Po enaki metodologiji smo vzorčili tudi košeni travnik, kjer pa smo zaradi homogenosti sestojev izbrali samo dve površini, velikosti 10 m². Poimenovanje vseh rastlinskih taksonov smo povzeli po Martinčič in sod. (2007).

Za potrebe analiz smo oblikovali preglednico z 90 rastlinskih vrst x 70 vegetacijskih

popisov), kjer smo v nadaljevanju vrednosti za pokrovnost in številčnost rastlinskih vrst pretvorili tako, da je bila za vsak popis vsota vrednosti 1. Z novo nastalo preglednico smo ugotavljali podobnosti v floristični sestavi med travničema s pomočjo korespondenčne analize z odstranjencem trendom ali DCA-analizo (angl. *Detrended Correspondence Analysis*). Izračunali smo indeks vrstne pestrosti (število različnih vrst v popisni ploskvi, Shannon-Weaverjev indeks in indeks vrstne poravnanoosti) ter jih za primerjavo vrstne pestrosti med travničema analizirali s Studentovim t-testom ter Kruskal-Wallisovim testom. Vse analize smo opravili s programsko opremo Canoco in Canodraw (ter Braak in Šmilauer, 2002) ter SPSS (SPSS, IBM Corp. Released, 2012).

V nadaljevanju smo rastlinskim vrstam s pomočjo literature določili naslednje morfološko-funkcionalne poteze (MFP): življenjska oblika, višina rastline, specifična listna površina (SLA), vsebnost suhe snovi lista (LDMC) in življenjska strategija po modelu CSR (po Grime, 2001).

Preglednica 1: Seznam morfološko-funkcionalnih potez (MFP), ki smo jih določili 90 rastlinskim vrstam raziskovanih travničev.

Table 1: List of morphological-functional traits (MFT) for 90 plant species of researched grasslands.

Morfološka funkcionalna poteza	Vrsta spremenljivke	Kratica in opis	Literatura
Življenjska oblika	kategorična	ziv_ob_1 = hamefiti, ziv_ob_2 = terofiti	Martinčič in sod., 2007; BioFlor (Klotz in sod., 2002)
Višina rastline	zvezna	vis_ra = cm	Martinčič in sod., 2007; baza oddelka za biologijo, FNM
Specifična listna površina	zvezna	SLA = mm ² /mg	baza oddelka za biologijo, FNM; LEDA (Kleyer in sod., 2008)
Vsebnost suhe snovi lista	zvezna	LDMC = mg/g	baza oddelka za biologijo, FNM; LEDA (Kleyer in sod., 2008)
CSR strategije	zvezna	C = kompetitorji S = toleratorji stresa R = ruderalki	baza oddelka za biologijo, FNM; LEDA (Kleyer in sod., 2008)

Izvirni znanstveni članek

Oblikovali smo preglednico \bar{b} (90 rastlinskih vrst in 8 MFP). Preglednici a in b smo uporabili za izračun srednjih vrednosti morfološko-funkcionalnih potez oz. CWM (angl. Community-weighted mean value of trait). Za ugotovitev, katere MFP prevladujejo na posameznem travnišču, smo rezultate CWM primerjali med sabo. Uporabili smo Studentov t-test (normalno porazdeljeni podatki) ter Kruskal-Wallisov test (podatki, ki ne ustrezajo pogoju normalne porazdelitve). Rastlinskim vrstam smo določili še Ellenbergove indekse (za vlago, kemijsko reakcijo in količino hranil v tleh) ter jih analizirali z Mann-Whitneyjevim U-testom. Izračune Studentovega t-testa, Kruskal-Wallisovega testa ter Mann-Whitneyjevega U-testa smo opravili s programsko opremo SPSS (SPSS, IBM Corp. Released, 2012).

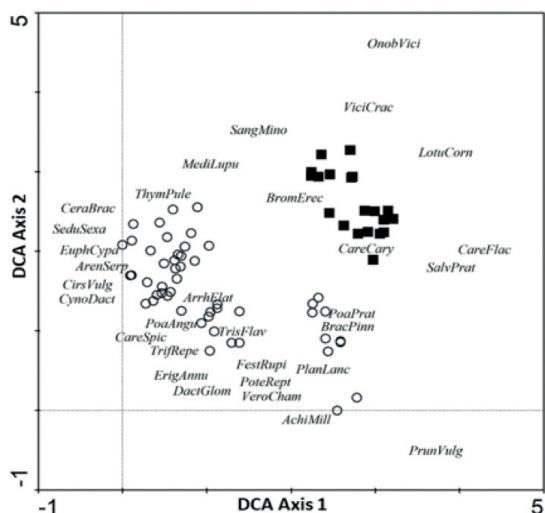
floristično značilno heterogeni in so oblikovali dve podskupini. Večina popisov, razporejenih na levi strani grafa, je bilo zbrana v popisnih ploskvah na bolj strmem, južnem delu pašnika. Motnja zaradi paše je na nagnjenem delu pašnika izrazitejša kot na položnejšem delu (popisi v spodnjem delu grafa). Rastlinske vrste, ki rastejo na pogosto odprtih in izpostavljenih površinah, so izrazito toploljubne ter kserofilne travniške pa tudi ruderalne vrste: polajeva materina dušica (*Thymus pulegioides*), drobnocvetna smiljka (*Cerastium brachypetalum*), prstasti pesjak (*Cynodon dactylon*), navadni osat (*Cirsium vulgare*), navadna peščenka (*Arenaria serpyllifolia*) in šesterokotna homulica (*Sedum sexangulare*). Del popisov pašnika v spodnjem delu grafa, ki se je vidno odcepil od večine,

3 Rezultati z razpravo

3.1 Floristična analiza popisnih ploskev

Na raziskovanih travniščih ($N = 70$) smo zabeležili skupno 90 rastlinskih vrst ($11,8 \pm 2,6$ rastlinskih vrst na popis), od katerih je bilo 45 vrst, ki smo jih popisali samo na pašniku (PD), in deset rastlinskih vrst, ki so se pojavljale izključno na travniku (KT). Skupnih vrst na pašniku in travniku je bilo 35. Povprečno na popis je bilo na pašniku $12,1 \pm 2,5$ vrste in na travniku $11,1 \pm 2,8$. Več vrst je posledica prisotnosti številnih ruderalnih vrst, ki jih na košenih suhih travniščih ne najdemo. S pomočjo indeksov vrstne pestrosti smo ugotovili, da ni statistično značilnih razlik v številu rastlinskih vrst ter Shannon-Weaverjevim indeksom med travnikom in pašnikom, čeprav je v povprečju na pašniku nekoliko več vrst. Potrdili pa smo statistično značilne razlike ($H = 14,56$, $df = 1$) v parametru vrstne poravnanoosti, kjer je bila poravnost med vrstami večja na pašniku kot na travniku.

Podobnosti in razlike med travniščema smo ugotavljali z multivariatno statistično metodo – analizo DCA (slika 2). Popisi pašnika



Slika 2: DCA ordinacijski diagram tabele, ki predstavlja 50 popisov pašnika z damjaki (PD) in 20 popisov na košenem travniku na območju Cirkulane (KT). Lastne vrednosti: DCA os 1: 0,551, DCA os 2: 0,352. Legenda: ○ - pašnik ($N = 50$), ■ - košen travnik v Cirkulanih ($N = 20$). Okrajšave rastlinskih vrst so prikazane v Prilogi 1.

Figure 2: DCA ordination graph of matrix 50 relevés of pasture (PD) and 20 relevés of meadow (KT) in Cirkulane. Eigenvalues: DCA axis 1: 0,551, DCA axis 2: 0,352. Legend: ○ - pasture ($N = 50$), ■ - meadow ($N = 20$). Abbreviations of plant species names are in Appendix 1.

Izvirni znanstveni članek

predstavlja drugo čredinko, za katero so značilne vrste: travniška latovka (*Poa pratensis*), navadna glota (*Brachypodium pinnatum*), ozkolistni trpotec (*Plantago lanceolata*), navadni rman (*Achillea millefolium*) in vrednikov jetičnik (*Veronica chamaedrys*). Gre za kombinacijo rastlin, ki potrebujejo zmerne talne razmere (dovolj mineralnih snovi in vlage), hkrati pa so prilagojene tudi na motnje. Na desni strani grafa, popolnoma ločeni od pašnika, so prikazani popisi košenega travnika. Označujejo jih tipične vrste polnaravnih suhih travnič v ugodnem stanju (Škornik, 2016), kot so: navadna turška detelja (*Onobrychis viciifolia*), pokončni stoklasec (*Bromopsis erecta*), ptičja grašica (*Vicia cracca*), mala strašnica (*Sanguisorba minor*), sinjezeleni šaš (*Carex flacca*), navadna nokota

(*Lotus corniculatus*), pomladanski šaš (*Carex caryophyllea*) in travniška kadulja (*Salvia pratensis*).

3.2 Analiza morfološko-funkcionalnih potez (MFP)

Na osnovi MFP lahko sklepamo o delovanju proučevane rastline ter vegetaciji, v kateri rastlina uspeva (McGill in sod., 2006). Omogočajo primerjavo vegetacije različnih raziskovanih območij z različno vrstno sestavo (Orloci in Stofella, 1986). Ugotovili smo, da so bili na pašniku v večjem deležu terofiti oz. enoletnice, ki imajo višjo vrednost specifične listne površine (SLA), kar je značilno za rastline s hitro rastjo (Grime, 2001). Na košenem travniku pa je bilo

Preglednica 2: Analiza Studentovega t-testa za neodvisne vzorce morfološko-funkcionalnih potez (MFP) na 70 popisnih ploskvah (PD in KT). Legenda: n. s. – ni statistično značilnih razlik med skupinami, $p^* < 0,05$, $p = \text{n. s.}$. Razlage kratic MFP so v Preglednici 1.

Table 2: Student t-test analysis for independent samples of morphological-functional traits (MFT) for 70 relevés (pasture and meadow). Legend: n.s. – non-significant differences between groups, $* p < 0.05$, $p = \text{n.s.}$. Abbreviations for MFT are explained in Table 1.

MFP	Območje	Povprečje	Standardni odklon	p - vrednost
Višina rastline	pašnik	31,92	± 11,31	n.s.
	košen travnik	33,96	± 6,73	
SLA	pašnik	19,03	± 3,85	*
	košen travnik	13,19	± 2,92	
LDMC	pašnik	256,45	± 50,44	n.s.
	košen travnik	276,99	± 55,57	
C	pašnik	0,60	± 0,09	*
	košen travnik	0,68	± 0,07	
S	pašnik	0,28	± 0,06	n.s.
	košen travnik	0,25	± 0,07	
R	pašnik	0,28	± 0,07	*
	košen travnik	0,16	± 0,05	

Izvirni znanstveni članek

Preglednica 3: Analiza s Kruskal-Wallisovim testom za 70 popisnih ploskev, morfološko-funkcionalnih potez (MFP), ki niso normalno porazdeljene. Legenda: n. s. – ni statistično značilnih razlik med skupinami, $p^* < 0,05$, $p = \text{n. s.}$, df. – stopnja prostosti. Razlage kratic MFP so v Preglednici 1.

*Table 3: Kruskal-Wallis analysis for 70 relevés, morphological-functional traits (MFT) with data that is not normally distributed. Legend: n.s. – non-significant differences between groups, $*p < 0,05$, $p = \text{n.s.}$, df. – degrees of freedom. Abbreviations for MFT are explained in Table 1.*

MFP	χ^2	df	p – vrednost
ziv_ob_1 = hamefiti	13,99	1	*
ziv_ob_2 = terofiti	19,24	1	*

več hamefitov, rastline so bile višje in z višjimi vrednostmi suhe snovi listov (LDMC), kar je pokazatelj, da te rastline več energije vlagajo v trajnejša oporna tkiva kot v hitro rast (Unuk in sod., 2018). Analiza CSR-strategij je pokazala, da je bilo na košenem travniku več kompetitorjev, na pašniku pa je bilo predvsem več ruderalk, kot tudi stres toleratorjev. Najbolj je izstopala strategija CR (kompetitorske ruderalki), sledila ji je strategija CSR, SC itn.

Preglednica 4: Analiza Studentovega t-testa za neodvisne vzorce Ellenbergovih indeksov na 70 popisnih ploskvah (PD in KT). Legenda: F – vlaga, R – pH, N – količina hranil v tleh, $*p < 0,05$.

*Table 4: Student t-test analysis for independent samples of Ellenberg index for 70 relevés (pasture and meadow). Legend: F – moisture, R – pH, N – nitrogen in soil, $*p < 0,05$.*

Ellenbergovi indeksi	Območje	Povprečje	Standardni odklon	p – vrednost
F	pašnik	4,1	$\pm 0,4$	*
	košen travnik	3,8	$\pm 0,2$	
R	pašnik	7,1	$\pm 0,3$	*
	košen travnik	7,7	$\pm 0,2$	
N	pašnik	3,9	$\pm 0,7$	*
	košen travnik	2,8	$\pm 0,3$	

3.3 Analiza Ellenbergovih indeksov

Ellenbergovi indeksi predstavljajo bioindikatorje, ki temeljijo na odzivu rastlinskih vrst glede na okoljske dejavnike (Chmura in sod., 2017). Definiranih je sedem dejavnikov, mi pa smo uporabili naslednje: vlažnost, pH in količino hranil v tleh (Ellenberg in sod., 1991). Raziskovana travnišča se pojavljajo na nevtralnih do nekoliko bazičnih tleh glede na rastlinske vrste, ki tam uspevajo. Na pašniku je bil indeks količine hranil v tleh višji, kot na košenem travniku, kar lahko razložimo kot posledico evtrofifikacije. Izločki in motnje, ki jih povzročajo živali na travnišču omogočajo večjo konkurenčnost in s tem pojavljanje ruderálnih rastlin.

4 Zaključek

V naši raziskavi smo želeli ugotoviti, ali paša divjadi (damjakov, *Dama dama*) značilno spreminja vrstno in funkcionalno sestavo ter pestrost polnaravnih suhih travnišč na območju Haloz.

Pomembna ugotovitev je, da se pašnik in košeni travnik med sabo značilno razlikujeta po svoji

Izvirni znanstveni članek

floristični in funkcionalni sestavi. Na pašniku so se pojavile številne ruderalne vrste oz. pleveli, ki niso značilni za suha travničeva v ugodnem stanju. Take vrste primarno uspevajo v habitatih, kjer je prisotna intenzivna motnja, npr. njive, vrtovi, ob poteh ipd. Motnjo na pašniku povzročajo živali, v našem primeru damjaki (*Dama dama*), z objedanjem rastlin in hojo, teptanjem ter kopanjem. Prav zaradi pojava plevelnih vrst smo lahko v naši raziskavi ugotovili tudi, da je v povprečju na pašniku nekoliko več vrst, pri čemer pa razlike niso bile statistično značilne.

Na osnovi Ellenbergovih indeksov, ki predstavljajo odziv rastlinskih vrst na okoljske dejavnike, smo definirali razlike med pašnikom in travnikom glede na vlago (F) in količino hranil v tleh, kjer so bile višje povprečne vrednosti na pašniku. To razlagamo s procesom evtrofikacije in ustvarjanjem bolj mezotrofnih razmer zaradi izločkov pašnih živali.

Glede na izsledke naše raziskave zaključujemo, da paša divjadi ni primerna kmetijska raba za ohranjanje ugodnega stanja travničeva Natura 2000, habitatnega tipa 6210 (*), saj povzroča značilne negativne spremembe v njihovi floristični sestavi, predvsem zaradi pojavitve nezaželenih plevelnih in/ruderalnih vrst.

5 Povzetek

V Sloveniji so še vedno površine vrstno bogatih suhih travničev v ugodnem stanju ohranjenosti. Ker pa se v zadnjem obdobju kmetijska raba hitro spreminja, so nujno potrebne raziskave in podatki o vplivu takih sprememb na naravovarstveno pomembne habitate. Našo raziskavo smo izvedli na območju Haloz. Ugotovljali smo, kako sprememba rabe iz ekstenzivne košnje v ekstenzivno pašo divjadi vpliva na sestavo rastlinskih vrst in raznolikost polnaravnih suhih travničev navadne turške detelje in pokončnega stoklasca (*Onobrychido viciifoliae-Brometum*), ki so habitatni tip Natura 2000 z oznako 6210 (*).

Na terenu smo vzorčili 70 vegetacijskih popisov po standardni fitocenološki metodi Züriško-Montpellierske šole. Zbrani so bili na pašniku (N = 50) in na košenem travniku pri Cirkulanah (N = 20). Določili smo 90 rastlinskih vrst in zanje iz različnih virov zbrali morfološko-funkcionalne poteze (MFP), CSR tipe/strategije po modelu CSR in Ellenbergove indekse. Na osnovi statističnih analiz smo primerjali floristično in funkcionalno sestavo zbranih popisov ter parametre vrstne pestrosti.

Ugotovili smo, da se travničeva, ki je v rabi kot pašnik, razlikuje od košenega travnika v nekoliko večji (statistično ni značilno) vrstni pestrosti, izraženi kot število vrst na popisno ploskev, in floristični sestavi. S pašo so se namreč na travničevu povprečju pojavile številne plevelne vrste, ki so za suha travničeva neželene in netipične rastline. Pašnik in travnik sta se razlikovala tudi v funkcionalni sestavi. Na osnovi primerjave MFP smo tako ugotovili, da so na košenem travniku rastline v povprečju višje kot na pašniku in z višjimi vrednostmi suhe snovi listov (LDMC), kar je pokazatelj, da te rastline več energije porabijo v trajnejša oporna tkiva kot v hitro rast. Prisotnih je bilo več hamefitov (nizki polgrmički), med vrstami je bilo več takih s poudarjeno kompeticijsko (C) strategijo. Medtem ko je bilo na pašniku več terofitov in rastlin z višjimi vrednostmi za SLA, kar je značilno za rastline s hitro rastjo. Izražena je bila ruderalna (R) strategija. Vrednosti Ellenbergovih indeksov za vlago (F) in količino hranil (N) v tleh so bile v povprečju višje na pašniku, kar razlagamo s procesom evtrofikacije in ustvarjanjem bolj mezotrofnih razmer zaradi izločkov pašnih živali.

Na podlagi izsledkov naše raziskave zaključujemo, da paša divjadi ni primerna kmetijska raba za ohranjanje ugodnega stanja travničeva Natura 2000, habitatnega tipa 6210 (*). Ugotovili smo značilne negativne spremembe v njihovi floristični sestavi, predvsem zaradi pojavitve številnih nezaželenih plevelnih in/ali ruderalnih vrst.

6 Summary

In Slovenia, we still find areas with species rich dry grasslands in favourable conservation status. However, as agricultural practice has been changing rapidly, data about the impact of changes on habitats of nature conservation importance is urgently needed. Our study area was the Haloze region. The aim of our study was to find out how the change from extensive mowing to grazing influences the plant species composition and the diversity of the semi-natural dry grasslands (association *Onobrychido viciifoliae-Brometum erecti*), which are Natura 2000 habitat type with the code 6210 (*). We sampled 70 vegetation plots (relevés) according to the standard phytocoenological method of the Zürich-Montpellier school. They were collected on pasture ($N = 50$) and on meadow near Cirkulane ($N = 20$). Ninety (90) plant species were determined; for all plant species, we collected morphological-functional traits (MFT), CSR types/strategies according to Grime's triangle theory, and Ellenberg's indexes. On the basis of statistical analyses, we compared the floristic and functional composition of the collected plots and the parameters of species diversity.

We found that grassland used as pasture differs from meadow in a slightly higher (statistically not significant) species diversity defined as the number of species per relevé, as well as in plant species composition. Grazing resulted in the occurrence of numerous weed species which are undesirable, and non-typical plants for dry grasslands. Pasture and meadow were also different in functional composition. Based on MFT comparison, we established that plants were taller and with higher leaf dry matter values (LDMC) on meadow, which indicates that these plants invest more energy in more durable supporting tissues than in rapid growth. There were more chamaephytes present with an emphasized competitive (C) strategy, while there were more therophytes and plants with higher SLA values in pasture, which is characteristic

of fast-growing plants. A ruderal (R) strategy was expressed. Values of Ellenberg indices for moisture (F) and the nutrients in soil (N) were on average higher in pasture, which we explained with the eutrophication process and with the creation of more mesotrophic conditions due to the secretion of pastoral animals.

Based on the results of our research, we can conclude that game grazing is not a suitable management practice in order to obtain a favourable condition of Natura 2000 grassland habitat type 6210 (*). We found negative changes in their floristic composition, especially due to the occurrence of weedy and/or ruderal plant species.

7 Zahvala

Pričujoča raziskava je bila narejena v okviru magistrskega dela prve avtorice prispevka. Zahvaljujemo se Strokovno-znanstvenemu svetu Lovske zveze Slovenije, ki je izbral magistrsko delo ter ga nagradil v razpisu za najboljša diplomska, magistrska in doktorska dela s področja divjadi. Zahvaljujemo se tudi družini Petrovič (Občina Cirkulane), ki so omogočili vzorčenje na njihovem pašniku damjakov.

Izvirni znanstveni članek

8 Literatura

- Aćić, S., Šilc, U., Petrović, M., Tomović, G., Stevanović Dajić, Z. 2015. Classification, ecology and bioiversity of Central Balkan dry grasslands. *Tuexenia*, 35: 329–252. DOI: 10.14471/2015.35.007.
- Belec, B. 1961. Morfologija Haloz. *Geografski zbornik*, 6:163–190.
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Grundzuge der Vegetationskunde. Springer Verlag, Wien.
- Chmura, C., Źarnowiec, J. Staniaszek-Kik, M. 2017. Do Ellenberg's indicator values apply to the vascular plants colonizing decaying logs in mountain forests? *Flora*, 234: 15–23.
- Dierschke, H. 1994. Pflanzensoziologie: Grundlage und Methode. Ulmer: Stuttgart.
- Dostálek, J., Frantík, T. 2008. Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodivers Conserv*, 17: 1439-1454. DOI: 10.1007/s10531-008-9352-1.
- Ellenberg, H., Weber, E. H., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. 1991. Indicator values of plants in Central Europe. *Scripta geobotanica*, Volume 18.
- Grime, J. P. 2001. Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. 2. izd. Chichester, J. Wiley & Sons, Chichester, UK.
- IBM Corp. Released 2012. IBM SPSS Statistic for Windows. Version 21.0. Aemonk, NY: IBM Corp.
- Jantunen, J. 2003. Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods. *Ann. Bot. Fennici*, 40: 255–263.
- Kaligarič, M., Štumberger, B., Škornik, S., Kaligarič, S. 2004. Pojavljanje jadranske smrdljive kukavice (*Himantoglossum adriaticum* H. baumann) v Halozah (SV Slovenija). *Annales. Series historia naturalis*, 14(1): 114–118.
- Kleyer, M., Bekker, R. M., Knevel, I. C., Bakker, J. P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., van Groenendaal, J. M., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G. M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J. G., Jackel, A. K., Dannemann, A., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W. A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmich, J., Steendam, H. J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J. H. C., Eriksson, O., Garnier, E., Fitter, A., Peco, B. 2008. The LEDA Traitbase: A database of plant life-history traits of North West Europe.
- Klotz, S., Kühn, I. & Durka, W., 2002: BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. http://www2.ufz.de/biolflor/ind_ex.jsp (datum dostopa: 21.12.2017).
- Martinčič, A., Wraber, T., Jogan, N., Podobnik, A., Turk, B., Vreš, B. 2007. Mala flora Slovenije. Ključ za določanje praprotnic in semenek. Tehniška založba Slovenije, Ljubljana.

Izvirni znanstveni članek

- McGill, B. J., Weiher, E. & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 178–185.
- Orloci, L., Stofella, S. 1986. A taxon-free numerical approach to the study of plant communities. *Ann. Arid Zone*, 25: 111–131.
- Pak, M., Korošec, V., Kušar, S. 2012. Haloze pred izzivi prihodnosti. *Geografski obzornik*, 59(½): 44–47.
- Škornik, S. 2016. Ekstenzivna travnišča v celinski Sloveniji: srednjeevropski z orhidejami bogati polsuhi travniki. *Naše travnje: strokovna kmetijska revija*, 10: 25–27.
- Škornik, S. 2018. Ekstenzivna travnišča Haloz: vegetacija, ki se spreminja in izginja. *Travništvo*, 12: 13–15.
- Braak, C. J. F., Šmilauer, P. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination. Version 4.5. Microcomputer power.
- Unuk, T., Pipenbacher, N., & Škornik, S., 2018. Trophic-level differences in functional composition of the *Nardus* grassland vegetation. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* , 152(5): 1134-1140.
- Westhoff, V. & Van der Maarel, E., 1973. The Braun-Blanquet approach. *Handbook of Vegetation Science*, 5: 156–172.

Izvirni strokovni članek

Vpliv mrhovišč na ogroženost rejnih živali zaradi velikih zveri

Effect of carrion feeding stations on the risk of livestock by large carnivores

Nika Mohorič¹, Romana Marinšek Logar²

¹Cesta 24. junija 72 A, 1231 Ljubljana – Črnuče; nika.duble@gmail.com

²Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za zootehniko,
Groblje 3, 1230 Domžale; romana.marinsek@bf.uni-lj.si

Izvleček

Namen diplomskega dela je bil ugotoviti, kako prisotnost mrhovišč vpliva na gibanje in vedenje vrst velikih zveri v Sloveniji (travi medved, volk in ris) ter kako mrhovišča vplivajo na pogostnost napadov velikih zveri na rejne živali. Na podlagi pregleda znanstvene literature, strukturiranih intervjujev s strokovnjaki, lovcji in rejci ter pridobljenih podatkov o odškodninskih zahtevkih ocenjujemo, da mrhovišča v primerjavi s krmišči, ki so založena le z rastlinsko hrano na splošno ne vplivajo specifično na pogostnost napadov velikih zveri na rejne živali. Medvedi sicer raje obiskujejo mrhovišča kot krmišča s korozo in vsaj v določenem delu leta krmišča deloma zadržujejo medveda stran od človekove bližine in s tem deloma tudi rejnih živali. Vplivi mrhovišč na napade na rejne živali niso bili neposredno proučeni, posredne raziskave pa nakazujejo, da verjetno vplivov ni ali pa niso pomembni. Ugotovili smo, da mrhovišča in krmišča vplivajo na gibanje in znotrajvrstne odnose med velikimi zvermi. Medvedi se redno zadržujejo v okolici mrhovišč in krmišč, vendar jih posamezni osebki obiskujejo ob različnih urah, s čimer zmanjšajo pogostnost znotrajvrstnih interakcij. Močnejši medvedi si včasih deloma prisvojijo mrhovišča ali krmišča. Krmljenje lahko vpliva tudi na druge vidike medvedovega vedenja, saj medvedi zaradi stalno

dostopne hrane prezimujejo pozneje. Volkovi se pojavljajo na krmiščih in mrhoviščih poleg mrhovine tudi zaradi lova na divjad, saj se divjad krmi na krmiščih in je zato tam tudi lovni uspeh volkov večji.

Ključne besede: mrhovišča, velike zveri, rejne živali

Abstract

The purpose of this thesis is to determine how carrion feeding sites in habitats of bears, wolves, and lynx in Slovenia affect their movement and behaviour, and how carrion feeding increases the frequency of large wild animal attacks on farm animals. After reviewing scientific literature and data on damage claims, and conducting structured interviews with experts, hunters, and breeders, we found that carrion feeding sites generally do not have a specific impact on the frequency of wild animal attacks on domestic animals compared to ordinary feeding sites that include only plant feed. Bears tend to visit carrion feeding sites more than feeding sites with corn, which means that this can partially keep bears away from humans and farm animals at least for a certain part of the year. However, the influence of carrion feeding sites on the attacks on farm animals has not been directly examined,

but indirect research suggests that there is no impact, or it is not significant. We also found that carrion feeding sites and feeding sites with corn affect the movement and the intraspecific relationships among wild animals. Bears regularly walk around carrion feeding sites and regular feeding sites, but at different times of the day, in order to avoid interspecies interaction. In addition, stronger bears sometimes claim carrion feeding sites or other feeding sites, which attests to their impact on the movement of the bears.

Feeding can also influence the behaviour of animal species; as bears tend to hibernate later than they used to, because food is available at all times, wolves visit carrion feeding sites and regular feeding sites due to carrion and game.

Keywords: carrion feeding stations, large carnivores, livestock

1 Uvod

V zadnjih letih so mrhoviča postala aktualna tematika, pri nas pa se pojavljajo že več kot sto let. Zato je krmljenje z mrhovino globoko zakoreninjeno v naši lovske kulturi (Štrumbelj, 2012a). V letu 2004 smo z vstopom v EU prenehali z uporabo mrhovič (Ambrožič in Mahne, 2015), kar je razburilo kmetovalce in lovce, saj je bilo med njimi zakoreninjeno mnenje, da mrhoviča odvračajo velike zveri od napadov na rejne živali. Vendar pa raziskav o tej tematiki ni bilo, zato se poraja vprašanje, ali je (bilo) vzdrževanje mrhovič s tega vidika upravičeno. Poleg odvračanja zveri od napadov na rejne živali so imela mrhoviča vlogo tudi pri monitoringu velikih zveri (in drugih vrst živali) ter vplivajo na njihovo gibanje in rabo prostora, prehranjevanje, konflikte s človekom in zato tudi na toleranco lokalnih prebivalcev do velikih zveri. Med velike zveri v Sloveniji štejemo medveda, volka in risa. V Sloveniji medved in volk povzročata največ škode na rejnih živalih.

2 Vpliv mrhovič na pogostost napadov zveri na rejne živali

Nekatere tuje raziskave dokazujejo, da je odvračalno krmljenje lahko ustrezna metoda za preprečevanje konfliktov. Temu v prid sta raziskavi iz ZDA: prva je bila opravljena v zahodnem delu Washingtona (ZDA), kjer je črni medved (*Ursus americanus*) povzročal škodo na iglavcih, s katerih je olupil lubje in se hrani z beljavco. Škodo so uspeli preprečiti z odvračalnim krmljenjem, v katerem so medvedom spomladi (v kritičnem času) od aprila do (poznega) junija polagali pelete, katerih glavni sestavini sta bila meso in trsni sladkor (Partridge in sod., 2001). Drugo raziskavo so opravili v gorah Sierre -Nevade, kjer so v času hude suše črne medvede hrаниli s sadjem in oreščki, ki so jih prostovoljci z nahrbtniki odnesli 1–2 km globoko v gozd (vselej na drugo mesto, saj so že leli zmanjšati možnost srečanj z medvedi) in tako zmanjšali konflikte, ki so nastajali, ker je medvedom primanjkovalo hrane. V tistem obdobju izrednih razmer je odvračalno krmljenje uspešno zmanjšalo konflikte. Ker pa je akcija potekala le zaradi izrednih razmer, niso mogli povsem zanesljivo določiti, ali so se konflikti zmanjšali predvsem zaradi zagotavljanja hrane ali deloma drugih dejavnikov (zmanjšano število obiskov jezera in počitniških domov zaradi opozoril o konfliktih, večja pazljivost prebivalcev npr. pri obiskovanju gozda, odlaganju smeti, varovanju pridelkov oziroma česarkoli, kar bi lahko privabilo medvede ...) (Garshelis in sod., 2017).

Izpostaviti je treba tudi rezultate raziskav raziskovalcev v Sloveniji in drugih delih sveta, ki lahko ponujajo tudi drugačne zaključke glede učinkovitosti krmljenja kot ukrepa zmanjševanja konfliktov. Kavčič in sod. (2013) so za Slovenijo primerjali škodo od medveda na drobnici pet let pred ukinitevijo mrhovič in pet let potem. Analizirali so tudi, ali medvedi raje zahajajo na krmišča z mrhovino kot na krmišča s koruzo. Za analizo uporabe krmišč z mrhovino so uporabili podatke štjetja medvedov na krmiščih. Približno

Izvirni strokovni članek

ena tretjina krmišč, kjer so opravljali štetje, je bila založena z mrhovino, dve tretjini pa le s koruzo. Po prepovedi mrhovišč so na krmiščih, kjer so prej polagali mrhovino, nadaljevali z zalaganjem koruze. Rezultati so pokazali, da krmišč, kjer so prej polagali mrhovino, ni obiskovalo več medvedov kot krmišč s koruzo. Prav tako rezultati po ukinitvi mrhovišč niso pokazali povečanega medvednjega plenjenja med rejnimi živalmi. Poznejša eksperimentalna (zanesljivejša) raziskava, ki so jo opravili Jerina in sod. (2020), je pokazala, da medvedi v letih z manjšo dostopnostjo naravne hrane (leta brez obroda bukve) nekoliko raje in pogosteje obiskujejo krmišča, ki so založena tudi z mesno hrano (povožena divjad in ostanki divjadi).

Študijo na to tematiko so opravili tudi v Kanadi, kjer so pomladni grizlji (*Ursus arctos*) hranili s povoženimi divjimi parkljarji, da bi preprečili napade na rejne živali. Vzdrževali so 12 preprečevalnih krmišč in ocenjevali učinkovitost ukrepov. Rezultati so pokazali, da se v spomladanskem obdobju napadi na rejne živali niso zmanjšali, prav tako po ukinitvi programa niso zaznali povečanih izgub rejnih živali zaradi napadov grizljev. Zaključili so, da pri preprečevanju napadov na rejne živali krmljenje grizljev z mrhovino divjih parkljarjev ni učinkovito. Zato so predlagali, naj bi denar raje vložili v elektroograje (električne pastirje) in druge dokazano učinkovite načine varovanja živine (Morehouse in Boyce, 2017).

Zaradi trditev, da naj bi medved kot oportunistični vsejed raje užival mrhovino kot rastlinsko hrano, smo proučili tudi rezultate slovenske raziskave o prehrani medvedov. Z raziskavo, ki je temeljila na analizi vsebine medvedjih iztrebkov so ugotovili, da je bila hrana s krmišč najpogostejša v medvedji prehrani, čeprav so očitno raje izbirali naravne vire razpoložljive hrane (žuželke, sadje in rastlinski material), kadar so jim bili na voljo. Študija je tudi pokazala, da medvedi obiskujejo krmišča z mrhovino večinoma le pozimi in zgodaj spomladni, ko se drobnica še ne pase. Poleti, ko so

medvedji napadi najpogosteji, se medvedi niso odločali za mrhovino, ponujeno na krmiščih, in so raje izbirali naravne vire živalske hrane, ki so tudi (največkrat) žuželke (Kavčič in sod., 2015).

V sklopu projekta *LIFE DINALP BEAR* so opravljali tudi akcijo krmljenja medvedov z mrhovino odstreljenih in povoženih prostozivečih parkljarjev. Na 22 krmiščih, ki so bila razporejena po celotnem območju medveda, so dve leti prek videonadzora spremljali krmljenje medvedov. Prvo leto so na krmišča polagali samo koruzo, drugo leto pa poleg nje tudi mrhovino. Podatki v analizi nakazujejo, da medvedi raje obiskujejo krmišča, ki so poleg koruze založena tudi z mrhovino, zato mrhovina ima določen vpliv, vendar to še ni dokaz, da taka mrhovišča zmanjšujejo konflikte z rejnimi živalmi, saj tega vprašanja niso proučevali (Jerina, 2018).

3 Škoda na rejnih živalih

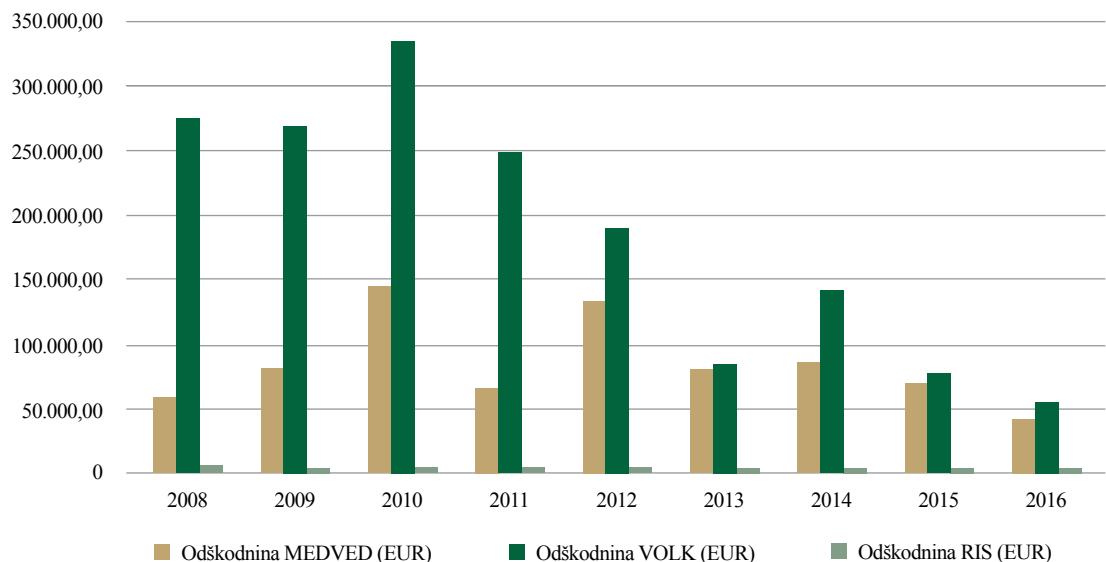
Analizirali smo tudi podatke o izplačanih odškodninah za izgube rejnih živali od leta 2008 do leta 2016 na podlagi škode, nastale zaradi napadov medveda, volka in risa.

Največ odškodnin je bilo izplačanih za škodo, ki jo je povzročil volk, sledi mu medved, medtem ko je škoda zaradi risa – v primerjavi z volkom in medvedom – najmanjša. Največ škode je bilo povzročene v letu 2010, nato pa se je začela zmanjševati. Eden večjih razlogov za škodo je prispevek projekta SloWolf, ki se je začel v letu 2010 in je trajal do leta 2013. V sklopu tega projekta so osmim rejcem z večjim številom ovac, ki so imeli dokumentirano škodo zaradi volkov, darovali visoke električne mreže oziroma ograje in pastirske pse. Kot je razvidno iz grafa, se je v naslednjih letih škoda zelo zmanjšala tako pri volku kot pri medvedu.

Na grafu 2 so prikazani podatki o višini izplačanih odškodnin v Sloveniji od leta 2008 do leta 2016 na podlagi škode, povzročene na rejnih živalih.

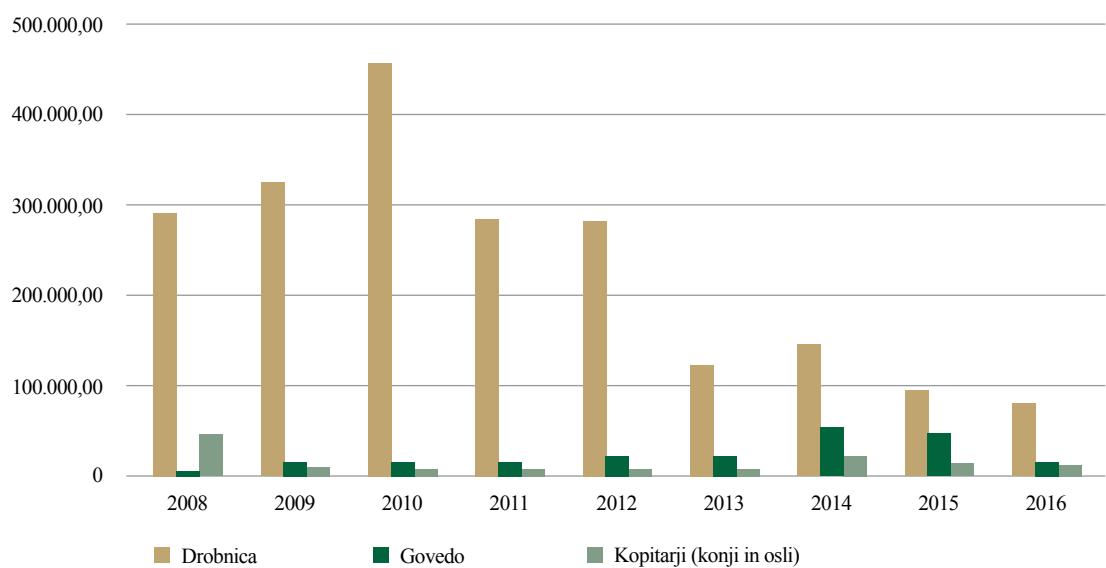
Izvirni strokovni članek

Vpliv mrhovič na ogroženost rejnih živali zaradi velikih zveri



Graf 1: Višina izplačane odškodnine v Sloveniji za izgube rejnih živali, ki so jih povzročile zavarovane vrste velikih zveri v obdobju 2008–2016 (Škoda na ..., 2018).

Chart 1: The amount of damages paid for the loss of livestock in Slovenia caused by protected species of large carnivores in the years 2008 - 2016 (Škoda na ..., 2018).



Graf 2: Višina izplačane odškodnine v osemletnem obdobju v Sloveniji za rejne živali (Škoda na ..., 2018).

Chart 2: The amount of damages paid in the eight-year period for livestock in Slovenia (Škoda na ..., 2018).

Izvirni strokovni članek

Največ škode med rejnimi živalmi je bilo na drobnici, nato ji sledita govedo in kopitarji (konji in osli). Škoda na drobnici se je večala od leta 2008 do leta 2010, ko je bila največja, nato pa se je vidno zmanjševala vse do leta 2016. Premoženska škoda pri govedu je bila največja v letu 2014, v vseh preostalih letih obdobja pa je bila manjša. Pri domačih kopitarjih je največ škode nastalo v letu 2008, v poznejših letih pa ni bilo večjih odstopanj. V vseh osmih letih je bil največji delež odškodnin zaradi napadov velikih zveri izplačan za izgube med drobnico.

Če upoštevamo podatke zadnjih desetih let (torej do vključno leta 2019), so rezultati za medveda nekoliko drugačni. V omenjenem obdobju se je letna pogostnost napadov na drobnico zaradi več razlogov zmanjševala (zaščita, opuščanje reje drobnice, manj zlorab sistema), pogostnost napadov na večje rejne živali (govedo in konje) pa povečevala (Jerina in sod., 2020).

4 Rezultati intervjujev

Uporabili smo strukturirani intervju. Intervjuvali smo šest strokovnjakov z različnih področij, katerih delo je povezano s tematiko tega diplomskega dela, šestnajst lovcev iz lovskih družin Velike Lašče, Martin Krpan Bloke, Mokrc in Sodražica ter tri rejce drobnice iz Loške doline in Cerknice.

Začeli smo z vprašanjem, kako se opredeljujejo do ponovne uvedbe mrhovišč oziroma krmišč za velike zveri. Vsi sodelujoči so se strinjali s prakso zdajšnjih krmišč, na katere polagajo tudi krmo beljakovinskega izvora, in menili, da to zadostuje in da ni treba ponovno vpeljati posebnih mrhovišč, kakršna so bila pred njihovo ukinitevijo (v letu 2004). Izpostavili so, naj bi krmišča zalagali z mrhovino le v določenih letnih časih (jeseni in spomladji), ko medvedi iščejo »bogatejšo« beljakovinsko krmo. Poleti krmljenje zaradi dosegljivosti naravne hrane v gozdu ni smiselno, pozimi pa je za medvede

lahko tudi škodljivo, saj zaradi lahko dosegljive krme ne prezimujejo oziroma ne predremlejo zime, kar spremeni njihov naraven življenjski cikel. Tako intenzivno krmljenje, kot ga poznamo zdaj, je po mnenju mnogih tudi razlog za izjemno hitro naraščanje medvedje populacije, ki se kljub velikemu odstrelu še vedno povečuje. Nekateri intervjuvanci so menili, da je rodnost naših medvedov največja na svetu, zato bi bilo dobro, da bi za uravnavanje populacije poleg odstrela kot orodje uporabili tudi naravne mehanizme; pri medvedu je naravni mehanizem hrana. Vendar pa zadnje raziskave (Jerina in sod. 2020) v ničemer ne kažejo, da bi krmljenje kakorkoli vplivalo na rodnost ali naravno smrtnost naših medvedov in je le-ta primerljiva z rodnostjo/smrtrostjo drugih medvedjih populacij v podobnem naravnem okolju. Krmišč za velike zveri vseeno ne smemo ukiniti; boljše bi bilo le, da bi jih drugače oskrbovali oziroma, da bi jih bilo manj. Zdajšnja ureditev kombiniranih krmišč za velike zveri je ustrezna tudi zaradi številne povožene divjadi, ki jo je najbolje odložiti na takšna krmišča. Odvoz namreč povzroča veliko stroškov, ki jih morajo poravnati lovski družine, odstranjevanje trupel s sežigom pa je drago in slabo vpliva na okolje. Pozitivna lastnost takšnih krmišč je tudi odvračanje zveri (večinoma medveda) od naselij, možnost sprotnega spremljanja stanja (monitoring) in odstrela. Kot slabost takih krmišč oziroma mrhovišč so v svojih odgovorih izpostavili privajanje (habituacijo) medveda na človeka in povezovanje človeka s hrano, kar lahko zelo negativno vpliva na sobivanje. Privajaju na ljudi bi se lahko izognili z avtomatskimi krmilniki. Lovci so dodatno izpostavili tudi problematiko nedovoljenega odlaganja klavnih odpadkov v bližini zaselkov, s čimer ljudje medvede privabljam k naseljem.

Nadaljevali smo z vprašanjem, ali krmišča za velike zveri prispevajo k zmanjševanju napadov na rejne živali. Pri tem vprašanju so bili tako strokovnjaki kot lovci soglasni, da mrhovišče lahko manj ali le delno vpliva pri preprečevanju napadov na rejne živali, vendar

Izvirni strokovni članek

to ne sme biti edini ukrep pri zaščiti rejnih živali. Izpostavljen je bilo tudi mnenje, da si starejši in močnejši medvedi prilastijo določeno krmilšče ali mrhovič in bližnji prostor okoli le-tega, zato drugim starostnim skupinam medvedov določen del dneva ne dovolijo do krmilšča.

Na vprašanje, ali so se v letu 2004 z ukinitvijo mrhovič napadi in izgube na rejnih živalih povečali, so bila mnenja deljena. Večina strokovnjakov je odgovorila, da načeloma ne, loveci so bili deljenega mnenja, medtem ko so vsi rejci zatrtili, da imajo po ukinitvi mrhovič več škode na svojih rejnih živalih. Kot pereča problematika se je izkazala takratna ponovna vzpostavitev reje drobnice na Kočevskem, Notranjskem (kjer domujejo velike zveri) in druge v Sloveniji, kjer je prej ni bilo. Napadi so se povečali, vendar se je od takrat povečalo tudi število medvedov in prav tako število rej domačih rastlinojedov v Sloveniji. Tudi sedaj se vasi in mesta vedno bolj širijo in krčijo gozdne površine, zaradi česar so vedno pogosteje srečanja zveri in človeka, kar prispeva k navajanju medveda na človekovo bližino, zato so lahko pogosteje konfliktne situacije. Vse intervjuvance skrbi prav medvedova predprznost, ki bi se lahko še bolj razvila ali povečala (kjer so medvedi že navajeni na ljudi).

Eno od vprašanj se je glasilo tudi, koliko časa se velike zveri zadržujejo na krmilščih, kjer je tudi beljakovinska krma. Pri tem so vsi soglasno odgovorili, da se medvedi tam zadržujejo najdlje, sledijo jim volkovi, risi pa se pojavljajo le zelo redko, saj takšna krmilšča obiskujejo večinoma le mladi, ki se še učijo loviti. Obisk je odvisen tudi od letnega časa ter razpoložljivosti naravne hrane v določenem letu.

Pri vprašanju, katera od velikih zveri je najbolj problematična pri napadih in plenjenju rejnih živali, so vsi vprašani kot bolj problematični vrsti velikih zveri izpostavili medveda in volka (volk večinoma v notranjski regiji). Medved kot prehranski oportunist raje obiše mrhoviče kot pa napade rejne živali, medtem, ko to za volka in

risa ne velja, saj raje plenita prostoživeče živali. Volk je problematičen tudi zato, ker ob napadu črede ovac praviloma ubije več živali, hrani pa se le z eno (znan mehanizem presežnega ubijanja). Vendar je treba upoštevati tudi število volkov v tropu in možnost, da volkulja na takšen način uči mladiče lova. Medved navadno ubije eno ali dve živali, ki ju potem tudi pojde. Rejcem največ škode na drobnici povzročajo volkovi.

Pri ukrepih za mogoče »sobivanje« rejnih živali in velikih zveri so bili odgovori soglasni. Vsi so izpostavili zaščito rejnih živali z elektroograjami, varovanje živali s psi, drugimi živalmi ali s stalno prisotnostjo ljudi (pastirji), redno zapiranje rejnih živali ponoči v ograde, ureditev mreže mrhovička-krmilšča za velike zveri, zamenjavo zvrsti reje na območju velikih zveri (v najbolj rizičnih predelih naj bi namesto drobnice pasli govedo) in številčno ustrezni odstrel, ki se je vsem zdel pomemben, vendar le kot kratkoročen ukrep. Vsi sodelujoči rejci uporabljajo za zaščito svojih živali elektroograjo.

Glede ustreznega števila velikih zveri v Sloveniji so se odgovori lovev pri številu medvedov in volkov zelo razlikovali, za risa pa so vsi menili, da jih je zdaj premalo. Strokovnjaki so povedali, da so medvedi v zgornjem (še vedno ustreznom) številu glede na razpoložljivost in zmogljivost okolja (tudi socialnega). Povedali so, da se število volkov povečuje, vendar je trenutno še ustrezno. Risov je premalo. Vsí rejci so odgovorili, da je po njihovem mnenju volkov in medvedov v Sloveniji preveč.

5 Zaključek

Različne raziskave in zbiranje mnenj glede krmilšč, mrhovič in njihovega vpliva na možnost uspešnejšega preprečevanja škode, ki jo v Sloveniji povzročajo velike zveri, so pokazale, da so v nekaterih primerih krmilšča lahko učinkovita, kar pa povsem ne velja tudi za preprečevanje konfliktov med velikimi zvermi in rejnimi živalmi. Krmilšča

Izvirni strokovni članek

za velike zveri – kot edina zaščita – niso dovolj učinkovita preprečevalna metoda pred konflikti z rejnimi živalmi, vendar jih vseeno ne bi smeli ukiniti, saj imajo pomembno vlogo pri monitoringu številčnosti, prehranjevanja in gibanja velikih zveri ter drugih živalskih vrst. V njihovi bližini se varno in strokovno uresničuje načrtovani odstrel, poteka lovni turizem, opravlja različne raziskave, pri lokalnem prebivalstvu povečujejo strpnost in sprejemanje velikih zveri kot sestavni del okolja ter v nekaterih obdobjih leta lahko uspešno zadržujejo medveda stran od vasi, hkrati pa so takšna krmišča tudi ustrezna za polaganje mrhovine povožene prostoživeče divjadi.

6 Zahvala

Najprej bi se zahvalila mentorici prof. dr. Romani Marinšek Logar, ki mi je vzbudila zanimanje za to temo in me vzpodbujala pri pisanku.

Za čas, ki so si ga vzeli za vso pomoč, usmerjanje, razlage, odgovore na postavljena vprašanja,

koristne nasvete in informacije, literaturo in podatke, se zahvaljujem: mag. Ivanu Ambrožiču, dr. vet. med., iz Uprave za varno hrano, veterinarstvo in varstvo rastlin, sekretarki Mateji Blažič iz Agencije RS za okolje, prof. dr. Klemenu Jerini z Biotehniške fakultete, lovskemu in ribiškemu inšpektorju mag. Jerneju Maroltu, prof. dr. Ivanu Kosu z Biotehniške fakultete, doc. dr. Mihi Kroflu z Biotehniške fakultete, nekdanjemu višnjemu svetovalcu za strokovna vprašanja Lovske zveze Slovenije mag. Štefanu Veselu, lovskim družinam Velike Lašče, Martin Krpan Bloke, Mokrc in Sodažica ter rejcem Damjanu Ravšlju, Milanu Poholetu in Tonetu Lovku. Brez vaše strokovne pomoči in sodelovanja to diplomsko delo ne bi bilo zaokrožena celota. Hvala.

Na koncu bi se zahvalila Lovski zvezi Slovenije za to priložnost, ter še posebno mag. Štefanu Veselu, ki si je vzel čas in z mano delil koristne izkušnje, nasvete ter literaturo. Zahvaljujem se tudi moji družini za vso podporo ter Igorju Kladošku za pomoč in prizadevnost.

7 Viri

Ambrožič, I., Mahne, M. 2015. Zbiranje, odstranjevanje in uporaba živalskih stranskih proizvodov ter pogoji za krmljenje prostoživečih živali. Lovec, 48, 10: 495–499.

Garshelis, L. D., Baruch-Mordo, S., Bryant, A., Gunther, K. A., Jerina, K. 2017. Is diversionary feeding an effective tool for reducing human–bear conflicts? Case studies from North America and Europe. Ursus, 28, 1: 31–55.

Jerina, K. 2018. Rezultati projekta LIFE DINALP BEAR, Akcija A.5: Dostopnost mrhovine prostoživečih parkljarjev in priprava načrta za krmljenje medvedov z mrhovino. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire (osebni vir, 16. maj 2018).

Jerina in sod. 2020. Strokovna izhodišča za upravljanje rjavega medveda (*Ursus arctos*) v Sloveniji (obdobje 2020–2023). Ekspertiza. Univerza v Ljubljani, Biotehniška Fakulteta, Zavod za gozdove Slovenije, Gozdarski inštitut Slovenije. 98 str.

Izvirni strokovni članek

Kavčič, I., Adamič, M., Kaczensky, P., Krofel, M., Jerina, K. 2013. Supplemental feeding with carrion is not reducing brown bear depredations on sheep in Slovenia. Ursus, 242: 111–119.

Kavčič, I., Adamič, M., Kaczensky, P., Krofel, M., Kobal, M., Jerina, K. 2015. Fast food bears: brown bear diet in a human-dominated landscape with intensive supplemental feeding. Wildlife Biology, 21, 1: 1–8.

Morehouse, T. A., Boyce, S. M. 2017. Evaluation of intercept feeding to reduce livestock depredation by grizzly bears. Ursus, 28, 1: 66–80.

Partridge, T. S., Nolte, L. D., Ziegler, J. G., Robbins, T. C. 2001. Impacts of supplemental feeding on the nutritional ecology of black bears. Journal of wildlife management, 65, 2: 191–199.

Škoda na rejnih živalih s strani velikih zveri v Sloveniji. Ljubljana, Agencija Republike Slovenije za okolje (izpis iz aplikacije Odsev, 23. apr. 2018).

Štrumbelj, C. 2012a. Rjavi medved (*Ursus arctos*). V: Divjad in lovstvo. 1. izd. Leskovic B., Pičulin I. (ur.). Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 396–406.

ELENA BUŽAN

Elena Bužan je redna profesorica in raziskovalka na Fakulteti za matematiko, naravoslovje in informacijske tehnologije Univerze na Primorskem, kjer vodi skupino za molekularno ekologijo. Njeno raziskovalno delo vključuje uporabo genetike pri varovanju in upravljanju prostoživečih živali. Z vodenjem in sodelovanjem v nacionalnih in mednarodnih projektih pomembno prispeva k intenzivnejšem razvoju uporabe genetike na področju trajnostnega upravljanja divjadi. V zadnjih letih je med drugim s svojo skupino ustvarila povsem novo znanje o genetskih značilnostih gamsov, srnjadi, divjih prašičev in lisic v Sloveniji, začela pa je tudi z genetskimi raziskavami muflonov, kozorogov ter vrst malih zveri. Je tudi vodja velikega mednarodnega projekta StepChange v programu Obzorje 2020, s katerim bomo lahko v slovenskem prostoru s sodelovanjem lovcev bistveno nadgradili monitoring divjadi in drugih vrst prostoživečih živali ter tako pomembno prispevali k prepoznavnosti znanstveno-raziskovalnega in strokovnega potenciala slovenskega lovstva v mednarodnem prostoru. Je avtorica številnih znanstvenih prispevkov s področja varstvene genetike, varovanja narave in zdravja prostoživečih živali ter mentorica pri diplomskeh, magistrskih in doktorskih nalogah na področju varstvene genetike in biologije živali.

MIHA ROBAR

Miha Robar je po končani Biotehniški gimnaziji v Novem mestu obiskoval študij Gozdarstva in obnovljivih gozdnih virov na Biotehniški fakulteti v Ljubljani. Diplomiral je leta 2016 in nato nadaljeval študij na magistrskemu študiju Gozdarstvo in upravljanje gozdnih ekosistemov, kjer je magistriral pod mentorstvom prof. dr. Klemena Jerine na temo ocenjevanja številnosti srnjadi. Ob zaključku študija je prejel Jesenkovo priznanje za najboljšega študenta magistrskega študijskega programa druge stopnje. Med študijem na drugi bolonjski stopnji je prejemal štipendijo Pahernikove ustanove za doseganje nadpovprečnih rezultatov pri upravljanju svojih obveznosti. Po končanem študiju se je zaposlil v družbi Adriaplin, d. o. o., kot administrator prostorsko informacijskih sistemov (GIS). V lovstvo je vključen od leta 2011. Je član LD Boštanj, kjer je aktiven na več področjih. Kot prostovoljec je sodeloval pri terenskih vzorčenjih pri projektih LIFE DINALP BEAR in LIFE Lynx. Je avtor več poljudnoznanstvenih člankov, objavljenih v glasilu Lovec.

EMA JEVŠNIK

Ema Jevšnik je leta 2012 začela študij biologije na Fakulteti za naravoslovje in matematiko v Mariboru. Diplomirala je leta 2015 ter nato nadaljevala podiplomski študij na Fakulteti za naravoslovje in matematiko, smer Biologija in ekologija z naravovarstvom. Magistrsko naložbo z naslovom Vpliv paše divjadi v oborah na vrstno pestrost in sestavo travnišč asociacije Onobrychido viciifoliae-brometum (zveza Mesobromion) je opravila pod mentorstvom izr. prof. dr. Sonje Škornik ter somentorstvom doc. dr. Nataše Pipenbacher. Med študijem si je nabirala izkušnje s sodelovanjem pri različnih projektih: popis strašničnega in temnega mrvavljiščarja na izbranih travnikih Goričkega (CKFF), inventarizacija tujerodnih invazivnih rastlinskih vrst v Občini Maribor, bila je mentorica na naravoslovnih taborih v Kozjanskem parku, vodička v botaničnem vrtu Univerze v Mariboru ter sodelovala na delavnicah 24 ur z reko Muro.

NIKA MOHORIČ

Nika Mohorič je po končani Srednji veterinarski šoli obiskovala študij Kmetijstvo – živinoreja na Biotehniški fakulteti in ga zaključila leta 2018 pod mentorstvom prof. dr. Romane Marinšek Logar z diplomskim delom z naslovom Vpliv prisotnosti mrhovič na ogroženost rejnih živali s strani velikih zveri. Med srednješolskim izobraževanjem in študijem je opravljala prakso in prostovoljno delo v Ljubljanskem zavetišču Gmajnice, Ljubljanskem živalskem vrtu, na Veterinarski postaji Ljubljana ter v Ribogojnici Vodomec. Na Biotehniški fakulteti končuje magistrski študij programa Znanost o živalih, v sklopu katerega je opravila študijsko izmenjavo v Pragi na fakulteti za Tropsko agroznanost, s poudarkom na ohranjanju prostoživečih živalskih vrst.

POVABILO ZA OBJAVO V ZLATOROGOVEM ZBORNIKU

Zlatorogov zbornik je znanstveno glasilo Lovske zveze Slovenije, ki izhaja periodično. V glasilu sta objavljeni dve vrsti prispevkov: izvirni znanstveni/strokovni prispevki in pregledni znanstveni/strokovni prispevki. Prispevki se nanašajo na široko paleto področij, povezanih z biologijo in ohranjanjem prostozivečih živali, upravljanjem populacije in lovstvom.

Odgovorni urednik

Odgovorni urednik glasila je prof. dr. Ivan Kos.

Sestava izvirnega znanstvenega/strokovnega prispevka

Izvirni znanstveni/strokovni prispevek ima obliko standardnega formata tovrstnih del in praviloma vsebuje naslednja poglavja:

- naslov (slo, ang)
- podnaslov (slo, ang)
- izvleček (slo, ang) s ključnimi besedami
- uvod
- materiali in metode
- rezultati
- razprava
- zaključki
- povzetek (slo, ang)
- viri

Struktura preglednega znanstvenega/strokovnega prispevka

Članek naj sledi strukturi preglednega znanstvenega članka in naj praviloma obsega naslednja poglavja:

- naslov (slo, ang)
- podnaslov (slo, ang)
- izvleček (slo, ang)
- uvod
- podpoglavlja
- zaključki
- povzetek (slo, ang)
- viri

Naslov

Naslov naj bo v slovenščini in v angleščini.

Podnaslov

Podnaslov naj vsebuje podatke o avtorju prispevka ter naslov (naslov pošte in e-naslov).

Izvleček

Izvleček naj bo v slovenščini in angleščini; predlagana dolžina je 1500 znakov s presledki.

Prispevek

Prispevek naj bo napisan v pisavi Times New Roman, velikosti črk 12, z razmikom 1,5 in naj ne bo daljši od 8 strani.

Rok za oddajo prispevkov

Prispevke je treba oddati po pošti na naslov Lovska zveza Slovenije, Župančičeva ulica 9, 1000 Ljubljana ali na e-naslov lzs@lovska-zveza.si.

Prof. dr. Ivan Kos,
glavni in odgovorni urednik Zlatorogovega zbornika



INVITATION TO PUBLISH IN THE GOLDHORN BULLETIN

The Goldhorn Bulletin is a scientific journal of the Hunters Association of Slovenia that comes out periodically. Two types of articles are published: original scientific papers and scientific review papers. Articles are referred to a wide range of fields related to wildlife biology and conservation, population management and hunting.

Editor-in-Chief

The Editor-in-Chief of the bulletin is Prof. Dr. Ivan Kos.

The composition of an original scientific paper

An original scientific article follows the standard form of such articles and generally contains the following sections:

- Title (Slo, Eng)
- Subtitle (Slo, Eng)
- Abstract (Slo, Eng) with key words
- Introduction
- Materials and methods
- Results
- Discussion
- Conclusions
- Summary (Slo, Eng)
- Sources

The structure of a scientific review paper

An article follows the structure of a scientific review article and shall generally contain the following sections:

- Title (Slo, Eng)
- Subtitle (Slo, Eng)
- Abstract (Slo, Eng)
- Introduction
- Subsections
- Conclusions
- Summary (Slo, Eng)
- Sources

Title

The title shall be in Slovene and English.

Subtitle

The subtitle shall contain data on the author of the article and their contact information (postal address and e-mail address).

Abstract

The abstract shall be in Slovene and English; the proposed length is 1500 characters including spacing.

Article

The article shall be written in Times New Roman, font size 12 and 1.5 line spacing; the article shall not be longer than 8 pages.

Closing date for the submission of articles

The articles must be sent by post to the address: Lovska zveza Slovenije, Župančičeva ulica 9, 1000 Ljubljana, or by e-mail to the address: lzs@lovska-zveza.si.

*Prof. Dr. Ivan Kos
Editor-in-Chief of the Goldhorn Bulletin*



Vsebina/*Contents*

Uvodnik/*Editorial*

Ob izidu sedme številke Zlatorogovega zbornika/
*Upon the release of the seventh issue of the
Zlatorogov zbornik/Goldhorn Bulletin*
doc. dr. Srečko Felix Kropo

Pregledni znanstveni članek/ *Review scientific paper*

3–51 Divjad v naseljih: težave, izzivi in rešitve/
*Game species in the urban environment:
problems, challenges, and solutions*
Elena BUŽAN, Martina LUŽNIK, Ajša
ALAGIĆ, Katarina FLAJŠMAN, Matevž
ADAMIČ, Boštjan POKORNY

Izvirni znanstveni članek/ *Original scientific paper*

52–65 Pregled in preizkus izbranih metod za
ocenjevanje številčnosti srnjadi (*Capreolus
capreolus*)/
*Review and test of selected methods for
estimating the abundance
of roe deer (*Capreolus capreolus*)*
Miha ROBAR, Klemen JERINA

Izvirni znanstveni članek/ *Original scientific paper*

66–76 Vpliv paše divjadi v oborah na vrstno
pestrost in sestavo polnaravnih suhih travnišč
navadne turške detelje in pokončnega stoklasca
(*Onobrychido viciifoliae-Brometum*)/
*Effect of permanent game grazing on species
diversity and the composition of semi-natural
dry grassland of the association *Onobrychido
viciifoliae-Brometum**
Ema JEVŠNIK, Nataša PIPENBAHER,
Sonja ŠKORNIK

Izvirni strokovni članek/ *Original scientific paper*

77–84 Vpliv mrhovišč na ogroženost
rejnih živali zaradi velikih zveri/
*Effect of carrion feeding stations
on the risk of livestock by large carnivores*
Nika MOHORIČ, Romana MARINŠEK
LOGAR