

Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo
in obnovljive gozdne vire, Večna pot 83, SI-1000 Ljubljana

Matija STERGAR, Danijel BORKOVIČ, Jože HIRŠELJ, Irena, KAVČIČ, Miha KROFEL,
Miha MRAKIČ, Rajko TROHA, Uroš VIDEMŠEK, Blaž VRČON, Klemen JERINA

**UGOTAVLJANJE GOSTOT PROSTOŽIVEČIH
PARKLJARJEV S KOMBINIRANO METODO ŠTETJA
KUPČKOV IZTREBKOV IN PODATKOV O ODVZEMU**

***ESTIMATION OF WILD UNGULATE DENSITIES
WITH A COMBINED METHOD OF PELLET GROUP
COUNTING AND REMOVAL DATA***

Raziskava je bila izvedena v okviru projektov LIFE+ SloWolf LIFE08 NAT/SLO/000244
(financerji: Evropska komisija, Ministrstvo za kmetijstvo in okolje) ter CRP V4-1146,
»Določitev najbolj primernih kazalnikov za spremljanje stanja populacij divjadi in njihovega
okolja pri adaptivnem upravljanju« (financerji: Agencija RS za raziskovalno dejavnost in
Ministrstvo za kmetijstvo in okolje)

Ljubljana, september 2012

GOZDARSKA KNJIŽNICA

GIS K E
621 a

GIS BR. - GOZD.



12012000601

COBISS



KAZALO VSEBINE

IZVLEČEK.....	3
ABSTRACT.....	4
UVOD IN NAMEN.....	5
METODE.....	6
REZULTATI.....	10
Osnovna modela za jelenjad in srnjad.....	10
Ostanki po modelih in vpliv okoljskih spremenljivk.....	11
Ekstrapolacija podatkov na območje Slovenije.....	12
RAZPRAVA.....	13
ZAHVALA.....	15
VIRI.....	16

IZVLEČEK

Populacijska gostota je eden od najpomembnejših parametrov v ekologiji prostoživečih živali; njeno poznavanje je zato pomembno z vidika razumevanja ekološko-bioloških lastnosti živalskih vrst kot tudi njihovega upravljanja. Za ugotavljanje populacijskih gostot vrst kopenskih sesalcev se zaradi prikritega življenja in velike gibljivosti pogosto uporabljajo posredne metode. Na velikih območjih se okvirne gostote pogosto ocenjuje na podlagi višine odvzema vrst, za bolj točne ocene na manjših območjih pa je za prostoživeče parkljarje uveljavljena metoda štetja kupčkov iztrebkov. V pričujoči raziskavi smo razvili metodo, ki združuje oba pristopa in omogoča ocenjevanje lokalnih gostot na velikem območju. Metoda temelji na kombinaciji podatkov štetja kupčkov iztrebkov in lokalni višini odvzema parkljarjev, ki se v Sloveniji po letu 2004 beleži v kilometrskih kvadrantih sistematično po celi državi. Štetje kupčkov iztrebkov z metodo predhodnega čiščenja smo izvajali za jelenjad in srnjad v treh območjih v Sloveniji, v skupno 120 kilometrskih kvadrantih, na 240 ploskvah velikih 10×40 m in sicer v treh letnih časih (pomlad, poletje, zima) z namenom omilitve vplivov sezonskih premikov živali na rezultate. S posplošenimi linearnimi modeli smo kvantificirali povezave med gostotami na osnovi štetja kupčkov iztrebkov ter višino odvzema v različno velikih prostorskih oknih (od 1×1 km do 13×13 km) za različne vzroke smrtnosti (skupen odzem, odstrel, povozi, ostale izgube). Ugotovljene povezave smo ekstrapolirali in tako dobili ocene lokalnih populacijskih gostot (1×1 km) jelenjadi in srnjadi za območje cele Slovenije. Model napoveduje, da pri jelenjadi lokalne populacijske gostote najbolje nakazujejo višine izgub ($b = 0.39$), odstrela ($b = 0.48$) in skupnega odvzema ($b = 0.64$) v okolici 3×3 km in višine povozov na cestah ($b = 0.04$) ter ostalih izgub ($b = 0.07$) v okolici 1×1 km, pri srnjadi pa so najboljši kazalniki gostot izgube ($b = 2.46$) v okolici 7×7 km ter odstrel ($b = 0.44$) v okolici 3×3 km, poleg tega so gostote odvisne tudi od povozov v okolici 1×1 km ($b = -0.02$) in 3×3 km ($b = -0.27$). Negativno predznačeni oceni slednjih parametrov v nasprotju z ustaljeno interpretacijo kažejo, da veliki lokalni povozi ne nakazujejo na velike gostote srnjadi, temveč obratno, saj ceste ustvarjajo lokalne ponore. Z opisano kalibracijo smo znatno izboljšali uporabnost podatkov o odvzemu v smislu kazalnika lokalnih gostot. Pri jelenjadi znaša korelacijski koeficient odvzema v 1×1 km z gostotami, kot jo kažejo iztrebki 0.56, korelacijski koeficient končnega modela pa je 0.66; pri srnjadi so razlike celo večje in znaša korelacijski koeficient odvzema 0.26, končnega modela pa 0.61. Pri tem velja izpostaviti, da zaradi lokalne variabilnosti v rabi prostora in s tem povezane gostote iztrebkov največja možna korelacija med obema viroma podatkov pri uporabljeni metodi ne znaša 1, temveč 0.74 za jelenjad in 0.66 za srnjad. Poleg tega so napovedane gostote manj obremenjene s sistematično napako zaradi lokalno poudarjenih posameznih vzrokov smrtnosti, kar dodatno povečuje njihovo uporabnost.

Ključne besede: jelenjad, srnjad, *Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus*, Slovenija, populacijska gostota, štetje kupčkov iztrebkov, odzem, kartiranje

ABSTRACT

Population density is one of the most important parameters in wildlife ecology and reliable estimates of this parameter are crucial for better understanding of ecology of the species and their management. Estimating population densities of terrestrial mammals is difficult due to their secretive behaviour and high mobility; therefore indirect methods are often needed. To estimate approximate densities of wild ungulates on a large scale removal data are often used, while for more precise estimates on smaller area the pellet group counting became an established method. In the present study we developed a new method that incorporates both approaches and enables estimation of local ungulate densities over large areas. Method is based on combination of data from pellet group counting and small-scale removal data. The latter is being systematically collected on a 1 km² scale over entire Slovenia since 2004. We performed pellet group counting by a clearance plot method for red deer and European roe deer in three regions of Slovenia on 240 plots of the size 10x40 m in 120 squares of 1 km². To reduce the effects of seasonal migration we collected data in three different seasons (spring, summer, winter). We used generalized linear models to quantify linkages between estimated densities based on pellet group counting and removal data from various causes (total removal, harvest, traffic accidents, losses) at various scales (from 1x1 km to 13x13 km). We used calculated linkages and extrapolate them over entire country in order to estimate local population densities for red and roe deer on a 1x1 km scale. Final model showed that for red deer the local population density is best predicted by losses ($b = 0.39$), harvest ($b = 0.48$) and total removal ($b = 0.64$) at scale 3x3 km and traffic accidents ($b = 0.04$) and losses ($b = 0.07$) at scale 1x1 km. For roe deer the best indicators were losses ($b = 2.46$) at 7x7 km scale and harvest ($b = 0.44$) at scale 3x3 km; in addition, the roe deer density was linked also with traffic accidents at scales 1x1 km ($b = -0.02$) and 3x3 km ($b = -0.27$). Negative values of the these two parameters indicate, in contradiction with established interpretation, that higher values of local traffic accidents do not reflect higher roe deer densities, but actually represent local sinks. With described approach we considerably improved usefulness of removal data as an indicator of local population densities for the two ungulate species. For red deer the correlation coefficient between the removal at 1x1 km scale and density determined by pellet group counting was 0.56 and correlation coefficient of the final model was 0.66. Differences are even larger for roe deer with correlation coefficients for removal 0.26 and final model 0.61. It should be noted that due to high local variability in space use and connected pellet group density the highest possible correlation between the two datasets with the used method is not 1, but 0.74 for red deer and 0.66 for roe deer. In addition, these predicted densities are also less biased due to systematic errors from locally inflated individual removal causes.

Keywords: red deer, European roe deer, *Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus*, Slovenia, population density, pellet group count, removal, cartography

UVOD IN NAMEN

Populacijska gostota je tesno povezana s številnimi ekološkimi parametri in procesi (Bonenfant in sod., 2009): vitalnost in stopnja preživetja osebkov (Singer in sod., 1997; Portier in sod., 1998; Pettoirelli in sod., 2002; Festa-Bianchet in sod., 2003), spolna struktura populacije (Kruuk in sod., 1999; Bjorneraas in sod., 2009; Bonenfant in sod., 2009), reproduktivni uspeh (Stewart in sod., 2005; McLoughlin in sod., 2006; Rodriguez-Hidalgo in sod., 2010), migracijski vzorci in disperzija osebkov (Wahlström in Liberg, 1995; Fuller in sod., 2007; Mysterud in sod., 2012), znotrajvrstni odnosi (Ruckstuhl in sod., 2006; Pepin in Gerard, 2008) in dinamika rasti populacij (Lande in sod., 2006; Kruger, 2007), itd. Poleg tega gostota živalske vrste pomembno vpliva na interakcije vrste z okoljem: medvrstni odnosi (Crete, 1999; Wang in sod., 2009; Ripple in Beschta, 2012; Stewart in sod., 2012), prenosi bolezni (Lloyd-Smith in sod., 2005; Habib in sod., 2011; Potapov in sod., 2012), vpliv okoljskih dejavnikov na populacijsko gostoto (Capurro in sod., 1997; Forchhammer in sod., 1998; Colchero in sod., 2009; Wang in sod., 2009), vplivi živalske vrste na prostor v povezavi s prehranskimi potrebami (npr. prostoživeči parkljarji in vplivi na vegetacijo; Tremblay in sod., 2007; Ward in sod., 2008; Chevrier in sod., 2012), itd. Poznavanje gostot je pomembno tudi z vidika upravljanja vrst (Putman in sod., 2011), saj upravljanje v veliki meri pomeni prav uravnavanje gostot vrste. V pričujoči raziskavi smo pripravili ocene gostot jelenjadi in srnjadi, ki sta ekološko in ekonomsko eni najpomembnejših vrst prostoživečih živali kopenskih gozdnih ekosistemov. Ocene prekrivajo celo državo in imajo veliko prostorsko ločljivost, zato so primerne za reševanje praktično vseh temeljno-ekoloških kot tudi praktičnih upravljaljskih vprašanj povezanih z gostotami teh dveh živalskih vrst.

Kot indikator gostot prostoživečih živalskih vrst na tako velikih območjih se v svetu navadno uporablja višina odvzema, ki se jo beleži v različnih prostorskih okvirih (občine, lovišča). Pomanjkljivost metode je, da je prostorska resolucija zbranih podatkov relativno groba; prostorski okviri so veliki več deset ali več sto km², poleg tega se po velikosti osnovne prostorske enote medsebojno lahko močno razlikujejo. Za ugotavljanje populacijskih gostot v podrobnejšem prostorskem merilu obstaja vrsta drugih metod, npr. štetje kupčkov iztrebkov, daljinsko zaznavanje, neposredno štetje v transektih itd. Metode so nekatere bolj druge manj zanesljive, vendar imajo vse to pomanjkljivost, da so drage in zato neuporabne za velika območja.

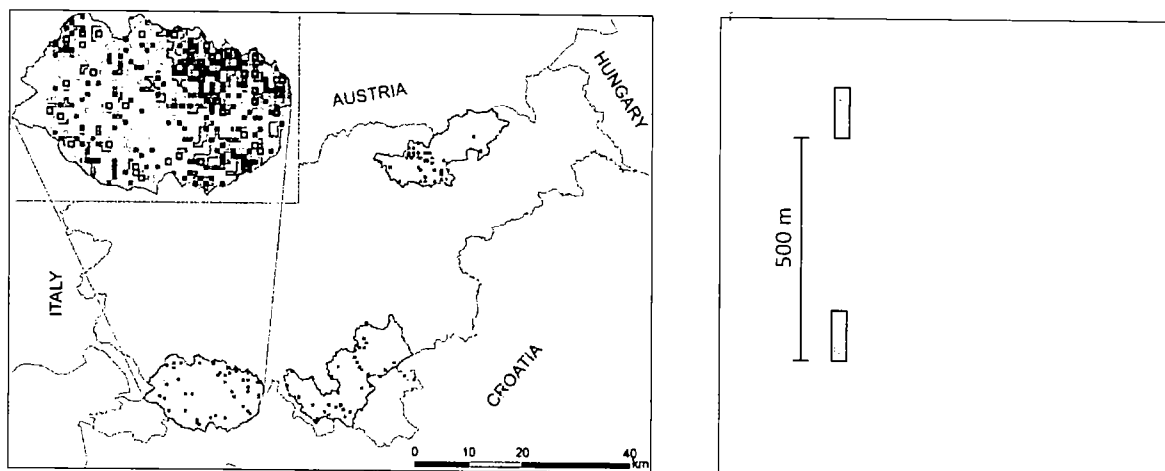
V Sloveniji smo leta 2004 z uvedbo Osrednjega Slovenskega registra velike lovne divjadi in velikih zveri začeli z beleženjem odvzema v mreži kvadrantov 1x1 km, kar je bistveno boljša prostorska ločljivost kot jo za zbiranje podatkov o odvzemu uporabljajo drugod po svetu (npr. Velika Britanija, Norveška). Tako zbrane podatke smo v preteklih raziskavah že uspešno uporabljali kot indikator lokalnih populacijskih gostot (zbrano v končnem poročilu CRP V4-0495). Vendar so ocene populacijskih gostot, ki temeljijo na višini odvzema po kvadrantih, lahko obremenjene z določenimi napakami: odvzem je lahko lokalno ponekod nesorazmerno (glede na lokalno populacijo) nizek zaradi nedostopnosti terena, visok odvzem je lahko posledica intenzivnih povozov, ki ne pomenijo nujno visoke gostote populacije, ampak lahko nasprotno lokalno nižajo gostoto, odstrel je planiran in ne odseva nujno realnih gostot itd.

Ocene gostot na podlagi odvzema smo zato skušali izboljšati tako, da smo ugotavljali kakšna je povezava med temi ocenami gostot po kvadrantih in dejanskimi gostotami oz. nepristranskimi ocenami gostot, ki niso obremenjene z zgoraj omenjenimi napakami. Za oceno dejanskih gostot smo izbrali metodo štetja kupčkov iztrebkov in metodo izvajali na vzorčnem območju. Ko smo ugotovili povezavo med dejanskimi gostotami (iz iztrebkov) in ocenami iz odvzema v kvadrantih, kjer smo vzorčili, smo to povezavo ekstrapolirali na vse kvadrante v Sloveniji in na ta način prišli do še bolj zanesljivih ocen lokalnih populacijskih gostot jelenjadi in srnjadi v državi. Kombinacija dveh načinov ugotavljanja populacijskih gostot na izviren način izkorišča največji prednosti obeh pristopov: možnost ugotavljanja lokalnih gostot na osnovi odvzema na velikem območju (cela Slovenija!) ter natančnost in nepristranskost ocene gostot s štetjem kupčkov iztrebkov.

METODE

Štetje kupčkov iztrebkov smo opravljali v treh območjih po Sloveniji: Notranjska z delom Primorske, Kočevsko z delom Dolenjske in Pohorje z delom Slovenskih Goric. Izbrana območja se razlikujejo v gostotah velikih zveri, prometu in s tem v relativnem pomenu lova v skupnem odvzemu ter tudi po nekaterih drugih naravnih značilnostih (gozdnatost, dostopnost terena itd.). Hkrati so notranje heterogena v habitatnih dejavnikih in pokrivajo širok gradient gostot jelenjadi in srnjadi, kar pomeni da so pridobljeni rezultati robustni in obenem bolj uporabni za ekstrapolacijo na celo Slovenijo. V vsakem območju smo zbrali 40 kvadrantov (skupaj 120), ki pokrivajo celoten razpon gostot srnjadi in jelenjadi (slika 1). Kvadrante smo izbirali tako, da smo znotraj vsakega od treh vzorčnih območij vse kvadrante, ki pokrivajo območje, razdelili v 10 kategorij – enkrat glede na višino odvzema jelenjadi in enkrat glede na višino odvzema srnjadi (od odvzema 0 do najvišjega odvzema). Tako smo dobili 100 (10x10) stratumov (skupin kvadrantov), ki predstavljajo vse kombinacije višine odvzema (groba ocena populacijske gostote) obeh vrst. Izmed teh smo jih izbrali 40, ki so čim bolj enakomerno pokrivali matriko stratumov. Izmed vsakega izbranega stratuma smo nato naključno izbrali po en kvadrant. Običajno se kot stratumi uporabljajo habitatni tipi, vendar je višina odvzema, ki smo jo uporabili v naši raziskavi, boljše kovariata, razen tega pa smo na ta način prihranili veliko predhodnega terenskega dela.

V vsakem kvadrantu smo izbrali po dve vzorčni ploskvi (skupaj 240 ploskev). Ploskve smo izbirali na ogliščih kvadranta velikosti 500 x 500 m, ki ima središče v središču osnovnega kvadranta (1 x 1 km). Privzeto smo prvo ploskev izbrali v JZ oglišču in drugo v SZ oglišču. Če je bila v katerem od teh oglišč lokacija postavitve ploskve neprimerna, smo z izbiro ploskev nadaljevali v SV in nato v JV oglišču. Kot neprimerno smo smatrali lokacijo, kjer se živali lahko nahajajo in iztrebljajo, vendar z našo metodo iztrebkov ne bi mogli zaznati oz. ne bi mogli izvajati ponovitvenih štetij (npr. košen travnik, kjer bi bili iztrebki uničeni). Kadar se je teoretična lokacija ploskve nahajala na travniku smo jo v primeru, da je bila od najbližjega gozdnega roba oddaljena manj kot 100 m, prestavili v gozd, tako da smo lokacijo premočrtno zrcalili čez najbližji gozdni rob, saj domači telemetrijski podatki kažejo, da je raba prostora v 100-metrskem pasu na obeh straneh gozdnega roba okvirno zrcalna. Kadar je bila teoretična lokacija oddaljena več kot 100 m od gozdnega roba, pa smo jo nadomestili s ploskvijo na naslednji teoretični lokaciji (500 m vstran). Kadar se je teoretična lokacija ploskve nahajala na cesti (kjer iztrebkov ne bi zaznali) smo jo premaknili v smeri najbližjega roba cestišča, tako da smo ploskev v celoti umaknili s cestišča. Intenzivnost rabe cest in neposredne bližine ceste se namreč sodeč po domačih telemetrijskih raziskavah skoraj ne razlikuje.



Slika 1: Slika Slovenije s tremi območji, kjer smo izvajali štetje kupčkov iztrebkov in označenimi izbranimi kvadranti znotraj območij (levo) ter skica kvadranta s stranico 1 km in položajem ploskvic, kjer smo šteli iztrebke (desno)

Privzeta velikost ploskev je znašala 10x40 m. Če se je ploskev nahajala na nepreglednem terenu (gošča, robidovje ipd.) smo velikost zmanjšali na 10x20 m. Izhodiščna lokacija ploskve je bilo njeno JZ oglišče, daljši stranici sta bili orientirani v smeri sever-jug. Štetje iztrebkov sta vselej izvajala dva popisovalca. Z vzporedno hojo z južne proti severni stranici ploskve sta najprej popisala zahodno polovico ploskve (5-metrski pas) in se po vzhodni polovici vrnila na južno stranico. Popisovalca sta vsak zabeležen kupček iztrebkov pohodila – uničila. Popisovalca sta nato zamenjala položaje in po enakem postopku ponovno prehodila ploskev ter popisala in uničila morebitne kupčke iztrebkov, ki so bili pri prvem pregledu spregledani.

Poleg štetja iztrebkov smo na ploskvi izvajali/beležili tudi druge meritve oz. ocene nekaterih parametrov, predvsem naravnih značilnosti, ki lahko vplivajo na mikrohabitatni izbor živali: naklon terena (za oceno učinkovite površine ploskve), pokrovnost pritalne vegetacije na ploskvi, pokrovnost goščave v krogu polmera 50 m s središčem v središču ploskve, delež listavcev (v krošnjah nad ploskvijo), vidljivost od središča ploskve v vse štiri smeri neba (razdalja, ko popisovalec, ki čepi v središču ploskve, več ne vidi drugega popisovalca), skalovitost, okularna ocena hitrosti razgradnje iztrebkov (1-5). Omenjene meritve/ocene smo beležili le pri zadnjem obisku ploskev.

Prisotnost iztrebkov smo beležili v treh sezonah. Ker smo izvajali metodo s predhodnim čiščenjem ploskev, smo morali ploskve obiskati 5-krat:

- prvi obisk (april): čiščenje ploskev;
- drugi obisk (junij): štetje kupčkov iztrebkov (spomladanska številčnost), čiščenje ploskev;
- tretji obisk (avgust): štetje kupčkov iztrebkov (poletna številčnost);
- četrti obisk (november): čiščenje ploskev (po odpadanju listja);
- peti obisk (začetek aprila naslednje leto): štetje kupčkov iztrebkov (zimsko številčnost; po tem, ko je sneg skopnel, beleženje habitatnih dejavnikov).

Podatke o odvzemu jelenjadi in srnjadi (za obdobje 2006-2011) po kilometrih kvadrantih smo pridobili iz Osrednjega Slovenskega registra velike lovne divjadi in velikih zveri. S pomočjo starostne strukture živali (starost jelenjadi na osnovi brušenja zob, starost srnjadi okularna ocena; glej tudi zaključno poročilo CRP V4-0495) smo preko Lesliejevih matrik ugotavljali kakšen je splošni pretvorni faktor med višino odvzema in populacijsko gostoto jelenjadi in srnjadi. S tem faktorjem (jelenjad 3.23, srnjad 2.81) smo nato množili povprečni letni odzem v vseh kvadrantih in tako dobili ocene največjih sezonskih populacijskih gostot po kvadrantih (gostote takoj po kotitvi). Preko sezonske dinamike odvzema smo nato izračunali sezonsko upadanje populacijske gostote od skotitve do skotitve naslednjega leta. Vsaki ploskvi posebej smo nato za vsako sezono vzorčenja iztrebkov (pomlad, poletje, zima) pripisali ustrezno populacijsko gostoto iz odvzema (izbrali smo vrednost, ki ustreza povprečnemu datumu med čiščenjem ploskve in štetjem iztrebkov). Iz teh vrednosti smo za vsako sezono izračunali povprečja (po ploskvah) gostot iz odvzema in gostot iz iztrebkov ter povprečja obeh metod primerjali. Pri jelenjadi so v vseh treh sezonah gostote iz iztrebkov presegle gostote iz odvzema, kar smo pričakovali, saj so zaradi nepopolnega beleženja odvzema (nikoli ne zabeležimo 100 % smrtnosti) gostote ocenjene iz odvzema podcenjene. Pri srnjadi so bile gostote po iztrebkih višje le pozimi, medtem ko smo pri pomladni in poletni številčnosti iz iztrebkov dobili nižje vrednosti kot iz odvzema (preglednica 1). Najverjetneje z metodo nismo zaznali vseh iztrebkov, ki so na ploskvah nastali v obdobju vzorčenja, zaradi hitre razgradnje v pomladno-poletnem času. Glede na to, da smo na ploskvah okularno ocenjevali tudi stopnjo razgradnje iztrebkov, smo lahko preverili ali ocenjena vrednost vpliva na odstopanje med številom iztrebkov in oceno gostote iz odvzema po ploskvah. Povezave nismo ugotovili. Zato smo se odločili, da bomo podcenjene (zaradi hitre razgradnje) ocene gostot iz iztrebkov enakomerno korigirali (na vseh ploskvah enakomerno povišali). Kot merodajno razmerje med gostoto iz iztrebkov in iz odvzema smo privzeli zimsko razmerje (rdeče obarvano v preglednici 1), ko je razgradnja iztrebkov upočasnjena in zato ni bilo izpada iztrebkov. Pri srnjadi smo tako pomladne in poletne ocene gostot iz iztrebkov korigirali, da so presegle ocene iz odvzema za isti faktor kot v zimskem obdobju. Pri jelenjadi smo po istem postopku korigirali samo

poletne vrednosti, medtem ko smo pomladne pustili nespremenjene saj so te že v osnovi presegle gostote iz odvzema za višji faktor kot zimske gostote. Iz (korigiranih) sezonskih gostot iz iztrebkov smo nato izračunali povprečne vrednosti vseh treh sezon za vsako ploskev, s čimer smo dobili oceno dejanske povprečne letne gostote jelenjadi oz. srnjadi po ploskvah. Oceno gostote za kvadrant smo izračunali kot povprečje vrednosti obeh ploskev v kvadrantu. Ta vrednost je bila nato vhod (odvisna spremenljivka) za nadaljnje analize.

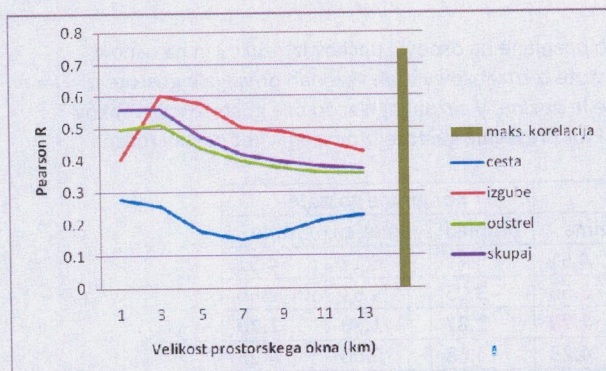
Preglednica 1: Povprečne gostote jelenjadi in srnjadi po sezonah ocenjene na osnovi kupčkov iztrebkov in na osnovi odvzema ter razmerje med obema ocenama. Pri jelenjadi so gostote iz iztrebkov v vseh sezonah presegle gostote iz odvzema, medtem ko so bile pri srnjadi gostote iz iztrebkov višje le pozimi. V sezonah, kjer so bile gostote iz iztrebkov podcenjene, smo le-te korigirali (povišali) tako, da so za enak faktor presegle gostote iz odvzema kot pozimi (desna polovica preglednice).

		Osnovne gostote			Korigirane gostote		
Vir gostote		Pomlad	poletje	zima	pomlad	poletje	zima
Jelen	Iztrebki	5.71	4.44	4.51	5.71	6.12	4.51
	Odvzem	3.05	3.61	2.66	3.05	3.61	2.66
	iztrebki/odvzem	1.87	1.23	1.70	1.87	1.70	1.70
Srna	Iztrebki	3.14	2.65	4.23	4.68	5.50	4.23
	Odvzem	3.60	4.23	3.25	3.60	4.23	3.25
	iztrebki/odvzem	0.87	0.63	1.30	1.30	1.30	1.30

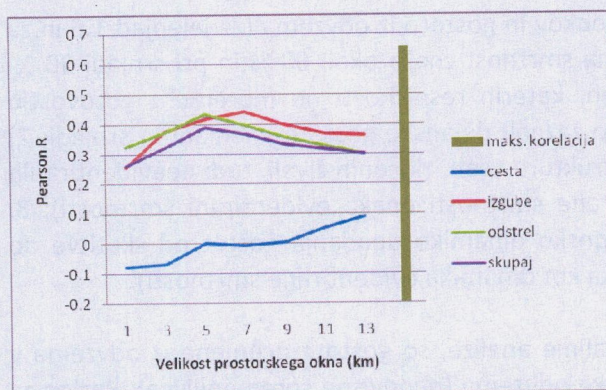
Ugotovljeno razmerje med ocenjeno gostoto iz iztrebkov in gostoto iz odvzema (za jelenjad 1.6 in za srnjad 1.3) nakazuje, da pri jelenjadi neevidentirana smrtnost znaša okoli 60 % in pri srnjadi 30 %. Vendar te vrednosti slonijo na več predpostavkah, katerih resničnosti ne moremo z gotovostjo potrditi: 1) s štetjem iztrebkov v zimski sezoni smo zaznali dejanske gostote jelenjadi in srnjadi; 2) starostna struktura v Lesliejevih matrikah odraža strukturo vseh izločenih živali, tudi neevidentiranih (to pomeni, da je starostna struktura neevidentirane smrtnosti enaka evidentirani smrtnosti); 3. sezonska dinamika odvzema odraža dejansko sezonsko dinamiko upadanja gostot od skotitve do skotitve (dinamika neevidentirane smrtnosti je enaka kot dinamika evidentirane smrtnosti).

Druga skupina spremenljivk, ki so bile vhod v nadaljnje analize, so gostote ocenjene iz odvzema v različnih prostorskih oknih in glede na različne vzroke odvzema (neodvisne spremenljivke). Razlog za tak pristop je utemeljen v nadaljevanju. Visok odvzem v določenem kvadrantu je lahko npr. posledica koncentriranega odstrela ob/na krmišču ali kakšnega drugega razloga, ki omogoča lažje izvajanje lova. Višina odvzema v kvadrantu nam v tem primeru daje precenjene ocene populacijske gostote. V tem primeru bi nam morda boljše oceno realne gostote kazal odvzem v dotičnem kvadrantu in okoliških kvadrantih (npr. okno 3x3 km) ali pa npr. višina izgub v tem kvadrantu. V drugem primeru je v nekem kvadrantu odvzem visok zaradi pogostih povozov na cesti. Vendar to še ne pomeni, da je tudi dejanska populacijska gostota tako visoka kot bi sklepali iz odvzema, saj lahko ceste povzročajo lokalne ponore populacij in s tem celo nižajo populacijsko gostoto. Tudi v tem primeru bi najbrž bolj realno sliko o dejanski gostoti v kvadrantu dobili, če bi upoštevali odvzem v širšem prostorskem oknu oz. bi upoštevali različne vzroke odvzema. Zato smo za obe živalski vrsti pripravili ocene gostot v različnih prostorskih oknih in sicer (km x km): 1x1, 3x3, 5x5, 7x7, 9x9, 13x13. Vzroke odvzema smo razdelili v naslednje skupine: skupaj (skupni odvzem), odstrel, cesta, izgube (ostale izgube, razen povozov). Tako smo dobili 24 spremenljivk (6 prostorskih oken x 4 vzroki odvzema). Ker so posamezne spremenljivke medsebojno korelirane, smo zožili nabor spremenljivk, ki smo jih ponudili v model. Najprej smo preverili kakšne so korelacije posameznih spremenljivk z odvisno spremenljivko (gostota iz iztrebkov) in izbrali skupine spremenljivk, ki z odvisno spremenljivko najboljše korelirajo. Na slikah 2 in 3 je prikazana korelacija (Pearson R) gostot v različnih prostorskih oknih in glede na različne vzroke odvzema za jelenjad in srnjad. Pri tem velja izpostaviti, da najvišja možna korelacija v tem primeru ni 1, saj so kvadranti notranje habitatno heterogeni, gostota iz iztrebkov na dveh naključno izbranih ploskvah zato od dejanske povprečne gostote v celem kvadrantu lahko odstopa navzgor ali navzdol. Na desni strani obeh grafikonov prikazujemo največjo možno pričakovano korelacijo, ki bi veljala, če bi bili podatki o odvzemu popolnoma natančni in točen kazalnik dejanskih

populacijskih gostot. Izračunali smo jo na osnovi variabilnosti ocen gostot s štetjem kupčkov iztrebkov med 2 ploskvama znotraj istega kvadranta. Pri tem smo predpostavili, da sta obe oceni gostot naključen vzorec vseh možnih ocen, izračunali matematično upanje ocene (aritmetična sredina vzorcev) in standardno napako ocene ter za porazdelitveno funkcijo izbrali naključne vrednosti (za vsak kvadrant 5) in izračunali korelacijo ocen na ploskvi s to vrednostjo.



Slika 2: Višina korelacije gostot jelenjadi ocenje iz različnih vzrokov odvzema v različnih prostorskih oknih z gostoto ocenjeno iz iztrebkov (na desni strani je prikazana največja možna korelacija)



Slika 3: Višina korelacije gostot srnjadi ocenjene iz različnih vzrokov odvzema v različnih prostorskih oknih z gostoto ocenjeno iz iztrebkov (na desni strani je prikazana največja možna korelacija)

Nabor 24 spremenljivk smo zožili tako, da smo za vsak vzrok smrtnosti obdržali le nekaj spremenljivk, ki z odvisno najboljše korelirajo in sicer pri jelenjadi: cesta_1, izgube_1, skupaj_1, izgube_3, odstrel_3, skupaj_3. Pri srnjadi smo v model ponudili naslednje spremenljivke: cesta_1, cesta_3, izgube_3, odstrel_3, skupaj_3, cesta_5, izgube_5, odstrel_5, izgube_7. Pri ekstrapolaciji modela srnjadi na celo Slovenijo smo opazili nelinearnost (napovedane vrednosti so bile pri nizkih gostotah podcenjene in pri visokih gostotah precenjene; glej poglavje rezultati), zato smo izdelali še alternativni model za srnjad, kjer smo razširili nabor ponujenih spremenljivk: izgube_1, izgube_5, cesta_5, odstrel_5, skupaj_5, izgube_7, cesta_13.

Povezave med naborom neodvisnih spremenljivk in odvisno spremenljivko (gostota iz iztrebkov) smo ugotavljali z metodo GLZ (*generalized linear models*) in algoritmom *best subset* v programskem paketu *Statistica 8.0*. Pri izboru najboljših modelov smo upoštevali AIC (*Akaike information criterion*), pri čemer smo izbrali vse modele, za katere je bil $\Delta AIC < 2$. Končne napovedane vrednosti modelov smo izračunali tako, da smo najprej izračunali napovedi posameznih modelov, nato pa smo napovedi povprečili in pri tem upoštevali AIC uteži posameznih modelov. Iste uteži smo upoštevali tudi pri izračunu povprečnih (povprečje modelov) smernih koeficientov spremenljivk, ki so pa zgolj informativne narave. V modele nismo vključili konstante, kar pomeni da je v kvadrantih, kjer imajo vse neodvisne spremenljivke vrednost 0, tudi napovedana vrednost enaka 0. Na ta način smo model »prisilili«, da je v kvadrantih, kjer v obdobju 2006-2011 v kvadrantu in njegovi okolici ni bilo evidentiranega odvzema, tudi napovedana gostota 0. Vse pare povezav med odvisno in neodvisnimi

spremenljivkami smo vizualizirali. Pri srnjadi se je vrednost odvisne spremenljivke na variiranje neodvisnih spreminjala nelinearno – z naraščanjem neodvisne, se je odvisna vse počasneje povečevala. Linearost odziva smo dosegli s kvadriranjem vrednosti odvisne spremenljivke.

Gostota (število kupčkov iztrebkov) jelenjadi oz. srnjadi na ploskvi je poleg splošne gostote vrste odvisna tudi od mikrohabitatnega izbora vrst. Analizirali smo v kolikšni meri lahko ostanke po obeh sestavljenih modelih (za jelenjad in srnjad; ostanki so odstopanja napovedanih vrednosti od dejanskih vrednosti) pojasnimo z mikrohabitatnimi okoljskimi spremenljivkami. Pri tem smo uporabili enake statistične metode in postopke kot so opisani v prejšnjem odstavku. Okoljske spremenljivke bi lahko vključili že v osnovni model, vendar v tem primeru njihovih povezav s populacijsko gostoto vrst ne bi mogli ekstrapolirati na območje cele Slovenije, saj smo nekatere podatke zbrali s terenskimi meritvami/ocenami na ploskvi in niso dostopne za celo državo. V modele smo vključili spremenljivke, ki bi na jelenjad in srnjad lahko imele vpliv preko pogojevanja prisotnosti hrane in kritja ter spremenljivke, ki predstavljajo antropogene motnje (preglednica 2). Pri srnjadi smo model z okoljskimi spremenljivkami zgradili le za ostanke iz prvega od obeh osnovnih modelov srnjadi.

Preglednica 2: Okoljske spremenljivke v modelih z ostanke po osnovnih modelih in njihov vir. Oddaljenosti od najbližje ceste, hiše, gozdnega roba smo navzgor omejili (vrednosti v oklepajih pri teh spremenljivkah) pri vrednostih, do katerih so te spremenljivke imele vpliv pri telemetrijsko spremljanih živalih. Gostota gozdnega roba in delež gozda veljata za kvadratno površino s stranico 500 m, ki ima središče v izhodišču ploskve z iztrebki.

Okoljska spremenljivka	Vir
Oddaljenost od najbližje ceste (do 250 m)	GIS plasti
Oddaljenost od najbližje hiše (do 250 m)	GIS plasti
Oddaljenost od gozdnega roba (do 500 m)	GIS plasti
Prisotnost krmišča v krogu s polmerom 500 m	GIS plasti
Gostota gozdnega roba v okolici (0,25 ha)	GIS plasti
Delež gozda v okolici (0,25 ha)	GIS plasti
Pokrovnost pritalne vegetacije na ploskvi	terenska ocena
Pokrovnost goščave v krogu s premerom 50 m	terenska ocena
Skalovitost na ploskvi	terenska ocena

REZULTATI

Osnovna modela za jelenjad in srnjad

Pri jelenjadi se v devetih modelih, koliko jih je vključenih po AIC kriteriju, vsaj enkrat pojavi vsaka od spremenljivk, ki smo jih ponudili v model. Spremenljivke in njihovi povprečni smerni koeficienti so v preglednici 3. V povprečju gostota jelenjadi v kvadrantu najbolj narašča z naraščanjem spremenljivke izgube_3 (izgube v oknu 3x3 km), sledita spremenljivki skupaj_3 in odstrel_3. V manjši meri dejansko gostoto pojasnjujejo vrednosti posameznih vzrokov odvzema v oknu 1x1 km (izgube_1, cesta_1, skupaj_1). Smerni koeficienti vseh spremenljivk so pozitivno predznačeni, kar pomeni, da z naraščanjem vrednosti spremenljivk narašča tudi dejanska gostota jelenjadi v kvadrantu.

Preglednica 3: Spremenljivke in njihovi povprečni smerni koeficienti v modelu za jelenjad. Povprečje velja za 9 modelov pri katerih je $AIC < 2$. R^2 modelov = 0.44; $R = 0.66$.

Spremenljivka	Smerni koeficient
cesta_1	0.04
izgube_1	0.07
skupaj_1	0.02
izgube_3	3.92
odstrel_3	0.48
skupaj_3	0.64

Pri srnjadi se v treh modelih, ki jih vključuje AIC kriterij, pojavljajo 4 spremenljivke. Dejanska gostota srnjadi v kvadrantu najhitreje narašča z naraščanjem spremenljivke izgube_7 (izgube v oknu 7x7 km. V manjši meri dejanska gostota narašča tudi z naraščanjem spremenljivke odstrel_3. Z naraščanjem vrednosti spremenljivk cesta_3 in cesta_1 pa gostota srnjadi v kvadrantu upada (preglednica 4), kar nakazuje tudi negativna korelacije na sliki 2.

Preglednica 4: Spremenljivke in njihovi povprečni smerni koeficienti v modelu za srnjad. Povprečje velja za 3 modele pri katerih je $AIC < 2$. R^2 modelov = 0.38; $R = 0.62$.

Spremenljivka	Smerni koeficient
cesta_1	-0.02
cesta_3	-0.27
odstrel_3	0.44
izgube_7	2.46

V drugem modelu pri srnjadi, ki smo ga izdelali zaradi nelinearnosti napovedi prvega modela (glej poglavje »Ekstrapolacija podatkov na območje Slovenije«) se v 9 modelih, ki jih vključuje AIC kriterij, vsaj enkrat pojavi vsaka od ponujenih spremenljivk. Spremenljivke in njihovi povprečni smerni koeficienti (9 modelov po AIC kriteriju) so prikazani v preglednici 5.

Preglednica 5: Spremenljivke in njihovi povprečni smerni koeficienti v novem modelu za srnjad. Povprečje velja za 9 modelov pri katerih je $AIC < 2$. R^2 modelov = 0.35; $R = 0.59$.

Spremenljivka	Smerni koeficient
izgube_1	0.64
izgube_5	-0.30
cesta_5	-4.45
odstrel_5	0.11
skupaj_5	1.65
izgube_7	2.99
cesta_13	-1.16

Ostanki po modelih in vpliv okoljskih spremenljivk

Po AIC kriteriju je pri jelenjadi vključenih 8 modelov, v katerih se vsaj enkrat pojavi vsaka od spremenljivk iz osnovnega nabora. Gostota jelenjadi se (glede na gostoto, ki jo napoveduje osnovni model) povečuje z oddaljevanjem od najbližje ceste in najbližje hiše, z večanjem deleža gozda v okolici in pokrovnostjo goščave na in blizu ploskve in se zmanjšuje z oddaljevanjem od gozdnega roba (v notranjost gozda), z večanjem gostote gozdnega roba v okolici, z večanjem pokrovnosti pritalne vegetacije na ploskvi in je večja kadar je v okolici prisotno krmišče (preglednica 6).

Preglednica 6: Okoljske spremenljivke in njihovi povprečni smerni koeficienti v modelu z ostanki po osnovnem modelu za jelenjad. R^2 za najboljši model po AIC znaša 0.08.

Okoljska spremenljivka	Smerni koeficient
Oddaljenost od najbližje ceste (< 250 m)	0.092
Oddaljenost od najbližje hiše (< 250 m)	0.000
Oddaljenost od gozdnega roba (< 500 m)	-0.268
Prisotnost krmišča v okolici (r = 500 m)	-0.135
Gostota gozdnega roba v okolici (0,25 ha)	-0.019
Delež gozda v okolici (0,25 ha)	0.149
Pokrovnost pritalne vegetacije na ploskvi	-0.009
Pokrovnost goščave v okolici (r = 50 m)	0.000
Skalovitost na ploskvi	-0.004

Pri srnjadi je po AIC kriteriju vključenih 11 modelov in vsaka izmed spremenljivk iz osnovnega nabora se pojavi v vsaj enem modelu. Gostota srnjadi se (glede na gostoto, ki jo napoveduje osnovni model) povečuje z večanjem gostote gozdnega roba v okolici, povečevanjem deleža gozda v okolici, pokrovnostjo pritalne vegetacije na ploskvi in pokrovnostjo goščave na in v bližini ploskve; zmanjšuje

pa se z oddaljevanjem od najbližje ceste, oddaljevanjem od najbližje hiše, oddaljevanjem od gozdnega roba (v notranjost gozda) ter z naraščanjem skalovitosti na ploskvi; gostota je večja kadar je v okolici prisotno krmišče (preglednica 7).

Preglednica 7: Okoljske spremenljivke in njihovi povprečni smerni koeficienti v modelu z ostanki po osnovnem modelu za srnjad. R^2 za najboljši model po AIC znaša 0.09.

Okoljska spremenljivka	Smerni koeficient
Oddaljenost od najbližje ceste (< 250 m)	-0.019
Oddaljenost od najbližje hiše (< 250 m)	-0.200
Oddaljenost od gozdnega roba (< 500 m)	-0.257
Prisotnost krmišča v okolici (r = 500 m)	-0.006
Gostota gozdnega roba v okolici (0,25 ha)	0.000
Delež gozda v okolici (0,25 ha)	0.303
Pokrovnost pritalne vegetacije na ploskvi	0.001
Pokrovnost goščave v okolici (r = 50 m)	0.026
Skalovitost na ploskvi	-0.078

Ekstrapolacija podatkov na območje Slovenije

a) Jelenjad

Povezavo med spremenljivkami iz osnovnih modelov za jelenjad in dejanskimi gostotami (iz iztrebkov) smo ekstrapolirali na celo Slovenijo (21.404 kilometrskih kvadrantov). Za ocenjevanje kakovosti naših napovedi smo se upirali predvsem na tri kriterije:

1. vsota napovedanih vrednosti v vzorčenih kvadrantih mora biti čim bližje vsoti dejanskih vrednosti (iz iztrebkov),
2. napovedane vrednosti v vzorčenih kvadrantih se morajo z dejanskimi vrednostmi čim bolje ujemati v celotnem gradientu dejanskih gostot,
3. razmerje med vsoto napovedanih vrednosti in vsoto gostot ocenjenih iz odvzema v vseh kvadrantih Slovenije mora biti enako kot je razmerje med vsoto gostot iz iztrebkov in vsoto gostot iz odvzema v vzorčenih kvadrantih.

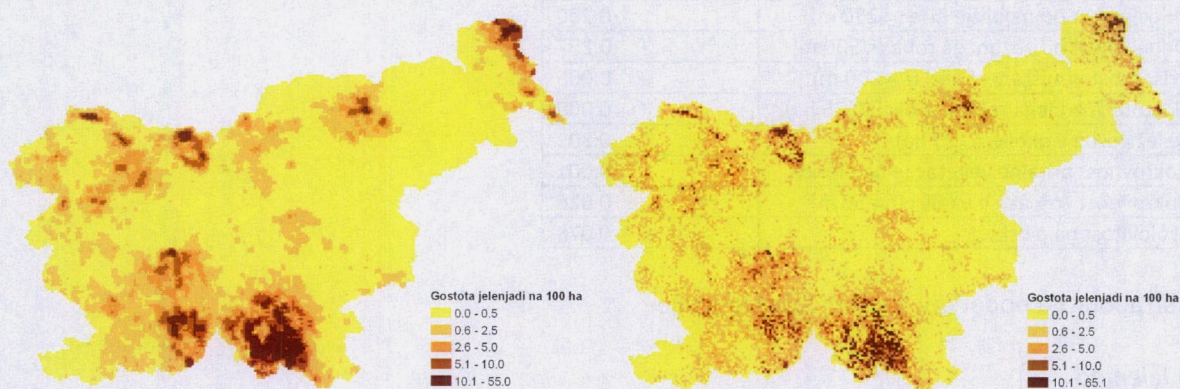
Napovedane vrednosti za jelenjad so razmeroma dobro ustrezale vsem trem kriterijem. Manjša odstopanja so bila pri prvem in tretjem kriteriju, oba pokazatelja sta pokazala, da so napovedane vrednosti nekoliko prenizke (pri tretjem kriteriju je bilo razmerje 1.53 namesto 1.70). Pomanjkljivost smo odpravili tako, da smo vse napovedi dvignili za enak faktor, tako da smo natančno zadostili tretjemu kriteriju, kar pomeni da je bila korigirana vsota napovedanih vrednosti gostot vseh kvadrantov Sloveniji 1.70-krat večja od vsote prvotnih ocen gostot iz odvzema v kvadrantih 1x1 km. S tem smo tudi dosegli, da je bila v vzorčenih kvadrantih vsota napovedanih vrednosti enaka vsoti dejanskih gostot iz iztrebkov, s čimer smo v celoti zadostili prvemu kriteriju. Napovedi gostot jelenjadi za celo Slovenijo so prikazane na sliki 3.

b) Srnjad

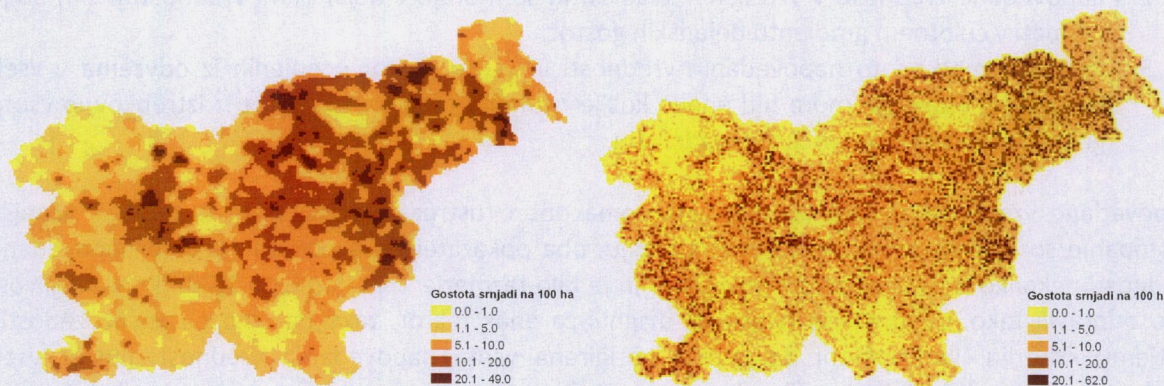
Kriteriji pri srnjadi so bili isti kot pri jelenjadi. Odstopanja od kriterijev so bila pri prvem modelu srnjadi znatna predvsem v drugem in tretjem kriteriju (tretji kriterij: vsota modelnih napovedi vseh kvadrantov v Sloveniji je za faktor 2.25 presegala vsoto ocen gostot iz odvzema v kvadrantih 1x1 km, namesto za faktor 1.30, kolikor je razmerje med dejanskimi gostotami in ocenami iz odvzema v vzorčnih kvadrantih). Ko smo podobno kot pri jelenjadi vse napovedi linearno korigirali (tokrat znižali), da smo zadostili tretjemu kriteriju, še vedno nismo zadostili drugemu kriteriju. Napovedane vrednosti so bile pri nizkih gostotah podcenjene in pri visokih gostotah precenjene. Zato smo se odločili, da model ni ustrezen in smo preizkusili drug model.

Tudi napovedi po tem modelu smo preverili z istimi kriteriji kot pri prejšnjem modelu. Odstopanja so bila ponovno pri kriteriju 2. in 3. Najprej smo linearno zmanjšali napovedi, da smo zadostili kriteriju 3.

Pri kriteriju 2. je bila težava ravno nasprotna kot pri prejšnjem modelu. Napovedane vrednosti so bile pri nizkih gostotah precenjene in pri visokih gostotah podcenjene. Zato smo se odločili kombinirati oba modela in izdelati hibridni model (napovedi so ponderirano povprečje obeh prejšnjih modelov). Tudi tretji model smo preverili po vseh treh kriterijih. Napovedi smo morali malenkostno korigirati (linearno povečanje napovedi, da smo zadostili tretjemu kriteriju), nato je model zadovoljivo ustrezal vsem kriterijem. Rezultat, napovedi gostot srnjadi za celo Slovenijo, je prikazan na sliki 4.



Slika 3: Gostote jelenjadi v Sloveniji pridobljene na dva načina: kombinacija gostot iz odvzema, upošteva različne vzroke odvzema v različnih prostorskih oknih, in štetja kupčkov iztrebkov – nova metoda (prva slika) in lokalne gostote na osnovi višine odvzema v oknu 1x1 km – stara metoda (druga slika)



Slika 4: Gostote srnjadi v Sloveniji pridobljene na dva načina: kombinacija gostot iz odvzema, upošteva različne vzroke odvzema v različnih prostorskih oknih, in štetja kupčkov iztrebkov – nova metoda (prva slika) in lokalne gostote na osnovi višine odvzema v oknu 1x1 km – stara metoda (druga slika)

RAZPRAVA

Rezultati pri obeh vrstah kažejo, da višina odvzema v kvadrantu 1x1 km ni najboljši indikator lokalne populacijske gostote. Precenjevanje oz. podcenjevanje lokalnih gostot na podlagi odvzema v oknu 1x1 km gre predvsem na račun izvajanja odstrela, ki je daleč največji vzrok zabeležene smrtnosti pri obeh vrstah (pri jelenjadi 86 % in pri srnjadi 76 % smrtnosti). Do podcenjevanje gostote zaradi sorazmerno nizke (glede na dejansko gostoto vrste) intenzivnosti odstrela (lova) v kvadrantih lahko pride iz različnih razlogov: lokacije so težje dostopne, izločene so mirne cone za divjad, izvajanje lova je oteženo zaradi goste poselitve prostora (predvsem pri srnjadi), vrsta lokalno ni lovno interesantna (npr. srnjad v loviščih, kjer je glavna lovna vrsta jelenjad). Po drugi strani je lahko odstrel lokalno precenjen indikator gostot: intenzivno izvajanje lova ob krmiščih oz. pasiščih, intenzivno izvajanje

lova na lokacijah, kjer prihaja do pogostih škod itd. Nesorazmerno visok odvzem v kvadrantu je lahko tudi posledica drugih vzrokov odvzema, posebej povozov (značilno za srnjad). Povozi so pri srnjadi drugi največji vzrok smrtnosti (14 %). Izmed vseh kvadrantov, kjer je bil v letih 2006-2011 zabeležen odvzem srnjadi, je 9 % takih, kjer je povoz predstavljal več kot 50 % smrtnosti. Vendar pa visoki povozi v kvadrantu ne pomenijo nujno tudi sorazmerno enako visoke gostote srnjadi. Ceste lahko namreč predstavljajo lokalne populacijske ponore in torej nižajo populacijsko gostoto. To je posebej značilno za srnjad, ki je teritorialna vrsta, zaradi česar se izpraznjen teritorij (npr, zaradi povoza osebka) lahko hitro nadomesti z novim osebkom. Pomladno-poletno obdobje, ko je teritorialnost pri srnjadi najbolj izražena, je tudi obdobje najbolj intenzivnih povozov, saj se živali takrat največ gibajo. Relativno nižanje gostote srnjadi zaradi povozov potrjujejo tudi naši rezultati (negativno predznačeni smerni koeficienti; preglednica 4, preglednica 5).

Boljši pokazatelj lokalnih gostot pri obeh vrstah je odvzem po različnih vzrokih v večjih prostorskih oknih, pri jelenjadi ima največjo indikativno vrednost velikost okna 3x3 km. To okno dobro sovпада s povprečnimi celoletnimi območji aktivnosti jelenjadi. Poenostavljeno lahko sodimo, da so živali, ki so bile odvzete v nekem kvadrantu, živele tudi v sosednjih kvadrantih. Nesorazmerno visok odvzem v osrednjem kvadrantu bo zato rezultiral v nižjih odvzemih v sosednjih kvadrantih. Povprečje odvzema osrednjega in okoliških kvadrantov bo zato boljši indikator lokalnih gostot jelenjadi. Naš model nakazuje da višina odvzema po različnih vzrokih v kvadrantu 1x1 km ni nepomembna za indikacijo populacijske gostote v kvadrantu, vendar je njen pomen relativno manjši v primerjavi z vzroki odvzema v oknu 3x3 km.

Med vsemi vzroki odvzema so lokalne gostote jelenjadi najmočnejše povezane z višino izgub, tudi v bivariatni primerjavi smo ugotovili, da dejanska populacijska gostota jelenjadi najboljše korelira z višino izgub (vse izgube razen cest) v oknu 3x3 km. V skupnem odvzemu jelenjadi izgube sicer predstavljajo 12 %, večina teh izgub je posledica plenjenja velikih zveri. Izgube so v primerjavi z odstrelom bolj neobremenjen pokazatelj lokalnih gostot. Prostorski razpored in intenzivnost plenjenja zveri je sta v največji meri odvisna od prostorske razporeditve oz. lokalnih gostot plena, ne pa toliko od dostopnosti terena in drugih okoliščin, katerim je podvrženo »plenjenje človeka« (lov). Tudi bolezni, ki prispevajo k izgubam, so bolj prisotne tam, kjer so večje zgojitve jelenjadi. Izgube so tudi manj odvisne od načrtovanega odvzema, ki mu mora slediti odstrel.

Pri srnjadi v primerjavi z jelenjadjo imajo pomembno indikativno vrednost vzroki odvzema v širšem merilu, prostorskih oknih 5x5 km, 7x7 km in celo 13x13 km (drugi model za srnjad). Eden izmed možnih vzrokov, da manjša prostorska okna (1x1 km in 3x3 km) niso toliko indikativna je omenjeno ustvarjanje lokalnih ponorov z lokalno visokimi odvzemi. Bolj realno populacijsko gostoto zato odražajo različni vzroki odvzema v širšem merilu. To najbolj nakazuje korelacija dejanskih gostot in povozov na cestah v različnih prostorskih oknih (slika 2). Pri manjših prostorskih oknih je korelacija celo negativna, kar pomeni da povozi lokalno nižajo gostoto in šele v širšem merilu se pokaže, da več povozov pomeni več srnjadi. Drug razlog je lahko tudi v tem, da beleženje smrtnosti, predvsem izgub, pri srnjadi ni tako dosledno in natančno kot pri jelenjadi. Ostanki srnjadi so zaradi njene manjše velikosti težje opazni, velike zveri pri plenjenju srnjadi pogosto ne pustijo skoraj nobenih ostankov. V obeh modelih za srnjad zato lokalne gostote najboljše odražajo izgube v širši okolici, šele v oknu 7x7 km. Pojasnjevalna moč obeh modelov srnjadi je zaradi omenjenih razlogov tudi nižja kot pri modelu za jelenjad.

Pojasnjevalna moč modelov za jelenjad in srnjad na splošno ni zelo visoka, vzroki deloma ležijo tudi v sami metodi. Kvadranti so lahko mikrohabitatno zelo heterogeni, zato ne moremo pričakovati, da bo gostota iztrebkov na dveh mikrohabitatnih lokacijah (dveh ploskvicah znotraj kvadranta) natančno odražala dejansko lokalno populacijsko gostoto, kar ima za posledico nižjo pojasnjevalno moč modelov. Hibo bi lahko odpravili tako, da bi z vzorčenjem iztrebkov pokrili večji delež kvadranta (več ploskvic), vendar bi to tudi znatno podražilo metodo. Nekaj napak gre tudi na račun hitre razgradnje

in nezaznavnosti iztrebkov. Ta napaka je prisotna predvsem pri srnjadi, ki ima manjše iztrebke (in manjše kupčke), ki hitreje razpadejo in jih je tudi težje zaznati. Pomladne in poletne gostote iztrebkov smo sicer pred analizami korigirali – povišali, vendar na vseh ploskvah za enak faktor. Kljub temu, da z našo metodo nismo zaznali, da bi se stopnja razgradnje razlikovala po ploskvah, ne moremo trditi, da je temu res tako. Tudi ta pomanjkljivost lahko pripomore k manjši pojasnjevalni moči modelov za srnjad. Razdelitev vzorčenja v sezoni na več krajših časovnih intervalov (pogostejši obisk) ploskve bi sicer v veliki meri odpravilo napako, vendar ponovno znatno podražilo metodo. Vendar je potrebno poudariti, da so omenjene napake naključne in zaradi tega ne zmanjšujejo verodostojnosti metode.

Ocene lokalnih gostot jelenjadi in srnjadi, ki smo jih pridobili s to metodo so veliko zanesljivejše kot ocene, s katerimi smo razpolagali doslej. To dokazuje tudi primerjava med korelacijo ocen gostot iz odvzema in dejanskimi gostotami iz iztrebkov ter korelacijo novih ocen gostot in gostot iz iztrebkov v kvadrantih, kjer smo vzorčili (preglednica 8). Pri jelenjadi smo korelacijo (R) glede na prejšnjo metodo izboljšali za 18 % in dosegli 89 % najvišje možne korelacije, pri srnjadi pa smo R izboljšali kar za 135 % in dosegli 93 % najvišje možne korelacije.

	1x1 km	Model	Maksimalno
Jelen	0.56	0.66	0.74
Srna	0.26	0.61	0.66

Preglednica 8: Primerjava korelacijskih koeficientov (R) med gostotami iz odvzema v kvadrantih 1x1 km in dejanskimi gostotami (stara metoda) ter med gostotami, ki jih napoveduje naš model in dejanskimi gostotami. Podana je tudi vrednost najvišje možne korelacije.

Korekcije sezonskih gostot iz iztrebkov, ki smo jih opravili v fazi priprave podatkov, da smo pridobili ocene dejanskih gostot, temeljijo na nekaterih predpostavkah (merodajnost zimskih gostot iztrebkov, dinamika sezonskega spreminjanja gostot temelji na dinamiki evidentiranega odvzema), katerih zanesljivost ne moremo preveriti. Ocene absolutnih gostot, ki jih napovedujeta modela za obe vrsti zato ne moremo obravnavati kot absolutno natančne. Glede na to, da smo korekcije opravili linearno (za enak faktor v vseh kvadrantih) pa lahko trdimo, da so njihova medsebojna razmerja (relativne gostote) – razmerja med ocenami v različnih kvadrantih – merodajna. Prav tako lahko kot merodajne privzamemo pomene posameznih vzrokov smrtnosti v različnih prostorskih oknih za indikacijo lokalnih populacijskih gostot. Vsekakor bodo na tak način ocenjene gostote ne samo eden od najpomembnejših vhodov v nadaljnje analize v pričujočem projektu in bodo kot take znatno pripomogle k zanesljivosti vseh nadaljnjih rezultatov, temveč bodo pomembna tudi kot izhodišče za morebitne nadaljnje raziskave na področju ekologije prostoživečih živali v Sloveniji.

ZAHVALA

Raziskava je bila izvedena v okviru projektov LIFE+ SloWolf LIFE08 NAT/SLO/000244 (financerji: Evropska komisija, Ministrstvo za kmetijstvo in okolje) ter CRP V4-1146, »Določitev najbolj primernih kazalnikov za spremljanje stanja populacij divjadi in njihovega okolja pri adaptivnem upravljanju« (financerji: Agencija RS za raziskovalno dejavnost in Ministrstvo za kmetijstvo in okolje).

Zahvaljujemo se tudi vsem terenskim sodelavcem, ki niso navedeni kot soavtorji besedila.

VIRI

- Bjorneraas K., Solberg E. J., Herfindal I., Saether B. E. 2009. Large-scale spatiotemporal variation in calf sex ratio in moose (*Alces alces*): an effect of density-dependent decrease in maternal condition? *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 87, 4: 346-355.
- Bonenfant C., Gaillard J. M., Coulson T., Festa-Bianchet M., Loison A. in sod. 2009. Empirical Evidence of Density-Dependence in Populations of Large Herbivores. V: Bonenfant C., Gaillard J. M., Coulson T., Festa-Bianchet M., Loison A. in sod. *Advances in Ecological Research*, Vol 41. (ur.). (Advances in Ecological Research). San Diego, Elsevier Academic Press Inc: 313-357
- Capurro A. F., Gatto M., Tosi G. 1997. Delayed and inverse density dependence in a chamois population of the Italian Alps. *Ecography*, 20, 1: 37-47.
- Chevrier T., Said S., Widmer O., Hamard J. P., Saint-Andrieux C. in sod. 2012. The oak browsing index correlates linearly with roe deer density: a new indicator for deer management? *European Journal of Wildlife Research*, 58, 1: 17-22.
- Colchero F., Medellin R. A., Clark J. S., Lee R., Katul G. G. 2009. Predicting population survival under future climate change: density dependence, drought and extraction in an insular bighorn sheep. *Journal of Animal Ecology*, 78, 3: 666-673.
- Crete M. 1999. The distribution of deer biomass in North America supports the hypothesis of exploitation ecosystems. *Ecology Letters*, 2, 4: 223-227.
- Festa-Bianchet M., Gaillard J. M., Cote S. D. 2003. Variable age structure and apparent density dependence in survival of adult ungulates. *Journal of Animal Ecology*, 72, 4: 640-649.
- Forchhammer M. C., Stenseth N. C., Post E., Langvatn R. 1998. Population dynamics of Norwegian red deer: density-dependence and climatic variation. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 265, 1393: 341-350.
- Fuller J. A., Garrott R. A., White P. J. 2007. Emigration and density dependence in yellowstone bison. *Journal of Wildlife Management*, 71, 6: 1924-1933.
- Habib T. J., Merrill E. H., Pybus M. J., Coltman D. W. 2011. Modelling landscape effects on density-contact rate relationships of deer in eastern Alberta: Implications for chronic wasting disease. *Ecological Modelling*, 222, 15: 2722-2732.
- Kruger O. 2007. Long-term demographic analysis in goshawk *Accipiter gentilis*: the role of density dependence and stochasticity. *Oecologia*, 152, 3: 459-471.
- Kruuk L. E. B., Clutton-Brock T. H., Albon S. D., Pemberton J. M., Guinness F. E. 1999. Population density affects sex ratio variation in red deer. *Nature*, 399, 6735: 459-461.
- Lande R., Engen S., Saether B. E., Coulson T. 2006. Estimating density dependence from time series of population age structure. *American Naturalist*, 168, 1: 76-87.
- Lloyd-Smith J. O., Cross P. C., Briggs C. J., Daugherty M., Getz W. M. in sod. 2005. Should we expect population thresholds for wildlife disease? *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 9: 511-519.

- McLoughlin P. D., Boyce M. S., Coulson T., Clutton-Brock T. 2006. Lifetime reproductive success and density-dependent, multi-variable resource selection. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 273, 1593: 1449-1454.
- Mysterud A., Loe L. E., Zimmermann B., Bischof R., Veiberg V. in sod. 2012. Partial migration in expanding red deer populations at northern latitudes - a role for density dependence? *Oikos*, 120, 12: 1817-1825.
- Pepin D., Gerard J. F. 2008. Group dynamics and local population density dependence of group size in the Pyrenean chamois, *Rupicapra pyrenaica*. *Animal Behaviour*, 75, 361-369.
- Pettorelli N., Gaillard J. M., Van Laere G., Duncan P., Kjellander P. in sod. 2002. Variations in adult body mass in roe deer: the effects of population density at birth and of habitat quality. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 269, 1492: 747-753.
- Portier C., Festa-Bianchet M., Gaillard J. M., Jorgenson J. T., Yoccoz N. G. 1998. Effects of density and weather on survival of bighorn sheep lambs (*Ovis canadensis*). *Journal of Zoology*, 245, 271-278.
- Potapov A., Merrill E., Lewis M. A. 2012. Wildlife disease elimination and density dependence. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 279, 1741: 3139-3145.
- Putman R., Watson P., Langbein J. 2011. Assessing deer densities and impacts at the appropriate level for management: a review of methodologies for use beyond the site scale. *Mammal Review*, 41, 3: 197-219.
- Ripple W. J., Beschta R. L. 2012. Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*, 58, 4: 733-742.
- Rodriguez-Hidalgo P., Gortazar C., Tortosa F. S., Rodriguez-Vigal C., Fierro Y. in sod. 2010. Effects of density, climate, and supplementary forage on body mass and pregnancy rates of female red deer in Spain. *Oecologia*, 164, 2: 389-398.
- Ruckstuhl K. E., Manica A., MacColl A. D. C., Pilkington J. G., Clutton-Brock T. H. 2006. The effects of castration, sex ratio and population density on social segregation and habitat use in Soay sheep. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 59, 5: 694-703.
- Singer F. J., Harting A., Symonds K. K., Coughenour M. B. 1997. Density dependence, compensation, and environmental effects on elk calf mortality in Yellowstone National Park. *Journal of Wildlife Management*, 61, 1: 12-25.
- Stewart K. M., Bowyer R. T., Dick B. L., Johnson B. K., Kie J. G. 2005. Density-dependent effects on physical condition and reproduction in North American elk: an experimental test. *Oecologia*, 143, 1: 85-93.
- Stewart K. M., Bowyer R. T., Dick B. L., Kie J. G. 2012. Effects of density dependence on diet composition of North American elk *Cervus elaphus* and mule deer *Odocoileus hemionus*: an experimental manipulation. *Wildlife Biology*, 17, 4: 417-430.
- Tremblay J. P., Huot J., Potvin F. 2007. Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. *Journal of Applied Ecology*, 44, 3: 552-562.

Wahlström L. K., Liberg O. 1995. Patterns of dispersal and seasonal migration in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology*, 235, 455-467.

Wang G. M., Hobbs N., Twombly S., Boone R., Illius A. in sod. 2009. Density dependence in northern ungulates: interactions with predation and resources. *Population Ecology*, 51, 1: 123-132.

Ward A. I., White P. C. L., Walker N. J., Critchley C. H. 2008. Conifer leader browsing by roe deer in English upland forests: Effects of deer density and understorey vegetation. *Forest Ecology and Management*, 256, 6: 1333-1338.

