



SLOWOLF

Ocena naravne plenske baze volka in priporočila za upravljanje s plenskimi vrstami

Poročilo akcije A.3 projekta LIFE+ SloWolf

Irena Kavčič, Matija Stergar, Hubert Potočnik, Miha Krofel, Klemen Jerina

Univerza v Ljubljani



September, 2011

Kazalo

1. Volk kot plenilec	2
1.1. Plenjenje volkov v Evropi	3
1.1.1. Białowieża forest, vzhodna Poljska	4
1.1.2. Zahodna in osrednja Poljska.....	5
1.1.3. Južna Poljska, zahodni Karpati	5
1.2. Plenjenje volkov v Sloveniji	5
1.2.1. Metoda naključno najdenih ostankov plena.....	5
1.2.1.1. Primerjava spolne in starostne strukture odstreljene in od volkov uplenjene jelenjadi.....	6
1.2.2. Analiza iztrebkov	8
2. Biomasa glavnih plenskih vrst v Sloveniji	10
3. Populacijski modeli vpliva volkov in upravljanja na populacijo jelenjadi v Sloveniji	14
4. Priporočila za upravljanje s populacijo plenskih vrst	20
4.1. Načrtovanje višine odvzema glavnih plenskih vrst ob upoštevanju prisotnosti volkov	22
4.2. Prilagajanje spolne in starostne strukture odvzema glavnih plenskih vrst ob upoštevanju vpliva plenjenja volkov	22
4.3. Izobraževanje upravljavcev lovišč o odnosih med volkovi in glavnimi plenskimi vrstami.....	23
5. Viri	24
6. Priloge	29

1. Volk kot plenilec

Volk (*Canis lupus*) v različnih ekosistemih severne hemisfere opravlja pomembne funkcije, kot so naravna selekcija šibkejših posameznikov znotraj populacije plena, vpliv na številčnost in razporejenost plenskih vrst v prostoru, stimulacija produktivnosti plenskih vrst, povečanje razpoložljive hrane za mrhovinarje, znotraj cehovsko plenjenje, idr. (Mech, 1970; Mech in Boitani, 2003). Volk je poleg evrazijskega risa (*Lynx lynx*) glavni plenilec prostoživečih parkljarjev v gozdovih zmernega pasu Evrope. Plenjenje volkov posredno povzroča spremembe v starostni, spolni, vrstni strukturi plena, razporeditvi, vedenju in gibanju plenskih vrst (Mech in Boitani, 2003). Njegovi vplivi na plenske vrste se prek posrednih učinkov in trofičnih kaskad lahko močno odražajo na stanju in dinamiki ekosistemov ter tako v njih lahko opravljajo celo vlogo ključne vrste.

Vpliv plenjenja na parkljarje je težko ocenjevati, ker je ocenjevanje številčnosti parkljarjev težavno, mnoge ocene o dinamiki odnosa med volkom in njegovim plenom pa temeljijo prav na indeksih abundance plenskih vrst (Eberhardt, 1997). Na stopnjo plenjenja poleg gostote plena, lahko vpliva velik nabor drugih faktorjev kot so snežna odeja (Huggard, 1993), velikost volčjega tropa (Thurber in Peterson, 1993; Hayes in sod., 2000), ranljivost plena (Peterson in Allen, 1974), demografski parametri znotraj populacije plena (npr. število mladih osebkov glede na število starih) (Okarma, 1995) in dostopnost alternativnih plenskih vrst (Dale in sod., 1994). Najpomembnejši vremenski faktor, ki vpliva na plenjenje, je debelina snežne odeje. Ker so parkljarji težji od volkov in imajo manjšo površino stopal oziroma parkljev, se v globokem snegu težje gibljejo (Mech in Peterson, 2003). Poleg tega se zaradi dolgo trajajoče snežne odeje, plenske vrste ne morejo ustrezno prehranjevati, zaradi česar so bolj ranljive (Mech in sod., 1971). Stopnje plenjenja so najvišje februarja in marca (Mech in Peterson, 2003). V splošnem je lovni uspeh volkov dokaj nizek, večinoma od 3 do 25 % (Mech in Boitani, 2003), zaradi česar je naravna selekcija verjetno toliko bolj poudarjena. Preference volkov do plenjenja posameznih vrst se spreminjajo tekom leta, saj se tudi ranljivost različnih vrst plena tekom leta spreminja (Mech in sod., 1998). Mattioli in sod. (2011) poročajo, da v produktivnih ekosistemih z visokimi gostotami plenskih vrst, izbor plena določa njegova ranljivost, le-ta pa je navadno povezana s starostjo plena oziroma njegovo telesno velikostjo. Tudi znotraj vrstno se ranljivost plena spreminja: mladiči in ostarele živali sta najbolj izpostavljeni skupini, jeseni postanejo ranjivejši samci, izčrpani od parjenja, pozno jeseni in spomladi pa breje samice (Mech in Peterson, 2003).

Vpliv plenjenja volkov na populacijo parkljarjev v Evropi in Severni Ameriki je težko primerjati zaradi razlik v habitatih, kjer živijo posamezne populacije volkov (Okarma, 1995). V Severni Ameriki gre za relativno enostavne sisteme, kjer prevladujejo iglavci in navadno ena ali dve vrsti parkljarjev. V Evropi pa prevladujejo bogati listnati gozdovi, kjer volkovi sobivajo in plenijo tri do pet vrst prostoživečih parkljarjev (Fritts in Mech, 1981; Messier, 1991; Jedrzejewski in sod., 2002). V kompleksnih biocenozah, lahko volkovi svoje plenjenje prilagodijo lokalnim gostotam plenskih vrst in večji del plena volkov lahko sestavljajo manjše/mlajše kategorije plenskih vrst, kot so npr. mladiči divjih prašičev (*Sus scrofa*), ki jih

volkovi navadno zaužijejo v celoti (Jedrzejewska in Jedrzejewski, 1998; Jedrzejewski in sod., 2002). Vpliv plenjenja volkov na plenske vrste v tako kompleksnih združbah je zato težko ocenjevati (Mech, 1970; Fuller, 1989; Okarma, 1995). Razlike obstajajo tudi v številu članov v tropu: v Evropi so večinoma tropi manjši kot v Severni Ameriki (Jedrzejewski in sod., 2002), kjer štejejo od 6 do 20 članov (Thurber in Peterson, 1993; Schmidt in Mech, 1997; Hayes in sod., 2000).

Za pridobivanje podatkov o plenjenju volkov se najpogosteje uporablja dve metodi. Prva temelji na preučevanju najdenih ostankov uplenjenih živali. Iskanje plena lahko poteka z neposrednim opazovanjem iz letala ali tal, s sledenjem v snegu, s pomočjo radiotelemetrije oziroma s kombinacijo različnih načinov. Metoda preučevanja naključno najdenih ostankov plena je obremenjena z napako zaradi večje verjetnosti najdbe ostankov plena večjih živali, saj lahko volkovi manjši plen v celoti pojedjo v nekaj urah. Ima pa to prednost, da ostanke pri plenjenju volkov v nekaterih državah vključno s Slovenijo zbira oziroma evidentira velika skupina ljudi - lovci, saj se ti upoštevajo v kvotah načrtovanega odvzema plenskih vrst. Po drugi metodi prehrano volkov preučujemo posredno z analizo iztrebkov (Korschgen, 1980). Slabosti te metode so nezmožnost ločevanja volčjih in pasjih iztrebkov (Ciucci in sod., 1996) in sama identifikacija vsebine iztrebkov (Reynolds in Aebischer, 1991). Zbiranje podatkov o stopnji plenjenja v ZDA in Kanadi poteka predvsem z metodo iskanja ostanka plenov z letalom. Natančnost te metode je močno odvisna od vidljivosti in je neprimerna za strnjene gozdove. Poleg tega je zaznavanje ostankov plena odvisno od velikosti plena, saj je večji plen lažje zaznati od manjšega. Za ugotavljanje stopnje plenjenja volkov v okoljih z gosto gozdno vegetacijo, in predelih, kjer volkovi pojedjo veliko plena majhne ali srednje velikosti (srnjad, mladiči divjega prašiča in vseh drugih vrst parkljarjev v območju plenjenja), ki ga lahko zaužijejo v celoti, je metodo iskanja ostankov plena potrebno kombinirati z drugimi metodami, kot je na primer analiza iztrebkov (Jedrzejewski in sod., 2002). Jedrzejewski in sod. (2002) so za določanje stopnje plenjenja volkov na Poljskem poleg sledenja s telemetrijo in pregledovanja ostankov plenov, dodatno analizirali najdene iztrebke. Z analizo iztrebkov so zaznali več kot 41 % plena, pri čemer je šlo večinoma za plenske vrste majhne ali srednje velikosti. Avtorji opozarjajo, da je pri preučevanju plenjenja volkov, zato ključno kombiniranje različnih metod, ki druga drugo dopolnjujejo.

1.1. Plenjenje volkov v Evropi

Vrstna sestava in deleži vrst v prehrani volka se lahko precej razlikujejo med območji, velike razlike lahko opazimo že med posameznimi državami v Evropi (Okarma, 1995; Mech in Peterson, 2003). Zaradi tega je o prehrani volka težko sklepati na podlagi podatkov z drugih območij in je za vsako regijo potrebno napraviti samostojno raziskavo. Navadno je najbolj priljubljen plen volkov v Evropi jelenjad (*Cervus elaphus*). O preferenci volkov do jelenjadi poročajo iz vzhodne Poljske (Jedrzejewski in sod., 2002), severovzhodne Poljske (Smietana in Klimek, 1993), ukrajinskih Karpatov (Jakiwczuk, 1996) in iz različnih delov evropskega dela Rusije (Filonov, 1989). V Apeninih, kjer je jelenjad lokalizirana in prisotna v nizkih gostotah, je najpomembnejša plenska vrsta divji prašič (Meriggi in sod., 2011). Divji prašiči zaradi velikega deleža mladičev v populaciji, predstavljajo lahek in potencialno pomemben plen volkov (Okarma, 1995; Meriggi in sod., 2011). Volkovi v Evropi imajo lahko limitirajoč učinek

predvsem na jelenjad, pri kateri plenjenje volkov predstavlja do 40 % celotne smrtnosti in le-ti letno uplenijo do 12 % populacije, medtem ko na ostale prostoživeče parkljarje vplivajo drugi regulacijski dejavniki kot so značilnosti okolja, dostopnost hrane, klima, lov in povozi (Okarma, 1995; Jedrzejewski in sod., 2002; Melis in sod., 2006; Gazzola in sod. 2007). V splošnem je vpliv volkov in drugih plenilcev večji v severnejših kot v južnejših predelih Evrope, saj imajo slednji višjo primarno produkcijo (Melis in sod., 2009).

Vrstna sestava volčjega plena se geografsko v Evropi močno razlikuje, od skoraj izključnega prehranjevanja s prostoživečimi parkljarji na Poljskem (narodni park Białowieża) (Jedrzejewski in sod., 2000) do specializacije na plenjenje domačih živali v Grčiji in Dalmaciji na Hrvaškem (Papageorgiou in sod., 1994; Kusak, 2002). Med deležem domačih in divjih parkljarjev v prehrani volkov obstaja močna negativna korelacija. Sidorovich in sod. (2003) so v enajst letnem obdobju preučevanja (1990-2000) odnosov med volkovi, prostoživečimi in domačimi parkljarji, ugotovili, da so v obdobju, ko so bile populacije prostoživečih parkljarjev številčne, le-ti predstavljali 80-88 % zaužite biomase, domače živali pa le 4-6 %. V letih, ko so zabeležili največji upad številčnosti prostoživečih parkljarjev, pa je delež domačih živali narastel na 38 % zaužite biomase. Meriggi in sod. (2011) ugotavljajo podobno za Italijo. Ob povečanju populacije prostoživečih parkljarjev, se je delež domačih živali v prehrani volkov zmanjšal. Kljub temu, da so volkovi prehranski oportunisti, jim bližina človeka verjetno predstavlja grožnjo in pomeni večjo verjetnost, da uplenjene živali ne bodo zaužili do konca, zaradi česar je lahko plenjenje domačih živali manj profitabilno od plenjenja divjih (Meriggi in Lovari, 1996; Meriggi in sod., 2011). Sidorovich in sod. (2003) poudarjajo, da bi število konfliktov med volkovi in človekom lahko zmanjšali s povečanjem gostote in diverzitete prostoživečih parkljarjev (Sidorovich in sod., 2003). Podobno kažejo tudi opažanja iz Finske, Poljske, Romunije in Severne Amerike, kjer so se na območjih, kjer se je povečalo število naravnega plena, posledično zmanjšale škode na živini (Fritts in sod., 2003; Muhly in sod., 2010).

V nadaljevanju navajamo konkretne podatke o stopnji plenjenja volkov in strukturi njihovega plena iz študij opravljenih v različnih predelih Poljske: v Poljskem delu Białowieškega pragozda, ki leži na meji med Poljsko in Belorusijo (Jedrzejewski in sod. 2002), v gozdnih kompleksih nižinskih predelov zahodne in osrednje Poljske (Nowak in sod., 2011) in v zahodnih Karpatih, blizu Poljsko-Slovaške in Poljsko-Češke meje na jugu Poljske (Nowak in sod., 2005).

1.1.1. Białowieża forest, vzhodna Poljska

Trope v povprečju sestavlja 4.4 živali, gostota volkov v raziskovalnem območju pa je 2-2.6/100 km². Stopnja plenjenja znaša povprečno 0.51 ± 0.04 plena na trop na dan (ena uplenjena žival na dva dni). Količina dnevno zaužite hrane je 5.58 ± 0.32 kg na volka na dan. Največji delež strukture plena s 63 % predstavlja jelenjad, 28 % predstavlja divji prašič in 4 % srnjad. Letno volkovi v povprečju uplenijo 72 kosov jelenjadi, 16 kosov srnjadi, in 31 kosov divjega prašiča na 100 km². Glede na gostote plenskih vrst, so volkovi pomemben dejavnik smrtnosti samo za jelenjad, in sicer predstavlja plenjenje volkov 40 % letne smrtnosti jelenjadi oziroma 12 % ocenjene številčnosti populacije (Jedrzejewski in sod., 2002).

1.1.2. Zahodna in osrednja Poljska

V predelih zahodne in osrednje Poljske, 94.8 % plenske biomase predstavljajo prostoživeči parkljarji. Največji delež plenske biomase sestavlja srnjad z 42.8 %, sledi divji prašič z 22.6 % in jelenjad z 22.2 %. Parkljarje plenijo v razmerju z njihovo abundanco v združbi in ne kažejo preferenc za jelenjad (Nowak in sod., 2011). Ker gre za nenasičene populacije volkov v okrevanju, kjer so tropi relativno majhni, sestavljeni iz mladih dispergerjev (Kojola in sod., 2006), je plenjenje jelenjadi verjetno preveč tvegano in predstavlja velike energetske izgube. Zato je plenjenje manjših živali, kot so srnjad in mladiči divjega prašiča, bolj učinkovito. Tudi drugi avtorji navajajo, da v močno antropogeno izkoriščeni krajini, kjer srnjad dosega visoke gostote, le-ta postane pomembna komponenta v prehrani volkov (Jedrzejewska in sod., 1994; Glowacinski in Profus, 1997).

1.1.3. Južna Poljska, zahodni Karpati

Število volkov v tropih na jugu Poljske v povprečju znaša približno 4.7. Tu volkovi sobivajo s tremi plenskimi vrstami: srnjadjo, jelenjadjo in divjimi prašiči. Potencialni plen predstavljajo tudi domače živali, med katerimi prevladujejo ovce. Skupaj cervidi predstavljajo 91 % prehranske biomase. Volkovi tu kljub velikim gostotam srnjadi in domačih živali, raje plenijo jelenjad, ki predstavlja 42 % biomase v prehrani volkov, sledi srnjad s 33 %. Divji prašič predstavlja zgolj 4 % zaužite biomase. Tako pri srnjadi kot pri jelenjadi volkovi raje plenijo mlade živali in samice, kar sicer ni bilo pričakovati iz njihovih deležev v populaciji. Preferenca do plenjenja mladih živali pri srnjadi se je pokazala z metodo analize iztrebkov in bi zgolj z uporabo metode pregledovanja plenov ostala neodkrita, saj pri plenjenju pride do zaužitja celotnega plena.

Navkljub prisotnosti številnih nezaščitenih ovc na pašnikih v bližini gozdov, domače živali predstavljajo samo 3 % zaužite biomase. Večina škod na ovcah se zgodi v avgustu in septembru (Nowak in sod., 2005). Podobno poročajo iz Slovaške (Voskár, 1994), Bolgarije (Genov, 1992), Italije (Meriggi in sod., 1991; Ciucci in Boitani, 1998) in Slovenije (Černe in sod., 2010).

1.2. Plenjenje volkov v Sloveniji

1.2.1. Metoda naključno najdenih ostankov plena

Prehrana volkov v Sloveniji je bila doslej slabo raziskana. Največ podatkov je bilo pridobljenih na podlagi naključno najdenih ostankov plena (Brancelj, 1981; Adamič in Berce, 1995; Adamič in sod., 2004). Kot omenjamo uvodoma, je ta metoda obremenjena z napako zaradi večje verjetnosti najdbe ostankov večjih živali (Mills, 1992; Reed in sod., 2006), kljub temu pa v določenih primerih ponuja uporabne podatke. Adamič in Berce (1995) sta zbrala podatke o številu in strukturi jelenjadi, ki so jo v obdobju od leta 1976-1994 uplenili volkovi na Snežniško-Javorniškem območju. Od 474 najdenih uplenjenih kosov jelenjadi, je bilo 51.7 % spolno zrelih samic - košut, 35.4 % mladičev – telet obeh spolov in lanščakov – enoletnih

živali obeh spolov in 12.9 % spolno zrelih samcev - jelenov. Iz analiziranih podatkov je bilo mogoče ugotoviti, da nad-dvoletne košute predstavljajo več kot 50 % plena. Teleta po številčnosti predstavljajo kar četrtno plena. Ta delež je dejansko lahko še večji, saj mlada, nedorasla teleta jelenjadi, volkovi večinoma požrejo v celoti. Razmerje med uplenjenimi samci in samicami je približno 1:4. Adamič in Berce (1995) ugotavljata, da je intenziteta pljenja jelenjadi v zimskih mesecih največja, saj se takrat jelenjad zadržuje v zimovališčih in se zbira ob krmiščih, hkrati pa njeno gibanje pogosto ovira še snežna odeja.

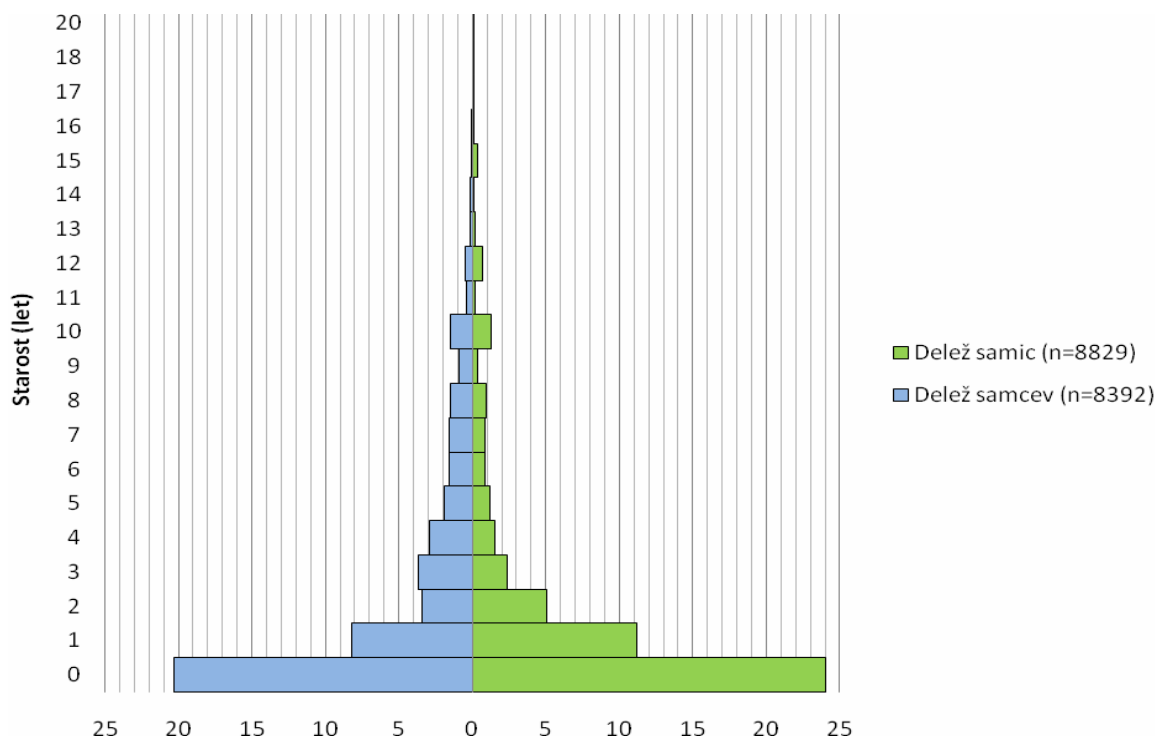
1.2.1.1. Primerjava spolne in starostne strukture odstreljene in od volkov uplenjene jelenjadi

Z namenom ocene vpliva volkov na populacijsko dinamiko jelenjadi v Sloveniji ter primerjavo z vplivi, ki jih z lovom izvaja človek v nadaljevanju predstavljamo podatke o spolni in starostni sestavi obeh vzrokov smrtnosti, ki so bili zbrani v različnih časovnih obdobjih in raziskovalnih območjih v okviru predhodnih raziskav. S primerjavo podatkov lahko dobimo grobo ocenimo razlike v spolno-starostni strukturi odstreljene jelenjadi in volčjega plena. Največji delež odstreljene jelenjadi predstavljajo živali iz predreproduktivnega dela populacije (Slika 1). Človek zaradi zagotavljanja trajnostne rabe divjadi načrtno šibkeje posega v razred reproduktivnih samic, saj ta kategorija ključno vpliva na nataliteto populacije in na dinamiko vrste. Posledično je spolna struktura populacij v naravi dodatno odklonjena v prid reproduktivnih samic. Volkovi iz populacije jelenjadi jemljejo predvsem tisto, česar je v preoblikovani populaciji največ in je najlažje uloviti, zato pri najdenih ostankih plena ugotavljamo visok delež samic (Slika 2). Posebno visok je delež košut starih dve leti ali več z 49,1 % deležem (Preglednica 1).

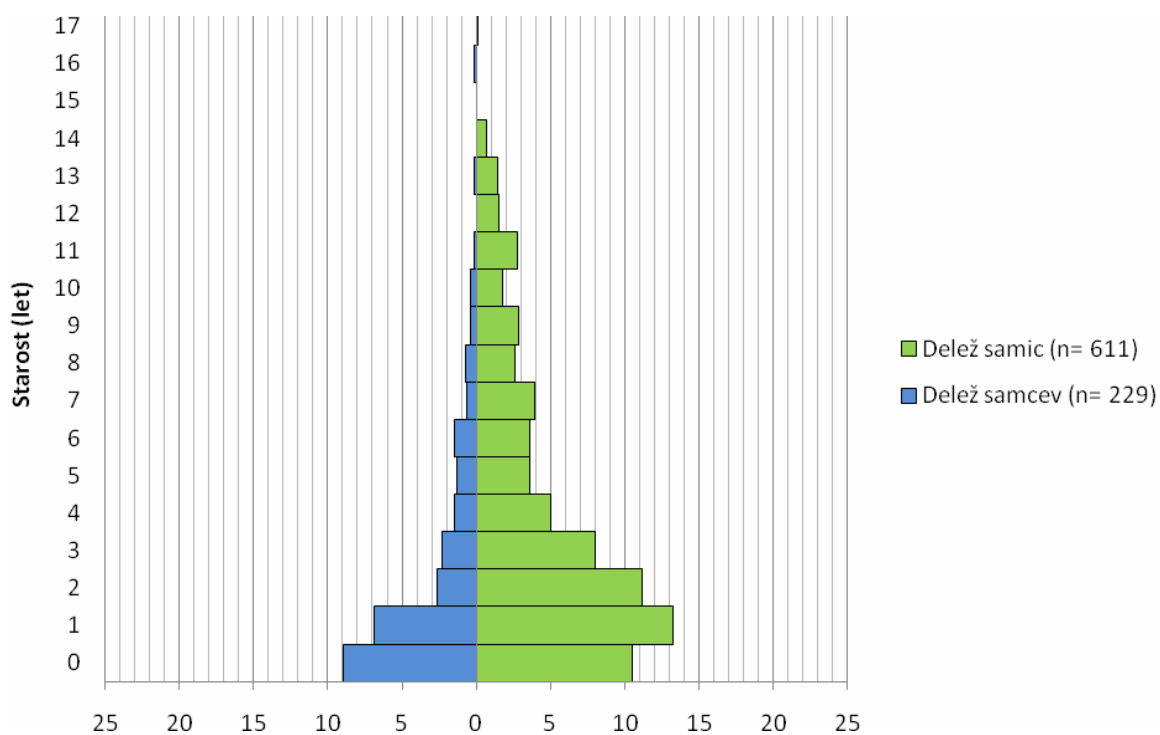
Preglednica 1: Primerjava deleža reproduktivnih samic jelenjadi (košute stare dve leti ali več) med osebki izločeni z odstrelom in med najdenimi ostanki plena volkov.

	Delež košut starih 2 leti ali več
Odstrel	16,1%
Volk	49,1%

A.3 – Ocena naravne plenske baze volka in priporočila za upravljanje s plenski vrstami



Slika 1: Spolna in starostna sestava odstreljene jelenjadi na območju Slovenije v obdobju 2005-2008 (n=17.221).



Slika 2: Spolna in starostna sestava od volkov uplenjene (najdene) jelenjadi v notranjskem LGO v obdobju 1976–2002 (n=840) (Adamič in sod., 2004).

V Sloveniji je po uradnih evidencah v lovskih statistikah (podatki iz baze, ki jo vzdržuje Zavod za gozdove Slovenije, podatke pa primarno zbirajo upravljavci lovišč in lovišč s posebnim namenom) število izločenih živali po volku v primerjavi z odstrelom zelo majhno; volk upleni manj kot 5 % skupnega odvzema. Celotno na območjih, kjer so gostote volkov največje, volk upleni manj jelenjadi kot jo človek odstrelji (23 % skupnega odvzema). Vendar se je pri tem treba zavedati, da najdemo le del ostankov od volkov uplenjenih jelenjadi. Ob upoštevanju podatkov o stopnji plenjenja iz Poljske, 0.51 do 0.78 kosov plena na trop na dan (Jedrzejewski in sod., 2000; 2002), kjer so volkovi plenili pretežno jelenjad in ob predpostavki, da pri nas plenijo jelenjad in srnjad v enakem razmerju (Krofel in Kos, 2010), lahko grobo ocenimo, da volkovi uplenijo približno 38 do 58 kosov srnjadi in podobno število jelenjadi na 100 km² na leto. Poleg tega je vpliv volkov na dinamiko vrste večji od pričakovanega, saj bistveno močnejše posega med samice. Ker pri nas načrtujemo ves odvzem, torej se v realizacijo štejeta odstrel in vse z dokazi ugotovljene izgube, in se torej tudi najdeni ostanki po plenjenju zveri priznavajo kot realiziran odvzem, torej enako kot odstrel, je na območjih, kjer je prisoten volk, smiselno strukturo odstrela prilagoditi v prid povečanega deleža odraslih jelenov oz. zmanjšanja deleža kategorij, ki jih volk preferenčno pleni.

1.2.2. Analiza iztrebkov

Metoda iskanja ostankov plena ni primerna za ugotavljanje plenjenja srnjadi in drugih manjših plenskih vrst, saj že Brancelj (1981) navaja, da je pri analizi vsebine želodca odstreljene volkulje, našel srno, ki je bila požrta v celoti, s kožo in kostmi. Zaradi omenjenih pomanjkljivosti metode naključno najdenih ostankov plena je slednjo priporočljivo kombinirati z drugimi metodami, na primer z analizo iztrebkov. Prvo analizo volčjih iztrebkov pri nas je napravil Brancelj (1981). Vsi njegovi vzorci izvirajo z območja gojitvenega lovišča Jelen-Snežnik (danes lovišče s posebnim namenom Jelen) in zato verjetno niso reprezentativni za celo Slovenijo. Ugotavlja, da jelenjad in srnjad z 92.5 % relativno frekvenco pojavljanja v iztrebkih predstavljata glavni plen. Krofel in Kos (2010) sta s širšega območja Dinaridov analizirala 30 volčjih iztrebkov. Podobno kot Brancelj (1981) ugotovljata, da v prehrani prevladujejo cervidi, ki predstavljajo 85 % zaužite biomase, 10 % zaužite biomase predstavljajo domače živali in 5 % mladiči divjega prašiča. V nasprotju s študijo s Snežniško-Javorniškega kompleksa (Brancelj, 1981) sta Krofel in Kos (2010) pokazala, da se volkovi v Sloveniji poleg cervidov prehranjujejo tudi z divjimi prašiči. Divje prašiče so kot plen volkov našli tudi v raziskavah na drugih območjih po Evraziji in ponekod so divji prašiči celo glavni plen volkov (Okarma, 1995; Capitani in sod., 2004; Meriggi in sod., 2011), pri čemer bi lahko o tem kot hipotezi govorili tudi za nekatere dele Slovenije, kot je Primorska, kjer je gostota divjih prašičev med najvišjimi v Sloveniji (glej sliko 7) in po številčnosti vzporedno s srnjadjo daleč prednjači pred jelenjadjo, hkrati pa je tam volk stalno navzoč kot glavni plenilec. Pri obeh študijah analize iztrebkov sta zaradi težkega ločevanja dlak navadnega jelena in evropske srne obe vrsti združeni v enoten takson, cervidi. O natančnem razmerju med navadnim jelenom in evropsko srno v prehrani volkov za zdaj še nimamo dobrih podatkov. Na podlagi razmerja med obema vrstama v iztrebkih z določljivimi telesnimi deli bi lahko sklepali, da sta obe vrsti zastopani v podobnem deležu. Vendar ti podatki po vsej verjetnosti niso povsem reprezentativni, saj pričakujemo, da je pri srnjadi zaradi njene manjše velikosti

večja verjetnost zaužitja parkljev in čeljusti kot pri jelenjadi. V prihodnosti so potrebne nadaljnje raziskave, v katerih se bo z dodatnimi metodami (npr. s pomočjo genetike) določilo reprezentativno vrednost deleža obeh vrst v iztrebkih volkov (Krofel in Kos, 2010).

Analiza iztrebkov (Krofel in Kos, 2010) je pokazala, da so del prehrane volkov sestavljali tudi ostanki domačih živali (predvsem krave in konji), vendar ni bilo mogoče zaključiti, ali so se v teh primerih volkovi hranili z mrhovino ali pa so živali sami uplenili. Glede na to, da se volkovi redno hranijo tudi s klavniškimi ostanki (Brancelj, 1981) in da volkovi napadajo predvsem drobnico, medtem ko govedo in konje le izjemoma (Ulamec, 2008; Černe in sod., 2010), je v tem primeru verjetneje, da je šlo predvsem za hranjenje z mrhovino. Mnoge raziskave so pokazale, da je pogostost napadov na domače živali v veliki meri odvisna od razpoložljivosti naravnega plena (Okarma, 1995; Fritts in sod., 2003; Sidorovich in sod., 2003; Meriggi in sod., 2011). Glede na izkušnje iz tujine bi zabeleženo naraščanje škodnih primerov po volkovih v Sloveniji v obdobju od leta 1995 (Černe in sod., 2010) poleg povečanega števila tropov volkov (širjenje na primorsko območje) in naraščajočega razpoložljivega plena rejnih živali, predvsem drobnice, lahko verjetno vsaj delno pripisali tudi upadu gostot naravnega plena, predvsem jelenjadi (Jerina, 2008). Kljub vsemu pa se je pri tem treba zavedati, da bi lahko na število škod vplivali tudi drugi dejavniki (npr. obseg intenzivne reje drobnice, neprimerna prostorska razporeditev pašnikov, stopnja varovanja živine, habituacija volkov na plenjenje drobnice, spremembe v razporeditvi in številu volkov). O vplivu gostot prostoživečih parkljarjev na stopnjo plenjenja drobnice na dinarskem območju bodo zato potrebne dodatne raziskave (Krofel in Kos, 2010).

Z nadaljnjimi raziskavami se bo spekter plenskih vrst volka v Sloveniji verjetno še povečal, vendar pa predvidevamo, da bo delež teh sekundarnih plenskih vrst razmeroma majhen. V prihodnosti bo treba raziskati tudi morebitne razlike v prehrani volka med posameznimi sezonami, leti in geografskimi območji (Krofel in Kos, 2010). V okviru akcije C.1 že poteka iskanje ostankov plena s pomočjo analize gruč GPS podatkov pridobljenih preko telemetričnega spremljanja posameznih volkov, ki omogoča spremljanje dinamičnega odnosa med plenilci in plenom in analize spektra plenskih vrst kot tudi spolne in starostne strukture plena. Dosedanji podatki, podobno kot prejšnje raziskave, kažejo, da sta glavni plen volkov v Sloveniji jelenjad in srnjad, predvsem na Primorskem pa tudi divji prašič in drobnica.

2. Biomasa glavnih plenskih vrst v Sloveniji

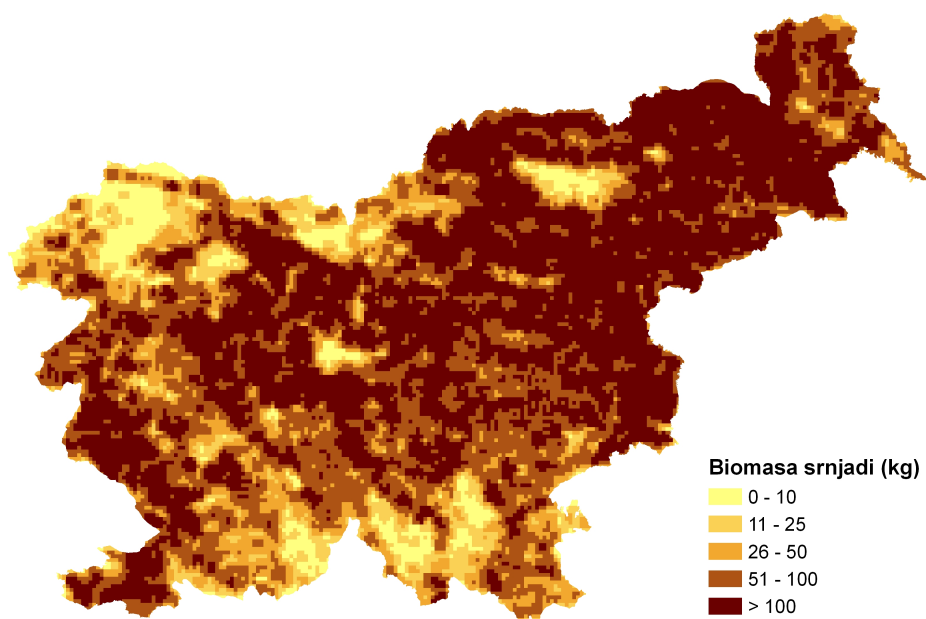
Poznavanje razširjenosti in gostot parkljarjev je pomembno, saj predstavljajo naravno prehransko bazo volkov. Pomanjkanje naravnih prehranskih virov volkov lahko pogojuje pogostnost plenjenja drobnice in s tem povezane konflikte (glej poglavje 1.1.). Poleg tega je poznavanje gostot plenskih vrst ključnega pomena pri načrtovanju njihovega upravljanja ob upoštevanju potreb plenilcev. V ta namen smo izdelali karte lokalnih biomas za vse glavne plenske vrste volkov. Iz baze Osrednji slovenski register velike lovne divjadi in velikih zveri smo pridobili podatke o odvzemu posameznih vrst parkljarjev po kvadrantih kilometrske mreže za obdobje 2004 – 2008 (Stergar in sod., 2009). Ob predpostavki, da je bila evidentirana celotna smrtnost, smo za posamezne vrste s pomočjo Lesliejeve matrike izračunali starostno strukturo populacij in količnik, s pomočjo katerega smo iz višine odvzema izračunali lokalne populacijske gostote. Iz registra smo pridobili tudi podatke o masah posameznih starostnih kategorij posameznih vrst uplenjenih živali. Za vsako vrsto smo glede na starostno strukturo populacije izračunali povprečno maso osebkov (živih živali). Zmnožek povprečne mase in lokalnih populacijskih gostot je bil vhod za izdelavo kart biomase gamsa (Slika 5) in divjega prašiča (Slika 6).

Glede na to, da se dejansko ne evidentira celotna smrtnost, so na tak način pridobljeni podatki o biomasah nekoliko podcenjeni. Za korekcijo gostot pridobljenih iz podatkov o odvzemu smo zato pri jelenjadi in srnjadi uporabili metodo štetja kupčkov iztrebkov. V okviru metode štetja kupčkov iztrebkov smo izbrali tri večja raziskovalna območja v Sloveniji, ki so pokrila večino življenjskega območja jelenjadi (Priloga 1). Štetje smo opravljali v kvadrantih kilometrske mreže, ki služi registriranju odvzemnih podatkov. Na podlagi dvostopenjskega stratificiranega vzorčenja, smo v vsakem raziskovalnem območju izbrali 40 kvadrantov (Priloga 2), tako da smo zajeli celotni gostotni gradient jelenjadi in srnjadi. Znotraj vsakega kvadranta ($n=120$) smo izbrali 2 vzorčni ploskvi, skupno je tako vzorčenje potekalo na 240 ploskvah. Štetje smo ponovili v treh sezonah, tako da smo dobili podatke o pomladnih, poletnih in zimskih gostotah srnjadi in jelenjadi. Podatke sezonskih gostot ocenjenih na podlagi štetja iztrebkov smo primerjali s sezonskimi gostotami iz podatkov o odvzemu. Te smo dobili tako, da smo gostote iz Lesliejeve matrike korigirali glede na sezonsko dinamiko odvzema. Po pričakovanju so bile gostote iz štetja iztrebkov v splošnem višje od gostot iz podatkov o odvzemu. Tako pri jelenjadi kot tudi srnjadi je bila razlika največja pri zimskih gostotah. To je posledica manjše razgradnje in večje vidljivosti iztrebkov v zimskem obdobju, ko je talna vegetacija slabo razvita oziroma je ni. Ocenjene zimske gostote smo zato privzeli kot referenčne. Pri srnjadi je bila zimska gostota iz štetja iztrebkov od gostote iz odvzemnih podatkov večja za 1.44-krat, pri jelenjadi pa za 1.51 krat. Lokalne gostote ocenjene iz odvzemnih podatkov smo zato na nivoju cele Slovenije korigirali z navedenima faktorjema. Na ta način smo dobili najvišjo sezonsko gostoto živali (po poleganju), ki smo jo korigirali skladno s sezonsko dinamiko registriranega odvzema, tako da smo dobili povprečno sezonsko gostoto. Enako kot pri gamsu in divjem prašiču smo lokalne gostote pomnožili s povprečno maso živali.

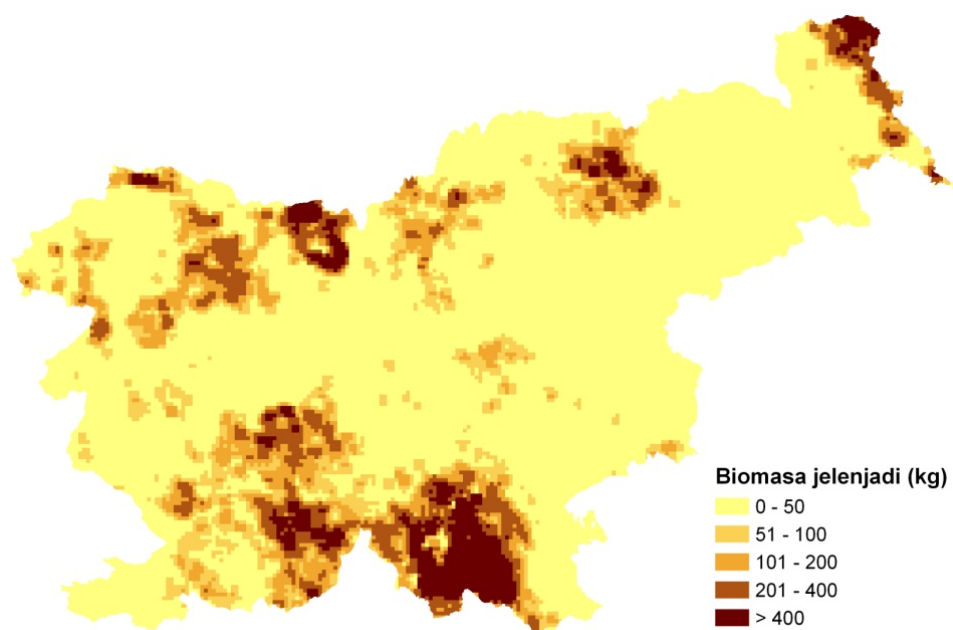
Preglednica 2: Ocenjena biomasa parkljarjev v Sloveniji.

Vrsta	Biomasa (ton)
Srna	2053
Jelen	1713
Muflon	42
Gams	274
Divji prašič	635
Skupaj	4716

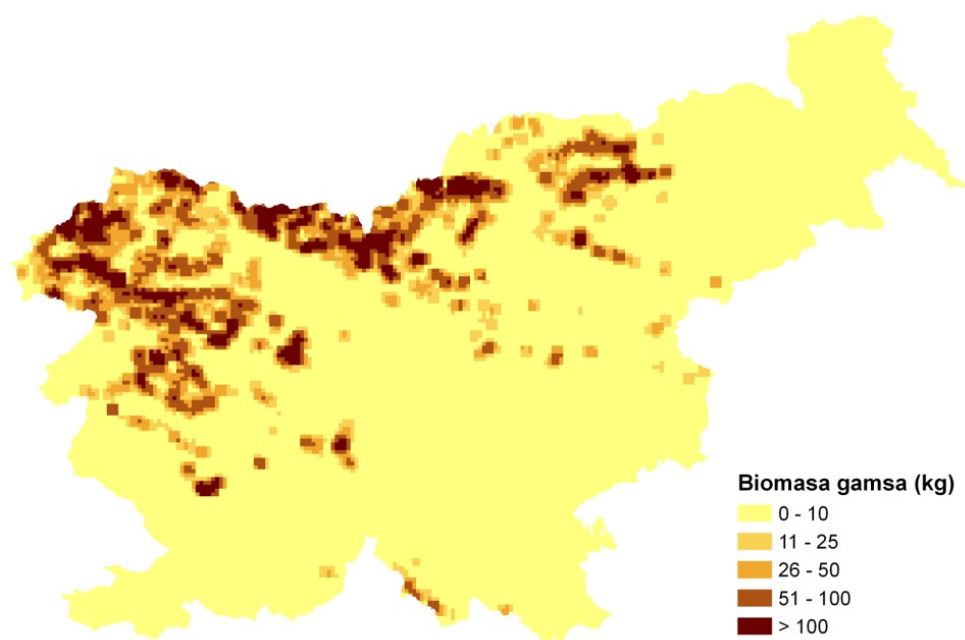
Na slikah 3-6 so prikazane lokalne biomase štirih najbolj zastopanih vrst parkljarjev v Sloveniji (srnjadi, jelenjadi, gamsa in divjega prašiča). Vrednost vsakega kvadranta 1 x 1 km predstavlja povprečje tega in sosednjih osmih kvadrantov (okno velikosti 3 x 3 km), saj so se živali, ki so bile uplenjene oz. poginule v določenem kvadrantu, z veliko verjetnostjo gibale še vsaj v sosednjih kvadrantih. Na sliki 7 pa je prikazana skupna lokalna biomasa parkljarjev v Sloveniji.



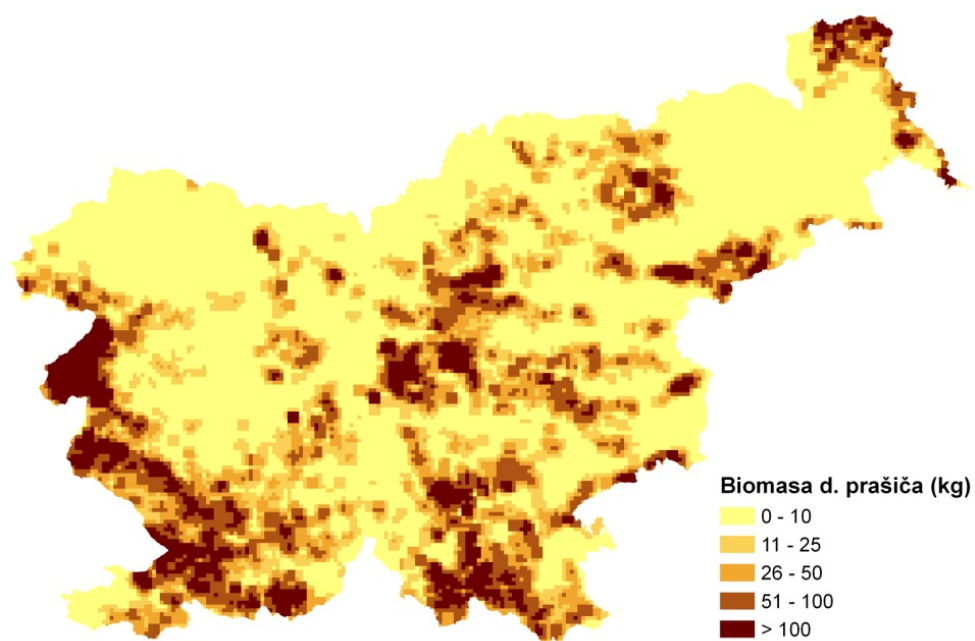
Slika 3: Lokalne biomase srnjadi v Sloveniji.



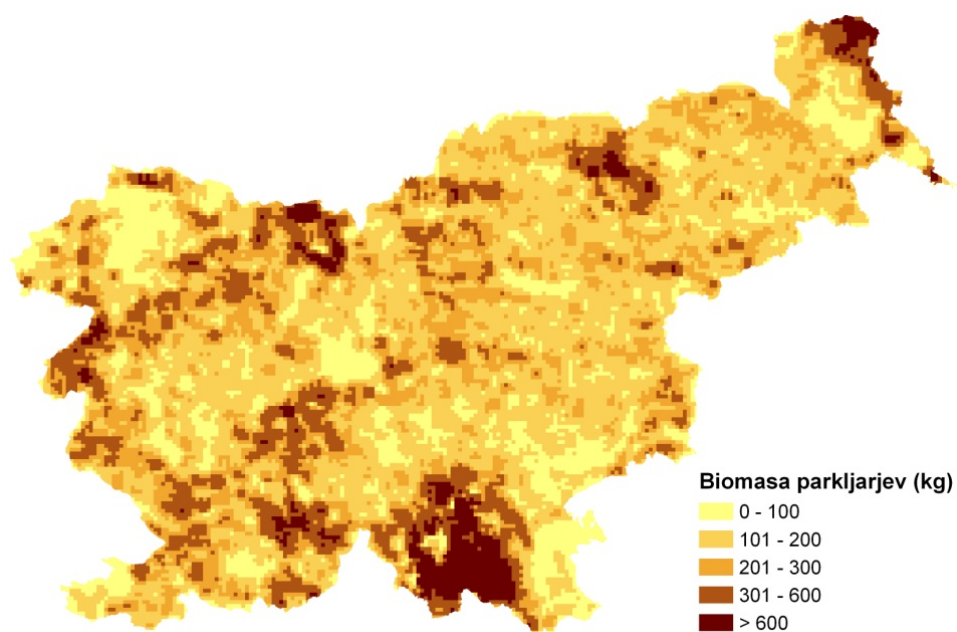
Slika 4: Lokalne biomase jelenjadi v Sloveniji.



Slika 5: Lokalne biomase gamsa v Sloveniji.



Slika 6: Lokalne biomase divjega prašiča v Sloveniji.



Slika 7: Lokalne biomase parkljarjev v Sloveniji.

3. Populacijski modeli vpliva volkov in upravljanja na populacijo jelenjadi v Sloveniji

Ena od pomembnih aktivnosti pri upravljanju s prostoživečimi populacijami je spremljanje in proučevanje spreminjanje števila osebkov v populaciji (populacijska dinamika) skozi prostor in čas. Za napoved velikosti določene populacije v prihodnosti in izražanje kvantitativnih vrednosti parametrov in rezultatov so potrebne kvantitativne metode. Za izdelavo napovedi se lahko uporabljajo matematični modeli (Akçakaya, 2002). Model je abstrakcija realnega sistema in nikoli ne vsebuje vseh elementov realnega sistema, temveč le karakteristične značilnosti, ki so potrebne za opis ali rešitev problema (Jørgensen, 1994).

Namen tega poglavja je predstaviti pomen posameznih demografskih parametrov ter njihov vpliv na populacijsko dinamiko populacije jelenjadi, kot najpomembnejše prostoživeče plenske vrste za volkove pri nas. Kljub relativno majhnemu številu populacijskih parametrov potrebnih za izdelavo osnovnih modelov populacijske dinamike je o zanesljivih populacijskih parametrih jelenjadi le malo virov, zlasti iz podobnih okoljskih razmer v katerih živi jelenjad na območju Slovenije. Ne glede na to smo pri oblikovanju modelov uporabili objavljene podatke o populacijski biologiji jelenjadi ter značilnosti plenjenja volkov iz drugih evropskih populacij (glej poglavje 1.1.) ter vključili obstoječe podatke o odstrelu jelenjadi ter plenjenju oziroma prehrani volkov iz Slovenije (glej poglavje 1.2). Na tej osnovi smo pripravili serijo populacijskih modelov – scenarijev katerih rezultate smo nato medsebojno primerjali.

Za matematično modeliranje populacijske dinamike smo uporabili programsko orodje RAMAS Metapop® (Applied Biomathematics, ZDA). Program omogoča oblikovanje in simulacijo (meta)populacijskih modelov s prostorsko strukturiranostjo.

Izdelali smo spolno ločen in starostno strukturiran matrični model (Lefkovich-eva matrika) v katerega smo pri obeh spolih vključili tri starostne kategorije, torej šest socialnih kategorij jelenjadi in sicer: teleta F, junice, košute 2+, teleta M, lanščaki, jeleni 2+ (Preglednica 3). Kategorijam telet in enoletnih živali smo določili trajanje eno leto, kategorijama starejših košut in starejših jelenov pa smo določili maksimalne vrednosti trajanja 16 let za košute in 14 let za jelene ter tako določili najvišjo možno starost živali. Parjenje smo modelirali kot poliginijo pri kateri se lahko posamezen odrasel samec potencialno pari z do 6 košutami. V osnovne reproduktivno preživetvene parametre smo vključili reprodukcijo košut tako, da smo definirali, da je reproduktivno uspešnih 15 % samic druge starostne kategorije in 90 % tretje. Definirali smo tudi tako imenovano »background« smrtnost ali »drugo smrtnost«, ki ni posledica plenjenja volkov ali odstrela, ampak posledica stradanja, bolezni/parazitov, drugih plenilcev oziroma poškodb. To smrtnost smo vključili neposredno v matriko kot stopnjo preživetja posamezne kategorije. Tako smo za teleta, za katera je znana povišana juvenilna smrtnost zlasti v prvih treh oziroma šestih mesecih življenja, določili 8 % smrtnost za teleta ženskega spola ter 10 % smrtnost za teleta moškega spola. V raziskavah juvenilne smrtnosti pri Škotskih populacijah jelenjadi so ugotovili do 18 % smrtnost telet v prvih treh mesecih življenja (Clutton-Brock in sod., 1982). Poleg tega so potrdili večjo smrtnost samcev, ki je tudi sicer značilna za izrazito poligine vrste. Drugo smrtnost pri junicah smo opredelili kot 6 %, pri lanščakih 8 %, povprečno smrtnost obeh odraslih kategorij košut in jelenov pa kot 6 %.

Preglednica 3: Demografski parametri modela populacijske dinamike jelenjadi.

Starostna kategorija	Spol	Trajanje kategorije	Reprodukcijska uspešnost košut	Druga smrtnost
Teleta F	samice	1 leto	/	8 %
Junice	samice	1 leto	15 %	6 %
Košute 2+	samice	16 let	90 %	6 %
Teleta M	samci	1 leto	/	10 %
Ilanščaki	samci	1 leto	/	8%
Jeleni 2+	samci	14 let	/	6 %

Parametre modela smo pripravili tako da smo simulirali številčnost jelenjadi na območju 350 km², ki je predstavljalo velikostni razred območja aktivnosti teritorija tropa volkov v Sloveniji (Potočnik in sod., 2011). Tako smo lahko smrtnost, ki je bila posledica odstrela ali plenjenja volkov modelirali posebej z absolutnimi vrednostmi odvzema živali iz posameznih socialnih kategorij. Velikost odstrela na takšnem območju smo določili na osnovi podatkov o višini letnih odstrelav v LPN Jelen ter vključili strukturo odstrela jelenjadi v Sloveniji iz let 2005 do 2008 (glej poglavje 1.2.1.1.) in ga poimenovali **odstrel**. Pripravili pa smo tudi alternativni scenarij odstrela, poimenovan **adaptiran odstrel** pri katerem puščamo v populaciji večji delež mladih živali (mladi : 2+ = 40 : 60) in samic (samice: samci = 40 : 60), kar omogoča večjo ulovljivost plena zlasti pri majhnih tropih volkov in v populaciji ohranja dovolj velik delež nosilcev reprodukcijskega potenciala.

Strukturo od volkov uplenjene jelenjadi smo povzeli po podatkih o najdenih ostankih plena v LPN Jelen med leti 1976 in 1994 (glej poglavje 1.2.1.1.; Adamič in Berce, 1995). Plenjenje volkov smo simulirali po treh scenarijih in sicer:

1. Jelenjad predstavlja 63 % plena volkov: Na območjih z visoko gostoto jelenjadi so na vzhodnem poljskem ugotovili, da je jelenjad predstavljala 63 % vsega plena. Pri čemer so volkovi pri povprečni velikosti tropa 4.4 osebka uplenili 0.51 do 0.78 parkljarjev na dan (glej poglavje 1.1.1.; Jedrzejewski in sod., 2002). V modelih smo uporabili spodnjo vrednost in predpostavko, da 63% plena predstavlja jelenjad, kar je pomenilo 113 kosov uplenjene jelenjadi na 350 km² na leto.

2. Jelenjad predstavlja 50 % plena volkov: Podobno kot pri modelu plenjenja 63 % volk smo v tem scenariju ob visoki gostoti jelenjadi predpostavili, da jelenjad predstavlja 50 % v plenu volkov. To je pomenilo 90 kosov uplenjene jelenjadi na 350 km² na leto.

3. Jelenjad predstavlja 22 % plena volkov: Plenjenje volkov na jelenjadi smo odsimulirali tudi v razmerah nizkih populacijskih gostot jelenjadi, kjer smo o deležu jelenjadi pri plenjenju volkov uporabili podatke iz osrednje in zahodne Poljske (glej poglavje 1.1.2.; Nowak in sod., 2011), kjer je jelenjad predstavljala 22 % uplenjenih parkljarjev oziroma 40 kosov letno.

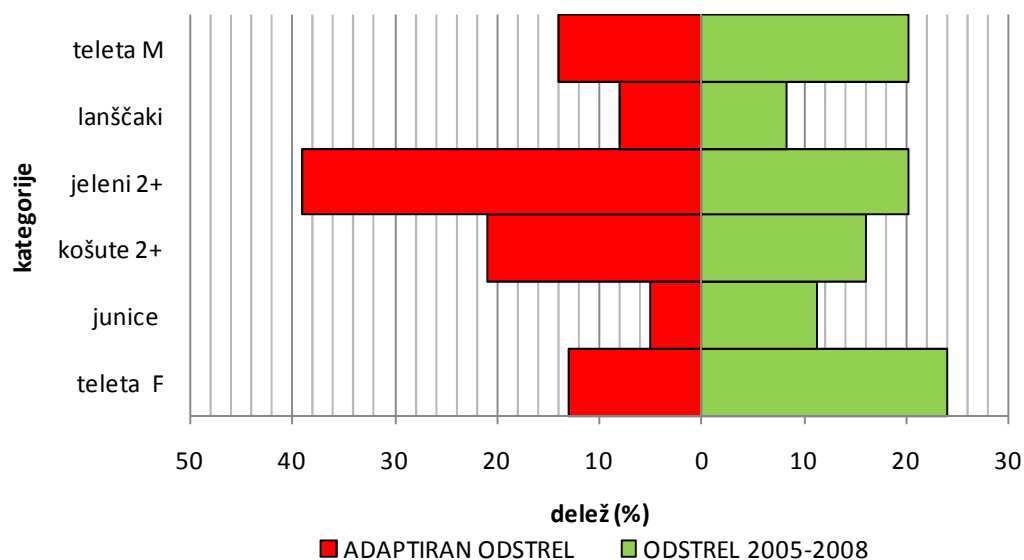
Tako smo v pripravljen matrični model vključili različne kombinacije učinkov plenjenja volkov oziroma odstrela in pripravili šest modelnih scenarijev (Preglednica 4). V vseh modelih smo simulirali 20 letno obdobje s po 500 iteracijami vsakega modela:

Preglednica 4: Šest modelnih scenarijev z različnimi kombinacijami učinkov plenjenja volkov in odstrela.

Model	Scenarij
Model 0	vključen le odstrel 2005-2008
Model 1	Model 0 + 63 % predstavlja jelenjad = 113 kosov (Bialowieza), velika gostota jelenjadi
Model 2	Model 0 + 50 % predstavlja jelenjad = 90 kosov (Krofel in Kos, 2010), velika gostota jelenjadi
Model 3	Model 0 + 22 % predstavlja jelenjad = 40 kosov (Južna Poljska), nizka gostota jelenjadi
Model 4	adaptiran odstrel
Model 5	Model 4 + 50 % predstavlja jelenjad

Na sliki 8 je prikazana primerjava strukture aktualnega **odstrela** jelenjadi v Sloveniji s scenarijem **adaptiranega odstrela**, ki predvideva bistveno manjše poseganje v mlade kategorije v razmerju 40:60 ter večji delež odstrela samcev (60 %) zlasti enoletnih in starejših, kjer je odklon še večji (do 65 %), kar pomeni sicer nekoliko večje poseganje v kategorijo košut (21 %) a hkrati omogoča skoraj dvakrat večje poseganje med jelene 2+ (Slika 8). Pomemben pozitiven učinek manjšega odstrela v kategorije mladih je večji blažilni učinek ob velikih nihanjih v okolju, oziroma katastrofičnih dogodkih, ki se pojavljajo vsakih nekaj let (kot so npr. hude zime z globokim ali dolgotrajnim snegom ali nizkimi temperaturami), saj so le te kategorije v takih razmerah nekajkrat bolj prizadete kot odrasle živali (Catchpole in sod., 2004). Učinki odstrela, ki bi se izvršili pred potencialnimi neugodnimi razmerami imajo lahko močan aditivni učinek in posledično velika nihanja v številčnosti populacije, ki se kažejo kot hitri večletni padci številčnosti populacije. Smiselno je tudi manjše poseganje med samice v primerjavi s samci (samice: samce = 40 : 60), saj tako dopuščamo večji delež lažje ulovljivega plena za volkove ter ohranjamo dovolj velik delež nosilcev reprodukcijskega potenciala, kar omogoča hitrejše blaženje populacijskih nihanj. Po drugi strani pa dopuščamo večji odstrel lovno zanimivih kategorij (jelenov) in posledično zmanjšujemo kompeticijo med volkovi in lovci, ter povečujemo privlačnost in ekonomičnost lova.

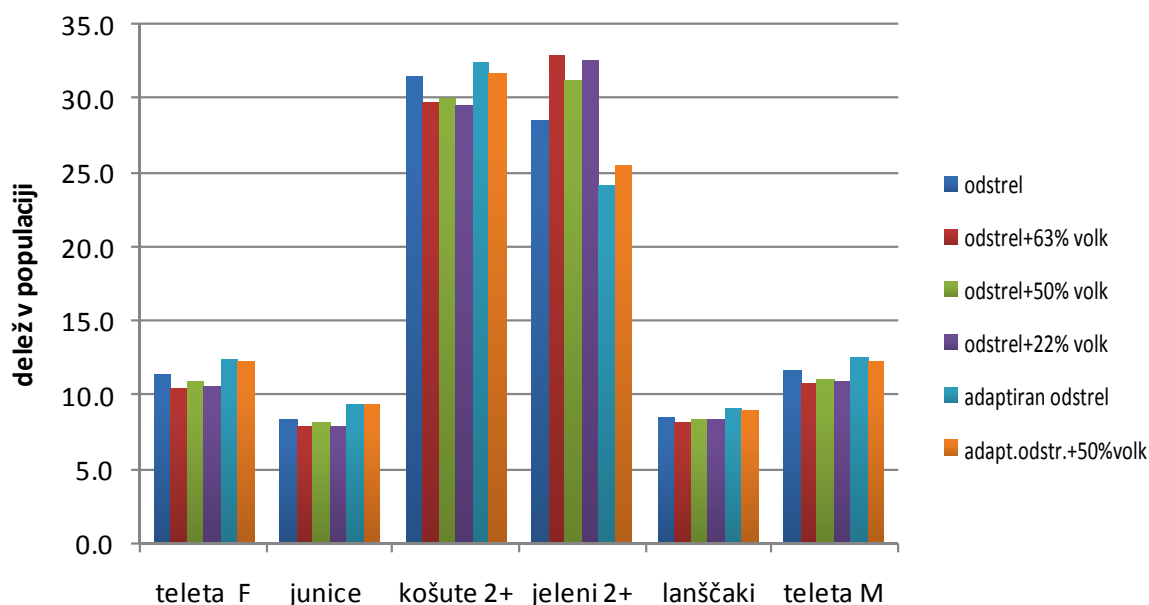
A.3 – Ocena naravne plenske baze volka in priporočila za upravljanje s plenskimi vrstami



Slika 8: Primerjava strukture aktualnega odstrela jelenjadi (2005-2008) in scenarija adaptiranega odstrela s katerim bi dosegli podobno populacijsko dinamiko jelenjadi, naravno socialno strukturo, večjo elastičnost populacije na zunanje dejavnike, izboljšali dostopnost plena za volka ter zmanjšali učinek kompeticije med volkom in lovci.

Rezultati 20 letnih simulacij populacijske dinamike ob vseh šestih modelnih scenarijih (Preglednica 4) so pokazali, da bi se struktura populacije jelenjadi v največji meri razlikovala v razmerah aktualnega odstrela (2005-2008) ob intenzivnem plenjenju volkov (odstrel + 63 % volk) ter ob modelu adaptiranega odstrela (Slika 9). Največje razlike med posameznimi modeli pa so bile prisotne v kategoriji jelenov 2+. Spolna struktura je pri vseh populacijskih modelih ostajala blizu enotnega razmerja 1:1 in je v največji meri odstopala od njega pri modelu adaptiran odstrel s skoraj 54 % deležem samic v populaciji, kar pomeni, da bi bilo v tem primeru na enega jelena-samca v populaciji 1.16 samice. Pri šestih škotskih populacijah jelenjadi se je to razmerje gibalo med 1:1.16 do 5.56 z mediano vrednostjo 1.48 (po Clutton-Brock in sod., 1982).

A.3 – Ocena naravne plenske baze volka in priporočila za upravljanje s plenski vrstami



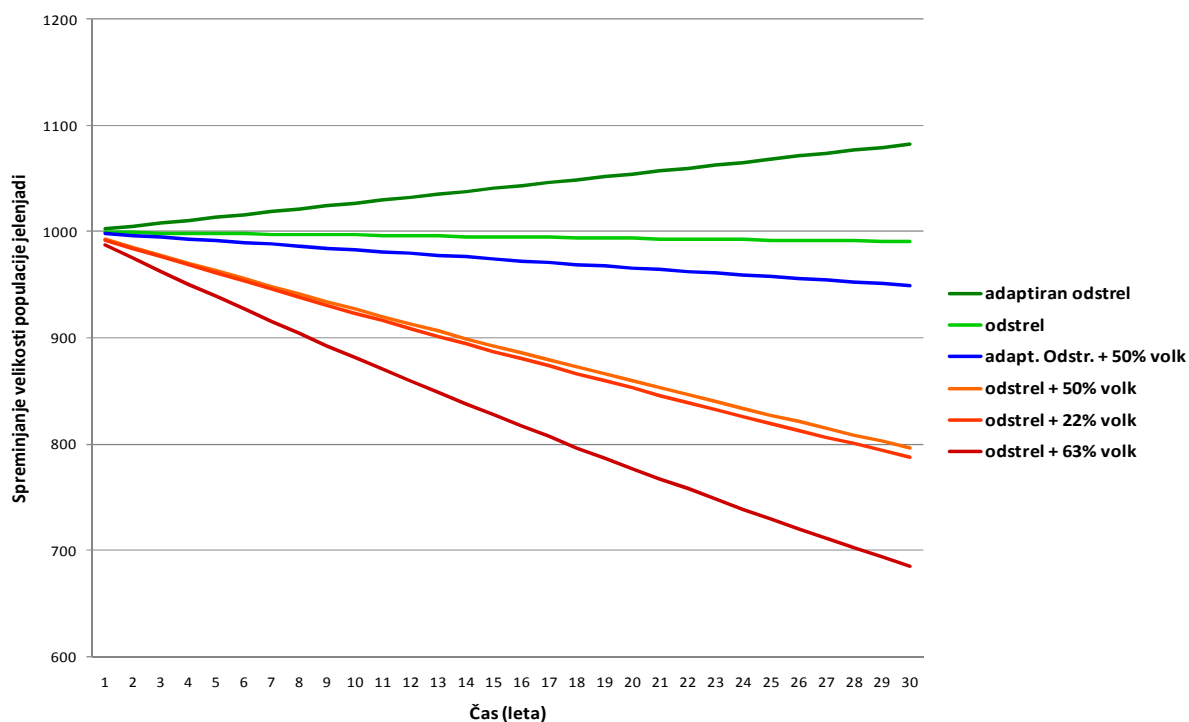
Slika 9: Struktura populacije po 20 letnih simulacijah populacijske dinamike pri različnih modelih odstrela in intenziteti plenjenja volkov.

Poleg vpliva na starostno in spolno strukturo, ki smo jo želeli preučiti v modelih pa nas je zanimal tudi vpliv različnega upravljanja in vpliva plenjenja volkov na stopnjo rasti populacije jelenjadi (Slika 10). Po pričakovanju smo z modeli ugotovili, da volkovi znatno vplivajo na stopnjo populacijske rasti, tako v razmerah visoke, kot v razmerah nizke populacijske gostote jelenjadi – razlika v končni številčnosti za 20 do 31 %. Presenetljivo, pa je bila stopnja rasti populacije jelenjadi pri adaptiranemu odstrelu, kljub enako visokemu odstrelu in večjemu deležu odraslih košut, kot pri strukturi aktualnega odstrela višja – razlika v končni številčnosti +9,2 %. Prav tako pa je bil učinek plenjenja volkov ob adaptiranem odstrelu bistveno manjši saj se je končna številčnost populacije zmanjšala le za 12.3 %.

Iz teh rezultatov lahko izluščimo dva učinka:

- 1) plenjenje volkov znatno vpliva na stopnjo rasti populacije jelenjadi
- 2) vpliv volkov lahko bistveno zmanjšamo z ustreznim načinom poseganja v populacijo jelenjadi. Pri tem je potrebno poudariti predvsem pomen manjšega poseganja v mlajše starostne kategorije, ki so bolj dovzetne za katastrofične dogodke (npr. velika smrtnost ob hudih zimah) in manjše poseganje v kategorijo reproduktivnih samic.

A.3 – Ocena naravne plenske baze volka in priporočila za upravljanje s plenskimi vrstami



Slika 10: Vpliv različnih scenarijev odstrela in plenjenja volkov (modelov) na stopnjo rasti populacije jelenjadi (izraženo iz referenčne populacije N=1000). Višina odstrela je bila pri vseh scenarijih enaka.

4. Priporočila za upravljanje s populacijo plenskih vrst

V poseljenih delih sveta ima v današnjem času pomemben vpliv na populacijsko dinamiko in območje razširjenosti volkov, človek. Stopnja kontrole populacije je pogosto v veliki meri odvisna od pogostosti in intenzivnosti konfliktov med volkom in človekom. Zato je za dolgoročno ohranitev vrste, ključnega pomena minimaliziranje števila konfliktov z ukrepi, ki ne temeljijo (samo) na ubijanju volkov. Plenjenje domačih živali je trenutno eden ključnih problemov, ki se pojavlja ob ohranitvenem upravljanju volkov v Sloveniji, kot tudi v mnogih drugih delih Evrope. Na območjih, kjer živijo volkovi in je hkrati prisotna tudi reja drobnice, tako rekoč vselej prihaja do škod. Za nastalo škodo se pri nas sicer izplačujejo odškodnine, vendar pa škode (pogled na »poklane živali«) vseeno prožijo močna čustva, in s tem negativna stališča rejcev drobnice do volkov; vzgibi za glasne zahteve po redukciji volkov zaradi napadov so verjetno lahko tudi povsem pragmatične narave (npr. namenjeni ohranitvi sistema odškodnin ob zavedanju, da je le ta zlorabljen), kar kažejo tudi domači primeri. Do neke mere lahko konflikt med človekom in volkom predstavlja tudi plenjenje parkljaste divjadi (jelenjadi, srnjadi, gamsa in divjega prašiča), katere lov je tudi v interesu lovcev. Lovci se pogosto vidijo tudi kot »gojitelji divjadi« in lahko zato smatrajo volkove kot neposredne tekmece, ki povzročajo zmanjševanje številčnosti njim razpoložljive lovne divjadi, kar pomeni zmanjšanje možnosti samega izvajanja lova obenem pa lahko pomeni tudi izpad dohodka za prodano meso in trofeje, ki bi ga z lovom sicer pridobili. Negativna stališča interesnih skupin kot so rejci drobnice in lovci lahko v nekaterih primerih privedejo do ilegalnih pobojev volkov, posredno pa izvajajo politične pritiske na nosilce odločanja, od katerih se zahtevajo višje kvote odstrela volkov (Marinko in Majič Skrbinšek, 2011).

Obe zgoraj omenjeni vrsti konfliktov sta povezani z gostoto rastlinojedih parkljarjev, ki predstavljajo glavno naravno prehransko bazo volkov. Dostopnost naravnega plena je lahko eden od faktorjev, ki vpliva na stopnjo plenjenja domačih živali. V Evropi so zaradi pomanjkanja naravnega plena znani primeri, kjer se volkovi prehranjujejo predvsem z domačimi živalmi. To je verjetno najbolj izrazito v nekaterih predelih Portugalske, kjer se volkovi prehranjujejo skoraj izključno z domačimi živalmi (Vos, 2000) in tudi nekaterih predelih Dalmacije na Hrvaškem (Kusak, 2002). Raziskave iz več delov Evrope, kot npr. Italije, Finske, Poljske, Belorusije, Romunije in Severne Amerike kažejo, da se je na območjih, kjer se je povečala gostota naravnega plena, zmanjšal delež domačih živali v prehrani volkov (Merrigi in Lovari, 1996; Fritts in sod., 2003; Sidorovich in sod., 2003; Gula, 2008; Meriggi in sod., 2011).

Sidorovich in sod. (2003) za območje v Belorusiji, kjer volkovi živijo v gostotah 1,75/100 km², npr. poročajo, da so v obdobju, ko je bila skupna biomasa prostoživečih parkljarjev najmanjša (5 ton/100km²), domače živali predstavljale več kot 35 % prehranske biomase volkov. V obdobju, ko so si parkljarji številčno opomogli (skupna biomasa več kot 20 ton/100 km²) pa so domače živali predstavljale zgolj 4 do 6 % prehrane volkov (Preglednica 5).

Meriggi in sod. (2011) so odnose med dostopnostjo divjadi kot plena in plenjenjem drobnice s strani volkov preučevali na območju cele Italije na osnovi primerjav objavljenih podatkov

drugih avtorjev. Številčnost prostoživečih parkljarjev je v obdobju 1977-2004 narasla za okoli 8-krat, iz 188.000 na 1.383.000 osebkov. Ugotovili so značilno korelacijo med frekvenco pojavljanja parkljarjev v prehrani volkov in številčnostjo parkljarjev. Za območje v Genovi navajajo, da so gostote srnjadi narastle od 21/km² v letu 1997 na 53.4/km² v letu 2005, gostote damjakov iz 0.7/km² v letu 1994 do 20.2/km² v letu 2005, odstrel divjega prašiča pa je narastel iz 206 živali leta 1987 na 2067 živali v letu 2004. Hkrati je frekvenca pojavljanja prostoživečih parkljarjev v iztrebkih volkov narasla iz 0% v letu 1987 na 70% v letu 2004 (Preglednica 5).

Podatki se razmeroma dobro ujemajo s slovenskimi razmerami (Preglednica 5). Povprečna skupna biomasa prostoživečih parkljarjev na območju razširjenosti volka v Sloveniji znaša 24.5 ton/100 km² (Jerina, neobjavljeno), medtem ko domače živali po do sedaj zbranih podatkih iz območja Dinaridov predstavljajo do 10 % zaužite biomase volkov (Krofel in Kos, 2010). Vendar je potrebno omeniti, da so lokalne gostote parkljarjev ponekod tudi nižje. V Primorskem LUO je na območju prisotnosti volka povprečna biomasa parkljarjev 9.5 ton/100 km² (Slika 7), hkrati prav na območju Primorske beležimo največ škod na drobnici (Černe in sod., 2010).

Preglednica 5: Podatki nekaterih raziskav, ki so preučevale relacije med dostopnostjo prostoživečih parkljarjev in plenjenjem drobnice.

Belorusija (Sidorovich in sod., 2003)
gostota volkov 1.75/100 km ² pri gostoti prostoživečih parkljarjev 5 ton/100 km ² domače živali 35 % hrane volkov pri gostoti prostoživečih parkljarjev >20 ton/100 km ² domače živali 5 % hrane volkov
Genova - Italija (Meriggi in sod., 2011)
gostote srnjadi narastle od 21/km ² na 53.4/km ² gostote damjakov narastle od 0.7/km ² na 20/km ² gostote divjih prašičev narastle za približno 10-krat pogostnost pojavljanja prostoživečih parkljarjev v prehrani volkov se je v istem času povečala iz skoraj nič na 70 %
Slovenija
biomasa parkljarjev 24.5 ton/100 km ² (neobjavljeno) domače živali predstavljajo 10 % biomase plena volkov (Krofel in Kos, 2010)

Za upravljanje populacij parkljarjev se pri nas uporablja t.i. kontrolna metoda, ki temelji na spremljanju bioloških kazalcev stanja populacij (npr. telesna masa, masa rogovja, stopnja oplojenosti samic, obremenjenost z zajedavci) in njihovega okolja (izkoriščenost in poškodovanost posameznih rastlinskih vrst) ter odzivnem upravljanju (Adamič in Jerina, 2006). Na odločitve o povečevanju ali pa zmanjševanju gostot prostoživečih parkljarjev so praviloma najbolj vplivale ugotovljene poškodbe gozdnega mladja in škode v kmetijskem prostoru. Na osnovi dinamike kazalnikov se določa višino ter starostno in spolno strukturo odvzema posameznih vrst parkljarjev. V skupno kvoto realiziranega odvzema se poleg odstrela, ki predstavlja največji delež smrtnosti, upoštevajo tudi druge vrste izgub, vključno z najdenimi in evidentiranimi ostanki po plenjenju plenilcev. Višina in struktura odstrela se

torej v splošnem prilagajata višini in strukturi ostalih izgub že po obstoječih smernicah. Vendar pa se upošteva le evidentirane ostanke po plenjenju, velikega dela ostankov pa se nikoli ne najde; po drugi strani pa je lahko vprašljiva zanesljivost določanja vzrokov smrti pri evidentiranih izgubah (del evidentiranih izločenih živali, ki se jih pripiše plenilcem, je lahko dejansko poginilo zaradi drugih razlogov). Pri aktualnem načinu upravljanja s parkljarji so medsebojni vpliv plenilca-volka in plena-parkljarjev torej pomanjkljivo upoštevani, kar ima lahko škodljive posledice za populacijo volka pri nas, dolgoročno pa celo negativne posledice v populacijah prostoživečih parkljarjev.

4.1. Načrtovanje višine odvzema glavnih plenskih vrst ob upoštevanju prisotnosti volkov

Tako višina kot tudi struktura odvzema (odstrela) se sicer prilagajata evidentiranim izgubam zaradi volkov, vendar evidentirane izgube predstavljajo manjši delež dejansko realiziranega plenjenja. Ob upoštevanju podatkov iz literature (glej poglavje 1.1.1.) lahko okvirno ocenimo, da volkovi v Sloveniji uplenijo približno 38 do 58 kosov srnjadi in podobno število jelenjadi na 100 km² na leto. V letih 2004-2008 je bilo v loviščih treh LPN (Medved, Snežnik – Kočevska reka, Jelen – Snežnik), ki sovpadajo s stalno prisotnostjo volka na tem istem območju, povprečno letno evidentiranih skupno 25 kosov jelenjadi in srnjadi na 100 km² kot izgube zaradi plenjenja zveri. Ob upoštevanju spodnje meje ocenjenega dejanskega plenjenja volkov iz zgoraj omenjenih podatkov, evidentirane izgube v LPN zaradi volka znašajo komaj 1/3 dejanskih izgub. Pri tem je potrebno upoštevati, da je v loviščih v upravljanju lovskih družin (LD) delež evidentiranih izgub še bistveno manjši. Zgolj upoštevanje evidentiranih izgub v celotni kvoti odvzema je zato pomanjkljivo. Pri načrtovanju višine odvzema bi bilo zato smiselno upoštevati tudi informacijo o predvidenem dejanskem plenjenju volkov. Poleg tega je pri postavljanju splošnih usmeritev o nadaljnji populacijski dinamiki parkljarjev po LUO (povečevanje številčnosti, enako stanje, manjšanje številčnosti) kot eno od vhodnih informacij v kontrolni metodi smiselno upoštevati tudi sedanje okvirne biomase parkljarjev (prehrana volkov) ob povezavi z višinami škod na drobnici in preverjati, če biomasa parkljarjev ni tako nizka, da to negativno vpliva na pogostnost napadov na drobnico.

4.2. Prilagajanje spolne in starostne strukture odvzema glavnih plenskih vrst ob upoštevanju vplivov plenjenja volkov

Primerjava spolne in starostne strukture odstreljene jelenjadi in evidentiranega volčjega plena, je pokazala velike razlike (glej poglavje 1.2.1.1.). Volkovi iz populacije jelenjadi plenijo predvsem tisto, česar je v antropogeno preoblikovani populaciji največ in je najlažje uloviti, zato pri najdenih ostankih plena ugotavljamo visok delež košut starih dve leti ali več. Ker pri nas načrtujemo ves odzem in se najdeni ostanki po plenjenju priznavajo kot realiziran odzem, torej enako kot odstrel, je na območjih, kjer je prisoten volk, smiselno strukturo odvzema nekoliko zamakniti v smeri povečanega deleža odvzema odraslih samcev in na ta način kompenzirati večji delež samic v volčjem plenu (saj del košut in telet, ki jih plenijo volkovi ni evidentiran). Tak ukrep bi bil po pričakovanjih tudi pozitivno obravnavan s strani

lovcev, ki imajo tradicionalno preferenco do lova odraslih trofejnih samcev in hkrati do ohranjanja odraslih - reproduktivnih samic. S tem bi zagotovili prisotnosti volka strukturno prilagojeno populacijo prostoživečih parkljarjev in hkrati boljše sprejemanje volka s strani lovcev ter s tem potencialno zmanjšan obseg ilegalnega lova volkov. Poleg tega neupoštevanje specifične starostne in spolne strukture plena pri načrtovanju odvzema prostoživečih parkljarjev lahko vodi tudi v porušeno starostno in spolno strukturo z vsemi negativnimi posledicami (glej poglavje 3). Svetujemo, da se za namen načrtovanja modelno oceni in uporablja orientacijske intervale odklonov deležev spolne in starostne strukture, s katerimi se prilagajamo prisotnosti volkov.

4.3. Izobraževanje upravljavcev lovišč o odnosih med volkovi in glavnimi plenskimi vrstami

V izobraževalnih programih je potrebno ohraniti in po potrebi dodati vsebine, s katerimi bi upravljavci lovišč pridobili znanje v zvezi z odnosom med plenilcem in plenom. To znanje je potrebno, saj lahko človek s poseganjem v populacije plena in plenilca bistveno vpliva na vitalnost in število divjadi ter velikih zveri. Nosilci načrtovanja morajo biti usposobljeni za ravnanje s populacijami alternativnega plena in s habitati ključnih prehranjevalnih vrst. Proučevanje odnosov med divjadjo in volkom ter poseganje človeka v ta odnos je nujno potrebno za doseganje trajnostnega gospodarjenja z divjadjo in zagotavljanje ugodnega stanja volka.

Z informiranjem lovcev o spolno starostni strukturi plenjenja volkov, bi lahko povečali pozitiven odnos lovcev do volkov, saj bi bil na območjih prisotnosti volkov smiseln odzem večjega števila odraslih jelenov. Pri načrtovanju posegov v populacije parkljarjev je vedno potrebno upoštevati tako prisotnost njihovih naravnih plenilcev, kot tudi socialni in ekonomski interes lovcev, gozdarjev, kmetovalcev ter ostalih uporabnikov življenjskega prostora volkov. V okviru projekta Life+ SloWolf bodo zato organizirane delavnice, na katerih bodo sodelovali predstavniki zgoraj omenjenih skupin. Namenjene bodo predstavitvi različnih pogledov in razpravi o načinih, kako uskladiti interese uporabnikov prostora in hkrati upoštevati prisotnost volka v ekosistemu.

5. Viri

Adamič M., Berce M. 1995. Volk na Snežniško-javorniškem območju in njegov vpliv na populacije jelenjadi. V: Volk ne ogroža! Volk je ogrožen! Zbornik strokovnih prispevkov . M. Adamič (ur.), oče vje, Kočevski naravni park: 9-16.

Adamič M., Jerina K., Zafran J., Marinčič A. 2004. Izhodišča za oblikovanje strategije ohranitvenega upravljanja s populacijo volka (*Canis lupus* L.) v Sloveniji. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 30 str.

Adamič M. and Jerina K. 2006. Monitoring - integralna sestavina odzivnega upravljanja s populacijami prostoživečih zivali = Monitoring as an integral part of adaptive management of wildlife populations. Monitoring gospodarjenja z gozdom in gozdnato krajino: 247-259.

Akcakaya H.R. 2002. RAMAS Metapop[®], Viability analysis for stage-structured metapopulations (version 4.0).

Brancelj A. 1981. Biologija in ekologija volka v gojitvenem lovišču Jelen: diplomsko delo. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 93 str.

Capitani C., Bertelli I., Varuzza P., Scandura M., Apollonio M. 2004. A comparative analysis of wolf (*Canis lupus*) diet in three different Italian ecosystems. Mammalian Biology, 69: 1–10.

Catchpole, E.A., Fan, Y., Morgan, B.J.T., Clutton-Brock, T.H. and Coulson, T., 2004. Sexual dimorphism, survival and dispersal in red deer. J. Agric. Biol. Environ. Stat., 9:1-26.

Ciucci P., Boitani L., Pelliccioni E.R., Rocco M., Guj I. 1996. A comparison of scat-analysis methods to assess the diet of the wolf *Canis lupus*. Wildlife Biology, 2: 37-48.

Ciucci P., Boitani L. 1998. Wolf and dog depredation on livestock in central Italy. Wildlife Society Bulletin, 26: 504–514.

Clutton-Brock, T.H., Guinness, F.E., Albon, S.D. and Barrett, P., 1982. Red deer : behavior and ecology of two sexes. Edinburgh University Press, Edinburgh.

Černe R., Jerina K., Jonozovič M., Kavčič I., Stergar M., Krofel M., Marenče M., Potočnik H. 2010. Škode od volkov v Sloveniji : analiza v okviru projekta Life+ SloWolf Akcija A4: 20 str.

Dale B.W., Adams L.D., Bowyer R.T. 1994. Functional response of wolves preying on barren-ground caribou in a multiple-prey ecosystem. Journal of Animal Ecology, 63: 644–652.

Eberhardt L. L. 1997. Is wolf predation ratio-dependent? Canadian Journal of Zoology, 75: 1940–1944.



Filonov K. P. 1989. Ungulates and large predators in wildlife reserves. Izdatelstvo Nauka, Moskva: 1–246.

Fritts S. H., Mech L.D. 1981. Dynamics, movements, and feeding ecology of a newly protected wolf population in northwestern Minnesota. *Wildlife Monographs*, 80: 1–79.

Fritts S.H., Stephenson R.O., Hayes R., Boitani L. 2003. Wolves and Humans. V: Wolves. Behavior, Ecology and Conservation. Mech L.D., Boitani L. (ur.). Chicago, University of Chicago Press: 289–316.

Fuller T. K. 1989. Population dynamics of wolves in North-Central Minnesota. *Wildlife Monographs*, 105:1–41.

Gazzola A., Avanzinelli E., Bertelli I., Tolosano A., Bertotto P., Musso R., Apollonio M. 2007. The role of the wolf in shaping a multi-species ungulate community in the Italian western Alps. *Italian Journal of Zoology*, 74: 297–307.

Genov P. 1992. The wolf *Canis lupus* L. in south-western Bulgaria. V: Global trends in wildlife management. Transactions of the 18th IUGB Congress, Kraków, 1987. Bobek B., Perzanowski K., Regelin W. (ur.). Kraków–Warszawa, Swiat Pres,: 359–362.

Głowaciński Z., Profus P. 1997. Potential impact of wolves *Canis lupus* on prey populations in eastern Poland. *Biological Conservation*, 80: 99–106.

Gula R. 2008. Wolf predation on domestic animals in the Polish Carpathian Mountains. *The Journal of wildlife Management*, 72, 1: 283–289.

Hayes R. D., Harestad A.S. 2000. Wolf functional response and regulation of moose in the Yukon. *Canadian Journal of Zoology*, 78: 60–66.

Huggard D.J. 1993. Effect of snow depth on predation and scavenging by gray wolves. *Journal of Wildlife Management*, 57: 382–388.

Jakiwczuk I. 1996. Problem of the wolf *Canis lupus* at the Carpathian National Park. *Rocznik Przemyski* 32, 2: 103–108.

Jedrzejewska B., Okarma H., Jedrzejewski W., Miłkowski L. 1994. Effects of exploitation and protection on forest structure, ungulate density and wolf predation in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Applied Ecology*, 31: 664–676.

Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. 1998. Predation in vertebrate communities: The Białowieża Primeval Forest as a case study. Berlin, Germany, Springer: 460 str.

Jedrzejewski W., Jedrzejewska B., Okarma H., Schmidt K., Zub K. and Musiani M. 2000. Prey selection and predation by wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Mammalogy*, 81: 197–212.

A.3 – Ocena naravne plenske baze volka in priporočila za upravljanje s plenskimi vrstami

Jederzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Jederzejewska B., Selva N., Zub K., Szymura L. 2002. Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Ecology*, 83: 1341–1356.

Jerina K. 2008. Mnenje o ustreznosti vsebin predlaganih letnih lovsko upravljalnih načrtov za III. Kočevsko-Belokranjsko in XIV. Kamniško-Savinjsko LUO. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 7 str.

Jørgensen S.E., 1994. *Fundamentals of ecological modelling* (2nd edition). Elsevier, Amsterdam: 628 str.

Kojola I., Aspi J., Hakala A., Heikkinen S., Ilmoni C., Ronkainen S. 2006. Dispersal in an expanding wolf population in Finland. *Journal of Mammalogy*, 87: 281–286.

Korschgen L. J., 1980. *Procedures for food habits analyses. V: Wildlife management techniques manual. 4th edition.* Schemnitz S.D. (ur.). Washington D.C., Wildlife Society : 113-127.

Krofel M., Kos I., 2010. Scat analysis of gray wolves (*Canis lupus*) in Slovenia. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 91: 3–12.

Kusak J. 2002. Uvjeti za život vuka (*Canis lupus* L.) u Hrvatskoj. *Doktorska disertacija*, Univerza v Zagrebu: 1-247.

Marinko U., Majić Skrbinišek A. 2011. Raziskava odnosa rejcev drobnice, lovcev in širše javnosti do volka in upravljanja z njim (Analiza pripravljena v okviru projekta Life+ SloWolf).

Mattioli L., Capitani C., Gazzola A., Scandura M., Apollonio M., 2011. Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. *European Journal of Wildlife Research*, 57, 4: 909-922.

Mech L.D., 1970. *The wolf: ecology and behaviour of an endangered species.* Garden City, New York, Natural History Press: 389 str.

Mech L. D., Frenzel L.D. Jr., Karns P.D. 1971. The effect of snow conditions on the vulnerability of white-tailed deer to wolf predation. V: *Ecological studies of the timber wolf in northeastern Minnesota.* Mech L.D., Frenzel L.D. Jr. (ur.). St. Paul, Minnesota, United States Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station: 51–59.

Mech L.D., Adams L.G., Meier T.J., Burch J.W., Dale B.W. 1998. *The wolves of Denali.* Minneapolis, University of Minnesota Press,: 227 str.

Mech L.D., Boitani L. 2003. Ecosystem effects of wolves. V: *Wolves. Behavior, Ecology and Conservation.* Mech L.D., Boitani L. (ur.). Chicago, University of Chicago Press: 158-160.



Mech L.D., Peterson R.O. 2003. Wolf-Prey Relations. V: Wolves. Behavior, Ecology and Conservation. Mech L.D., Boitani L. (ur.). Chicago, University of Chicago Press: 131-158.

Melis C., Szafranska P. A., Jedrzejewska B., Barton K. 2006. Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *Journal of Biogeography*, 33: 803-811.

Melis C., Jedrzejewska B., Apollonio M., Barton K.A., Jedrzejewski W., Linnell J.D., Kojola I., Kusak J., Adamic M., Ciuti S., Delehan I., Dykyy I., Krapinec K., Mattioli L., Sagaydak A., Samchuk N., Schmidt K., Shkvrya M., Sidorovich V.E., Zawadzka B., Zhyla S. 2009. Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 18:724–734.

Meriggi A., Rosa P., Brangi A., Matteucci C. 1991. Habitat use and diet of the wolf in northern Italy. *Acta Theriologica*, 36: 141–151.

Meriggi A., Lovari S. 1996. A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *Journal of Applied Ecology*, 33: 1561–1571.

Meriggi A., Brangi B., Schenone L., Signorelli D., Milanesi P. 2011. Changes of wolf (*Canis lupus*) diet in Italy in relation to the increase of wild ungulate abundance. *Ethology, Ecology and Evolution*, 23, 3: 195-210.

Messier F. 1991. The significance of limiting and regulating factors on the demography of moose and white-tailed deer. *Journal of Animal Ecology*, 60: 377–393.

Mills M. G. L. 1992. A comparison of methods used to study food habits of large African carnivores. V: *Wildlife 2001: Populations*. McCullough D.R., Barrett R.H. (ur.). London, Elsevier Applied Science: 1112-1124.

Muhly T., Gates C. C., Callaghan C., Musiani M., 2010. Livestock husbandry practices reduce wolf depredation risk in Alberta, Canada. V: *The world of wolves: new perspectives on ecology, behaviour and management*. Musiani M., Boitani L., Paquet P.C. (ur.). Calgary, University of Calgary Press: 261-286.

Nowak S., Mysłajek R.W., Jedrzejewska B. 2005. Patterns of wolf *Canis lupus* predation on wild and domestic ungulates in the Western Carpathian Mountains (S Poland). *Acta Theriologica*, 50: 263–276.

Nowak S., Mysłajek R.W., Kłosińska A., Gabryś G. 2011. Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and Central Poland. *Mammalian Biology* (in press).

Okarma H. 1995. The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica*, 40: 335–386.

Papageorgiou N., Vlachos C., Sfougaris A., Tsachalidis S. 1994. Status and diet of wolves in Greece. *Acta theriologica*, 39: 411-416.

A.3 – Ocena naravne plenske baze volka in priporočila za upravljanje s plenskimi vrstami

Peterson R. O., Allen D.L. 1974. Snow conditions as a parameter in moose–wolf relationships. *Naturaliste canadien*, 101: 481–492.

Potočnik H., Krofel M., Skrbišek T., Ražen N., Jelenčič M, Kljun F., Žagar A., Žele D., Vengušt G., Jerina K., Kos I., Majič Skrbinšek A. 2011. Spremljanje stanja populacije volka v Sloveniji (Poročilo pripravljeno v okviru projekta Life+ SloWolf).

Reed J., Ballard W., Gipson P., Kelly R., Krausman P., Wallace M., Wester D. 2006. Diets of Free-Ranging Mexican Gray Wolves in Arizona and New Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, 34, 4: 1127-1133.

Reynolds J.C., Aebischer N.J. 1991. Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review*, 21: 97-122.

Schmidt P. A., Mech L.D. 1997. Wolf pack size and food acquisition. *American Naturalist*, 150: 513–517.

Sidorovich V.E., Tikhomirova L.L., Jedrzejevska B. 2003. Wolf *Canis lupus* numbers, diet and damage to livestock in relation to hunting and ungulate abundance in northeastern Belarus during 1990–2000. *Wildlife Biology*, 9: 103–111.

Smietana W., Klimek A., 1993. Diet of wolves in the Bieszczady mountains, Poland. *Acta theriologica*, 38: 245-251.

Stergar M., Jonzovič M., Jerina K. 2009. Območje razširjenosti in relativne gostote avtohtonih vrst parkljarjev v Sloveniji. *Gozdarski vestnik*, 67, 9:367-381.

Thurber J. M., Peterson R.O. 1993. Effects of population density and pack size on the foraging ecology of gray wolves. *Journal of Mammalogy*, 74: 879–889.

Ulamec P. 2008. Analiza odškodninskih zahtevkov za škodo, ki so jo povzročile živali zavarovanih prostoživečih živalskih vrst v letu 2007. Ljubljana, Agencija RS za okolje: 21 str.

Vos J. 2000. Food habits and livestock depredation of two Iberian wolf packs (*Canis lupus signatus*) in the north Portugal. *Journal of Zoology*, 251: 457-462.

Voskár J. 1994. The ecology of wolf (*Canis lupus*) and its share on the formalization and stability of the Carpathian ecosystems in Slovakia. *Ochrana Prírody*. 12: 243–276.



6. Priloge

Priloga 1: Tri raziskovalna območja v katerih je potekalo vzorčenje z metodo štetja kupčkov iztrbkov (1-območje Snežnika, 2-Kočevsko, 3-Pohorje).



Priloga 2: Izbrani kvadranti znotraj raziskovalnega območja Snežnik.

