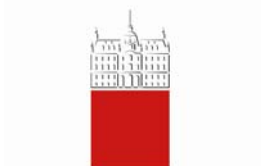


UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA
ODDELEK ZA BIOLOGIJO



Hubert POTOČNIK

**EKOLOŠKE ZNAČILNOSTI IN OGROŽENOST DIVJE MAČKE (*Felis silvestris*)
V SLOVENIJI
DOKTORSKA DISERTACIJA**

**ECOLOGICAL CHARACTERISTICS AND CONSERVATION THREATS TO
THE WILDCAT (*Felis silvestris*) IN SLOVENIA
DISSERTATION THESIS**

Ljubljana, 2006

Doktorska disertacija je zaključek doktorskega študija biologije. V celoti je bilo opravljeno v Skupni za ekologijo živali Katedre za ekologijo in varstvo okolja na Oddelku za biologijo Biotehniške fakultete Univerze v Ljubljani.

Senat Biotehniške fakultete je za mentorja doktorske disertacije imenoval doc.dr. Ivana Kosa.

Komisija za oceno in zagovor:

Predsednik: prof. dr. Peter Trontelj
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo

Član: prof. dr. Đuro Huber
Vseučilišče v Zagrebu, Veterinarska fakulteta, Zavod za biologijo

Član: doc. dr. Ivan Kos
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo

Datum zagovora: 03. 11. 2006

Naloga je rezultat lastnega raziskovalnega dela.

Hubert Potočnik

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

ŠD	Dd
DK	591.5:591.9:599.74(497.4)(043.3)=863
KG	divja mačka/ <i>Felis silvestris</i> /radiotelemetrija/raba prostora/aktivnost/habitatni modeli/ogroženost/dinaridi
AV	POTOČNIK, Hubert
SA	KOS, Ivan
KZ	SI-1001 Ljubljana, Večna pot 111
ZA	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo
LI	2006
IN	EKOLOŠKE ZNAČILNOSTI IN OGROŽENOST DIVJE MAČKE (<i>Felis silvestris</i>) V SLOVENIJI
TD	Doktorska disertacija
OP	XVI, 178 strani, 31 pregl., 62 sl., 9 pril., 240 ref.
IJ	sl
JI	sl/en
AI	Divja mačka (<i>Felis silvestris</i>) poseljuje skoraj celotno Evrazijo ter večji del Afriške celine. Območje njene razširjenosti je razdrobljeno na posamezne izolirane populacije. Življenjski prostor evropske divje mačke je predvsem gozd, po čemer se bistveno loči od nekaterih sorodnih vrst, ki žive v stepah. Dinarski gozdovi predstavljajo zaradi karbonatne podlage, posledične razgibanosti in specifičnosti reliefa, ki omogočata veliko mikroklimatsko mozaičnost, ter velike vrstne pestrosti bistveno drugačen ekosistem kot jih poseljujejo druge evropske populacije divje mačke. Namen dela je bil preučiti nekatere značilnosti rabe prostora in aktivnosti divjih mačk ter osnovne značilnosti njihove socialne organizacije. Med prostorskimi parametri smo skušali ugotoviti selektivnost rabe prostora oziroma razporejanja mačk v njem glede na nekatere vegetacijsko reliefne značilnosti. Primerjali smo vpliv nekaterih abiotskih dejavnikov ter posameznih sezon na dnevno aktivnost divjih mačk. Z različnimi metodološkimi pristopi k modeliranju smo preučili razporejanje in povezljivost potencialno primerne prostora za divjo mačko v Sloveniji ter ocenili potencialno razporejanje divje mačke in domače mačke, kot pomembnega dejavnika ogrožanja divje mačke. Odločili so 2 samici in 10 samcev divje mačke ter 4 samce domače mačke. Vsi osebki divjih mačk so bili izrazito vezani na gozdni prostor. Divje mačke so pokazale preferenco do strmih, JZ pobočij ter nadmorskih višin med 680 in 920 m. Strma JZ pobočja so mikroklimatsko in prehransko ugodni otoki, ki omogočajo obstoj divje mačke v regionalni klimi dinarskega sredogorskega območja. Večina osebkov je imela večerno-nočni vzorec aktivnosti. V nočnem času se je povečala njihova potovalna aktivnost, točkovna aktivnost pa se od dneвне ni razlikovala. Svetlobni cikel, dolžina dneva, lunin cikel in temperatura so dejavniki s katerimi smo deloma pojasnili vzorec cirkadiane aktivnosti divjih mačk. Velikost letnih domačih okolišev samic je bila 264 ha in 1275 ha, samcev pa med 573 in 1876 ha. Razporejanje sezonskih domačih okolišev je bilo vezano na posamezna letna obdobja. Do premikov je večinoma prihajalo v prehodnih obdobjih med sezonami. Rezultati analiz statičnih in dinamičnih interakcij divjih mačk kažejo, kljub prostorskemu prekrivanju domačih okolišev med spoloma, na izrazito solitaren način življenja in redke neposredne stike med osebki. Modeli primernosti habitata divje mačke v Sloveniji so pokazali, da je v Sloveniji, skoraj četrtnina prostora (4396 km ²), v katerem bi se divje mačke pojavljale preferenčno, to pomeni pogosteje, kot bi to pričakovali po naključnem modelu. Rezultati habitatnega interferenčnega modela kažejo, da je prostor v Sloveniji glede na verjetnost pojavljanja domače mačke in razporejanje primerne habitata divje mačke razmeroma dobro ločen.

KEY WORDS DOCUMENTATION

DN Dd
DC 591.5:591.9:599.74(497.4) (043.3)=863
CX wildcat/*Felis silvestris*/radiotelemetry/habitat use/activity/home range/social interactions/habitat modelling/Dinaric region
AU POTOČNIK, Hubert
AA KOS, Ivan
PP SI-1001 Ljubljana, Večna pot 111
PB University of Ljubljana, Biotechnical faculty, Department of biology
PY 2006
TI ECOLOGICAL CHARACTERISTICS AND CONSERVATION THREATS TO THE WILDCAT (*Felis silvestris*) IN SLOVENIA
DT Dissertation thesis
NO XVI, 178 pages, 31 tab., 62 fig., 9 app., 240 ref.
LA sl
AL sl/en
AB The wildcat (*Felis silvestris*) is distributed over major part of Eurasia and Africa. A great deforestation pressure in Europe, especially in the lowlands, resulted in fragmentation and extensive habitat loss for the species. Many recent European populations of the wildcat are relatively small, isolated and exposed to break-up, reduction and alteration of the habitat. Unlike many other felids, which live in open habitats, wildcats prefer forests. Due to the limestone geological foundation, dinaric area is subject to karst phenomena. That results in a specific relief with mosaic-structured microclimate. In the thesis some ecological characteristics of wildcats in Dinaric Mountains were analyzed. The research was focused on activity patterns, spatial distributions and social interactions of the wildcats. The habitat selection was examined according to some relief and vegetation parameters. Influence of some abiotic factors on wildcats' activity patterns were examined and compared among seasons. Using different methodological approaches predictive habitat models, fragmentation and connectivity were analysed and validated for different fitogeographic regions and for whole Slovenia, respectively. Twelve wildcats and four feral cats were caught as target species. General, time independent spatial distribution of the wildcats in the study area was primarily associated with the forest. They preferred steep, SW slopes and altitudes between 680 and 980 m. South-western slopes represent microclimatic and nutritional favourable habitat islands. They enable survival of the wildcat in the regional climate of dinaric mountaneous region. Except two males with circadian activity pattern, they all have had crepuscular–nocturnal activity. Their travel activity increased during nighttime, when spot activity showed several peaks during day and night. The influence of daylight cycle, daylength, moon phase and temperature partly explained variability in wildcats' activity. Home range sizes of the two females were 264 and 1275 ha respectively, when males' home ranges were between 573 and 1876 ha. Home ranges were changing seasonally. Their spatial shifts occur mostly between year seasons. Home range overlapping was found only between sexes. Despite overlapping, dynamic interactions showed avoidance between specimens. That indicate they are strongly solitary animals with rare direct contacts and successful chemical communication. According to the habitat model for Slovenia there is 4396 km² of suitable habitat for wildcats. Forty-four percent of the Dinaric region represents suitable wildcat habitat, where probability for extensive introgressive crossbreeding is low. Results of the model show high separation of suitable wildcats' habitat and areas frequently used by domestic cats in Slovenia.

KAZALO VSEBINE

Ključna dokumentacijska informacija	III
Key words documentation	IV
Kazalo vsebine	V
Kazalo slik	VIII
Kazalo preglednic	XIV
1 UVOD	1
1.1 IZVOR IN TAKSONOMSKA UVRSTITEV	1
1.2 UDOMAČEVANJE DIVJE MAČKE	3
1.3 RAZŠIRJENOST IN ŠTEVILČNOST	4
1.4 ŽIVLJENJSKI PROSTOR	5
1.5 BIOLOGIJA	6
1.6 OGROŽENOST EVROPSKE DIVJE MAČKE	8
1.7 HABITATNI MODELI	13
1.8 NAMEN DELA	18
2 MATERIAL IN METODE	20
2.1 ZNAČILNOSTI OBMOČJA	20
2.1.1 Geografska lega	20
2.1.2 Površje, tla in kamnine	20
2.1.3 Podnebne razmere	22
2.1.4 Rastlinstvo	23
2.1.5 Živalstvo	24
2.1.6 Prebivalstvo, naselja in prometnice	25
2.2 RADIOTELEMETRIČNE RAZISKAVE	27
2.2.1 Odlov divjih mačk in domačih mačk	27
2.2.2 Radiotelemetrična oprema	28
2.2.3 Radiotelemetrično spremljanje	32
2.2.4 Obdelava radiotelemetričnih podatkov	34

2.2.5	Analiza domačih okolišev	38
2.2.6	Socialne interakcije	40
2.3	HABITATNI MODELI DIVJE MAČKE V SLOVENIJI	42
2.3.1	Predikcijski habitatni model – ENFA analiza	42
2.3.2	Fragmentiranost in potencialna povezljivost habitata divje mačke.....	47
2.3.3	Habitatni interferenčni model med domačo in divjo mačko	51
3	REZULTATI	56
3.1	REZULTATI ODLOVA	56
3.2	RABA PROSTORA	60
3.3	AKTIVNOST	73
3.4	ZNAČILNOSTI DOMAČIH OKOLIŠEV	80
3.4.1	Velikost domačih okolišev	80
3.4.2	Raba prostora znotraj domačih okolišev	83
3.4.3	Premiki domačih okolišev	84
3.5	SOCIALNE INTERAKCIJE.....	92
3.5.1	Statične interakcije	92
3.5.2	Dinamične interakcije	97
3.6	HABITATNI MODELI	98
3.6.1	Predikcijski habitatni model - analiza ENFA.....	98
3.6.2	Fragmentiranost in potencialna povezljivost habitata divje mačke.....	110
3.6.3	Habitatni interferenčni model med divjo in domačo mačko v Sloveniji	117
4	RAZPRAVA IN SKLEPI	127
4.1	ODLOV	127
4.2	RABA PROSTORA	128
4.3	AKTIVNOST	131
4.4	DOMAČI OKOLIŠI.....	134
4.5	SOCIALNE INTERAKCIJE.....	135
4.6	ZNAČILNOSTI HABITATNEGA MODELA DIVJIH MAČK	137
4.7	FRAGMENTIRANOST IN POTENCIALNA POVEZLJIVOST HABITATA DIVJE MAČKE	141

4.8	HABITATNI INTERFERENČNI MODEL RAZPOREJANJA DIVJE MAČKE IN DOMAČE MAČKE.....	142
4.9	SKLEPI	146
5	POVZETEK	149
5.1	POVZETEK	149
5.2	SUMMARY	156
6	VIRI	162
	ZAHVALA	
	PRILOGE	

KAZALO SLIK

Slika 1: Konceptualni prikaz matematičnega procesa ENFA analize (po Hirzel s sod. 2002).....	16
Slika 2: Leseni zatiči na strehi pasti so omogočali pobeg iz nje večji, močnejši živali kot je medved.....	27
Slika 3: Odlovni postopek. Od zgoraj levo: postavljena past, ujeta divja mačka, prečesavanje dlake, pregled zobovja, biometrične meritve, preverjanje srčnega utripa in dihanja, odvzem vzorcev krvi, namestitvev ovratnice in prebujanje v pasti ter preverjanje aktivnosti izpuščene divje mačke.	31
Slika 4: Lokacije prisotnosti divje mačke (<i>Felis silvestris</i>) pridobljene na osnovi neposrednih opazovanj, lokacij povoženih/odlovljenih osebkov ter območje radiotelemetričnega spremljanja divjih mačk.....	43
Slika 5: Shematični prikaz matematičnega postopka izračunavanja marginalnostnega faktorja v procesu ENFA analize (po Hirzel s sod. 2002).....	46
Slika 6: Shematični prikaz matematičnega postopka izračunavanja posameznih specializacijskih faktorjev (po Hirzel s sod. 2002).....	47
Slika 7: Frikcijska karta prehodnosti prostora za divjo mačko (<i>Felis silvestris</i>) za območje Slovenije	51
Slika 8: Variabilnost v rabi prostora med osebki divjih mačk glede na vegetacijski tip ter razvojno fazo.	60
Slika 9: Raba prostora med osebki divjih mačk po posameznih reliefnih parametrih..	61
Slika 11: Primerjava rabe prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre v hladnem (N = 472) (modra črta in točke) in toplim (N = 700)(oranžna črta in točke) obdobju leta. Rumeni pravokotniki označujejo pozitivno razliko med rabo posameznega razreda parametra v toplim in hladnem obdobju leta, modri pravokotniki pa negativno..	64
Slika 12: Primerjava rabe prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre v dneh z $T_{min} < 0^{\circ}C$ (N= 178) (modra črta in točke) in dneh z $T_{max} > 25^{\circ}C$ (N = 203) (oranžna črta in točke). Rumeni pravokotniki označujejo pozitivno razliko med rabo posameznega razreda parametra v dneh z $T_{max} > 25^{\circ}C$ in v dneh z $T_{min} < 0^{\circ}C$, modri pravokotniki pa negativno..	65
Slika 13: Raba prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre v snežnih zimah 99/00 in 03/04 (modra črta in točke) in v »zeleni« zimi 00/01 (zelena črta in točke). Zeleni pravokotniki označujejo pozitivno razliko med rabo posameznega	

- razreda parametra v zeleni zimi 00/01 in snežnih zimah 99/00 in 03/04, modri pravokotniki pa negativno.. 67
- Slika 14: Primerjava rabe prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre podnevi (oranžne točke) in ponoči (modre točke). Rumeni pravokotniki označujejo pozitivno razliko med rabo posameznega razreda parametra v hladnem obdobju 00/01 in hladnem obdobju 99/00, modri pravokotniki pa negativno..... 68
- Slika 15: Primerjava rabe prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre v času, ko so bile aktivne (modre točke), in v času, ko so mirovale (oranžne točke). Rumeni pravokotniki označujejo pozitivno razliko med rabo posameznega razreda parametra v času, ko so mirovale in v času, ko so bile aktivne, modri pravokotniki pa negativno. 68
- Slika 16: Razporejanje proučevanih divjih mačk (*Felis s. silvestris*) in domačih mačk (*Felis s. catus*) glede na gozdne in negozdne površine. 71
- Slika 17: Razporejanje proučevanih osebkov divjih mačk *Felis s. silvestris*) in domačih mačk (*Felis s. catus*) glede na oddaljenost od najbližjega naselja. 72
- Slika 18: Razlike med dnevno in nočno aktivnostjo med posameznimi osebki divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute (dnevna aktivnost – oranžni kvadrati, nočna aktivnost – modri kvadrati)..... 73
- Slika 19: Podobnost 24-urnega vzorca aktivnosti osebkov divjih mačk (*Felis silvestris*) s skupino osebkov z večerno-nočnim vzorcem aktivnosti in največjima samcema s cirkadianim vzorcem aktivnosti..... 75
- Slika 20: 24-urni vzorec indeksa aktivnosti in točkovne aktivnosti divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute z večjo nočno aktivnostjo ter posameznimi vrhovi točkovne aktivnosti. (indeks aktivnosti – modre točke, točkovna aktivnost – oranžne točke) 77
- Slika 21: Cirkadiani vzorec indeksa aktivnosti divjih mačk (*Felis silvestris*) glede na relativni sončni čas na območju Glažute z začetkom nočne aktivnosti ob sončnem zahodu ter najnižjo aktivnostjo, ko je sonce v zenitu. (indeks aktivnosti – modre točke, svetlobna faza – črna linija) 77
- Slika 22: Cirkadiani vzorec indeksa aktivnosti divjih mačk (*Felis silvestris*) v hladnem in toplim obdobju leta glede na relativni sončni čas na območju Glažute z začetkom večerne aktivnosti pred sončnim zahodom v hladnem delu leta ter po sončnem zahodu v toplim delu leta. (hladno obdobje – modre točke, toplo obdobje – oranžne točke, svetlobna faza – črna linija) 78
- Slika 23: Dnevne linearne razdalje med pari zaporednih lokacij osebkov divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute. 79

- Slika 24: Velikost letnih domačih okolišev proučevanih divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute, ocenjenih s 95% kerneli in MCP-ji. (95% kernel– modri stolpci, MCP - oranžni stolpci)..... 80
- Slika 25: Domači okoliši (MCP) proučevanih osebkov divjih mačk (*Felis silvestris*) v obdobju med 1999 in 2004 na območju Glažute. 82
- Slika 26: Kumulativno večanje domačih okolišev (MCP) divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute s posameznimi fazami hitrega večanja prostora, ki kaže na premike sezonskih domačih okolišev. Najbolj izraziti in časovno usklajeni premiki so bili med poletnimi in jesenskimi območji (rdeča elipsa). Datumom za štiri samce je potrebno dodati 3 leta (črtkana črta). 84
- Slika 27: Premiki Jenrich – Turnerjevih centroidov sezonskih domačih okolišev divjih mačk (*Felis silvestris*) v letih med 1999 in 2001 na območju Glažute. 86
- Slika 28: Premiki Jenrich – Turnerjevih centroidov sezonskih domačih okolišev divjih mačk (*Felis silvestris*) v letih med 2003 in 2004 na območju Glažute. 87
- Slika 29: Razlike v zastopanosti južnih in jugozahodnih pobočij med naključnimi domačimi okoliši, letnimi območji aktivnosti ter letnimi in zimskimi osrednjimi območji aktivnosti divjih mačk (mediana, interkvartilni razmik). Različna obarvanost median pomeni statistično značilne razlike (Mann-Whitney-ev U test, $P < 0,05$). 89
- Slika 30: Razporeditev sezonskih osrednjih območij proučevanih divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute in orientiranost njihovih pobočij v obdobju med 1999 in 2001. 90
- Slika 31: Razporeditev sezonskih osrednjih območij (50% kernel) proučevanih divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute in orientiranost njihovih pobočij v obdobju 2003 in 2004. 91
- Slika 32: Prekrivanje letnih in zimskih območij aktivnosti (95 % kernel) samca Ajda in samice Prime ter samca Murija in samice Lize na območju Glažute. 94
- Slika 33: Potencialno 'zalivanje' izpraznjenega prostora. Prekrivanje letnih območij aktivnosti (95 % kernel) samcev Murija, Krpana, in Cirila z območjem jesenskega domačega okoliša poginulega samca Maksa na območju Glažute. 95
- Slika 34: Prekrivanje letnih območij aktivnosti (95 % kernel) samcev divjih mačk (*Felis silvestris*) v letih 2003 - 2004 na območju Glažute. 96
- Radiotelemetrično spremljanje samcev v letih 2003–2004 je pokazalo, da se letna območja aktivnosti vseh štirih samcev deloma prekrivajo (Slika 34). Prekrivanje območij med sosednjimi samci je bilo od 1 do 28% njihovih domačih okolišev (Mediana = 5%) (Preglednica 15). Prekrivanje med območji aktivnosti je bilo

- praviloma le v obrobem delu domačih okolišev. Izjema je prekrivanje osrednjega območja samca Petra z območji aktivnosti preostalih treh samcev (Slika 34). To kaže na potencialno podrejen status tega samca v odnosu do preostalih samcev. Osrednja območja prostalih samcev so ekskluzivna in so prostorsko ločena od osrednjih območij sosednjih samcev. 96
- Slika 35: Karte primernosti habitata divje mačke (*Felis silvestris*) izdelane na osnovi modelov izpeljanih s tremi različnimi umeritveno-validacijskimi nizi podatkov prisotnosti: a – radiotelemetrija, b – monitoring, c – skupni. 105
- Slika 36: a – Delež celic zaznane navzočnosti divje mačke (*Felis silvestris*) različnih validacijskih nizov v območjih z vrednostjo kvalitete habitata $HS > 50$ (AVI); b – Vrednosti kontrastnega validacijskega indeksa (CVI) za različne validacijske nize (referenčno območje-umeritveno-validacijski niz: SLO-M – Slovenija-monitoring, SLO-R – Slovenija-radiotelemetrija, SLO-ALL – slovenija-skupni, DPD-ALL – dinarsko-preddinarsko-skupni, NALP-ALL – Slovenija brez alpskega območja-skupni, DPDSM-ALL – južna Slovenija-skupni). Prikazane so srednje vrednosti in standardne deviacije za posamezen validacijski niz. 106
- Slika 37: Razporeditev marginalnega ($10 \leq HS < 26$) in primerne ($HS \geq 26$) habitata za divjo mačko (*Felis silvestris*) v Sloveniji po ENFA habitatnem modelu. 107
- Slika 38: Razporeditev velikosti površin z različnimi vrednostmi kvalitete habitata (HS) za divjo mačko (*Felis silvestris*) v Sloveniji. 107
- Slika 39: Razmerja (F_i) med predvidevanimi frekvencami (P_i) pojavljanja divjih mačk (*Felis silvestris*) po habitatnem modelu in pričakovanimi frekvencami (E_i) naključnega modela v posameznih HS razredih primernosti habitata; a – dinamika razmerij F_i po posameznih validacijskih nizih; b – povprečne vrednosti razmerij F_i validacijskih nizov in njihove standardne deviacije. Vrednosti razmerij F_i blizu vrednosti 1 kažejo na to, da je predvidevanje pojavljanja divjih mačk v določenem HS razredu podobno pojavljanju divjih mačk po naključnem modelu, vrednosti manjše od 1 kažejo na izogibanje, vrednosti večje od 1 pa preferenčno pojavljanje v danem razredu primernosti habitata (HS). 108
- Slika 40: Gostota odstrela in izgub divjih mačk (*Felis silvestris*) v posameznih lovskih zvezah/območjih, kot odstrel na 100 km^2 med leti 1949 in 1998. 109
- Slika 41: Korelacija med medianimi vrednostmi (HS) primernosti habitata za divjo mačko (*Felis silvestris*) na območju posameznih lovskih zvez/območij in gostoto odstrela v 50 letnem obdobju v Sloveniji (Spearman Rho, $R_s = 0,494$; $P = 0,037$). Največje odstopanje med kvaliteto habitata in odstrelom je za Goriško in Obalno-kraško lovsko zvezo, ki obsegata večji del submediteranske fitogeografske regije. 110

- Slika 42: Karta modela habitatnih krp jeder primernega habitata divje mačke (*Felis silvestris*) v Sloveniji (primernost prostora $HS > 50$)..... 111
- Slika 43: Dendrogram prehodnosti med jedri habitatnih krp divje mačke (*Felis silvestris*) v Sloveniji; a – prehodnost med krpami na osnovi frikcijskih vrednosti rabe prostora oziroma pokrovnosti in naravnih linearnih ovir – rek; b – prehodnost med krpami z dodanimi frikcijskimi vrednostmi antropogenih linearnih ovir – prometne infrastrukture. 114
- Slika 44: Število ločenih habitatnih krp glede na povečevanje stroškovne meje, ki jo morajo divje mačke (*Felis silvestris*) premagati pri migracijah med jedri habitatnih krp v Sloveniji. 115
- Slika 45: Mediane in interkvartilni razmik vrednosti primernosti habitata (HS) med habitatnimi krpami v območju alpske fitogeografske regije, habitatnih krp dinarske in preddinarske fitogeografske regije ter vrednosti habitata celic v katerih so se pojavljale divje mačke (*Felis silvestris*). Razlike v obarvanosti median kažejo na statistično značilne razlike med njimi (Mann_Whitney-ev test, $P < 0,05$)..... 116
- Slika 46: Karta prostorskega modela potencialnega pojavljanja domače mačke (*Felis s. catus*) in divje mačke (*Felis s. silvestris*) oziroma odsotnosti domače mačke v Sloveniji ($P = 0,41$)..... 118
- Slika 47: ROC krivulja modela. Površina pod ROC krivuljo za umeritveni in validacijski niz podatkov $AUC = 0,91$. AUC naključnega modela je $= 0,5$ (občutljivost = delež pravilnih klasifikacij prisotnosti divje mačke, 1- specifičnost = delež napačnih klasifikacij prisotnosti domače mačke). 119
- Slika 48: Ocena mejnih vrednosti modela na osnovi srednje vrednosti med P_{opt} in P_{fair} ter interferenčnega območja med divjo in domačo mačko $P_{int-min}$ in $P_{int-max}$. (občutljivost = delež pravilnih klasifikacij prisotnosti divje mačke, specifičnost = delež pravilnih klasifikacij prisotnosti domače mačke, pravilno predvidevanje = delež pravilnih klasifikacij modela) 120
- Slika 49: Karta interferenčnega modela prisotnosti divje in domače mačke s tremi kategorijami prostora. Območja z vrednostmi $P < 0,15$ so predstavljale potencialni prostor, ki ga intenzivno uporabljajo domače mačke. Območja z vrednostmi P med $0,15$ in $0,62$ so predstavljale interferenčni prostor, v katerem se potencialno pojavljajo divje mačke in domače mačke oziroma se redkeje pojavljajo domače mačke. Območja z vrednostmi $P > 0,62$ so predstavljale potencialni prostor, v katerem se pojavljajo divje mačke oziroma so odsotne domače mačke..... 121
- Slika 50: Karta habitatnega interferenčnega modela divje mačke (*Felis silvestris*) v Sloveniji (domača mačka pogosto = neprimeren habitat za divjo mačko po

habitatnem modelu - ENFA in prostor, ki ga uporablja domača mačka po logističnem modelu; interferenca = prekrivanje marginalnega ali primernega habitata divje mačke z območjem pogostega ali redkejšega pojavljanja domače mačke po logističnem modelu; domača mačka redko = interferenčni prostor divje in domače mačke po logističnem modelu; odsotnost mačk = neprimeren habitat divje mačke po habitatnem modelu – ENFA in odsotnost domače mačke po logističnem modelu).	122
Slika 51: Površina posameznih kategorij prostora v Sloveniji glede na potencialno prisotnost divje in domače mačke ter glede na primernost prostora za divjo mačko (enota - km ²).	124
Slika 52: Potencialna povezljivost dinarskih habitatnih krp s Krasom, Posavjem severno od Save in Goričkim. Najmanjša stroškovna razdalja med SZ-dinarsko krpo in Krasom je 978, med JV-dinarsko krpo in Posavjem 1956, stroškovna razdalja do Goričkega pa je 12937 oziroma 249 kratna vrednost maksimalne stroškovne razdalje rezidentnih osebkov na območju Glažute.	125
Slika 53: Devetinosedeset odstotkov primernega habitata in 37% marginalnega habitata divje mačke (<i>Felis silvestris</i>) v Sloveniji je znotraj predlaganih varovanih območij Natura 2000.	126
Slika 54: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Ajda na območju Glažute.	188
Slika 55: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samice Prime na območju Glažute.	189
Slika 56: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samice Lize na območju Glažute.	190
Slika 57: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Murija na območju Glažute.	191
Slika 58: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Cirila na območju Glažute.	192
Slika 59: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Matija na območju Glažute.	193
Slika 60: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Gorazda na območju Glažute.	194
Slika 61: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Petra na območju Glažute.	195
Slika 62: Letni območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Nejca na območju Glažute.	196

KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1: Spremljanje divjih mačk in domačih mačk (<i>Felis silvestris</i>) ter število zbranih meritev aktivnosti in lokacij v obdobju 1999 – 2004.	33
Preglednica 2: Vir petnajstih eko-geografskih kart pripravljenih za ENFA analizo. Natančnost kart je bila 1ha.*-spremenljivke uporabljene v ENFA ($r < 0,7$).....	44
Preglednica 3: Kategorije pokrovnosti tal opredeljene v analizah stroškovnih razdalj (Weighted Cost Distance) in poti z najmanjšimi kumulativnimi vrednostmi upornosti pri gibanju skozi prostor (Shortest cost-path). Kategorije 2. stopnje smo združili v sedem kategorij glede na podobneost ter poznavanje biologije divje mačke.....	48
Preglednica 4: Vrednosti upornosti prostora okoljskih spremenljivk, ki smo jih uporabili pri analizi fragmentiranosti in povezljivosti med habitatnimi krpami divjih mačk. Karta 1 = vrednosti brez prometne infrastrukture; Karta 2 = vrednosti s prometno infrastrukturo.	50
Preglednica 5: Okoljske spremenljivke, ki smo jih vključili v proces izbire v logistični regresiji.....	53
Preglednica 6: Biometrične meritve divjih mačk (<i>Felis silvestris</i>) ujetih na območju Glažute od 1999 do 2004.....	59
Preglednica 7: Matrika preferenčnih rangov orientiranosti pobočij lokacij divjih mačk na območju Glažute izračunanih z multivariatno kompozicijsko analizo. Vrednost ranga je seštevek pozitivnih vrednosti po orientiranosti posameznih pobočij (t-test; 3- statistično značilna razlika, 1- neznačilna razlika)	70
Preglednica 8: Matrika preferenčnih rangov naklonov pobočij lokacij divjih mačk na območju Glažute izračunanih z multivariatno kompozicijsko analizo. Vrednost ranga je seštevek pozitivnih vrednosti po posameznih naklonskih razredih pobočij (t-test; 3- statistično značilna razlika, 1- neznačilna razlika).....	70
Preglednica 9: Matrika preferenčnih rangov nadmorskih višin lokacij divjih mačk na območju Glažute izračunanih z multivariatno kompozicijsko analizo. Vrednost ranga je seštevek pozitivnih vrednosti po posameznih razredih nadmorskih višin (t-test; 3- statistično značilna razlika, 1- neznačilna razlika)	70
Preglednica 10: Delež skupne in potovalne aktivnosti osebkov divjih mačk (<i>Felis silvestris</i>) po različnih časovnih obdobjih na območju Glažute.	74
Preglednica 11: Delež skupne in potovalne aktivnosti divjih mačk (<i>Felis silvestris</i>) po posameznih sezonah na območju Glažute.	74
Preglednica 12: Velikosti letnih in sezonskih domačih okolišev proučevanih divjih mačk (<i>Felis silvestris</i>) na območju Glažute.	81

Preglednica 13: Razdalje med Jenrich–Turner-jevimi centriidi domačih okolišev divjih mačk (<i>Felis silvestris</i>) med posameznimi sezonami na območju Glažute (masten tisk – U-test; $P > 0.05$).....	88
Preglednica 14: Deleži površin J in JZ pobočij zimskih in vse sezonskih osrednjih območij ter letnih domačih okolišev divjih mačk na območju Glažute.	89
Preglednica 15: Deleži prekrivanja letnih in zimskih območij aktivnosti (kerneli) divjih mačk (<i>Felis silvestris</i>) na območju Glažute.....	93
Preglednica 16: Letni in zimski koeficienti socialnosti med osebkami divjih mačk (<i>Felis silvestris</i>) na območju Glažute, katerih domači okoliši so se prekrivali ali dotikali	97
Preglednica 17: Rezultati analize ENFA s tremi različnimi umeritvenimi nizi podatkov prisotnosti divjih mačk dobljenimi s pomočjo radiotelemetrije in zbiranja podatkov prisotnosti (monitoring). Enota spremenljivke prisotnosti divje mačke je ugotovljena prisotnost divje mačke v posamezni celici velikosti 100 m. Za umeritev in validacijo modelov smo uporabili 1072 radiotelemetričnih lokacij in 174 lokacij monitoringa. Pozitivne vrednosti marginalnostnega faktorja za posamezno eko-geografsko spremenljivko pomenijo, da divja mačka preferira lokacije z višjimi vrednostmi od povprečne vrednosti v Sloveniji. Z mastnim tiskom so označene ekogeografske spremenljivke z absolutnimi vrednostmi večjimi od 0,3. (M – marginalnost, S1, S2, S3 – specializacija)(za oznake glej Preglednica 2 str.44).....	99
Preglednica 18: Rezultati analize ENFA na treh referenčnih območjih umerjenih s skupnim nizom podatkov prisotnosti divjih mačk dobljenimi s pomočjo radiotelemetrije in zbiranja podatkov prisotnosti (monitoring)(za oznake glej Preglednica 2, str.44)..	102
Preglednica 19: Korelacije med podatki treh kart primernosti prostora divjih mačk. (karta na osnovi: SKUPNI – oba tipa podatkov prisotnosti, MONITOR – podatki monitoringa, RAD-TEL – radiotelemetrični podatki).....	103
Preglednica 20: Seznam območij jeder habitatnih krp ($HS > 50$) divje mačke (<i>Felis silvestris</i>) v Sloveniji.	112
Preglednica 21: Kvaliteta in velikost habitatnih krp primerne habitatata za divjo mačko (<i>Felis silvestris</i>), večjih od 25 km ² v Sloveniji (Mastno tiskane vrednosti median, pomenijo statistično neznailne razlike med habitatnimi krpami in lokacijami pojavljanja divjih mačk; Mann-Whitney-ev test).....	116
Preglednica 22: Odlov in potek odlovnega postopka divjih mačk (<i>F. s. silvestris</i>), risa (<i>L. lynx</i>) in domače mačke (<i>F. s. catus</i>).....	181
Preglednica 23: Značilne razlike deležev rabe posameznih razredov vegetacijskih in reliefnih parametrov divjih mačk v posameznih obdobjih ter med samci in samicami.	182

Preglednica 24: Statistična značilnost razlik v rabi prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre prostora (χ^2 - test).	183
Preglednica 25: Matrika vrednosti t-testa ter statistična značilnost razlik rabe pobočij glede na njihovo orientiranost med posameznimi pobočji pri divjih mačkah na območju Glažute.	184
Preglednica 26: Matrika vrednosti t-testa ter statistična značilnost razlik rabe pobočij glede na naklon med posameznimi naklonskimi razredi pri divjih mačkah na območju Glažute.	185
Preglednica 27: Matrika vrednosti t-testa ter statistična značilnost razlik rabe pobočij glede na nadmorsko višino med posameznimi višinskimi razredi pri divjih mačkah na območju Glažute.	186
Preglednica 10: Deleži površin posameznih razredov reliefnih parametrov domačih okolišev (MCP) osebkov divjih mačk na območju Glažute.	197
Preglednica 28: Matrika vrednosti t-testa ter statistična značilnost razlik rabe pobočij glede na njihovo orientiranost med posameznimi pobočji znotraj domačih okolišev divjih mačk na območju Glažute.	198
Preglednica 29: Matrika preferenčnih rangov orientiranosti pobočij lokacij divjih mačk znotraj njihovih domačih okolišev na območju Glažute, izračunanih z multivariatno kompozicijsko analizo. Vrednost ranga je seštevek pozitivnih vrednosti po orientiranosti posameznih pobočij (t-test; 3- statistično značilna razlika, 1- neznačilna razlika).....	198
Preglednica 30: Matrika vrednosti t-testa ter statistična značilnost razlik rabe pobočij glede na njihov naklon med posameznimi naklonskimi razredi znotraj domačih okolišev divjih mačk na območju Glažute.....	198
Preglednica 31: Matrika preferenčnih rangov nadmorskih višin pobočij lokacij divjih mačk znotraj njihovih domačih okolišev na območju Glažute, izračunanih z multivariatno kompozicijsko analizo. Vrednost ranga je seštevek pozitivnih vrednosti po orientiranosti posameznih pobočij (t-test; 3- statistično značilna razlika, 1- neznačilna razlika).....	199

1 UVOD

Divja oblika divje mačke (*Felis silvestris*, Schreber 1775) poseljuje skoraj celotno Evrazijo ter večji del afriške celine. Kljub njeni široki razširjenosti jo še vedno zelo slabo poznamo. Za človeka ni nikoli predstavljala konfliktnih vrst, na primer kot prenašalka zoonoz (stekline) ali kot resnejši plenilec domačih živali. Nasprotno, med človekom in divjo mačko se je v specifičnih razmerah vzpostavil mutualistični odnos, ki je v procesu udomačevanja pripeljal do nastanka udomačene oblike - domače mačke (*Felis silvestris catus*), ki se je s človekom hitro razširila po vsem svetu. To je nedvomno prispevalo k dejstvu, da smo divjo mačko v preteklosti prezrli. Še več, njeno neopazno vedenje, nizka populacijska gostota ter vezanost na zaprt oziroma gozdni prostor so omejevali in otežkočali njeno proučevanje. Izkušnje iz Škotske (Kitchener 1992, McOrist in Kitchener 1994, Beaumont s sod. 2001), pa tudi zadnje raziskave na Portugalskem (Oliveira s sod. 2005) in na Madžarskem (Pierpaoli s sod. 2003), kažejo, da je zmanjševanje, fragmentacija in spreminjanje habitata eden izmed najpomembnejših dejavnikov ogrožanja divje mačke v Evropi. To vpliva na nastajanje in povečevanje negativnega vpliva drugih dejavnikov ogrožanja. Izginjanje zaprte, gozdne krajine, širjenje kmetijskih površin ter iztrebljenje velikih plenilcev je verjetno pripomoglo k prostorskemu širjenju domače mačke, ki pogosto živijo v simpatriji z večino populacij evropskih, afriških in azijskih divjih mačk (Nowell in Jackson 1996). Ti izsledki kažejo, da je proces križanja v različnih populacijah evropskih divjih mačk različno intenziven. Nanj lahko vpliva vrsta zgodovinskih oziroma (še ne znanih) ekoloških dejavnikov, ki lahko vplivajo na različno stopnja križanja. Z dolgotrajnim sobivanjem domače in divje mačke pa se povečuje tudi možnost obsežnega križanja, ki bi pripeljalo do genetskega izumrtja (hibridizacija in introgresija) »čistih« populacij divjih mačk (Rhymer in Simberloff 1996, Suminski 1962, Mendelssohn 1999, Stuart in Stuart 1991). Areal divje mačke je razdrobljen na manjše ločene populacije, ki so zato še bolj izpostavljene negativnim človekovim vplivom. Poznavanje biologije posamezne genetsko in ekološko edinstvene populacije, predvsem pomena njihovega naravnega habitata ter njihovo ohranjanje, je zato izrednega pomena za ohranjanje celotne vrste.

1.1 IZVOR IN TAKSONOMSKA UVRSTITEV

V obdobju pleistocenskih poledenitev so izumrli številni izrazito specializirani veliki sesalci kot so mamut (*Mammuthus primigenius*), dlakavi nosorog (*Coelodonta antiquitatis*), orjaški jelen (*Megaceros giganteus*), jamski lev (*Panthera spelaea*) in

jamski medved (*Ursus spelaeus*), ki so poseljevali predvsem odprto pokrajino. Preživele so predvsem vrste, ki so se v evoluciji vezale na gozdni prostor (Piechocki, 1990). Med njimi se je pojavila tudi predniška oblika divje mačke, Martellijeva mačka (*Felis (silvestris) lunensis*), ki se je razširila v Evropo iz Azije, kjer je poseljevala suha topla odprta območja (Thenius, 1972). Menjavanje toplih in hladnih obdobij v tem času je pomembno vplivalo na razvoj nekaterih njenih fizioloških in anatomskih značilnosti (Piechocki 1990). V obdobjih ohladitev – glacialov, stadialov se je umikala v toplejša gozdna območja, kjer je bila snežna odeja tanjša, plen pa dostopnejši in pogostejši. Razvila se je v značilno gozdno vrsto kakršno poznamo še danes.

Podatki o fosilnih najdbah kažejo, da je evropska divja mačka (*Felis silvestris silvestris*) najstarejša oblika divje mačke, ki se je razvila iz Martellijeve mačke pred približno 250.000 leti (Kurten 1968). Molekularne analize kažejo, da je afriška oblika divje mačke, (*Felis silvestris lybica*), izšla iz evropske oblike šele pred 20 000 leti (Randi in Ragni 1991, Masuda s sod. 1996). To potrjuje tudi dejstvo, da so prvi fosilni ostanki nubijske mačke znani šele s konca pleistocena pred 20 000 leti (Savage 1978, Davis 1987). To kaže, da je evropska divja mačka izvorno zelo stara vrsta, ki se je do danes ohranila kljub številnim okoljskim spremembam, ki so se dogajale v tem času.

Med evropskimi, azijskimi in afriškimi populacijami divje mačke (*Felis silvestris*) je Haltenroth (1957) opisal 21 podvrst. Kasneje so jih uvrstili v tri bolj ali manj ločene skupine (Hemmer 1978, Leyhausen 1979): (1) skupina *silvestris* vključuje populacije v Evropi, Kavkazu in Mali Aziji. (2) skupina *lybica* vključuje populacije na Korziki, Sardiniji, Mezopotamiji, Palestini, severni Arabiji ter Afriške populacije. (3) skupina *ornata* vključuje populacije od Irana do Indije in zahodne Kitajske. Številni avtorji so skupino *ornata* in *lybica* obravnavali kot eno samo z vključitvijo prve k drugi (Stahl in Artois, 1994). Četrto skupino predstavlja udomačena oblika – domača mačka skupina *catus* (Wozencraft 1993, Johnson in O'Brian 1997). Taksonomska uvrstitve skupin *silvestris* in *lybica* je bila predmet številnih preučevanj (npr. Wozencraft 1989, Puzachenko 1992, Ragni in Randi 1996). Kljub temu, da so jima nekateri avtorji pripisovali status vrste (Pocock 1951, Kratochvil 1982, Schauenberg 1977) je danes splošno sprejeto mnenje, da sta evropska divja mačka (*Felis silvestris silvestris*) in nubijska mačka (*Felis silvestris lybica*) le dve obsežni geografski rasi – podvrsti velike (politipske) vrste *Felis silvestris* (Ragni in Randi 1986, 1991, Pierpaoli s sod. 2003). Genetske razlike med obema skupinama so razmeroma majhne, morfološki znaki, zlasti znaki na lobanji, pa nakazujejo postopen prehod ene skupine oziroma podvrste v drugo

(Stahl 1986, Randi in Ragni 1991, Kryštufek 1993, Masuda s sod. 1996). Podobnost je značilna za celotno skupino malih mačk saj imajo relativno stabilen kariotip, ki ga sestavljajo predvsem metacentrični in submetacentrični kromosomi (Puzachenko, 1992). Le ta omogoča križanje med relativno nesorodnimi skupinami. Pred 4000 do 8000 leti naj bi iz nubijske mačke izšla domača mačka (*Felis silvestris catus*) (Clutton-Brock 1981, Kitchener 1992).

1.2 UDOMAČEVANJE DIVJE MAČKE

Mačke so bile, za razliko od psov, ene od zadnjih udomačenih živali. Ker je proces udomačevanja vezan na daljše časovno obdobje, je nemogoče določiti natančen kraj in čas udomačitve mačk (Robinson 1982, Serpell 2000). Fosilni ostanki in zapisi v egipčanskih grobnicah kažejo, da se je proces udomačevanja afriške divje mačke začel na območju Egipta v obdobju med 8000 in 4000 leti pred našim štetjem (Bradshaw 1992). Neolitski pomorščaki (6000 - 4000 let p.n.š.) so naselili afriško divjo mačko iz zgodnjega obdobja udomačevanja na nekatere sredozemske otoke (Ragni 1981, Davis 1987). Najdena spodnja čeljust s Cipra datacije 6.000 let p.n.š. in fosilni ostanki s Sardinije (3000 let p.š.n) kažejo podobne anatomske značilnosti kot afriška divja mačka (Ragni 1981).

Vsekakor so na začetke udomačevanja vplivale drastične spremembe v načinu življenja človeka. Poljedelstvo je omogočilo stalno naselitev. Zaradi stalnega vira hrane se je povečalo število ljudi. Presežki hrane so v okolico bivališč privabljali male glodalce, ki so se močno namnožili in predstavljali škodljivce za človeka. Številčnost glodalcev je privabljala mačke v bližino človekovih bivališč, pri čemer se je med človekom in mačkami v prvi fazi vzpostavila oblika komenzalizma. Gospodarstvo Egipta je v tistem času v veliki meri temeljilo na pridelovanju žita. Ljudje so mačke zaradi njihove učinkovitosti pri plenjenju glodalcev, še zlasti ob populacijskih izbruhih zrnjedih glodalcev, tolerirali v svoji okolici. Sčasoma pa so prisotnost mačk začeli spodbujati, verjetno z dodatnim hranjenjem, zagotavljanjem kotitvenih mest in njihovim varovanjem (Robinson 1982, Bradshaw 1992, Serpell 2000). Tako se je začel razvijati mutualističen odnos med človekom in mačkami. Mačka je pridobivala vedno večjo vlogo v takratni družbi in je vrh dosegla okoli leta 950 p.n.š., ko so mačke pridobile status kulturnih objektov, saj so jih častili kot božanstva in njim v čast poimenovali tudi boginjo plodnosti

– *Bastet*. V grobnicah so našli številna okostja, ki so po obliki ustrezala afriški divji mački in, ki dokazujejo, da so mačke živele v neposredni bližini ljudi.

Zaradi močnih trgovskih povezav Egipta s Palestino in Kreto so se mačke najprej razširile v te dežele. Okoli leta 1900 p. n. š. so z Rimljani priskele na jug Italije in se nato širile proti severu Evrope. V 15. stoletju so poseljevale že večji del Evrazije. Pojav mačk v Ameriki in Avstraliji je povezan s prihodom evropskih kolonialistov na ta območja (Coleman in Temple 1997). Danes so domače mačke razširjene po celem svetu. Njihov areal se večinoma prekriva z arealom evropske in afriške divje mačke (Randi s sod. 2001).

1.3 RAZŠIRJENOST IN ŠTEVILČNOST

Evropska divja mačka poseljuje razen Evrope še Kavkaz in Malo Azijo. V začetku holocena je verjetno bolj ali manj sklenjeno poseljevala Zahodno, Srednjo in del Vzhodne Evrope, danes pa je območje njene razširjenosti razdrobljeno na posamezne bolj ali manj ločene populacije. Največje populacije so na Pirenejskem polotoku in v jugovzhodni Evropi (Apeninski in Balkanski polotok). V srednjeevropskem prostoru je divja mačka prisotna v manjših ločenih populacijah le v severovzhodnem delu Francije, delu Belgije, Luksemburga, v Nemčiji na področju meje s Francijo, južnem delu Hessna ter v osrednji Nemčiji, na območju med nekdanjima Vzhodno in Zahodno Nemčijo. V vzhodni Evropi so večje izolirane populacije še na območju nekdanje Češkoslovaške, Madžarske, Romunije in Bolgarije (Hell s sod. 1994, Szemethy 1989, Georgescu s sod. 1994, Spassov in Spiridinov 1994), v evropskem delu območja nekdanje Sovjetske Zveze pa sta prisotni le še dve populaciji v Ukrajini in Moldaviji s po nekaj deset osebki (Puzachenko in Vasiliev 1994).

Razširjenost in številčnost divje mačke v Sloveniji je relativno slabo poznana. Prvi podatek o registriranem letnem odstrelu divje mačke v Sloveniji je iz leta 1933, ko je bilo evidentiranih 97 uplenjenih osebkov. Večino podatkov dobimo v statistiki Lovske zveze Slovenije, kjer so od leta 1949 kontinuirano spremljali odstrel in grobo oceno spomladanske številčnosti divje mačke. Odstrel v 50. letih je nihal med 93 in 259 osebki. Od leta 1960 do leta 1973 je bilo letno evidentiranih uplenjenih 196 do 493 divjih mačk, pri čemer je v tem obdobju letni odstrel štirikrat presegel 300 osebkov. Od leta 1974 do leta 1992 je bil odstrel manjši kot v 60. vendar konstanten s tri do pet letnimi nihanji in sicer med 70 in 190 osebki. Leta 1973 so pričeli ocenjevati tudi številčnost populacije. V

prvih štirih letih je bila ocenjena na nekaj manj kot 600 osebkov, kar je bila verjetno podcenjena vrednost glede na razmerje med odstrelom in ocenjeno velikostjo populacije, ki je bilo med 35 in 55 % (Potočnik in Kos 2000b). Od leta 1977 je bila ocena velikosti populacije divje mačke v povprečju višja od 1000 osebkov pri čemer je odstrel predstavljal približno 11% ocenjene velikosti populacije. Podatki o odstrelu kažejo največjo pogostost divje mačke na Novogoriškem, Notranjskem, Obalno-kraškem, Novomeškem, Kočevskem območju ter v Beli krajini (Potočnik in Kos 2000b). Posamični osebki so se pojavljali še na Štajerskem, Koroškem, Gorenjskem, Idrijskem, v Prlekiji in Prekmurju. Najpogostejša je torej v submediteranskem in dinarskem krasu do Ljubljane (Kryštufek 1990).

1.4 ŽIVLJENJSKI PROSTOR

Življenjski prostor evropske divje mačke so predvsem listopadni in mešani gozdovi, po čemer se bistveno loči od nekaterih sorodnih vrst, ki žive v stepah. Največkrat jo zasledimo v naravno razgibanih sredogorskih in gorskih območjih, sredozemski makiji (Ragni 1981), v obrežnih, poplavnih gozdovih velikih rek ter v nekaterih priobalnih območjih (Scott s sod. 1992). Ragni (1991) navaja, da se divja mačka ne pojavlja v območjih kjer je v zimskem času pokrovnost s snegom večja kot 50%, kjer je globina snega večja kot 20 cm ter pokritost s snežno odejo daljša od 100 dni. Skupna značilnost območij pojavljanja divje mačke je tudi nizka gostota prebivalstva ter ekstenziven način izkoriščanja naravnih virov.

Osrednje območje razširjenosti divje mačke v Sloveniji je zelo heterogeno saj so biotske in abiotske razmere na nizkem in visokem krasu zelo različne. Pri tem je potrebno upoštevati dejavnike kot so na primer: temperatura, padavine, relief, prisotne rastlinske in živalske združbe, prehranske razmere in številčna razmerja med vrstami. Med biotskimi dejavniki je najpomembnejši prisotnost plena, ki se med posameznimi območji precej razlikuje. V istem obdobju so lahko zato prehranske razmere zelo različne. To pomeni različno dostopnost hrane - plena, različno pojavljanje vrst ter razmerij med vrstami ter različna ciklična pojavljanja posameznih vrst plena, kar posledično določa nekatere druge dejavnike oziroma populacijske parametre kot so reprodukcijski potencial in preživetje. Zaradi tega je nemogoče napovedovati globalne populacijske trende za celotno populacijo divje mačke v Sloveniji. Dinarski gozdovi predstavljajo zaradi svoje karbonatne podlage, posledične razgibanosti in specifičnosti reliefa, ki omogočata veliko mikroklimatsko

mozaičnost, ter velike vrstne pestrosti bistveno drugačen ekosistem kot jih poseljujejo nekatere druge evropske populacije divje mačke.

1.5 BIOLOGIJA

Divja mačka je izrazito samotarska žival (Corbett 1979). Do pogostejših srečanj med osebki prihaja le med januarjem in marcem v času parjenja (Conde in Schauenberg, 1974). Lindemann (1953) je na osnovi opazovanj ocenil, da je velikost domačega okoliša divje mačke v Karpatih okrog 50 ha, pri čemer ni upošteval povečane aktivnosti v času parjenja. Bobeck (1964: v Krže 1988) je ugotovil, da ima divja mačka poleg osrednjega življenjskega prostora tudi nekakšna "pomožna območja", kar pa je odvisno od sezonskih prehranskih dejavnikov. Samo velikost domačih okolišev je ocenil na 130 do 350 ha. Z uvajanjem radio-telemetričnih metod v ekološke raziskave se je izkazalo, da so domači okoliši divjih mačk precej večji kot so bile prvotne ocene. Tako večina avtorjev navaja velikosti domačih okolišev divjih mačk od nekaj sto do nekaj tisoč hektarjev (Corbett 1979, Stahl 1986, Fermin 1998). Ugotovili so, da obstaja hierarhična ureditev znotraj posameznih delov populacije, kar se kaže tudi v različno velikih domačih okoliših, ki se razlikujejo tako med spoloma, kot tudi med istospolnimi osebki glede na starost oziroma socialni status osebka (Corbet 1979, Stahl 1986, Artois 1985).

Kot vsi predstavniki družine mačk (Felidae) je tudi divja mačka izraziti mesojed in je predstavnik najvišje stopnje v prehranskem spletu. V pretežnem delu areala njene razširjenosti predstavljajo glodalci osnovno prehransko skupino (Lindemann 1953, Sladek 1973, Ragni 1978, Stahl 1986, Riols 1988, Fernandes 1993, Sarmiento 1996, Biró s sod. 2005). V območjih kjer se pojavlja tudi kunec (*Oryctolagus cuniculus*), kot na primer v osrednji Španiji (Aymerich 1982, Moleon in Gil-Sanchez 2003) in na severovzhodu Škotske (Corbett 1979), le ta predstavlja glavno plensko vrsto. Na osnovi analiz vsebine želodcev divjih mačk iz Hartza so ugotovili le prisotnost različnih vrst miši in voluharic (Schuh 1971). Sladek (1970) je od leta 1958 do 1968 analiziral 257 želodcev na Slovaškem uplenjenih divjih mačk. Rovke so bile prisotne le v sedmih analiziranih želodcih, kar kaže na to, da so le občasen priložnostni plen. V prehrani so prevladovale predvsem različne vrste miši in voluharice značilne za gozdni prostor. Lindemann in Rieck (1953) sta ugotovila, da so miši in voluharice v vzhodnih Karpatih predstavljale 65% v prehrani divje mačke, veverice in polhi 12%, manjši delež pa so predstavljali še zajec, kunec, svizec (5%), gozdne kure 6,5% ter drugi manjši, na tleh gnezdeči ptiči (6%). V Franciji so bili mali sesalci zastopani v 99,5%, ptiči in zajci pa s 3% od skupno 373

analiziranih iztrebkov divje mačke (Stahl 1986). Najpogostejše so bile voluharice iz rodu *Microtus*, gozdna voluharica (*Clethrionomys glareolus*), navadni voluhar (*Arvicola terrestris*), miši iz rodu *Apodemus* ter navadni polh (*Myoxus glis*). Ti podatki kažejo, da je divja mačka v veliki meri vezana na manjše število najpogostejših vrst, ki so prisotne na določenem območju (Stahl 1986, Sarmiento 1996). V sestavi plena med posameznimi sezonami so ugotovili manjše razlike (Nowell in Jackson 1996) kot v primerjavi med posameznimi leti kar je vezano na ciklično pojavljanje plena v naravi (Stahl 1986, Kožena 1990). Selektivno plenjenje mačk so ugotovili le pri plenjenju kuncev (Nowell in Jackson 1996). V spomladanskem času so bili to predvsem mladiči, v jeseni in pozimi, ko je miksomatoza najvirulentnejša, pa odrasli osebki (Corbett 1979). Posamezne vrste glodalcev so bile zastopane v prehrani v razmerju z njihovo številčnostjo v naravi (Stahl 1986).

Opazovanja aktivnosti divje mačke v Hartzu (Schuh 1971) in v Franciji (Stahl 1986) so pokazala, da se povečana aktivnost začne kakšno uro pred sončnim zahodom. Potrdilo se je, da je divja mačka pretežno nočna žival (Scott s sod. 1993), z vrhovoma aktivnosti na začetku in ob izteku noči (Stahl 1986). Po teh ugotovitvah ima zelo podoben vzorec aktivnosti tudi belonoga miš (*Apodemus silvaticus*), ki je predstavljala pomemben delež v njeni prehrani. Pri proučevanju divjih mačk v portugalskem naravnem parku Montesinho niso ugotovili značilne korelacije med aktivnostjo in svetlobnim ciklom dneva (Fernandes 1992). Manjši vrh aktivnosti ponoči je bil verjetno vezan na lov. V času nizkih temperatur, še zlasti, ko so padle temperature pod 0°C je bila v večernem mraku aktivnost mačk zelo nizka. Dnevna aktivnost divje mačke je običajno vezana na odsotnost antropogenih motenj v njenem okolju (Stahl 1986, Genovesi in Boitani 1992).

Tako evrazijski ris (*Lynx lynx*) in iberski ris (*Lynx pardinus*) kot tudi divja mačka so specializirani predatorji z relativno podobno strategijo lova. Haltenroth (1957) meni, da prihaja zaradi tega v nekaterih območjih skupnega areala do razmeroma velikega prekrivanja v njihovih prehranskih zahtevah predvsem pri doraščajočih risih, kar je še posebej izrazito v območjih kjer je velikih rastlinojedov malo. Na Kočevskem sta bili leta 1980 in 1981 najdeni pokončani divji mački, ki sta bili plen risa. Trupli sta bili nedotaknjeni, kar lahko nakazuje na to, da ni šlo za plenjenje iz prehranskih razlogov (Krže 1988). Podobno znotraj cehovsko plenjenje (ang.: intraguild) s strani risa je znano iz Skandinavije, kjer so ugotovili, da se ris z drugimi uplenjenimi plenilci (predvsem lisice) praviloma ni prehranjeval (Sunde s sod. 1999). Prisotnost risa zato verjetno vpliva na aktivnost in izoblikovanje domačega okoliša divje mačke.

Divje mačke se pariyo januarja, februarja in marca (Muntyanu in sod. 1993). Haltenroth (1957) navaja tudi drugo paritev pri škotskih in kavkaških mačkah. Posamezna poletna legla so opazili skoraj v vseh območjih razširjenosti. Za območje Slovenije podatkov o poletnih leglih ni. Samica spolno dozori med 10. in 12. mesecem starosti, samec pa z 9. oziroma 10. mesecem vendar se v prvem letu v parjenje ne vključuje (Hemmer 1976). Samica se največkrat pari s starim, socialno zrelim samcem. Samica je v estrusu 2 do 8 dni, ovulacijo sproži prisotnost samca oziroma stimulacija nožnice (Conde in Schauenberg 1969) Brejost, upoštevajoč prvi in zadnji zaskok, traja 63 do 69 dni, v povprečju 66 dni (Conde in Schauenberg 1969). Povprečno trajanje 27 brejosti pri divjih mačkah v ujetništvu v Švici je bilo 68 dni, v 38 leglih pa so se povprečno skotili 4 mladiči (Hartmann 2005). Ob skotitvi tehtajo od 80 do 135 gramov vendar pa se jim zaradi izredno hitre rasti v petem tednu teža celo potroji (Piechocki 1990). Mladiči iz številnejših legel se razvijajo počasneje. V prvih šestih tednih med spoloma v teži ni razlike, kasneje pa so telesno močnejše samičke. Šele v četrtem življenjskem mesecu se teže izenačijo, kasneje pa se samci razvijajo hitreje (Conde in Schauenberg 1969). Ko jim v sedmem tednu doraste mlečno zobovje, začno dobivati tudi prežvečene mesne obroke.

Preživetje mladičev je odvisno od številnih dejavnikov. Preživetje v prvih mesecih je bolj ali manj odvisno od danih abiotičnih pogojev ter boleznih, ki povzročajo pogin pri mladih živalih kot so panleukopenija, rinotraheitis, tuberkuloza in mačja urolitiaza (Ragni 1992). Skrb za mladiče pri samicah divje mačke je ključnega pomena pri preživetju mladičev. V starosti štirih do petih mesecev (Smit in Wijngaarden 1976, Tomkies 1991) samice z mladiči le te nasilno odženejo iz njihovega teritorija, zaradi česar prihaja do močnega disperzijskega pritiska (Stahl in Artois 1992). Mladi osebki poskušajo vzpostaviti lasten domači okoliš. Pri tem prihaja do konfliktnih situacij z drugimi osebki. V tem času ter v času parjenja vpliva na njihovo preživetje zaradi neizkušenosti predvsem plenjenje drugih plenilcev, intraspecifična kompeticija, v fragmentirani krajini pa tudi promet ter druge dejavnosti povezane s človekovo aktivnostjo (Piechocki 1986, Corbett 1979, Riols 1988, Rodriguez 1997). Življenjska doba divje mačke v ujetništvu je 12 do 16 let (Green 1991, Hartmann 2005).

1.6 OGRÖZENOST EVROPSKE DIVJE MAČKE

Po obsežnem zmanjševanju, fragmentaciji in izumiranju populacij divje mačke v Evropi od 18. do začetka 20. stoletja je prišlo v 20. in 30. letih 20. stoletja v nekaterih državah

(Češka, Slovaška, Francija, Nemčija, Švica, Belgija) do njene ponovne rekolonizacije (Stahl in Artois 1991). Izoblikovale so se manjše populacije, ki so ob razvoju komunikacijske infrastrukture, z urbanizacijo ter intenzivnim izkoriščanjem naravnih virov vse bolj izolirane in izpostavljene številnim negativnim vplivom. V večini držav so podatki o razširjenosti, spremembah in populacijskih trendih divje mačke nepopolni oziroma so slabo dokumentirani (Nowell in Jackson 1996). Na osnovi zbranih podatkov kaže, da v nekaterih evropskih državah številčnost divje mačke upada, še posebej na Češkem in Slovaškem ter v ukrajinskih Karpatih, kjer se je številčnost v prejšnjem stoletju zmanjšala na četrtno (Nowell in Jackson 1996). Leta 1994 je Svet Evrope v Strasbourgu pripravil strokovne osnove o stanju divje mačke in potrebah po varovanju te vrste v Evropi in v sredozemskem prostoru. V Evropi namreč ogroženost te vrste in potreba po njenem učinkovitejšem varovanju vse bolj stopata v ospredje. Za prepoznavanje in ovrednotenje dejavnikov, ki negativno vplivajo na divjo mačko jih je potrebno izpostaviti ter upoštevati pri načrtovanju naravovarstvenih strategij tako na nacionalni kakor tudi na lokalni ravni.

Izkušnje iz Škotske (Kitchener 1992, McOrist in Kitchener 1994, Beaumont s sod. 2001), pa tudi zadnje raziskave na Portugalskem (Oliveira s sod. 2005) in na Madžarskem (Pierpaoli s sod. 2003), kažejo, da je zmanjševanje, fragmentacija in spreminjanje habitata eden izmed najpomembnejših dejavnikov ogrožanja divje mačke v Evropi, ki vpliva na nastajanje in povečevanje negativnega vpliva drugih dejavnikov ogrožanja. Izginjanje zaprte gozdne krajine, širjenje kmetijskih površin ter iztrebljenje velikih plenilcev je verjetno pripomoglo k prostorskemu širjenju domače mačke, ki pogosto živijo v simpatriji z večino populacij evropskih, afriških in azijskih divjih mačk (Nowell in Jackson 1996). Z dolgotrajnim sobivanjem domače in divje mačke se povečuje možnost obsežnega križanja, ki bi pripeljalo do genetskega izumrtja (hibridizacija in introgresija) »čistih« populacij divjih mačk (Rhymer in Simberloff 1996, Suminski 1962, Mendelssohn 1999, Stuart in Stuart 1991).

Domača mačka je živalska oblika, ki je ozko sorodna divji mački. Kot gojena oblika se pojavlja v populacijah, katere gostote niso regulirane na osnovi gostotno odvisnih dejavnikov v okolju. Zaradi tega ni neposrednih regulacijskih odnosov med domačimi mačkami in populacijami plena. Vpliv na plen je lahko velik in s tem domače mačke posredno vplivajo na populacije naravnih kompetitorjev, predvsem divje mačke. Pojavljanje domače mačke v kulturni krajini, ki neposredno prehaja v gozdni prostor torej posledično predstavlja kompetitorja divji mački, potencialno možnost njenega genetskega

onesnaževanja, prenašalca za mačke specifičnih bolezni ter od gostote neodvisnega plenilca naravnih populacij malih sesalcev in ptičev.

Križanje z domačo mačko je tako po mnenju nekaterih avtorjev (Stahl in Artois 1991, Szemethy 1994, Nowell in Jackson 1996, Beaumont s sod. 2001, Pierpaoli s sod. 2003) med glavnimi dejavniki ogrožanja divje mačke v Evropi. Prvič je bilo dokumentirano pred skoraj 200 leti (Bewick 1807). Očitno je bilo posledica deljenja areala ter naglega upadanja številčnosti v 19. stoletju (Stahl in Artois 1991). Širjenje divje mačke v začetku 20. stoletja v nekaterih delih Evrope pripisujejo razen zmanjšanju odstrela ter povečanju 'primerne' življenjskega prostora tudi križanju z domačo mačko. Fenotipske križance so opazili skoraj na vseh območjih Srednje in Vzhodne Evrope, na Škotskem in v Italiji, običajno na robovih oziroma izven glavnih populacijskih jeder (Piechocki 1986, Heptner in Naumov 1980). Mnenja o razsežnosti tega pojava so bila deljena, protislovni rezultati tovrstnih raziskav pa so pokazali potrebo po nadaljnjem proučevanju. Tako je Suminski (1962, 1977) na osnovi bioloških in morfoloških kriterijev izdelal ključ za določanje stopnje 'čistosti' divjih mačk in prišel do zaključka, da je obstoj nekrižanih - čistih divjih mačk v Evropi malo verjeten. Parent (1974) je bil, nasprotno, prepričan, da je v belgijski populaciji manj kot 2 % križancev, saj je bil vpliv križanja na fenotip divje populacije zanemarljiv. Verjetnost parjenja med samcem domače mačke in samico divje mačke je namreč malo verjetna kjer sta socialna struktura in številčnost populacije divje mačke normalna (Parent 1974). French s sodelavci (1988) je primerjal kranimetrične značilnosti škotske populacije divjih mačk iz treh obdobj 20. stoletja z domačimi mačkami in jih poimenoval: stara, nedavna in moderna populacija divjih mačk. Nedavna in moderna populacija sta se razlikovali od stare, kar po mnenju avtorjev kaže na značilne spremembe v stopnji križanja škotskih divjih mačk z domačimi v preteklem stoletju. 'Moderna' populacija pa je bila bolj podobna 'stari' kot 'nedavni', kar bi bila lahko posledica zmanjšanja križanja v na novo vzpostavljenih populacijah (French s sod. 1988). Dejstvo je, da so se morfološke značilnosti mačk, razen obarvanosti kožuha, ki je regulirana le z nekaj geni, v procesu udomačevanja le malo spremenile (Robinson 1977), zato z morfološkimi študijami niso uspeli pridobiti diagnostičnih znakov s katerimi bi lahko prepoznali hibridizirajoče populacije divjih mačk (French s sod. 1988, Daniels s sod. 1998).

V zadnjih letih so potekale podrobnejše raziskave, ki so vključevale morfološke, alocimske in genetske analize s katerimi so jasneje definirali posamezne taksonomske enote mačk (Balharry in Daniels 1992, Kitchener s sod. 1992, Ragni 1992, Crovella s sod.

1992, Beaumont s sod. 2001, Randi s sod. 2001, Pierpaoli s sod. 2003, Eckert 2004, Eckert in Hartl 2005, Oliviera s sod. 2005). Ragni (1984, 1992) je izpostavil problem *in vivo* ter *in carne* prepoznavanja oziroma ločevanja osebkov divje mačke ter križancev z domačo mačko, ko je ugotovil le 61% zanesljivost prepoznavanja. Prepoznavanje fenotipskih in vedenjskih znakov pri križancih prve in druge generacije je zelo težavno (Ragni 1984, Piechocki 1990) saj so s poskusnimi križanji divjih in domačih mačk pokazali, da so aleli, ki določajo tipični vzorec kožuha pri divjih mačkah (homozigoten lokus Tabby) verjetno dominantni (Ragni 1992). To pomeni, da so lahko v populaciji teoretično vsi fenotipsko 'divji' osebki heterozigotni na lokusu Tabby (Ragni 1992). Kot križance v praksi običajno prepoznavamo le tiste osebke, ki kažejo vmesne značilnosti divjih in domačih mačk. Beaumont s sodelavci (2001), Randi s sod. (2001) in Pierpaoli s sodelavci (2003) so analizirali multilokusne genotipe in opisali genetsko strukturo nekaterih populacij v Srednji in Zahodni Evropi. Rezultati so pokazali visoko stopnjo hibridizacije populacij divjih mačk na Škotskem in na Madžarskem, medtem, ko je bilo pojavljanje hibridnih osebkov v Italiji, Švici, Belgiji in Nemčiji redko. Ti izsledki kažejo, da je proces križanja v različnih populacijah evropskih divjih mačk različno intenziven. Nanj lahko vpliva vrsta zgodovinskih oziroma (še ne znanih) ekoloških dejavnikov, ki lahko vplivajo na različno stopnja križanja. Zato je lahko genetska struktura posameznih populacij oziroma subpopulacij zelo različna, saj je lahko križanje lokalno redko ali pa zelo razširjeno (Pierpaoli s sod. 2003). Pri tem so verjetno posebej izpostavljena območja z majhnimi, izoliranimi populacijami v fragmentiranem gozdnem prostoru, območja kjer je do kolonizacije prišlo nedavno ter območja z naraščajočo gostoto prebivalstva in posledičnim naraščanjem številčnosti domače mačke (Stahl in Artois 1994, Pierpaoli s sod. 2003).

Nowell in Jackson (1996) sta menila, da je pomen križanja med divjo in domačo mačko manjši, če prepoznavamo vrsto *Felis silvestris* kot politipsko oziroma večji, če ju uvrščamo k samostojnima vrstama. Z rezultati genetskih analiz v zadnjih letih so ovrgli dvome o politipskem značaju velike vrste divje mačke (*Felis silvestris*) (Johnson in O'Brian 1997, Beaumont s sod. 2001, Randi s sod. 2001, Pierpaoli s sod. 2003, Eckert 2004). Z vidika naravovarstva oziroma ohranjanja biodiverzitete je dilema taksonomske uvrstitve drugotnega pomena. Čeprav je vrsta ključna kategorija s stališča taksonomije, nima adaptacijskih značilnosti zaradi česar ne moremo definirati preživetvenih mehanizmov, ki nanje vplivajo. Na okoljske razmere se, preko adaptacij, odzivajo samo lokalne populacije (Kryštufek 1999). Ekološka vloga posamezne populacije je lahko povsem drugačna od drugih istovrstnih populacij. Ohranjanje populacij v vsakem

posameznem sistemu je zato enako pomembno kot ohranjanje vrst. Nehibridizirane populacije divjih mačk imajo zato visoko naravovarstveno vrednost, ki jih lahko varujemo predvsem z ohranjanjem celovitosti njihovega naravnega okolja (Pierpaoli s sod. 2003).

Raziskave o preživetju divjih mačk v prisotnosti domačih mačk v ujetništvu so pokazale na veliko dovzetnost za bolezni ter manjše preživetje mladičev (Ragni 1992). V območjih kjer prihaja do simpatričnega prekrivanja med divjimi mačkami in podivjanimi oziroma prostoživečimi domačimi mačkami je prenos bolezni z domače na divjo mačko lahko pomemben vzrok smrtnosti, predvsem med mladiči in doraščajočimi živalmi.

Za razliko od drugih vrst mačk domače mačke niso strogo teritorialne, zato lahko živijo v velikih gostotah na majhnem območju (Coleman in Temple 1997). Domače mačke plenijo predvsem populacije malih sesalcev in ptičev (Coleman in Temple 1997). Zato lahko ob veliki številčnosti pomembno vplivajo na plenske vrste in tekmujejo zanje s populacijami divjih mačk in drugih naravnih plenilcev, saj pri plenjenju v podobnih habitatih izbirajo podoben plen (Biró s sod. 2005, Liberg 1980). Posledično se dostopnost plena za divje mačke in druge naravne plenilce zmanjša. Vpliv domačih mačk na plenske vrste je manjši na celinah ter območjih na katerih so plenske vrste koevoluirale z malimi mačkami, največji pa pri otoških populacijah, predvsem tistih, kjer se je razvijala avtohtona favna brez prisotnosti predatorjev in plenske vrste niso razvile protiplenilskega vedenja (Patronek 1998). Populacijska gostota domače mačke v ruralnem okolju je zaradi ugodnih prehranskih razmer visoka v primerjavi z nizkimi populacijskimi gostotami divje mačke, ki je izključno vezana na naravni plen. Z večanjem fragmentacije habitata divje mačke zaradi širjenja urbanizacije in intenzivizacije rabe prostora se posledično večja tudi prodiranje domače mačke v gozdni prostor. Zaradi tega ima lahko v primeru večje prostorske interference domača mačka izrazito negativen vpliv na divjo mačko.

Zgoščevanje prometne infrastrukture ter večanje gostote prometa sta dejavnika, ki negativno vplivata na njeno populacijo. Izgube v prometu v Nemčiji (Piechocki 1990) in Franciji (Riols 1988) so predstavljale 23% oziroma 34% vseh ugotovljenih izgub. Večje prometnice in velika odprta območja namenjena intenzivnemu kmetovanju verjetno predstavljajo geografske ovire, ki omejujejo širjenje populacij oziroma emigracije divje mačke (Stahl in Artois 1994). Evropska divja mačka je primarno vezana na gozd zato je zanjo vzdrževanje vertikalne stratifikacije in mozaičnosti gozdne vegetacije ključno za

ohranjanje trofičnih razmerij in primernih mikrohabitatov, kot so zavetišča, kotitveni prostori in lovne površine (Potočnik in Kos 2001).

Raziskav o biologiji divjih mačk v Evropi, z izjemo raziskav na Škotskem, je bilo do sedaj razmeroma malo. Večinoma so v različnih delih njenega areala dale zelo različne rezultate. To je verjetno posledica različnih okoljskih dejavnikov, ki vplivajo na posamezno populacijo ter procesov, ki so nanje vplivali v preteklosti. Številčnost evropske divje mačke se je od 18. stoletja v večjem delu razširjenosti zmanjševala. Njen areal je razdrobljen na manjše ločene populacije, ki so zato še bolj izpostavljene negativnim človekovim vplivom, zato je poznavanje biologije posamezne genetsko in ekološko edinstvene populacije, predvsem pomena njihovega naravnega habitata ter njihovo ohranjanje, bistveno za ohranjanje celotne vrste.

1.7 HABITATNI MODELI

Učinkovite statistične tehnike in uporaba orodij geografskega informacijskega sistema (GIS) v ekologiji so v zadnjih letih omogočile hiter razvoj predikcijskih modelov razširjenosti primernega življenjskega prostora vrst. Z njimi proučujemo potencialno in dejansko geografsko razširjenost populacij, vrst oziroma združb v obstoječih okoljskih razmerah. So statične in probabilistične narave. Skupna značilnost vseh modelov je, da opisujejo poenostavljeno zgradbo, odnose in mehanizme v kompleksnem in heterogenem resničnostnem svetu. Takšnega sistema (narave) zato ni mogoče zanesljivo predvideti v vsakem aspektu časa in prostora, še posebej ne v posameznem modelu. V idealnih razmerah od modelov pričakujemo tri lastnosti: generalnost (splošnost), realnost in natančnost. Levins (1966) je predstavil princip po katerem lahko hkrati izboljšamo le dve od treh lastnosti, pri tem gre pogosto za tehtanje med splošnostjo in natančnostjo modela (Guisan in Zimmermann 2000). Različne predikcijske modele uporablja vedno širši spekter ved oziroma področij kot na primer: biogeografija, varstvena biologija, ekologija, paleontologija, ter v raziskavah klimatskih sprememb oziroma ekosistemov. V grobem lahko ločimo med dvema skupinama predikcijskih habitatnih modelov: 1 – empiričnimi modeli in 2 – ekspertnimi modeli (Guisan in Zimmermann 2000). Empirični modeli temeljijo na zbranih empiričnih podatkih in statističnih analizah kot na primer: logistična regresija (Schadt s sod. 2001), GLM – posplošen linearni model (McCullagh in Nelder 1983), GAM – posplošen napredni model (Yee in Mitchel 1991) in ENFA (Hirzel s sod. 2002), medtem, ko ekspertni modeli temeljijo na znanju, in mnenjih strokovnjakov (npr: Pereira in Duckstein 1993, Clevenger s sod. 2002, Schadt s sod. 2002; Doswald 2003)

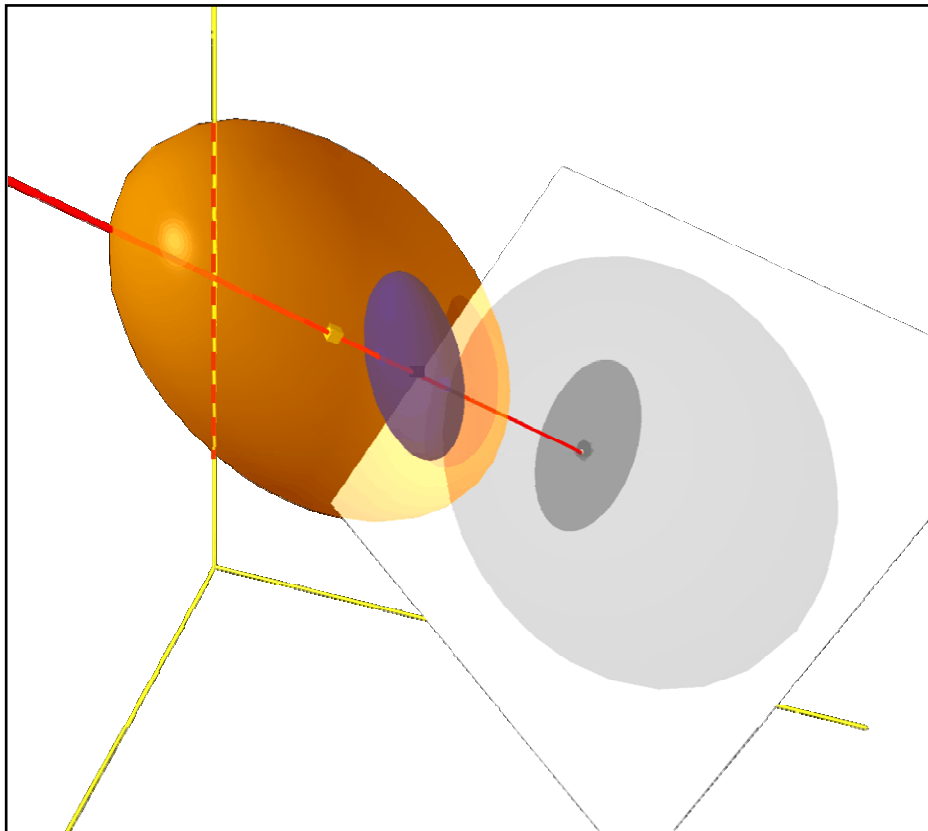
oziroma zbranih podatkih iz literature (Boone in Hunter 1996). Med empiričnimi modeli z uporabo logistične regresije ali GLM izberemo tiste okoljske spremenljivke (prediktorje) s katerimi najboljše pojasnimo prisotnost/odsotnost proučevane vrste oziroma populacije. Ekspertne modele pa pogosto uporabljajo v primerih, ko je podatkov o razporejanju vrste malo oziroma časovne in finančne omejitve ne dopuščajo učinkovitega zbiranja takšnih podatkov (Zimmermann 2004). Ekspertni modeli so praviloma matematični lahko pa so tudi opisni. Trenutno uporabljan HEP (Habitat Evaluation Procedure) je razvila Ameriška služba za prostoživeče živali (USFWS 1980, 1981). Gre za matematični ekspertni model pri katerem je postopek primerljiv regresijskim modelom. Primernost habitata (HS - habitat suitability) ocenijo s pomočjo enačbe v kateri je vsaka izbrana okoljska spremenljivka pomnožena s koeficientom, katerega teža podajo strokovnjaki in ni rezultat statistične analize. Obstajajo pa tudi bolj opisni modeli, ki temeljijo na preprostih ekoloških pravilih, ki opisujejo odnos med proučevano vrsto in njenim habitatom na enostaven in splošen način, ki jih lahko vključijo v geografski informacijski sistem ter izračunajo karte primernosti prostora za dano vrsto (npr. Schadt s sod. 2002).

Večina empiričnih modelov primernosti prostora temelji na podobnem principu umerjanja modelov na osnovi podatkov o navzočnosti in ne-navzočnosti vrste. Takšna sta na primer model logistične regresije (Schadt s sod. 2001) in diskriminanta funkcijska analiza (DFA) (Dubuc s sod. 1990, Livingston s sod. 1990). Podatki o navzočnosti in še posebej podatki o ne-navzočnosti morajo biti zbrani na ustrezen način, saj odsotnost podatkov o opažanju še ne pomeni, da proučevana vrsta v določenem prostoru ni navzoča ter posledično ne predstavlja neprimerne prostora zanjo. Razen tega ja lahko vzrokov za odsotnost proučevane vrste več. Hirzel s sodelavci (2002) navaja štiri možne vzroke: 1 – prostor je primeren a je vrsta na območju izumrla, 2 – prostor je primeren a vrsta določenega območja še ni kolonizirala, 3 – prostor je primeren a vrsta ni bila zaznana in 4 – prostor ni primeren, zato vrsta na območju ni prisotna. Podatki o prisotnosti lahko izhajajo iz zelo različnih virov od zaznavanja znakov prisotnosti (Jaberg in Guisan 2001, Reuter s sod. 2003), sledenja v snegu (Andren s sod. 2002) in zbiranja podatkov s foto pastmi (Moruzzi s sod. 2002) do radiotelemetričnih raziskav (Zimmermann in Breitenmoser 2002). Med temi lahko za skrivne vrste kot so zveri zagotavljamo celoletne podatke zbrane neodvisno od človekove aktivnosti le z radiotelemetričnim spremljanjem (Zimmermann 2004). Slabe strani zbiranja podatkov s to metodo pa so visoki stroški in, pogosto, prostorska omejenost podatkov, poleg tega pa je težko pripraviti nepristranski vzorec neuporabljenih lokacij, saj je v prostoru veliko točk, ki jih vrsta uporablja pa pri zbiranju podatkov niso zabeležene (Boyce s sod. 2002). Namen izdelave habitatnih modelov pa ni samo v

predvidevanju primernosti prostora za dano vrsto v ožjem referenčnem območju pač pa tudi v napovedovanju primernosti prostora v bolj oddaljenih območjih (Zimmermann 2004). Takšen pristop so uporabili pri ponovnih naselitvah (Mladenoff s sod. 1997, Breitenmoser s sod. 2000) ter v študijah o možnostih poselitev vrst (Schadt s sod. 2002).

Faktorska analiza ekološke niše (ENFA – Ecological Niche Factor Analysis) in logistična regresija sta predstavljal pomembni orodji pri pripravi habitatnih modelov divje mačke v doktorski disertaciji, zato ju bom na konceptualni ravni na tem mestu podrobneje predstavil.

ENFA analizo so, kot statistični postopek, prvič vključili v GIS šele leta 2001 (Hirzel, Hausser in Perrin 2001). Za analizo so potrebni le podatki o razporejanju oziroma prisotnosti vrste, zato je primerna v primerih, ko nimamo ali pa ni mogoče zbrati zanesljivih podatkov o odsotnosti vrst (kriptične in redke vrste) (Hausser 1995, Hirzel s sod. 2002) ali pa so le ti nepomembni (alohtone vrste) (Hirzel, Helfer in Metral 2001). V osnovi je podobna analizi glavnih komponent (PCA – principle component analysis) pri čemer večje število okoljskih spremenljivk (EGV – ecogeographical variables) združimo v manjše število med seboj neodvisnih faktorjev. Prvi faktor (marginality) opredeljuje stopnjo marginalnosti habitata vrste in maksimira ekološko razdaljo med izračunanim optimalnim habitatom vrste in povprečnim habitatom v referenčnem območju. Naslednji preostali faktorji (specialization) pa opredeljujejo stopnjo specializacije izbire habitata vrste in maksimirajo razmerja V_R/V_V , pri čemer je V_R varianca okoljskih spremenljivk na celotnem referenčnem območju in V_V varianca izračunana samo za celice kjer je bila vrsta prisotna. Ti faktorji definirajo območje, kjer je okarakteriziran prostor vrste. Glede na vsak posamezen faktor izračunamo frekvenčne distribucije in njihove mediane in jih primerjamo z vrednostmi vsake točke v prostoru in bolj, ko je določena prostorska točka oddaljena od median, manj primerna je za proučevano vrsto.



Slika 1: Konceptualni prikaz matematičnega procesa ENFA analize (po Hirzel s sod. 2002).

Za analizo je treba pripraviti podatke – okoljske spremenljivke v obliki rastrskih eko-geografskih kart (EGV), ki predstavljajo mrežo N izometričnih celic razporejenih na celotnem proučevanem – referenčnem območju. Vsaka celica karte vsebuje vrednost ene spremenljivke. Eko-geografske karte vsebujejo zvezne vrednosti za vsako od V standardiziranih opisnih spremenljivk. Karte razporejanja vrste vsebujejo Boole-ove vrednosti (0 ali 1), pri čemer vrednost 1 pomeni, da je bila v določeni celici zaznana prisotnost vrste, vrednost 0 pa, da takšnega pokazatelja ni bilo. Celice v katerih je bila zaznana vrsta lahko tudi obtežimo glede na intenzivnost rabe s strani proučevane vrste. Vsako celico lahko tako predstavimo v večdimenzionalnem prostoru spremenljivk. Če je razporejanje vrednosti spremenljivk multi-normalno, se bodo razporejale v obliki referenčnega hiper-elipsoida. Celice v katerih je bila opažena prisotnost vrste tvorijo podmnožico referenčnih vrednosti in oblikujejo manjši hiper-elipsoid znotraj referenčnega. Prvi faktor (marginality) ustreza premici, ki poteka od središča referenčnega hiper-elipsoida in seka centroid celic kjer je bila zaznana prisotnost vrste, vrednost pa je definirana z razdaljo med središčema obeh hiper-elipsoidov. Oba elipsoida nato projeciramo na hiper ravnino pravokotno na prvi (marginalizacijski) faktor s čimer

zagotovimo neodvisnost preostalih faktorjev ter odstranimo eno dimenzijo iz okoljskega prostora (Slika 2). Preostale neodvisne (specializacijske) faktorje pridobimo tako, da izračunamo osi, ki maksimirajo razmerja med standardnimi deviacijami spremenljivk referenčnega območja in standardnimi deviacijami spremenljivk območja vrste. Delež specializacije vezane na posamezen faktor se z vsakim naslednjim specializacijskim faktorjem manjša, zato je večina pomembnih informacij prisotna le v nekaj prvih faktorjih. Obdržimo le tiste specializacijske faktorje katerih lastna vrednost je višja kot bi pričakovali glede na razporejanje po Mac-Arthur-jevi distribuciji. Na osnovi razporejanja vrste v prostoru glede na pridobljene faktorje izračunamo indeks primernosti habitata ($0 < HS < 100$) za katerikoli set opisanih vrednosti. ENFA analizo smo izvajali s pomočjo programskega orodja Biomapper 3.1 (Hirzel, Hausser in Perrin, 2002).

S habitatnimi modeli, ki uporabljajo podatke o prisotnosti oziroma odsotnosti vrste in logistično regresijo, lahko formaliziramo odnos med pogoji v okolju in prostorskimi zahtevami vrste ter kvantitativno določimo primeren habitat (Morrison s sod. 1992, Boyce in McDonald 1999). Uporabljeni so bili v različne namene in za veliko število vrst (npr. Boone in Hunter 1996, Boyce in MacDonald 1999, Clevenger s sod. 2002, Schadt s sod. 2002, Zimmermann 2004). Princip te metode je primerjava enot habitata, ki jih osebk določene vrste uporabljajo z enotami, ki jih ne uporabljajo oziroma primerjava habitata med med osebki skupine A in osebki skupine B, preko niza razlagalnih spremenljivk (Tabachnik in Fidell 1996). Dobljeno funkcijo regresije lahko nato ekstrapoliramo na ciljno območje.

Izbrane spremenljivke vstavimo v multivariatno logistično regresijo in najprej ocenimo polne modele, potem pa lahko uporabimo različne postopke s katerimi zmanjšujemo število vstopnih spremenljivk, da bi našli najmanjši zadovoljiv model, ki bi dobro razložil odvisno spremenljivko brez vključevanja nepotrebnih spremenljivk (Wilson s sod. 1997, Bradbury s sod. 2000). Kot merilo kvalitete modela v zadnjih letih vsepogosteje uporabljajo Akaike-jev informacijski kriterij (AIC) (Burnham in Anderson, 1998). Za minimalen zadovoljiv model štejemo model z najnižjim AIC, v primeru istih AIC pa model z najmanjšim številom spremenljivk. Rezultat je model z naslednjo enačbo:

$$\text{logit}(P) = \beta_0 + \beta_1 V_1 + \beta_2 V_2 + \dots + \beta_n V_n$$

kjer je P verjetnost, da spada celica v prvo skupino in β_0 konstanta. $\beta_1 \dots \beta_n$ so koeficienti pripisani vsaki izmed neodvisnih spremenljivk $V_1 \dots V_n$ med regresijo. P lahko izračunamo po naslednji enačbi:

$$P = e^{\text{logit}(P)} / (1 + e^{\text{logit}(P)})$$

1.8 NAMEN DELA

Razširjenost divje mačke v Sloveniji je vezana predvsem na dinarsko območje visokega in nizkega krasa ter predstavlja zahodni rob dinarske metapopulacije. Regionalna klima sredogorskega območja Dinaridov predstavlja skrajne ekološke razmere v katerih se pojavljajo populacije divjih mačk v Evropi. Z radiotelemetričnim spremljanjem smo proučevali značilnosti rabe prostora in aktivnosti divjih mačk v takšnih razmerah ter pomen nekaterih parametrov njihovega življenjskega prostora za njihovo preživetje. Ta del raziskav divjih mačk je potekal na lokalni prostorski skali in predstavlja nadaljevanje in nadgradnjo magistrske naloge (Potočnik 2002). Na osnovi tako pridobljenih podatkov ter podatkov o pojavljanju divjih mačk v širšem dinarskem območju v Sloveniji smo z različnimi metodološkimi pristopi k modeliranju proučili razširjenost in povezljivost potencialno primerne prostora za divjo mačko na širšem območju Slovenije. S pomočjo radiotelemetričnih podatkov o razporejanju in rabi prostora domačih mačk v ruralnem okolju (Osvald 2005) smo izdelali prostorski model njihovega razporejanja v Sloveniji. Prodiranje domače mačke v habitat divje mačke namreč predstavlja enega izmed pomembnih dejavnikov ogrožanja populacij divjih mačk v Evropi in svetu.

Schauenberg (1981) navaja 800 n.m.v. kot zgornjo mejo razširjenosti divje mačke v osrednji in zahodni Evropi. Pokrovnost, globina in trajanje snežne odeje naj bi bili ključni dejavniki, ki določajo njeno razširjenost (Ragni 1991). Sredogorski gozdovi dinarskega območja predstavljajo skrajni tip prostora, ki še omogoča obstoj divje mačke, saj regionalna klima proučevanega območja ne ustreza mejnim pogojem, ki jih navaja Ragni (1991). Z analizo rabe prostora, velikosti, strukture in dinamike domačih okolišev divjih mačk ter njihove aktivnosti smo preučili značilnosti in mehanizme, ki omogočajo njihovo preživetje v takšnih razmerah. Predpostavljali smo, da z razporejanjem v prostoru izkoriščajo mikroklimatsko in prehransko ugodna območja, zlasti v zimskem času.

Spolno ločen teritorialni sistem socialne organizacije je značilen za solitarne vrste družine mačk (Felidae), kamor sodi tudi divja mačka. Temelji na teritorialnem sistemu razporejanja osebkov istega spola (Schaller 1967, Bailey 1980, Berrie 1973). Takšen tip prostorskega razporejanja so imele tudi divje mačke v Franciji in Italiji (Stahl 1986, Stahl s sod. 1988, Bizzari s sod. 2002). Z analizo statičnih in dinamičnih interakcij med osebki divjih mačk smo preučili osnovne značilnosti njihove socialne organizacije na proučevanem območju ter preučili medsebojno časovno in prostorsko odvisnost gibanja med proučevanimi osebki.

Divje mačke so vezane predvsem na sklenjena gozdna območja, oddaljena od neposredne bližine naselij in intenzivne kmetijske rabe prostora. To je skupna značilnost prostora, kjer se pojavlja večina populacij divje mačke v Evropi (Stahl 1986, McOrist in Kitchener 1994, Nowell in Jackson 1996, Randi 2003). Med njimi je povezljivost habitata eden najpomembnejših prostorskih dejavnikov, ki določajo populacijsko dinamiko vrst, katerih habitat je razdrobljen na posamezne prostorske enote (Hanski 1994, Schumaker 1996, Gustafson in Gardner 1996). Takšna območja so v Sloveniji predvsem na dinarskem območju, kjer so največje površine sklenjenega gozda. Z izdelavo predikcijskega habitatnega modela divje mačke in analizo fragmentiranosti in povezljivosti njenega habitata v Sloveniji ter nekaterih njenih fitogeografskih območjih smo pokazali na razporejanje in obseg potencialno primerne prostora za divje mačke.

V primerjavi z drugimi redkimi oziroma ogroženimi sesalci so populacije divjih mačk izpostavljene specifičnim dejavnikom ogrožanja, saj jih poleg fragmentacije, spreminjanja in izgube habitata ogroža tudi križanje z udomačeno obliko – domačo mačko (McOrist in Kitchener 1994, Beaumont s sod. 2001, Randi 2003, Pierpaoli s sod. 2003). Dejavniki, ki vplivajo na križanje so predvsem tisti, ki povečujejo stopnjo simpatričnosti oziroma prodiranje domače mačke v habitat divje mačke. Prostorska interferenca je lahko torej eden izmed ključnih dejavnikov ogrožanja divje mačke. Z aplikacijo interferenčnega modela razporejanja divje in domače mačke na območju Slovenije smo prikazali verjetnost pojavljanja domače mačke v prostoru. S tem smo opredelili potencialna območja, kjer bi lahko pričakovali sintopsko pojavljanje obeh oblik mačk in posledično povečano verjetnost medsebojnega križanja.

Z disertacijo smo prispevali k poznavanju ogroženosti divje mačke v Sloveniji ter ocenili možno prodiranje domače mačke v njen habitat. Naloga je prispevek k poznavanju ekologije in varstvene biologije divje mačke, z novimi metodološkimi pristopi, pa tudi k področju varstvene biologije nasploh.

2 MATERIAL IN METODE

2.1 ZNAČILNOSTI OBMOČJA

Proučevanje divjih mačk je potekalo na dveh prostorskih nivojih. Prvi nivo je predstavljalo območje radiotelemetričnih raziskav, katerega površina je bila okoli 800 km². Na njem smo odlavljali in proučevali divje in domače mačke. Območje je podrobneje opisano v naslednjih poglavjih. Drugi nivo so predstavljala posamezna fitogeografska območja oziroma Slovenija.

2.1.1 Geografska lega

Proučevano območje leži na jugu Slovenije. Sestavljajo jo tri planotasta hribovja: Velika gora, Stojna ter Goteniška gora. Širše ga uvrščamo h kočevski regiji. Pokrajino obrobujajo globoko vrezani rečni dolini Bistrice na severu in Kolpe s Čabranko na jugu, Ribniško-Kočevsko podolje na vzhodu ter Notranjsko podolje z Loškimi in Babnim kraškim poljem na zahodu. Od sosednjih pokrajin je večinoma dobro razmejena z dobro ločljivimi naravnimi mejami in je hkrati naravna ločnica med Dolenjsko in Notranjsko. Za pokrajino, ki meri 55.000 ha sta značilni velika gozdnatost (več kot 80 % gozda) ter redka poseljenost (10 ljudi na km²) (Krevs s sod. 1998).

Območje raziskav je bilo omejeno na osrednji in južni del Velike gore, zahodni del Kočevskoreškega ravnika, Glažutsko podolje, severni in osrednji del Goteniške gore, Dragarsko dolino in njen z uvalami preoblikovani Loški potok z Mošnevcem, na površini okoli 15.000 ha. Slemena kraških planot kakor tudi podolja oziroma doline potekajo v značilni dinarski smeri SZ-JV. Slemeni Velike gore in Goteniške gore potekata v celoti nad 1000 m nad morjem z najvišjima vrhovoma v proučevanem območju 1254 m (Turn) in 1258 m (Debeli vrh).

2.1.2 Površje, tla in kamnine

Planotasta hribovja s strmimi slabo razčlenjenimi pobočji ločujejo zakrasela podolja z uvalami, suhimi dolinami ter ravniki. Glavne reliefne oblike so tektonsko zasnovane, saj jih obdaja niz bolj ali manj vzporednih, v dinarski smeri potekajočih prelomnic, kot so Glažutsko podolje, Loški potok in Dragarska dolina. Celotno območje, razen nekaj vložkov klastičnih sedimentov, lahko označimo za kraško. To potrjuje tudi veliko bogastvo kraških oblik, ki dajejo kraškemu površju značilno podobo. Kraških pojavov je več in v večjem obsegu na bolj topnih in propustnih apnencih kakor na dolomitnem svetu, katerega označujejo blage zaobljene oblike površja. Na apnenčastem svetu tega območja

so razvite vse značilne kraške oblike. Najštevilčnejše so kraške doline ali vrtače najrazličnejših velikosti in globin, kraški žlebiči in ponve kot začetni znaki zakrasevanja, kraške udorne jame ali koliševke, kraški kotlički, brezna, prelomi, spodmoli, kraške jame, suhe uvale, prepadi, gorske strme stene in skalovja. Veliko bogastvo kraških reliefnih oblik s številnimi konkavnimi in konveksnimi površinami z vmesnimi zaravnicami omogoča veliko reliefno pestrost in mozaičnost ter s tem bistveno drugačen relief, kot ga poznamo na vododržnih območjih (Melik, 1963).

Na osnovi digitalnega modela reliefa proučevanega območja smo natančneje analizirali razporejanje orientiranosti pobočij, njihove naklone ter nadmorske višine (Slika 4, 5, 6.). Pobočja imajo, zaradi značilne dinarske smeri (SZ-JV) slemenitve kraških planot in podolij, največji delež SV in JV pobočij. Severovzhodnih pobočij je 17 %, jugovzhodnih pa 16 %. Ravnin in pobočij z nakloni do 9° je 33 %, strmih pobočij z nakloni večjimi od 19° pa 31 %. Enainpetdeset odstotkov površine je na nadmorski višini med 760 in 1000 m. Zaradi tektonsko zasnovanih reliefnih oblik in značilnega kraškega površja se vrednosti teh reliefnih parametrov hitro spreminjajo ter vplivajo na mozaično razporejanje lokalno klimatskih značilnosti.

Hidrološke razmere so tipično kraške. Tekočih voda v osrednjem proučevanem območju ni, pač pa sta na območju Loškega Potoka manjša potoka na dnu Travniške uvale. Izpod Šegove vasi teče Mežnarjev potok, ki se, tik preden ponikne, pridruži Loškemu potoku. Ta je bolj vodnat in prihaja na dan v močnem Kraškem izvirov Pri malnih.

Večina proučevanega območja je sestavljena iz mezozojskih apnencev in dolomitov. Ob tektonskih prelomih se je ozemlje dvigalo večinoma ob jugozahodni strani preloma, zato lahko ob njih opazimo večje ali manjše komplekse različno starih kamnin ene ob drugi. Osrednji in južni del Velike gore pokrivajo kredni apnenci in dolomiti. Južno od tektonske prelomnice, ki poteka po Glažutskem podolju se pojavljajo starejše, jurske kamnine. Dno Glažutskega podolja je sestavljeno iz gostega in oolitnega apnenca in dolomita iz spodnje jure. Pobočja Goteniške gore so iz mlajšega sivega, gostega oolitnega apnenca z vložki dolomita, na sami kapi Debelega vrha pa se mlajši jurski apnenci menjajo z dolomiti. Širok pas jurskega zrnatega dolomita se začne jugovzhodno od Loškega Potoka in sega prek doline Drage na pobočje Goteniškega Snežnika. (Puncer, 1980)

Apnenci proučevanega območja vsebujejo le malo netopnega ostanka, kar povzroča specifično pokarbonatno tvorbo tal. Tu so prisotne vse stopnje in prehodi v pedogenezi: surova kamenišča, rendzine, rjava pokarbonatna tla, rjava pokarbonatna lesivirana tla, opodzoljena in psevdoglejena tla. Slednje tri oblike se pojavljajo zlasti v terenskih depresijah Dragarske doline in Loškega Potoka. Oblika humusa je tesno vezana na tip vegetacije, ki porašča takšna pokarbonatna tla. Najpogostejša je prhnina, apnenčasta prhnina in sprstenina. Dekompozicija in mineralizacija potekata relativno hitro. Pokarbonatni mineralni horizonti so v glavnem kisli, brez prostega CaCO_3 , toda korenine v tesnem kontaktu z apnenčasto podlago in skeletom dobivajo zadostne količine Ca ionov. Na območju dolomita so, zaradi njegove slabše topnosti, predogenetski procesi počasnejši. Površje je gladko, zaobljeno, preperevanje poteka frontalno planiparalelno. Tla so plitva in enakomerno globoka. Tu so razvite predvsem rendzine in rjave rendzine z dobro razvitim mull-moder A horizontom, ki neposredno prehaja v matično podlago. (Puncer 1980)

2.1.3 Podnebne razmere

Podnebje proučevanega območja spada v interferenčni podnebni tip, značilen za dinarski visoki kras, ki se je izoblikoval pod vplivom Mediterana, celine in Atlantika (Kordiš 1993). Mešanje njihovih vplivov pogosto vodi do zelo hitrih sprememb v obliki nenadnih ohladitev poleti ali pa hitrih otoplitev pozimi. Z zahodnimi in jugozahodnimi vetrovi prihajajo z morja vlažne in tople zračne gmote, ki pri dviganju ob gorski verigi od Risnjaka prek Snežnika in Nanosa prinašajo pretežni del padavin, katerih letna količina se giblje od 1600 do 1800 mm. Po podatkih padavinske meteorološke postaje za Hrib-Loški Potok (780 m) pade letno 1674 mm padavin (30 letno povprečje) (Puncer 1980) Največ padavin pade jeseni, oktobra, novembra, in pozno spomladi. Zaradi obilnosti in primerne razporejenosti padavin tekom leta se na apnencih, ki se razmeroma dobro topijo in zlahka prepuščajo vodo, razvijajo in obnavljajo za gozd primerna tla (Kordiš 1993).

Sneg lahko pade že v začetku novembra in obleži do aprila. Snežna odeja lahko traja tudi od 4 do 5 mesecev, navadno pa tri. Običajno pade pol metra snega, lahko pa tudi do 1.5 metra. Po podatkih za Grčarice (500 m) v letih 1981 do 1988, ki ležijo na zahodnem robu proučevanega območja, je bilo povprečno število dni, ko je snežilo 32,8, sneg pa je ležal v povprečju 98,1 dni. (Anko 1989).

Povprečna letna temperatura visokokraških predelov, poraščenih z gozdom bukve in jelke, je dosti nižja od povprečne letne temperature drugih krajev (Kordiš 1993). Ta se giblje od 5°C na zgornji meji razširjenosti jelke, ki je okoli 1200 m nad morjem, do 8°C.

Orografska in reliefna razčlenjenost proučevanega območja ustvarja množico lokalnoklimatskih posebnosti. Tako pojav pogostnih in močnih temperaturnih inverzij v zaprtih kotlinah in uvalah bistveno znižuje mesečna in letna temperaturna povprečja območja. Mikroklimatska heterogenost se pojavlja tudi v manjših udorninah, žlebovih, vrtačah ter na različnih nagibih zemljišča. Med hladne mikroklimatske in mezoklimatske lokalitete uvrščamo konkavne oziroma negativne reliefne oblike, in sicer zaradi nizkih minimumov, ki se tod razvijajo, maksimumi so tu praviloma višji od tistih na ravnini. K hladnim lokalitetam v mikroklimatskem in mezoklimatskem polju štejemo tudi senčne lege, predvsem severna in severovzhodna pobočja, ki niso značilna le po nizkih temperaturnih minimumih, marveč tudi po nizkih maksimumih. Za relativno tople lokalitete pa štejemo konveksne oziroma pozitivne oblike terena ter prisojna pobočja. (Puncer 1980)

Meritve vremenskih parametrov so potekale na meteorološki postaji v Kočevju, ki je izven proučevanega območja na nadmorski višini 464 m. Zato smo lahko podatke uporabili predvsem kot relativne vrednosti, ki jih lahko primerjamo med posameznimi sezonami.

2.1.4 Rastlinstvo

Območje leži v fitogeografskem območju ilirske florne province. Tod se srečujejo srednjeevropski in jugovzhodnoevropsko ilirski florni elementi. Submediteranske rastline so kljub relativni bližini morja skromno zastopane, kajti dolina reke Kolpe, ki poteka prečno na dinarsko gorstvo ter sosednja Risnjak in Velika Kapela preprečujejo večji vpliv mediteranske klime. Rahel vpliv alpsko nordijskega elementa je opazen le v najvišjih legah. (Puncer 1980)

Po fitogeografski razdelitvi Slovenije (Wraber 1969) spada proučevano območje v dinarsko fitogeografsko območje. Pokrajina je ena najbolj gozdnatih predelov Slovenije saj predstavlja delež gozda več kot 80 % površine, na proučevanem območju pa celo 90 %. Vodilna združba dinarskega območja z glavnima drevesnima vrstama bukvo in jelko je gozd bukve in pomladanske torilnice (*Omphalodo-Fagetum*). Ti gozdovi so oroklimatogeni ali pa klimatogeni na karbonatnih kameninah (Puncer 1980). Na

proučevanem območju poraščajo skoraj 83 % gozda (Hartman 1985). Razen klimatozonalne združbe (*Omphalodo-Fagetum*) se pojavljajo še azonalno razvite združbe. Tako je na vrhu Debelega vrha razvit gozd bukve in gorskega javora (*Aceri-Fagetum*), na skalnih apnenčastih pobočjih Male in Velike bele stene gozd jelke in zaveščka (*Neckero-Abietetum*) ter ob vznožju jugovzhodnega pobočja pod Nokom nekoliko termofilnejši gozd bukve in črnega gabra (*Ostryo-Fagetum*). Glavne drevesne vrste so: bukev (*Fagus sylvatica*), jelka (*Abies alba*), gorski javor (*Acer pseudoplatanus*), gorski brest (*Ulmus scabra*) in smreka (*Picea abies*). Posamično se pojavljajo še naslednje drevesne vrste: ostrolistni javor (*Acer platanoides*), lipa (*Tilia platyphyllos*), lipovec (*Tilia cordata*), veliki jesen (*Fraxinus excelsior*), graden (*Quercus sessiliflora*), črni gaber (*Ostrya carpinifolia*), mali jesen (*Fraxinus ornus*), brek (*Sorbus torminalis*), navadni mokovec (*Sorbus aria*) in maklen (*Acer campestre*) (Hartman 1985). V grmovnem sloju se pogosteje pojavljajo še nekatere grmovne vrste: kranjska krhlika (*Rhamnus fallax*), lovorolistni volčin (*Daphne laureola*), bradavičasta trdoleska (*Euonymus verrucosus*), črno kosteničevje (*Lonicera nigra*), kalina (*Ligustrum vulgare*), navadni češmin (*Berberis vulgaris*), dobrovita (*Viburnum lantanum*), črni bezeg (*Sambucus nigra*), leska (*Corylus avellana*) in ostali (Hartman 1985).

Traviščne površine ekstenzivnih in zaraščajočih travnikov na proučevanem območju pripadajo traviščni združbi navadne glote in pokončne stoklase (*Bromo-brachypodietum pinnati*), gojeni travniki pa k združbi visoke pahovke (*Arrhenatheretum elatioris*). Večina travišč je sekundarnega oziroma antropogenega izvora, ki jih je primarno poraščal gozd.

2.1.5 Živalstvo

Dinarsko območje je favnistično eno najpestrejših območij v Sloveniji in v Evropi. Tu se je kopensko živalstvo razmeroma dolgo, skoraj od nastanka tukajšnje kopnine, nepretrgano razvijalo (Sket 1998). Zanj je značilno veliko število endemnih vrst, predvsem tistih, ki živijo v tleh, izviroh, podzemeljskih jamah ali talni vodi. Večinoma so to manj opazne živali, ki so vezane na svoje bivališče in imajo majhne možnosti razširjanja. Številne od teh vrst so omejene le na mesta, kjer so se razvile, ali pa so njihove male populacije relikti nekoč bolj razširjenih vrst (Sket 1998).

V pogledu sesalcev Slovenija nima območja, ki bi bilo enakovredno dinarskim gozdovom kočevskega in snežniškega območja (Kryštufek s sod. 1992). To je eno redkih območij Evrope z ohranjeno združbo velikih vrst sesalcev, kjer so bolj ali manj uravnovešeno zastopani rastlinojedi (Kryštufek s sod. 1992). Med malimi sesalci so za dinarske gozdove

najznačilnejši in najpogostejši: gozdna voluharica (*Clethrionomys glareolus*), navadni polh (*Myoxus glis*), rumenogrla miš (*Apodemus flavicollis*) ter gozdna rovka (*Sorex araneus*). Prevladujejo vrste, ki so vezane na gozdove. Tako tu najdemo številne vrste, ki za svoj obstoj potrebujejo večje strnjene površine ohranjenih gozdov in so izredno občutljive na degradacijo habitata. Na Goteniški gori in Veliki gori je največje območje rastišč divjega petelina (*Tetrao urogallus*) v dinarskem delu Slovenije (Perušek in Zeiler 2001). Gozdnega jereba (*Tetrastes bonasia*) smo v času raziskave opazili na štirih lokacijah znotraj proučevanega območja. Med redkejšimi ujedami sta prisotna še planinaski orel (*Aquila chrysaetos*) in orel belorepec (*Haliaeetus albicilla*), ki sta gnezdila v bližini proučevanega območja ter sokol selec (*Falco peregrinus*), ki gnezditi na Veliki gori v Veliki beli steni (osebna opazanja).

2.1.6 Prebivalstvo, naselja in prometnice

Proučevano območje je bilo zaradi za človeka neprijaznih naravnih razmer in svoje odročnosti še sredi srednjega veka skoraj prazno. Ko so v 14. stoletju Kočevsko poselili nemški priseljenci se je številčnost prebivalstva na širšem kočevskem območju nenehno povečevala vse do sredine 19. stoletja, ko je celotno območje poseljevalo blizu 23.000 prebivalcev (Prelesnik 1992). Z odselitvijo Kočevarjev ter z uničenjem številnih vasi in zaselkov med 2. svetovno vojno se je območje skoraj izpraznilo, poselitev pa se je osredotočila na zahodnem obrobju pokrajine v Loškem Potoku.

Višinska meja poselitve je na tem območju med najvišjimi v dinarskem svetu. Leta 1991 je živelo v pokrajini 5564 prebivalcev oziroma 10 ljudi na km² kar je 29,4 % manj kot leta 1961. V osrednjem delu proučevanega območja je stalno naseljena le logarnica v Jelenovem žlebu na obrobju pa so le manjše vasi: Grčarske Ravne, Grčarice, Gotenica, Hrib-Loški Potok, Travnik, Lazec, Podpreska in Draga.

Na skrajnem vzhodnem in zahodnem robu proučevanega območja potekata lokalni asfaltni cesti, ki sta speljani po Kočevskoreškem ravniku in Dragarski dolini. Obstoječe gozdne ceste potekajo večinoma v dinarski smeri. Glažutsko podolje predstavlja razmeroma lahek prehod s Kočevskega na Notranjsko, zato je bila po njem že v zgodnjih petdesetih letih speljana glavna transverzalna gozdna cesta iz Grčaric mimo Glažute in Jelenovega žleba do Loškega Potoka (Hartman 1985).

Podatke o gozdnih prometnicah smo dobili za Gozdno gospodarsko enoto Grčarice, ki pokriva skoraj polovico proučevanega območja. Povprečna gostota gozdnih cest na

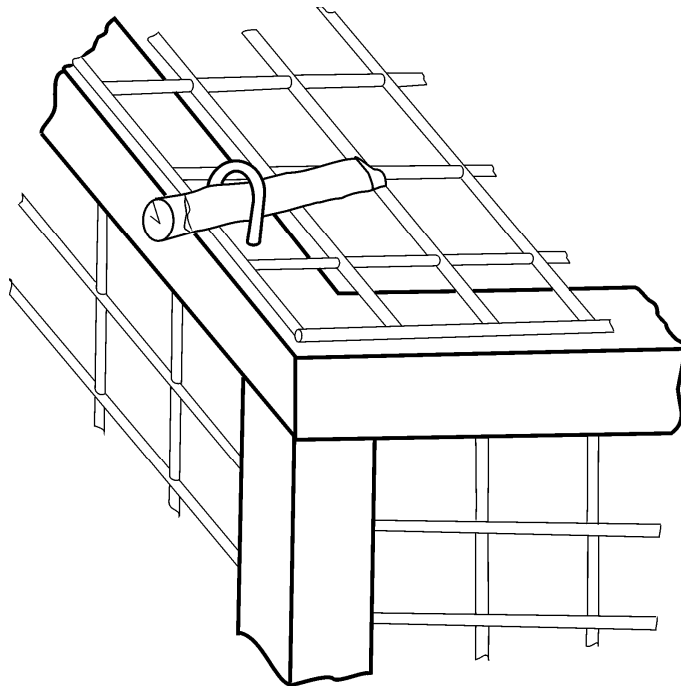
območju enote je 2,19 km/ km², povprečna gostota gozdnih vlak pa je 13,7 km/ km² (Hartman 1985).

2.2 RADIOTELEMETRIČNE RAZISKAVE

2.2.1 Odlov divjih mačk in domačih mačk

Divja mačka je v Sloveniji zavarovana z Uredbo o zavarovanju ogroženih živalskih vrst (Uradni list RS, št. 57/93), zato smo za odlov potrebovali dovoljenje Ministrstva za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano, ki je za to 26.5.1999 in 19.8.2002 izdalo ustrezni odločbi št. 322-08-8/99 in št. 322-08-88/02/2.

Za odlov divjih mačk smo uporabili prehodne zabojne pasti, narejene iz varjene železne mreže z dvoje padajočih vrat. Uporabljali smo dve velikosti pasti z merami 160/70/70 cm in 180/80/70 cm. Stene pasti z velikostjo okenca v mreži 4x4 cm smo privili na kovinski okvir. Strop pasti pa smo pritrdili le s šestimi lesenimi zatiči, s čimer smo omogočili pobeg velikim, močnim živalim kakršna je medved (za medvede prepustna past) (Slika 1). Tla so bila lesena. S tem smo poskušali zmanjšati tveganje poškodb zob in krempljev ujetih živali. Past se je sprožila ob pritisku na aluminijasto prožilno ploščo v tleh.



Slika 2: Leseni zatiči na strehi pasti so omogočali pobeg iz nje večji, močnejši živali kot je medved.

Pasti smo postavili na mestih, ki jih divje mačke pogosto uporabljajo. To je na gozdnih vlakah in ozkih stečinah ob skalnih prelomih, spodmolih ali v gostem rastju, kjer so se težko izognile prehodu skozi past oziroma bi se neslišnost hoje, če bi skrenile s poti, bistveno zmanjšala. Dno pasti smo prekrili z opadom iglavcev, ki slabo vpija vodo. S tem

smo zmanjšali verjetnost samodejnega sproženja pasti ob deževjih, ko se poveča teža, ki pritiska na prožilno ploščo. Po tleh pasti ter okoli prožilne plošče smo namestili suhe vejice, ki jih je žival poskušala prestopati. Pri tem je bila prisiljena stopiti na prožilno ploščo. V obeh smereh pristopov k pasti smo postavili 5 do 20 m dolge usmerne ograde iz suhega vejevja v obliki lijaka, ki so usmerjale živali v past. Ker je medved potencialno predstavljal problematično netarčno vrsto, nismo polagali v pasti nobene vabe - hrane.

Pasti smo postavljali na devetih odlovnih mestih v času od avgusta 1999 do marca 2001. Odlavljanje smo izvedli v petih obdobjih: (1) 20. avgust - 14. november v letu 1999, (2) 10. februar - 29. marec in (3) 13.-15. september v letu 2000 ter (4) 24. februar - 7. marec v letu 2001 (5) 1. junij - 7. november v letu 2003. Odlavljanja nismo izvajali v obdobju pozne brejosti, kotitve in zgodnje vzreje mladičev divje mačke ter v visokem snegu. V posameznem obdobju so bile pasti postavljene hkrati na največ petih odlovnih mestih. Pasti so bile postavljene na nadmorskih višinah od 700 do 970 m. Razdalje med njimi so bile med 550 in 4100 m.

Domače mačke smo odlovili v neposredni bližini hiš oziroma gospodarskih objektov. Za osebkne za katere so bili znani lastniki smo predhodno pridobili njihovo dovoljenje za odlov in proučevanje.

2.2.2 Radiotelemetrična oprema

Za spremljanje radijskih signalov radijskih ovratnic ter pasti smo uporabljali štiri VHF radijske sprejemnike. Dva sta bila sprejemnika tipa M-57 proizvajalca Biotrack, Ltd. (Velika Britanija) s po 1 MHz območjem delovanja in sicer od 149.000 do 149.999 MHz ter od 151.000 do 151.999 MHz. Tretji sprejemnik je bil tipa LA 12-Q, proizvajalca AVM Instrument Company, Ltd. (ZDA) s 4 MHz delovnim območjem od 148.000 do 151.999 MHz četrti pa RX 900 z delovnim območjem 149.000 do 150.999 MHz, proizvajalca Televilt Positioning AB, Švedska.

Pri iskanju signala smo uporabljali neusmerjeno 5/8 anteno znamke AVM Instruments Company, ki smo jo namestili na pokrov motorja vozila. Za določanje smeri signala smo uporabljali tričlenske dipolne antene z optimalnim sprejemnim kotom 60°, proizvajalcev Biotrack in AVM Instruments Company.

Odlovljenim tarčnim osebkom smo nameščali radijske ovratnice znamke Televilt (Švedska). Deklarirana teža ovratnic je bila 65 g, dejanska teža nameščenih ovratnic pa je

bila med 55 in 57 g in je predstavljala 0.8 do 1.5 % teže odlovljenih divjih mačk. Pričakovana življenjska doba delovanja ovratnic je bila 17 do 30 mesecev. Moč oddajanja radijskih ovratnic je bila 10 mW, kar je pomenilo 3 kilometrski doseg signala pri horizontalnih meritvah na terenu. Ovratnice so imele dodatno vgrajen senzor gibanja, ki je zaznaval premike ovratnice in je pri mirovanju oddajala 35 pulzov na minuto, pri premikanju pa 60 pulzov. Latenčni čas senzorja je bil sedem sekund. To pomeni, da je ovratnica prešla v 'mirovanje' oziroma počasnejše oddajanje pulzov 7 sekund po prenehanju premikanja ovratnice.

Vse ujete tarčne živali smo uspavali z mešanico ketamin-hidroklorida (Ketalar[®]) ter medetomidin - hidroklorida (Domitor[®]). Ketamin je anestetik, ki je v kombinaciji s sedativom medetomidinom bistveno učinkovitejši. To pomeni, da so za uspavanje potrebne nekajkrat nižje doze. Zato ne prihaja do nekaterih stranskih učinkov ketamina, kot je bruhanje in s tem nevarnosti zadušitve uspavane živali. Za prenehanje delovanja Domitorja ter s tem hitrejše okrevanje/prebujanje posameznega osebka smo, če je bilo to potrebno, uporabili atipamezol HCl (Antisedan[®]). Uspavala smo injicirali ročno z dvo-mililitrskimi injekcijskimi brizgami ali pa s pihalnikom z eno-mililitrskimi injekcijskimi puščicami Mini-ject 2000 proizvajalca Dist-Inject[®]. Vse droge smo injicirali intramuskularno. Pri ročnem injiciranju smo žival predhodno umirili s pomočjo posebne plošče (krotitvena plošča) s katero smo žival pritisnili ob vrata pasti.

Pri celotnem odlovnem postopku smo merili trajanje posameznih faz, ki so pomembne za učinkovitost in uspešnost postopka. Čas od ugotovitve sproženja pasti do prihoda ekipe k pasti, ki je sodelovala pri odlavljanju smo poimenovali 'čas reakcije'. 'Čas do imobilizacije' smo definirali kot čas od prihoda k pasti do uspavanja oziroma popolne umiritve živali. 'Trajanje imobilizacije' smo merili od popolne umiritve do trenutka, ko je žival ponovno dvignila glavo. S 'čas okrevanja' smo označili čas potreben od prvega dviga glave do trenutka, ko žival pri hoji ni več kazala znakov omamljenosti ali pa so bili le ti minimalni.

Vse meritve, odvzem vzorcev, označevanje ter nameščanje radijskih ovratnic, smo opravljali v bližini pasti. Skozi ves postopek smo v deset minutnih intervalih merili tri osnovne fiziološke parametre pri uspavani živali: telesno temperaturo, srčni utrip ter dihanje. Uspavano žival smo položili na prenosno mizico ter ji zaščitili oči pred izsuševanjem z očesnim mazilom Chloramphenicol, ki vsebuje istoimenski antibiotik ter s tkanino zaščitili pred svetlobo. Po splošnem kliničnem pregledu živali smo jih stehali ter

opravili biometrične meritve. Le te so vključevale dolžino trupa z glavo, dolžino repa, dolžino zadnjega stopala, obseg prsi in trebuha ter dolžino uhljev. Če je bilo mogoče smo odvzeli vzorce krvi, urina in tkiva ter pobrali ektoparazitske pršice in žuželke s kožuha. Žival smo označili z vtetoviranjem dvomestne številke na notranji strani enega izmed uhljev ter namestili radijsko ovratnico. Pred ponovno izpustitvijo smo jih pustili okrevati v pasti ali pa na prostem v neposredni bližini pasti. Okrevanje je spremljal samo en opazovalec z največje možne razdalje, ki je opazovanje še omogočala. Natančnejši opis odlovnega postopka in rezultatov ravnavnja z odlovljenimi živalmi ter o odlavljanja so opisani v Potočnik s sodelavci (2002) ter Račnik s sodelavci (2004). (Slika 3)



Slika 3: Odlovni postopek. Od zgoraj levo: postavljena past, ujeta divja mačka, prečesavanje dlake, pregled zobovja, biometrične meritve, preverjanje srčnega utripa in dihanja, odvzem vzorcev krvi, namestitve ovratnice in prebujanje v pasti ter preverjanje aktivnosti izpuščene divje mačke.

2.2.3 Radiotelemetrično spremljanje

Spremljanje je potekalo ena do pet dni v tednu, največkrat dva zaporedna dneva v tednu. Posamezen osebek smo locirali največ dvakrat dnevno. S tem smo zmanjšali možnost pridobivanja avtokoreliranih podatkov na minimum (Swihart in Slade 1985, De Solla s sod. 1999). V preteklosti so za določitev minimalnega časovnega intervala vzorčenja (TTI) nekoreliranih lokacij pogosto uporabljali avtokorelacijski koeficient oziroma Schöner-jev kvocient (Schöner 1981), katerega uporabnost je vezana na točno določene pogoje razporejanja podatkov v prostoru. V raziskavi ga nismo upoštevali, saj se je pri analizah pokazala policentrična raba prostora proučevanih osebkov, ki izniči njegovo uporabnost (Swihart in Slade 1985, Kenward in Hodder 1996). Spremljanje smo opravljali peš in s pomočjo avtomobila. V osrednjem proučevanem območju smo določili 373 referenčnih točk-postaj z znanimi koordinatami, ki smo jih odčitali z digitalnih temeljnih topografskih načrtov (1:10000) ter preverili s sprejemnikom GPS (eTrex; Summit; srednja vrednost točnosti = +/- 9m), s katerih smo določali smeri sprejemanja signala radijskih ovratnic.

Posamezne odčitke smeri smo vrisovali na karte - temeljne topografske načrte (TTN) merila 1: 25.000 ter zabeležili podatke o frekvenci, času, smeri, jakosti in vrsti signala posamezne meritve. Za določitev območja trenutnega nahajanja osebka smo uporabili metodo triangulacije. S pomočjo Lenth-ovih metod smo določili točko (koordinato) z največjo verjetnostjo nahajanja (MLE) lociranega osebka ter površino elipse napake s 95 % intervalom zaupanja. Za to smo uporabljali program Locate II[®] (Nams 1987) neposredno na terenu ali pa smo podatke vnesli vanj po vrnitvi s terena.

Določanje aktivnosti posameznega osebka smo beležili ob vsaki meritvi signala v eno minutnem intervalu ne glede na to ali je bila posamezna meritev upoštevana pri določitvi lokacije osebka ali ne. Pri meritvah smo uporabljali za določitev ure zimski in poletni čas, ki smo ga pri analizah aktivnosti pretvorili v Srednjeevropski standardizirani čas (MEZ). Parameter aktivnosti smo razdelili v tri kategorije. Kategorija 'P' je predstavljala vse tiste meritve pri katerih je signal v času merjenega intervala za največ 7 sekund oziroma en latenčni interval prešel v aktivni način delovanja. Te meritve so določale 'neaktivnost' merjenega osebka kot sta spanje in počivanje. V posameznem primeru lahko pomeni neaktivnost tudi izvajanje aktivnosti lova s čakanjem, vendar so splošno pravilnost interpretacije potrdili rezultati kontinuiranega spremljanja aktivnosti divjih mačk (Marolt 2003). Kategorijo 'M' so predstavljale vse tiste meritve pri katerih je signal prešel v aktivni način skupaj za največ 5 latenčnih intervalov oziroma 35 sekund. Te meritve

smo opredelili kot 'točkovno aktivnost' oziroma aktivnost vezano na manjšo prostorsko krpo. Pod kategorijo 'A' pa smo definirali vse tiste meritve pri katerih je bil signal v aktivnem načinu več kot 5 latenčnih intervalov. Le te smo opredelili kot 'potovalno aktivnost' kot sta na primer preverjanje in raziskovanje domačega okolija, pri katerem lahko osebek v kratkem času prehodi daljše razdalje.

Od 27. avgusta 1999 do 30. maja 2004 smo izmerili 1172 lokacij divjih mačk ter opravili 5254 meritev aktivnosti vseh proučenih osebkov (Preglednica 1). V topli in hladni polovici leta smo spremljali devet divjih mačk. Domače mačke smo spremljali od 25. februarja 2000 do 31. julija 2001 ter od 29. novembra 2002 do 30. julija 2003. V tem času smo posneli 748 lokacij ter 2349 meritev aktivnosti. Spremljali smo štiri samce (Preglednica 1) (glej tudi Osvald 2005).

Preglednica 1: Spremljanje divjih mačk in domačih mačk (*Felis silvestris*) ter število zbranih meritev aktivnosti in lokacij v obdobju 1999 – 2004.

št.	osebek	spremljan (dni)	začetek spremljanja	št. meritev	število lokacij
divje mačke					
1	PRIMA	431	27.08.1999	548	136
2	MAKS	112	27.09.1999	165	34
3	AJD	549	28.09.1999	550	157
4	LIZA	581	26.10.1999	1042	191
5	KRPAN	105	11.02.2000	142	35
6	CIRIL	464	29.03.2000	753	138
7	MURI	366	21.03.2000	421	98
8	BRDAVS	21	15.09.2000	23	4
9	MATIJA	353	07.06.2003	483	107
10	PETER	321	11.07.2003	439	99
11	NEJC	301	31.07.2003	412	94
12	GORAZD	202	07.11.2003	276	79
Skupaj		3806		5254	1172
domače mačke					
1	JALEN	512	25.02.2000	388	97
2	BOB	216	18.11.2002	658	219
3	KARLO	216	18.11.2002	608	199
4	LISKO	173	19.01.2003	695	233
Skupaj		1117		2349	748

2.2.4 Obdelava radiotelemtričnih podatkov

Vse podatke o meritvah in lokacijah proučevanih osebkov smo prenesli iz programa Locate II v urejevalnik baz MS Access ter jih obdelali s programskimi paketi SPSS, MS Excel, RSW (Fred Leban, University of Idaho) in ArcView 3.2, Spatial Analyst 1.1 (Idrisi, ZDA) ter Animal Movement (USGS – Glacier Bay Field Station, ZDA).

Za prostorsko analizo v Geografskem informacijskem sistemu (GIS) smo uporabili karte v digitalni rastrski oziroma vektorski obliki. Rastrski temeljni topografski načrti (TTN 5 in TTN 10) so v merilu 1:5000 oziroma 1:10.000, kjer ni bilo mogoče dobiti natančnejših podatkov. Podatki so zajeti iz ločenih vsebinskih slojev: naselja s prometno mrežo - NP, zemljepisna imena - I in vode - H. Vektorske topografske karte RGB 25 v merilu 1:25.000 z reliefom plastnic ter natančnostjo analognih TTN 5 in 10 smo uporabili za izdelavo digitalnega modela reliefa (DMR oziroma DEM) proučevanega območja, ki je omogočal natančnejšo analizo reliefa.

2.2.4.1 Analiza lokacij

Za analizo lokacij smo uporabili prve tri kvartile lokacij z najmanjšo elipso napake. Vsako lokacijo smo opisali s šestimi vegetacijsko reliefnimi parametri, in sicer z nadmorsko višino, naklonom pobočja, orientiranostjo pobočja, reliefom, vegetacijo ter vegetacijsko razvojno fazo. Nadmorsko višino, naklon in orientiranost pobočja lokacij smo izračunali na osnovi analize digitalnega modela reliefa, podatke o reliefu, vegetaciji in rastlinski razvojni fazi pa smo dobili neposredno na terenu. Za nadmorsko višino, naklon ter orientiranost pobočja smo imeli na voljo referenčne podatke za celotno proučevano območje in so predstavljali referenčne vrednosti, ki smo jih lahko primerjali z značilnostmi lokacij. Podatke za reliefni tip tal, vegetacijo ter vegetacijsko razvojno fazo pa smo dobili tako, da smo s pomočjo GPS aparata poiskali vsako lokacijo ter na osnovi ocene 30 metrskega polmera okoli izračunane lokacije določili posamezen parameter. Vrednost 30 m je predstavljala polmer kroga izračunanega iz enake površine mediane elipse napak vseh izmerjenih lokacij. Reliefni tip tal smo definirali s petimi razredi: (1) globlja sklenjena tla, (2) plitva tla (posamezne skale), (3) sklenjen skalovit teren s krpami rendzine, (4) skalnat teren s prelomi, spodmoli, jame, (5) pečine, stene. Vegetacijo smo opisali s 6 opisnimi razredi: (1) travnik, (2) travnik v zaraščanju, (3) mešan sestoj gozda, (4) jelov sestoj, (5) smrekov sestoj, (6) bukov sestoj. Razvojne faze gozdne vegetacije smo razdelili v 5 razredov: (1) nezaraščeno, (2) mladovje; 10 cm debeline, (3)

drogovnjak; od 10-30 cm debeline, (4) debeljak; nad 30 cm debeline, (5) raznomen sestoj.

2.2.4.2 Raba prostora

Rabo prostora pri proučevanju ekologije živali opredeljujemo s pojavljanjem oziroma razporejanjem posameznega osebka, skupine osebkov oziroma populacije v posameznih tipih prostora (Boyce in MacDonald 1999). V radiotelemetričnih raziskavah jo definiramo s koordinatami oziroma točkami ob lokacijah proučevanih osebkov (Millsbaugh in Marzluff 2001). Le te imajo lahko značilnosti diskretnih ali zveznih spremenljivk. Pogosto se lastnosti oziroma značilnosti posamezne točke navezujejo na njihovo bližnjo okolico, velikost katere pa je odvisna od natančnosti lociranja (Marzluff s sod. 1997).

Analizo rabe prostora glede na nekatere vegetacijsko-reliefne značilnosti smo izvedli na dveh nivojih vzorčenja. Na prvem nivoju vzorčenja predstavlja vzorčno enoto posamezna lokacija na drugem pa predstavlja vzorčno enoto posamezen osebek. Pri vzorčenju na prvem nivoju smo za analizo rabe oziroma izbire prostora uporabili standardne statistične postopke, kot sta χ^2 -test in t-test. Pri vzorčenju kjer je vzorčno enoto predstavljal posamezen osebek, smo za proučevanje pomena posameznega vegetacijskega oziroma reliefnega intervala parametra na pojavljanje osebkov v prostoru uporabili neparametrični Mann-Whitneyev U-test za primerjavo medianih vrednosti, saj se vrednosti rabe večine parametrov po osebkih niso razporejale normalno. Minimalni pogoj za upoštevanje posameznega osebka pri analizi je bil 30 lokacij za posamezen časovni interval oziroma spremljanje osebka skozi vse štiri letne čase. Pri opisovanju rabe prostora je metodološko problematično to, da osebкова proporcionalna raba enega tipa prostora ni neodvisna od ostalih tipov prostora saj je seštevek njihovih deležev 1 (Aebischer s sod. 1993). Če proučevani osebek preferira katerikoli tip prostora, pomeni to neposredno manjšo rabo oziroma redkejšo pojavljanje v katerem drugem tipu, oziroma kaže na izogibanje le tega. Pri analizi rabe prostora osebkov divje mačke glede na nadmorsko višino, naklon ter orientiranost pobočja, smo uporabili kompozicijsko analizo. To je razširjena multivariatna analiza variance s pomočjo katere definiramo rabo prostora pri kateri je posamezen tip prostora neodvisna spremenljivka ter hkrati upošteva njihovo različno rabo med posameznimi osebki (Aebischer s sod. 1993). To dosežemo z uporabo logaritmskih razmerij med dejansko rabo posameznih parametrov ter njihovo razpoložljivostjo izraženo z deleži. Selektivnost rabe smo testirali z Wilk-ovo lambda statistiko (RSW). Če je bila selektivnost potrjena smo preference oziroma izogibanje za posamezen interval parametra testirali še s t-testom.

Značilnosti rabe prostora vseh proučevanih divjih mačk na osnovi analize lokacij smo ugotavljali za različne časovne intervale. V intervalu 'vse obdobje' so bile zajete vse obravnavane lokacije od 27.8.1999 do 30.5.2004. V intervalu 'hladna polovica leta' so bile zajete vse obravnavane lokacije od oktobra do marca, v intervalu 'topla polovica leta' pa od aprila do septembra. Z oznako 'snežna zima' smo označili hladni polovici leta 1999/2000 in 2003/2004 'zelena zima' pa hladno polovico leta 2000/2001.

Razpoložljivost posameznih tipov prostora glede na posamezne vegetacijske in reliefne značilnosti v proučevanem območju smo lahko izračunali le za reliefne parametre: nadmorsko višino in orientiranost pobočij ter njihove naklone, saj za vegetacijske parametre nismo imeli digitalnih referenčnih podatkov. Referenčne reliefne vrednosti smo dobili z generiranjem naključnih lokacij oziroma z izračunavanjem posameznih površin na digitalni karti proučevanega območja, kar ustreza razpoložljivosti prostora drugega reda (Johnson 1980).

Razlike med razpoložljivostjo posameznega tipa prostora ter dejanskim pojavljanjem v njih oziroma njihovo rabo, kažejo na selektivnost oziroma preference pri njihovi izbiri. S χ^2 -testom smo testirali selektivnost pri izbiri prostora proučevanih osebkov divje mačke glede na nadmorsko višino, orientiranost ter naklon pobočij obravnavanih lokacij v različnih časovnih intervalih.

Raba prostora oziroma značilnosti rabe prostora so pogosto odvisne od nekaterih abiotičnih dejavnikov, ki se spreminjajo tako dnevno, kakor tudi sezonsko. Tako smo primerjali razporejanje osebkov v prostoru glede na vseh šest merjenih parametrov med tistimi dnevi, ko je bila minimalna dnevna temperatura, merjena v Kočevju, manjša ali enaka 0°C, ter dnevi, ko je maksimalna dnevna temperatura dosegla najmanj 26°C. Primerjali smo tudi dnevne in nočne lokacije ter aktivne lokacije in lokacije ob mirovanju (neaktivne lokacije). Pri primerjavi rabe prostora med spoloma smo bili, zaradi premajhnega vzorca (dve samici), omejeni le na primerjavo celoletnih vzorcev.

2.2.4.3 Analiza aktivnosti

Vzorec aktivnosti osebkov smo definirali s tremi neintervalnimi kategorijami (2.3 Radiotelemetrično spremljanje). Aktivnost smo označevali z A – potovalna aktivnost ter M – točkovna aktivnost ter z P – neaktivnost oziroma mirovanje osebkov. Minimalni pogoj za analizo je bilo vsaj 150 meritev za posamezen časovni interval 24-urne

aktivnosti. Indeks aktivnosti (I_a) smo definirali z deležem aktivnih meritev (A+M) v posameznem časovnem intervalu (urni, dnevni, nočni, 24-urni, sezonski, letni). Za določitev statusa dnevne oziroma nočne lokacije smo uporabili dnevne čase za sončni vzhod ter sončni zahod za Ljubljano (zemljepisna širina: $46^{\circ}07'$, zemljepisna dolžina: $14^{\circ}64'$). Za primerjavo aktivnosti med tema dvema svetlobnima fazama smo zanj izračunali indeksa aktivnosti. Jutranji in večerni čas smo definirali kot obdobje poldrugo uro pred in po sončnem vzhodu oziroma zahodu. Dnevni vzorec aktivnosti divjih mačk smo definirali na dva načina. (1) Vzorec aktivnosti definiran z absolutnim 24 – urnim ciklom (standardizirani srednjeevropski čas – MEZ) (2) Vzorec aktivnosti definiran z relativnim svetlobnim ciklom sinusno definiran v radianih med sončnim vzhodom in zahodom. Sončni vzhod so definirale vrednosti $(2x-2)\pi$; $x = 1, 2, \dots, n$. Sončni zahod pa so definirale vrednosti $(2x-1)\pi$; $x = 1, 2, \dots, n$. Svetlobni cikel je bil tako definiran z vrednostmi med -1 in 1 s pozitivnimi vrednostmi v dnevni fazi ter negativnimi v nočni z ekstremnima vrednostma na sredini posamezne faze. Pri analizi smo upoštevali le posamezne urne enote za katere smo zbrali več kot 20 meritev.

Primerjavo splošnega vzorca aktivnosti med posameznimi osebki smo izvedli za tiste osebe, ki smo jih spremljali skozi vse letne čase ter so izpolnjevali minimalni pogoj za analizo. Izračunali smo kvadratne evklidske razdalje med posameznimi osebki za posamezne ure 24-urnega cikla in izpeljali klastersko analizo. Mačke smo združevali po metodi povezovanja med skupinami, ki združuje posamezne skupine na osnovi povprečne razdalje med enotami obeh skupin (average linkage; SPSS). S tem smo skušali preveriti ali obstajajo skupne značilnosti vzorcev aktivnosti med spoloma oziroma med starostnimi kategorijami osebkov.

Vedenje oziroma aktivnost živali je v večini primerov vezana na delovanje manjšega ali večjega števila okoljskih dejavnikov (Tester 1987). Zato smo analizo vplivov teh dejavnikov na cirkadiano ter dnevno in nočno aktivnost divjih mačk izpeljali s pomočjo multivariatne linearne regresije. Ta upošteva hkratno delovanje izbranih dejavnikov, ki so jim bili izpostavljeni proučevani osebki, ter ovrednoti pomen posameznega izmed njih. Pri analizi smo upoštevali naslednje neodvisne spremenljivke - dejavnike: dolžina dneva, čas dneva, maksimalna dnevna temperatura, minimalna dnevna temperatura, srednja dnevna vrednost zračnega tlaka (merjeno v Ljubljani), dnevna količina padavin ter lunina faza.

Aktivnost živali se neposredno odraža v prehojeni oziroma prepotovani poti v določeni časovni enoti. Za posamezne divje mačke smo izračunali razdalje med zaporednimi dnevnimi lokacijami. Zaporedni dnevni lokaciji sta bili definirani kot lokaciji izmerjeni v dveh zaporednih datumskih dneh v časovnem intervalu najmanj 10 ur. Tako smo zagotovili, da je med dvema lociranjima pretekla nočna faza diurnalnega cikla. Premike osebkov v dnevnih intervalih (dan – dan) smo izrazili z medianimi vrednostmi saj se razdalje ne razporejajo normalno.

2.2.5 Analiza domačih okolišev

Burt (1943: 351) je prvi definiral domači okoliš kot: 'območje, ki ga osebek prečka ob svojih običajnih aktivnostih pri iskanju hrane, parjenju ter vzreji mladičev'. Definicija je bila deležna številnih dopolnitev in kritik (Mohr 1947, Jewell 1966, Baker 1988, Hansteen s sod. 1997), ki so se nanašale predvsem na nejasnost izraza 'običajen' ter na časovno nedoločeno (White in Garrot 1990). Kljub temu ni do danes še nikomur uspelo združiti vseh predlaganih sprememb in dopolnitev v jedrnato definicijo (Kernohan s sod. 2001). Kernohan in sodelavci (2001) prepoznavajo domači okoliš kot koncept in ne kot bitnost in ga je definiral kot 'območje z določeno verjetnostjo pojavljanja osebkov v določenem času'. Domači okoliš je torej analitični konstrukt, ki ima biološki pomen le če so izpolnjene predpostavke in omejitve, ki jih njihov model predvideva.

Osnovna predpostavka, ki določa obstoj domačega okoliša je, da je osebek vezan na določen prostor. Vezanost na določen prostor (angl. site fidelity) smo testirali s 'site fidelity' testom (Hooge 1995), ki je razširitev Monte Carlo testa za naključno gibanje v prostoru (Spencer s sod. 1990). Za potrditev vezanosti osebkov na določen prostor se njegovo gibanje ne sme naključno niti usmerjeno širiti v prostor (Hooge 1995). Teste smo izvedli za serije lokacij posameznih osebkov s simulacijo 10 naključnih gibanj v programski razširitvi Animal Movement Analyst Extension za ArcView.

Temelječ na različnih definicijah ter razumevanju domačih okolišev so razvili celo vrsto metod za njihovo kvantitativno in kvalitativno analizo (e.g. Burt, 1943, Kenward, 1992, Aebischer s sod. 1993, Phillips s sod. 1998). Cenilke domačih okolišev se tako nanašajo na oceno velikosti, analizo oblike, strukture, gibanja in vezanosti osebkov na določen prostor v posameznem časovnem intervalu. Uporabljamo pa jih lahko tudi pri oceni razpoložljivosti za proučevane vrste pomembnih naravnih virov (dobrin, resursov) ter pri analizi interakcij med osebki oziroma vrstami.

Za analizo domačih okolišev smo uporabili cenilki iz dveh skupin metod za oceno domačega okoliša:

(1) Kernelska metoda (kernel). Spada v skupino metod, ki določajo domače okoliše z izračunavanjem verjetnosti nahajanja osebkov na določenem območju glede na razporejanje izmerjenih lokacij (Worton 1987, 1989). Na območju zgoštev točk je verjetnost nahajanja osebkov večja, kar se ob vizualizaciji kaže kot območja v obliki jeder (angl. kernel) okoli katerih so območja z nižjo gostoto točk oziroma manjšo verjetnostjo nahajanja osebkov. Okoli vsake točke določimo območje verjetnosti nahajanja osebkov oziroma parameter glajenja (angl. smoothing parameter). Pri izračunavanju kernelov smo uporabili metodo LSCV (least square cross validation) za določevanje parametra glajenja (h) kot nespremenljiv parameter za celoten vzorec točk (angl. fixed kernel; ArcView), ki minimalizira razlike med ocenjeno in njihovo dejansko gostoto v prostoru (Kernohan s sod. 2001). Metoda torej omogoča oceno velikosti in oblike domačega okoliša glede na intenzivnost rabe tega prostora ter s tem določa njegovo strukturiranost. Za določanje velikosti domačih okolišev smo uporabili 95% kernele, kar pomeni območje, definirano na osnovi intenzivnosti rabe, za katero obstaja 95% verjetnost, da se v njem nahaja proučevan osebek. Ta območja smo poimenovali 'območja aktivnosti', območja s pogostejšim pojavljanjem osebkov pa smo poimenovali 'osrednja območja' (angl. core area) domačih okolišev in jih določili s 50% kerneli.

(2) Metoda minimalnega konveksnega poligona (MCP). Ocena domačega okoliša na osnovi minimalnega konveksnega poligona je najstarejša in najpogosteje uporabljana cenilka domačih okolišev (Seaman s sod. 1999), ki temelji na oblikovanju konveksnega poligona okoli zunanjih lokacij izmerjenih za posamezen osebek. Za osebkov z do 100 izmerjenimi lokacijami smo ocenjevali domače okoliše s 100% MCP-ji, to pomeni, da smo pri oceni upoštevali vse lokacije. Za osebkov z več kot 100 izmerjenimi lokacijami smo izračunali velikosti poligonov tako, da smo izločili izstopajoče lokacije ali osamelce. Kot osamelce smo označili tiste lokacije, ki so bile od zunanjih robov domačega okoliša ocenjenega na osnovi 95% verjetnosti nahajanja osebkov v danem prostoru (95% kernel) oddaljene več kot polovico mediane dnevne razdalje med zaporednima lokacijama izračunane za posamezen osebek.

Uporabili smo minimalni pogoj za analizo letnih oziroma sezonskih domačih okolišev kot ga predlagajo Gese s sod. (1990) in Garton s sod. (2001). To je pomenilo 40 izmerjenih lokacij ter spremljanje osebkov skozi vse letne čase. Sezone oziroma letne čase

smo določili po trimesečjih: januar – marec = zima; april – junij = pomlad; julij – september = poletje ter oktober – december = jesen.

Selektivnost rabe prostora oziroma prostorske preference za reliefne parametre, nadmorsko višino, orientiranost ter naklon pobočja, znotraj posameznega letnega domačega okoliša (95% kernel) smo analizirali s kompozicijsko analizo na osnovi logaritmskih razmerij med dejansko rabo posameznih parametrov ter njihovo razpoložljivostjo izraženo z deleži. S tem smo ocenili selektivnost rabe prostora na nivoju tretjega reda (Johnson 1980).

Primerjali smo premike in rabo prostora glede na reliefne parametre med sezonskimi Jenrich–Turner-jevimi centriidi domačih okolišev (1969) ter osrednjimi območji (50% kernel) za posamezne osebke. Premike centroidov domačih okolišev smo testirali z Mann-Whitney-evim U-testom. Z analizo kumulativne dinamike večanja MCP-jev divjih mačk v korakih po 10 lokacij smo ugotovili letno dinamiko domačih okolišev, časovno določili njihove premike ter dobili število lokacij potrebnih za asimptotske vrednosti sezonskih domačih okolišev.

2.2.6 Socialne interakcije

Analize interakcij med osebki delimo v dve kategoriji. V prvo uvrščamo analize statičnih interakcij, v drugo pa analize dinamičnih interakcij (Macdonald s sod. 1980, Doncaster 1990). S statičnimi analizami merimo interakcije med osebki glede na celoten obravnavan časovni interval. Z analizami dinamičnih interakcij pa primerjamo odnose med osebki na posameznih parih točk ob točno določenem času oziroma kratkih časovnih zamikih glede na obravnavan časovni okvir.

2.2.6.1 Statične interakcije

Statične interakcije smo definirali kot prekrivanje domačega okoliša (95% kernel) enega osebka z domačim okolišem drugega osebka (Macdonald s sod. 1980). Funkcionalno prekrivanje domačih okolišev med osebki, ki temelji na rabi prostora, smo izračunali kot indeks prekrivanja (Seidel 1992). Prekrivanja letnih domačih okolišev smo primerjali s prekrivanjem zimskih saj smo za čas parjenja (breznitve) pričakovali največje razlike v interakcijah glede na ostali del leta. Razlike v prekrivanjih med obema skupinama smo testirali z Mann-Whitney-evim U-testom.

Delež prekrivanja domačih okolišev – območij aktivnosti posameznih osebkov $HR_{1,2}$ in $HR_{2,1}$ smo izračunali kot:

$$HR_{1,2} = \frac{A_{1,2}}{A_1} \text{ in } HR_{2,1} = \frac{A_{1,2}}{A_2} \quad \dots(2)$$

$HR_{1,2}$ je predstavljal delež prekrivanja domačega okoliša prvega osebka z domačim okolišem drugega, $HR_{2,1}$ pa delež prekrivanja drugega s prvim. Z A_1 in A_2 smo označili velikost njunih domačih okolišev, z $A_{1,2}$ pa velikost prekrivanja.

2.2.6.2 Dinamične interakcije

Dva osebka si lahko delita domači okoliš, vendar so lahko njuna gibanja v njem medsebojno neodvisna. Odvisnost oziroma neodvisnost gibanj smo ugotavljali z izračunavanjem dinamičnih interakcij, ki smo jih definirali kot stopnjo s katero se osebka med seboj izogibata, ignorirata ali privlačita (Macdonald s sod. 1980, Kenward s sod. 1993) (Enačba 3, 4). Primerjali smo letne in zimske dinamične interakcije.

Povprečno opaženo razdaljo (D_O) med pari lokacij osebkov smo izračunali kot:

$$D_O = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \sqrt{(x_{1j} - x_{2j})^2 + (y_{1j} - y_{2j})^2}, \quad \dots(3)$$

kjer je n število parov lokacij, x_j in y_j pa koordinati lokacij osebkov 1 in 2 v času j . Povprečno pričakovano razdaljo (D_E) med pari lokacij osebkov smo izračunali kot povprečno razdaljo med vsako lokacijo enega osebka v času j do vseh lokacij drugega osebka v časih k :

$$D_E = \frac{1}{n^2} \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^n \sqrt{(x_{1j} - x_{2k})^2 + (y_{1j} - y_{2k})^2}, \quad \dots(4)$$

Na osnovi primerjave opaženih in pričakovanih razdalj med osebkoma smo izračunali koeficient socialnosti (S_C):

$$S_C = \frac{D_E - D_O}{D_E + D_O} \quad \dots(5)$$

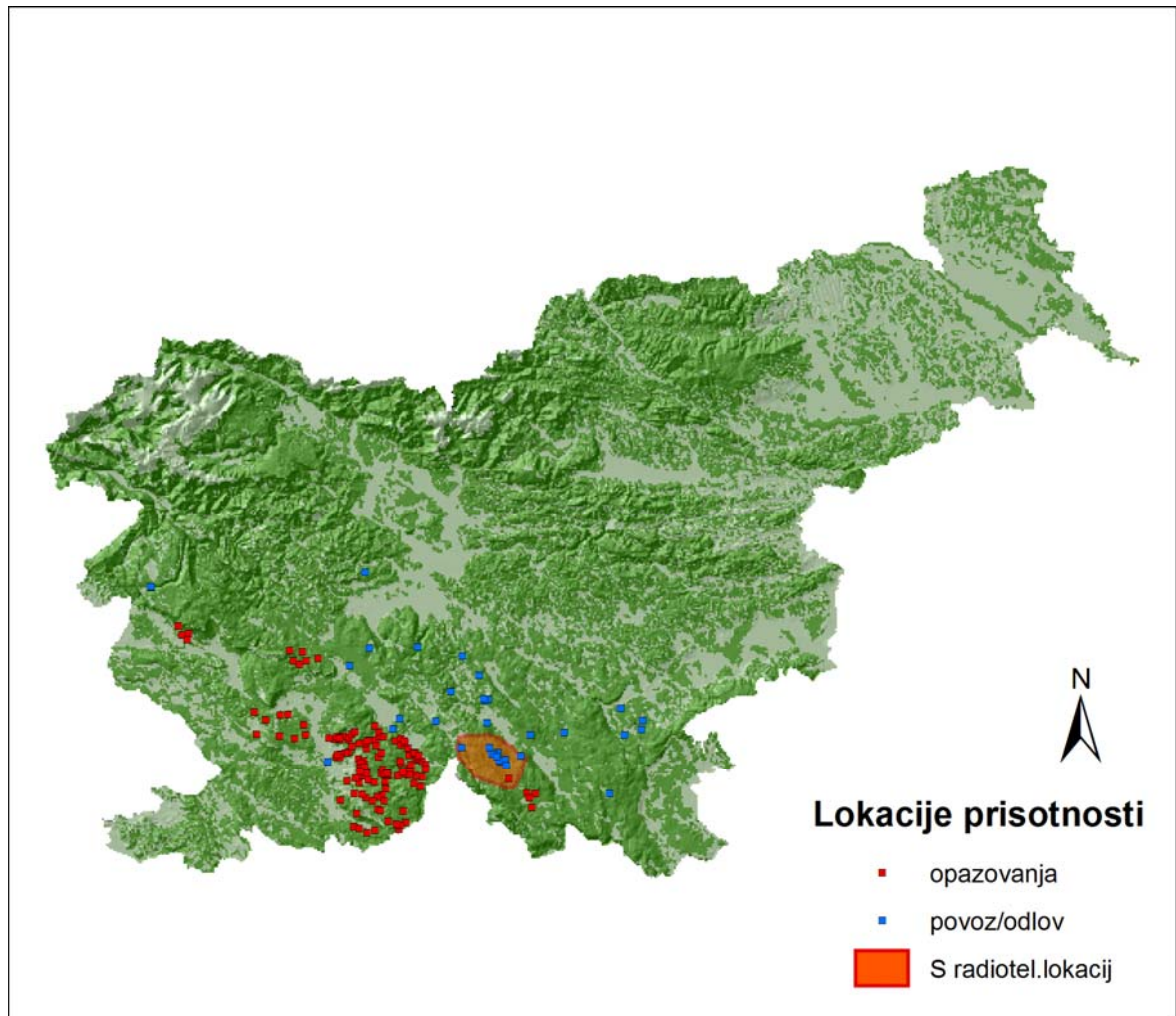
Določajo ga vrednosti v intervalu med -1 in $+1$. Vrednosti okoli 0 nakazujejo neodvisno gibanje med osebkoma, negativne vrednosti kažejo na izogibanje, pozitivne pa na privlačnost med osebkoma.

2.3 HABITATNI MODELI DIVJE MAČKE V SLOVENIJI

2.3.1 Predikcijski habitatni model – ENFA analiza

ENFA analizo smo izpeljali s pomočjo statističnega in GIS orodja Biomapper 3.2, verzija 3.1.5.265 (Hirzel, Hausser in Perrin 2006). Referenčno območje modela je predstavljalo celotno območje Republike Slovenije, ki smo ga razdelili na posamezna podobmočja na osnovi fitogeografske razdelitve Slovenije (Wraber 1969). Fitogeografska razdelitev po našem mnenju ustrezno členi prostor glede na ekološke dejavnike pomembne za večino razmeroma mobilnih, srednje velikih do velikih sesalcev. Dinarsko in preddinarsko fitogeografsko regijo opredeljujejo predvsem jelovo-bukovi gozdovi na katere je v veliki meri vezana divja mačka. Celotno območje smo modelirali s pomočjo tematskih rasterskih kart projiciranih v Gaus-Krügerjev koordinatni sistem, ki so obsegale 2.020.756 izometričnih celic s stranico 100 m. Osnovne tematske okoljske geografske karte smo dobili od Evropske agencije za okolje (European Topic Centre; Corine Land Cover, 2005), Ministrstva za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano (Karta rabe tal v Sloveniji), Geodetske uprave in Klimatološkega oddelka Agencije RS za okolje (MOP; topografske karte, klimatološka karta trajanja snežne odeje v Sloveniji) ter od Zakška in sodelavcev (2005: Karta sončnega obsevanja v Sloveniji). Vsi podatki so bili pripravljene v digitalni obliki primerni za analize v geografskem informacijskem sistemu ArcGIS® (ESRI, 2004). Petnajst kategorij pokrovnosti tal smo združili v tri kategorije na osnovi podobnosti med kategorijami ter na osnovi poznavanja biologije divje mačke (Stahl 1986, Novell in Jackson 1996, Potočnik 2002). S temi podatki smo pripravili posamezne eko-geografske (EGV) karte tako, da smo za vsako posamezno celico odčitali vrednost ali pa izračunali izbrano statistično vrednost: 1- delež gozdnih in drugih zaprtih površin v polmeru 100, 500 in 1000 m okoli vsake celice; 2 – delež odprtih površin ekstenzivne človekove rabe (pašniki, ekstenzivni travniki, zamočvirjena območja) v polmeru 100, 500 in 1000 m okoli vsake celice; 3 – delež iglastega gozda v polmeru 1000 m okoli vsake celice; delež celic z gozdnim robom v polmeru 500 in 1000 m; 4 - orientiranost pobočja; 5 – naklon pobočja, 6 – najmanjša oddaljenost od gozdnega roba (v gozdu – pozitivne vrednosti; izven gozda negativne vrednosti), 7 – najmanjša oddaljenost od naselja, 8 – povprečno trajanja snežne odeje v polmeru 500 m okoli celice in 9 – letna osončenost površine celice. Pred analizo smo eko-geografske karte, kolikor je bilo mogoče, normalizirali s pomočjo Box-Cox-ovih transformacij (Box in Cox, 1964). Za pripravljene tematske karte smo računali korelacijska drevesa in odstranili po eno spremenljivko med pari pri katerih je bil korelacijski koeficient R večji od 0,7. S tem smo

preprečili multikolinearnost matrik. V analizah smo uporabili 10 eko-geografskih spremenljivk (Preglednica 2). Skupno smo za umeritev in validacijo modelov uporabili 1072 lokacij radiotelemetričnega spremljanja 12 divjih mačk in 174 lokacij ubitih/odlovljenih osebkov ali opazovanj. Enoto neodvisne spremenljivke je predstavljala prisotnost divje mačke v posamezni 100 metrski celici.



Slika 4: Lokacije navzočnosti divje mačke (*Felis silvestris*), ki smo jih uporabili v modelih, pridobljene na osnovi neposrednih opazovanj in lokacij povozenih/odlovljenih osebkov v obdobju 1999-2006 ter območje radiotelemetričnega spremljanja divjih mačk.

Posamezna »pozitivna« celica je bila definirana kot celica s prisotnostjo divje mačke, če je vsebovala eno ali več lokacij. Tako smo zmanjšali potencialno prostorsko avtokorelacijo med lokacijami. S skupino pozitivnih celic smo pripravili Bool-ovo karto prisotnosti divje mačke. Za analize smo uporabili tri nize podatkov: 1 – lokacije radiotelemetričnega spremljanja divjih mačk med 1999 in 2004; 2 - lokacije

ubitih/odlovljenih osebkov in neposrednih opazovanj divjih mačk, ki smo jih zbrali med leti 1998 in 2006 ter 3 - vse lokacije skupaj. S tem smo omogočili preverjanje vpliva načina zbiranja podatkov o pojavljanju divje mačke v prostoru na rezultat modela primernosti habitata ter s tem ustreznost zbiranja različnih tipov podatkov za pripravo kart primernosti habitata.

Preglednica 2: Vir petnajstih eko-geografskih kart pripravljenih za ENFA analizo. Natančnost kart je bila 1ha.*-spremenljivke uporabljene v ENFA ($r < 0,7$)

okoljska spremenljivka	oznaka	enota	vir	
1. površina gozda R = 100 m	Pgoz100	ha	CORINE Land Cover	*
2. površina gozda R = 500 m	Pgoz500	ha	CORINE Land Cover	
3. površina gozda R = 1000 m	Pgoz1000	ha	CORINE Land Cover	*
4. površina odprtih ekstenzivnih z. R = 100 m	Pext100	ha	CORINE Land Cover/MKGP	
5. površina odprtih ekstenzivnih z. R = 500 m	Pext500	ha	CORINE Land Cover/MKGP	*
6. površina odprtih ekstenzivnih z. R = 1000 m	Pext1000	ha	CORINE Land Cover/MKGP	
7. površina iglastega gozda R = 1000 m	Pigoz1000	ha	CORINE Land Cover	*
8. število celic z gozdnim robom R = 500 m	NcelGR500		CORINE Land Cover	
9. število celic z gozdnim robom R = 1000 m	NcelGR1000		CORINE Land Cover	*
10. orientiranost pobočja	orient	stopinje	GURS, MOP	*
11. naklon pobočja	naklon	stopinje	GURS, MOP	*
12. najmanjša oddaljenost od gozdnega roba	minDgoz	metri	CORINE Land Cover	*
13. najmanjša oddaljenost od naselja	minDnas	metri	GURS, MOP	*
14. povprečno trajanje snežne odeje R = 500	snegR500	dni	Klimatološki oddelek, ARSO	*
15. letna osončenost	osončenost	kJ/m ²	Zakšek s sod. 2005	

Za modele, ki temeljijo le na podatkih o prisotnosti vrste je težko oceniti njihovo predikcijsko moč. Ena od možnosti je ugotavljanje deleža validacijskih točk, ki se pojavljajo v predvidenem območju z vrednostjo primernosti habitata $HS > 50$; absolutni validacijski indeks (AVI). Takšna metoda validacije pa je lahko problematična v primeru, ko ima vsaka celica modela vrednost $HS > 50$, pri čemer bi model prepoznali kot odličen, saj bi imele vse validacijske točke vrednost večjo od 50. Da bi se izognili temu problemu, sta Hirzel in Arletazz (2003) predlagala izračun kontrastnega validacijskega indeksa (CVI) pri katerem primerjamo delež validacijskih točk D_v ter delež vseh točk D_f z vrednostjo $HS > 50$ v celotnem referenčnem območju. Kontrastni validacijski indeks CVI je tako definiran kot:

$$CVI = D_v - D_R \quad \dots(6)$$

Vrednost CVI se lahko giba med 0 in $(1-D_R)$ pri čemer vrednost 0 pomeni, da predikcijska moč modela ni nič večja, kot bi jo dosegli z naključnim modelom. Višja

vrednost indeksa torej pomeni večjo natančnost modela in s tem večjo predikcijsko moč (Hirzel in Arletazz, 2003). Natančnost modelov smo ocenili s po postopku jack-knife cross-validacije (Fielding in Bell, 1997). Za določitev razmerja med validacijskimi in umeritvenimi točkami smo uporabili Huberty-jevo pravilo (Huberty 1994):

$$T = \frac{1}{1 + \sqrt{(p-1)}} \quad \dots(7)$$

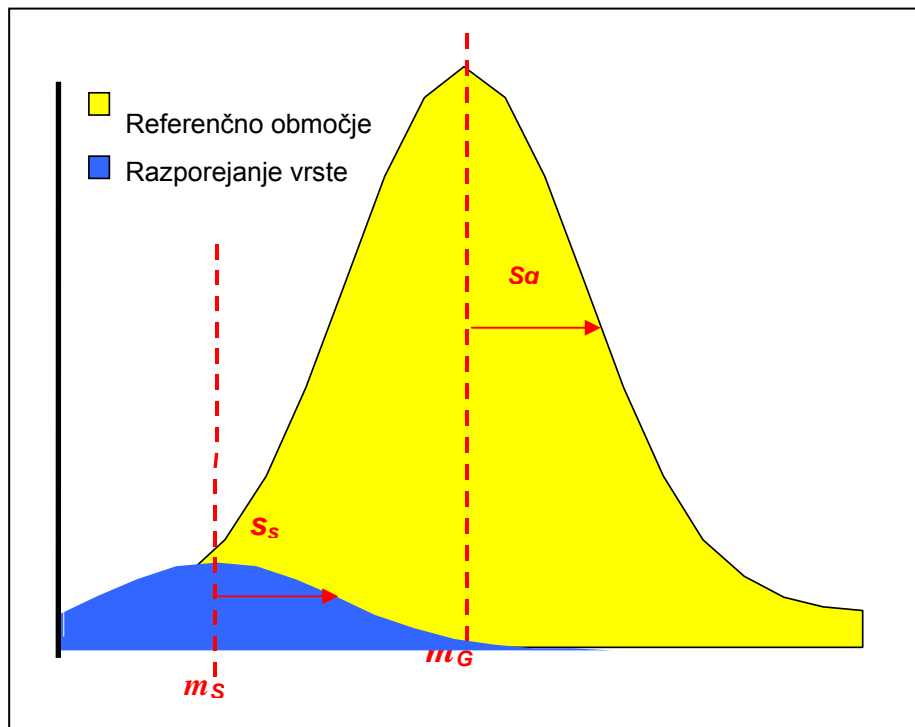
Kjer predstavlja validacijski delež (T) delež podatkov, ki jih bomo uporabili za umerjanje modela, p pa število okoljskih spremenljivk (EGV), ki vstopajo v model. Validacijski delež pripravljenih modelov je bil 25%, zato smo posamezne podatkovne nize razdelili na 4 enake particije. V procesu cross-validacije smo z ENFA analizo zaporedoma umerili modele s tremi particijami posameznega podatkovnega niza, četrto particijo pa smo uporabili za validacijo modela. Izračunali smo Spearmanov koeficient korelacije med prostorsko uravnanimi frekvencami validacijskih točk v 8 enako širokih (HS) razredih primernosti habitata, kot to predlagajo Boyce in sodelavci (2002). Če je stopnja korelacije med frekvencami v posameznih razredih visoka, kaže, da je pripravljen model dober, saj dejansko predvideva relativno verjetnost pojavljanja vrste v prostoru. Na osnovi pripravljenih in validiranih modelov smo pripravili karte primernosti prostora divje mačke v posameznem referenčnem območju.

Za posamezna referenčna območja (1. Slovenija, 2. Slovenija brez alpske regije, 3. dinarska in preddinarska regija, 4. južna Slovenija) smo izračunali vrednosti marginalnostnih faktorjev in specializacijske faktorje habitata divje mačke.

Marginalnost (M) je mera odstopanja med povprečjem razporejanja okoljskih spremenljivk na območju prisotnosti vrste (m_s) in povprečjem razporejanja spremenljivk v referenčnem območju (m_G). Matematično je definirana kot:

$$M = \frac{|m_s + m_G|}{1,96s_G} \quad \dots(8)$$

Kjer je s_G standardna deviacija spremenljivk v referenčnem območju. Nizke vrednosti (blizu 0) nakazujejo, da živi vrsta v povprečnih okoljskih razmerah na celotnem referenčnem območju, visoke vrednosti (blizu 1) pa kažejo na težnjo po izbiri določenega/manjšinskega tipa habitata.

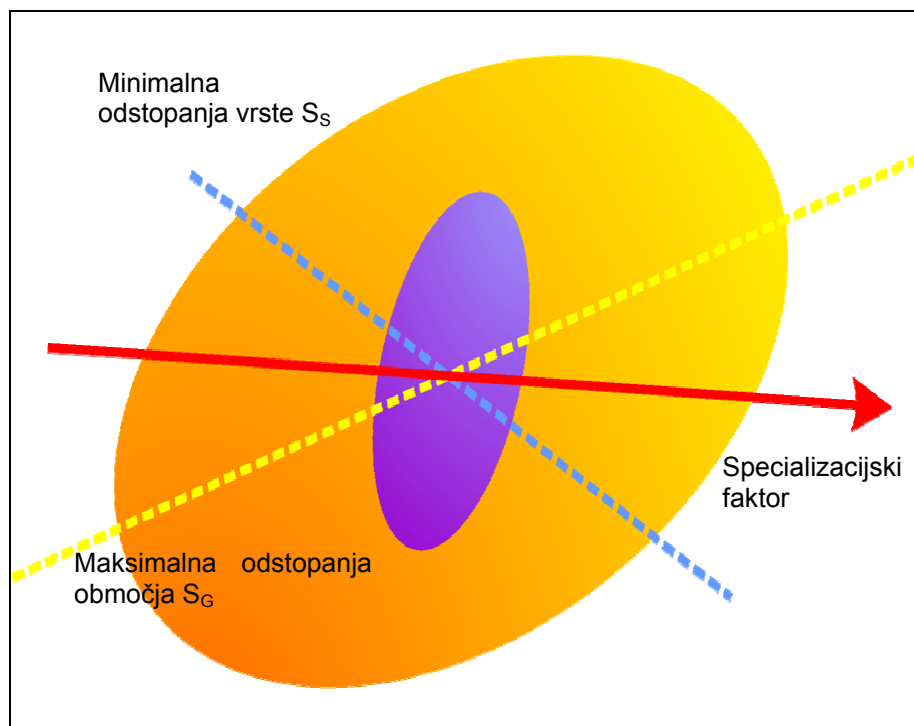


Slika 5: Shematični prikaz matematičnega postopka izračunavanja marginalnostnega faktorja v procesu ENFA analize (po Hirzel s sod. 2002).

Specializacija (S) je mera za izbirnost habitata, ki ga vrsta izbira glede na celoten spekter vrednosti eko-geografskih spremenljivk v referenčnem območju. Matematično je definirana kot razmerje med standardnimi deviacijami razporejanja okoljskih spremenljivk referenčnega območja (s_G) in spremenljivk na območju pojavljanja vrste (s_S):

$$S = \frac{s_G}{s_S} \quad \dots(9)$$

Za lažjo interpretacijo vrednosti S , ki se gibljejo med 1 in neskončno, pogosto uporabljajo inverzno vrednost S ali toleranco T . Nizke vrednosti (blizu 0) kažejo na stenovalentnost vrste, visoke vrednosti (blizu 1) pa na evrivalentnost vrste pri izbiri življenjskega okolja.



Slika 6: Shematični prikaz matematičnega postopka izračunavanja posameznih specializacijskih faktorjev (po Hirzel s sod. 2002).

2.3.2 Fragmentiranost in potencialna povezljivost habitata divje mačke

Za analize fragmentiranosti in povezljivosti habitata smo uporabili habitatni model, ki je bil umerjen in validiran na osnovi radiotelemetričnih lokacij in lokacij poginulih/odlovljenih oziroma opazovanih divjih mačk. Da bi opredelili posamezne habitatne krpe in njihova jedra smo arbitrarno določili 3 mejne vrednosti HS, ki so predstavljale vrednosti 3. kvartila, mediane ter 1. kvartila točk, ki so jih uporabljale divje mačke. Karta modela s spodnjo mejo pri mediani vrednosti ($HS \geq 50$) je predstavljala najprimernejša jedra habitatnih krp, karta modela s spodnjo mejo pri 1. kvartilu ($HS \geq 33$) pa območja potencialno primerna za divjo mačko v Sloveniji. Minimalno velikost jeder habitatnih krp, ki smo jih obravnavali smo določili na osnovi ugotovljenega minimalnega domačega okoliša domačih mačk v Sloveniji (350 ha). Najmanjša potencialno primerna območja, ki smo jih obravnavali v modelu pa so bila velikosti največjega domačega okoliša divjih mačk v Sloveniji ($\sim 20 \text{ km}^2$) (Potočnik 2002). Iz karte jeder habitatnih krp smo izračunali njihove velikosti, mediane vrednosti HS ter pripadajoče interkvartilne vrednosti.

Tip rabe prostora oziroma habitatni tip v vsaki posamezni točki vpliva na relativno težavnost gibanja osebkov določene vrste skozi prostor. Ferreras (2001) je ugotovil, da je bila povezljivost med habitatnimi krpami, opredeljena kot delež uspešnih disperzij med dvema krpama, značilno odvisna od količine napora potrebnega za gibanje skozi prostor. Za divjo mačko ni podatkov o značilnostih rabe prostora dispergirajočih osebkov, zato smo na osnovi podatkov CORINE Land cover v geografskem informacijskem sistemu definirali sedem kategorij rabe prostora oziroma pokrovnosti, ki smo jim opredelili relativno upornost glede na delež posamezne kategorije prostora na površini 1km polmerov okoli lokacij prisotnosti divjih mačk.

Preglednica 3: Kategorije pokrovnosti tal opredeljene v analizah stroškovnih razdalj (Weighted Cost Distance) in poti z najmanjšimi kumulativnimi vrednostmi upornosti pri gibanju skozi prostor (Shortest cost-path). Kategorije 2. stopnje smo združili v sedem kategorij glede na podobnost ter poznavanje biologije divje mačke.

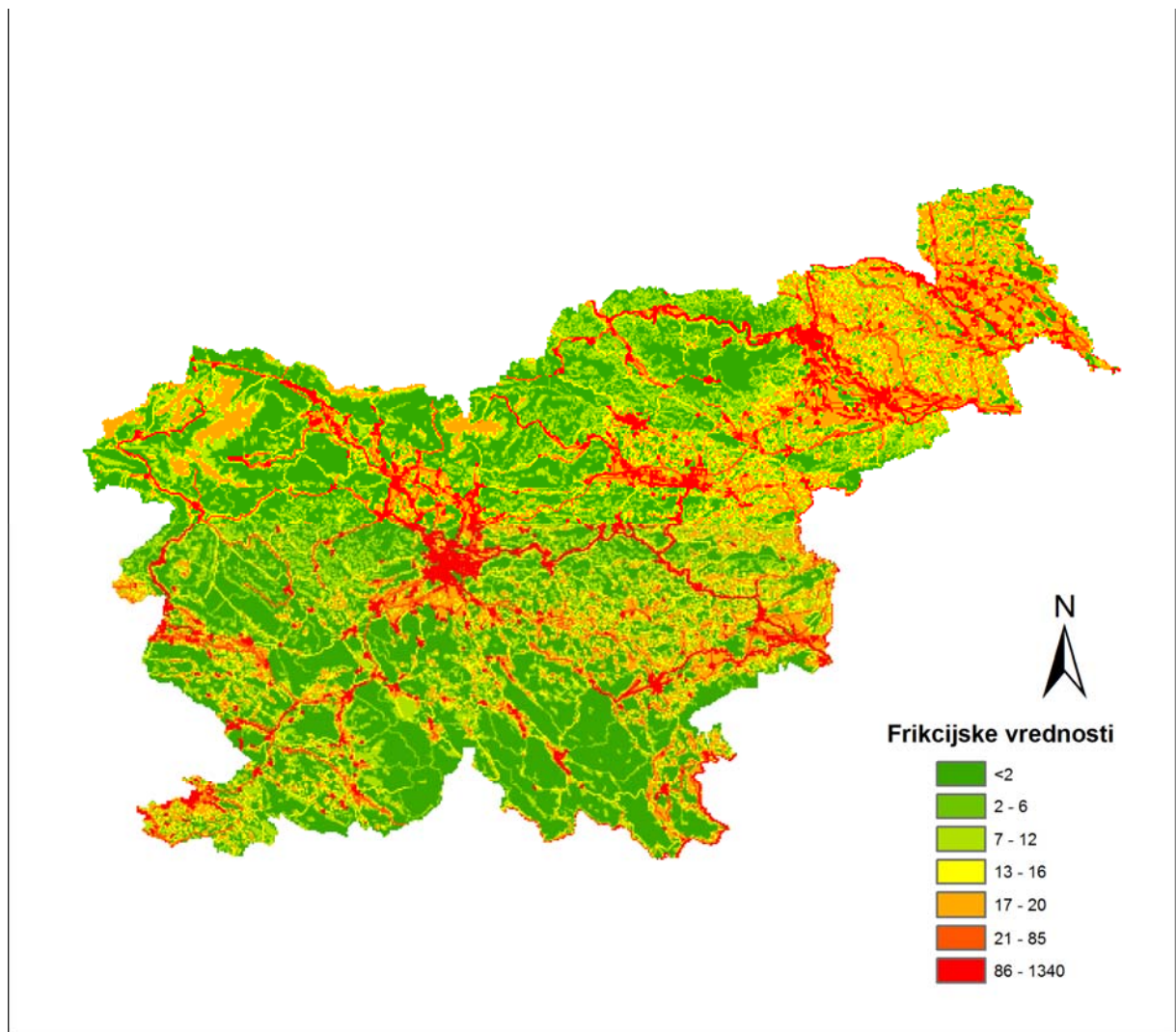
15 kategorij pokrovnosti tal po CORINE	kategorije pokrovnosti v analizi
Urbane površine Industrija, trgovina, transport Rudniki, odlagališča, gradbišča Umetno ozelenjene nekmetijske	Urbane površine
Njivske površine Trajni nasadi Mešane kmetijske površine	Intenzivne kmetijske površine
Naravni travniki Barja in resave Pašniki	Ekstenzivne odprte površine
Gozd	Gozd in zaprte naravne površine
Naporasle površine brez vegetacije	Odprte naravne površine
Celinska močvirja	Močvirja
Celinske mirujoče vode Morje	Velika vodna telesa

Upornost smo opredelili obratno sorazmerno z deležem posamezne kategorije prostora. Upornost za gozdni prostor, ki je predstavljal daleč največji delež prostora, smo določili vrednost 1, preostale vrednosti pa glede na razmerje med površino gozdnega prostora in dano kategorijo (Preglednica 4). Večje urbane oziroma umetne površine in velika vodna telesa, kot so jezera in akumulacije ter višine nad 2000 metrov smo ocenili kot praktično nepremostljive ovire za divjo mačko, zato smo zanje arbitrarno določili zelo visoko upornost 1000. V karto upornosti prostora smo vključili tudi linijske ovire kot so avtoceste ter druge večje ceste, železnice ter srednje velike in velike reke. Lokalnim cestam smo arbitrarno določili enako vrednost upornosti kot ekstenzivnim kmetijskim površinam (6). Upornost (frikcijsko vrednost) za ograjene avtoceste smo določili na osnovi deleža celic s premostitvenimi objekti. Na osnovi spremljanja prehajanja prostoživečih sesalcev preko premostitvenih objektov večjih odsekov avtocest v Sloveniji so ugotovili, da divje mačke razmeroma pogosto prečkajo avtoceste na premostitvenih objektih (Adamič, Jerina in Kobler 2000, Žerdin s sod. 2005). Osnova za določitev upornosti avtocest, magistralnih in regionalnih cest je bila enaka vrednosti upornosti za intenzivne kmetijske površine (17), pri čemer smo vrednost za ograjene avtoceste pomnožili z inverzno vrednostjo deleža celic avtoceste na katerih so premostitveni objekti. Ta delež znaša za slovenske avtoceste 0,2 (vir: DARS). Upornost avtocest smo torej določili z vrednostjo $17 \times 1/0,2$ oziroma $17 \times 5 = 85$. Na enak način smo določili tudi upornost srednje velikih in velikih rek. Tako je bila upornost za srednje velike reke $17 \times 5 = 85$, za velike reke kot so Soča, Sava, Savinja, Krka, Drava in Mura pa $17 \times 20 = 340$. Na osnovi teh vrednosti smo pripravili dve frikcijski karti za območje Slovenije. Prva karta upornosti prostora je vsebovala upornostne vrednosti kategorij rabe prostora oziroma pokrovnosti in naravnih linearnih ovir – rek. Druga karta pa je vsebovala tudi antropogene linearne ovire (prometno infrastrukturo).

Preglednica 4: Vrednosti upornosti prostora okoljskih spremenljivk, ki smo jih uporabili pri analizi fragmentiranosti in povezljivosti med habitatnimi krpami divjih mačk. Karta 1 = vrednosti brez prometne infrastrukture; Karta 2 = vrednosti s prometno infrastrukturo.

kategorija	okoljska spremenljivka	upornostna vrednost prostora	
		karta 1	karta 2
Pokrovnost tal	Urbane površine	1000	1000
	Intenzivne kmetijske površine	17	17
	Ekstenzivne odprte površine	6	6
	Gozd in zaprte naravne površine	1	1
	Odprte neporasle naravne površine	17	17
	Močvirja	17	17
	Velika vodna telesa	1000	1000
Topografska	višine nad 2000 m	1000	1000
Linearne ovire	Avtoceste	/	85
	Magistralne in regionalne ceste	/	17
	Lokalne ceste	/	6
	Železnica	/	17
	Srednje velike reke	85	85
	Velike reke	340	340

Stroškovne razdalje (Weighted Cost Distance) in poti z najmanjšimi kumulativnimi frikcijskimi vrednostmi (Shortest cost-path) med jedri habitatnih krp modela smo računali s programsko razširitvijo ArcGIS® Spatial analyst. Za dispergirajoče živali ne pričakujemo, da bodo našle optimalno pot med dvema habitatnima krpama, kot nam jo podajo analize stroškovnih razdalj (Schadt s sod. 2002), vsekakor pa analiza stroškovnih razdalj podaja mere relativne povezljivosti med posameznimi jedri habitatnih krp. Izračunali smo potencialno povezljivost med območji, kjer so divje mačke prisotne in območji, ki po habitatnem modelu niso primerna za divjo mačko pa se v njih občasno ali redno pojavljajo.



Slika 7: Karta prehodnosti prostora za divjo mačko (*Felis silvestris*) za območje Slovenije upoševajoč prometno infrastrukturo.

2.3.3 Habitatni interferenčni model med domačo in divjo mačko

Za razliko od habitatnih modelov, ki temeljijo na podatkih o prisotnosti in odsotnosti vrste ter definirajo zanje potencialno primeren oziroma neprimeren prostor (npr.: Morrison, Marcot in Mannan, 1992, Boyce in McDonald 1999, Zimmermann in Breitenmoser 2002), smo pri pripravi prostorskega kompeticijskega modela med domačo in divjo mačko uporabili podatke o razporejanju domačih in divjih mačk. Območje kjer smo radiotelemetrično spremljali divje mačke oziroma zbirali podatke o njihovem pojavljanju je razmeroma homogeno (81% gozdnih površin), poleg tega nismo imeli podatkov o resnični odsotnosti divjih mačk. Tudi, ko smo uporabili podatke o pojavljanju divjih mačk, in jih primerjali z naključnim vzorcem prostora, se je izkazalo, da gozd ni

ena izmed spremenljivk logistične enačbe, ki je ločevala obe skupini podatkov. Poleg tega je bila zanesljivost klasifikacije prostora, ki ga uporabljajo divje mačke vedno nižja od 23%. To je pomenilo, da z dano metodo modeliranja ter razpoložljivimi podatki ne moremo izdelati habitatnega modela divje mačke, zanesljivost določevanja preferenčnega prostora pa je bila prenizka. Tako smo na osnovi radiotelemetričnih podatkov in podatkov neposrednih opazovanj divjih in domačih mačk z logističnim modelom, ki smo ga poimenovali interferenčni model, opisali potencialni prostor, ki opredeljuje verjetnost pojavljanja ene ali druge oblike mačke v prostoru. S tem smo dobili oceno o potencialnem prostorskem razporejanju in s tem možnem vplivu domače mačke na divjo mačko v širšem referenčnem prostoru.

Za izdelavo modela smo uporabili 1251 lokacij divjih mačk in 748 lokacij domačih mačk. Podatke o rabi prostora smo dobili iz karte rabe prostora CORINE 2005, kjer je raba prostora klasificirana v kategorije na rasterju z velikostjo celice 100 m. Topografske podatke smo pripravili na osnovi topografskih kart merila 1:25.000 Geodetske uprave RS. Vse podatke smo projecirali v Gaus-Krügerjevo projekcijo. Izdelali smo rastrske karte z velikostjo celice 100 m in za vsako celico določili opisne okoljske spremenljivke. Velikost celice 100 x100 m smo izbrali, ker ustreza mediani pozicijski natančnosti radiotelemetrijskih lokacij divjih mačk.

Pri izbiri okoljskih spremenljivk smo se izognili uporabi velikega števila spremenljivk, ki niso neposredno povezane z biologijo divje mačke oziroma domače mačke, in tako povečali biološko interpretacijsko vrednost modela. Življenjski prostor evropske divje mačke so predvsem listopadni in mešani gozdovi sredogorskih območij, poplavni gozdovi velikih rek (Nowell in Jackson 1996) ter območja sredozemske makije (Ragni 1981). Skupna značilnost območij pojavljanja divje mačke pa je nizka gostota prebivalstva ter ekstenziven način izkoriščanja prostora (Nowell in Jackson 1996). Domače mačke so vezane na bližino človekovih bivališč, kjer pridobijo osnovni vir hrane, primerna in varna mesta za kotitev, posredno pa za samce predstavljajo območja z veliko gostoto samic (Liberg 1980). Osnovni namen izdelave prostorskega kompeticijskega modela med divjo in domačo mačko je bil v identificiranju območij, ki ga potencialno uporabljajo domače mačke. Ekstrapolacija modela na območja kjer divja mačka ni prisotna ali pa je izjemno redka, namreč, ne opredeljuje območij, ki so potencialno primerna za divjo mačko a priori pač pa dejansko kaže na območja, kjer se domače mačke verjetno ne pojavljajo.

V prvi fazi smo izbrali in pripravili več okoljskih spremenljivk (Preglednica 5), ki smo jih glede na prostorski opis razdelili na 2 stopnji:

1. točkovne spremenljivke; Z njimi smo opisali kategorične, diskretne ali opisne vrednosti v dani lokaciji - celici kot so: tip pokrovnosti, nadmorska višina, orientiranost pobočja, naklon, letna osončenost, najmanjša razdalja do gozdnega roba in najmanjša razdalja do naselja.

2. percepcijske spremenljivke; Z njimi smo opisali okoljske značilnosti prostora v okolici vsake celice, kot ga zaznavajo mačke pri dnevnem gibanju oziroma na nivoju svojih območij aktivnosti. Značilnosti prostora smo opisali v polmerih 100, 500 ali 1000 m okoli vsake točke rastra. Na ta način smo opisali: površino zaprtega oziroma gozdnega prostora v polmeru 100, 500 in 1000 m, površino odprtih ekstenzivnih kmetijskih površin v polmeru 100, 500 in 1000 m, površino pretežno iglastega gozda v polmeru 1000 m, število celic gozdnega roba v polmeru 100, 500 in 1000 m ter trajanja snežne odeje v polmeru 500 m.

Preglednica 5: Okoljske spremenljivke, ki smo jih vključili v proces izbire v logistični regresiji

okoljska spremenljivka	biološka interpretacija	Hi ² /K-S test	vključenost
1. površina gozda R = 100 m	ekstenzivna človekova raba prostora	P < 0.001	ne
2. površina gozda R = 500 m	ekstenzivna človekova raba prostora	P < 0.001	ne
3. površina gozda R = 1000 m	ekstenzivna človekova raba prostora	P < 0.001	da
4. površina odprtih ekstenzivnih z. R = 100 m	ekstenzivna človekova raba prostora	P < 0.001	ne
5. površina odprtih ekstenzivnih z. R = 500 m	ekstenzivna človekova raba prostora	P < 0.001	da
6. površina odprtih ekstenzivnih z. R = 1000 m	ekstenzivna človekova raba prostora	P < 0.001	ne
7. površina intenzivnih kmetijskih z. R = 1000 m	intenzivna človekova raba prostora	P < 0.001	da
8. število celic z gozdnim robom R = 500 m	fragmentacija	P < 0.01	da
9. število celic z gozdnim robom R = 1000 m	fragmentacija	P < 0.001	da
10. orientiranost pobočja	preferenca divje mačke	P < 0.005	da
11. naklon pobočja	nedostopnost za človeka	P < 0.001	da
12. najmanjša oddaljenost od gozdnega roba	preferenca divje mačke	P < 0.001	da
13. gozd - ne-gozd	razlika divja/domača mačka	P < 0.001	da
15. najmanjša oddaljenost od naselja	preferenca domače mačke	P < 0.001	da

Vse analize smo izvedli s programskim paketom SPSS 13.0[®]. Multivariatno logistično regresijo smo izvedli z modulom Multinomial Logistic Regression[®]. V logistični model smo želeli vključiti le tiste spremenljivke, ki so z vidika biologije domače in divje mačke relevantne oziroma tiste spremenljivke s katerimi smo potrdili statistično značilne razlike med divjimi in domačimi mačkami. Razlike smo testirali s Hi-kvadrat oziroma

Kolmogorov-Smirnov-im testom. Vse lokacije, ki so v rastru pripadale eni celici smo obravnavali kot eno lokacijo tako smo dobili 802 celici prisotnosti divjih mačk in 276 celic prisotnosti domačih mačk. S tem smo zmanjšali možnost prostorske avtokorelacije med podatki, ki vodi do pseudoreplikacije in prevelikega vpliva vstopnih parametrov modela (ang.: overparameterization) (Caroll in Pearson 2000). Močno korelirane spremenljivke ($r > 0,75$) smo poiskali v korelacijski matriki (Spearman Rho test) in izbrali le po eno spremenljivko v paru. S tem smo se izognili multikolineranosti med spremenljivkami. Podatke smo naključno razdelili na dva niza. Prvi niz podatkov smo uporabili za umerjanje modela, drugi niz pa za validacijo modela. Po oceni polnih modelov smo za določitev končnih modelov izbrali dva pristopa. Prvi pristop je ti. stopnjevalni pristop (step up), da bi našli najmanjši zadovoljiv model, ki bi dobro razložil odvisno spremenljivko brez vključevanja nepotrebnih spremenljivk (Wilson s sod. 1997, Bradbury s sod. 2000). Najprej smo naredili modele za vsako spremenljivko in jih testirali. Izbrali smo model z najnižjim Akaikovim informacijskim kriterijem (AIC) (Burnham in Anderson, 1998), mu dodajali vsako preostalo spremenljivko posebej in tako dobili serijo modelov s po dvema spremenljivkama. Proces smo nadaljevali dokler ni dodajanje novih spremenljivk nehalo nižati AIC. Po drugem pristopu pa smo izbirali spremenljivke po metodi »forward stepwise«, ki v vsakem koraku dodajanja posamezne spremenljivke v model oceni zmanjšanje odklonov modela in jih v modelu obdrži le, če statistično značilno prispevajo k zmanjšanju odklonov modela. Za minimalen zadovoljiv model smo šteli model z najnižjim AIC, v primeru istih AIC pa model z najmanjšim številom spremenljivk. Rezultat je model z naslednjo enačbo:

$$LP(P) = \beta_0 + \beta_1 V_1 + \beta_2 V_2 + \dots + \beta_n V_n$$

kjer je P verjetnost, da celico uporablja divja mačka in β_0 konstanta. $\beta_1 \dots \beta_n$ so koeficienti pripisani vsaki izmed neodvisnih spremenljivk $V_1 \dots V_n$ med regresijo, $1 - P$ pa verjetnost, da celico uporablja domača mačka. P lahko izračunamo po naslednji enačbi:

$$P = \frac{e^{LP(P)}}{1 + e^{LP(P)}}$$

Kot neodvisno merilo učinkovitosti modela smo uporabili metodo »receiver operating characteristic« (ROC; npr.: Fielding in Bell 1997, Guisan in Zimmermann 2000) in izračunali površino pod krivuljo (AUC). ROC krivuljo dobimo z grafično projekcijo deleža pravilno klasificiranih lokacij divjih mačk (občutljivost, ang. sensitivity) na y-osi in deleža napačno klasificiranih lokacij domačih mačk (specifičnost, ang. specificity) na x-osi. Površina pod ROC krivuljo (AUC) pri naključnih modelih $AUC_{crit} = 0,5$, vrednosti nad 0,7 pa veljajo za uporabne za večino raziskav (Pearce in Ferrier 2000). Za uporabo modela na območju celotne Slovenije smo izbrali mejno vrednost P , pri kateri uvrščamo

prostor v eno ali drugo skupino, kot srednjo vrednost med mejno vrednostjo $P_{opt} = 0,35$ (maksimalen delež pravih klasifikacij) in vrednostjo $P_{fair} = 0,47$, pri kateri je bila napaka modela najmanjša (enaka verjetnost napačne klasifikacije prisotnosti divje mačke in napačne klasifikacije domače mačke). Dobljeni model smo v geografskem informacijskem sistemu ekstrapolirali na območje celotne Slovenije.

Razvrščanje prostora v dve kategoriji glede na pojavljanje domače in divje mačke v prostoru nam pri njuni razmeroma veliki potencialni mobilnosti, na daje dosti možnosti za predvidevanje potencialnih interakcij med njima. Da bi opredelili prostor v katerem potencialno prihaja do interakcij med divjo in domačo mačko, smo prostor razdelili v tri kategorije, pri čemer smo kot mejni vrednosti P med njimi določili na osnovi minimalnega deleža 0,8 pravih klasifikacij divje in domače mačke. Spodnjo mejno vrednost $P_{int-min}$ smo določili pri vrednosti pri kateri je bil delež pravih klasifikacij divje mačke večji od 0,8, zgornjo mejno vrednost $P_{int-max}$, pa smo določili pri vrednosti pri kateri je bil delež pravih klasifikacij domače mačke večji od 0,8. Tako smo definirali prostor, z vrednostmi P med obema mejnima vrednostma P , kot potencialni interferenčni prostor.

Prostorski interferenčni model divje in domače mačke smo primerjali s habitatnim modelom divje mačke, ki smo ga dobili z ENFA analizo. Izračunali smo območja in obseg prekrivanja med območji v katerih se potencialno pojavljajo domače mačke in območji potencialno primernimi za divjo mačko po habitatnem modelu. Identificirali smo območja, v katerih se domače mačke potencialno ne pojavljajo ter zanje izračunali povprečne vrednosti primernosti habitata HS po habitatnem modelu divje mačke.

3 REZULTATI

3.1 REZULTATI ODLOVA

Odlov smo izvajali 696 lovnih dni. Kot tarčne vrste smo v pasti štirinajstkrat ujeli divjo mačko, enega risa ter štiri domače mačke. V času odlavljanja smo ujeli še 24 jazbecev (*Meles meles*) in medvedjega mladiča. Divje mačke smo ujeli na vseh odlovnih mestih. Ujeli smo 10 samcev in dve samici. Povprečna odlovna uspešnost divjih mačk je bila ena divja mačka na 58 lovnih dni. Na enem odlovnem mestu sta se v past ujela dva samca in samica. Na dveh odlovnih mestih sta se ujeli po dve divji mački in sicer dva samca ter samec in samica. Dejstvo, da smo na posameznem odlovnem mestu ujeli po več osebkov, je nakazovalo prekrivanje njihovih domačih okolišev.

(1) 27.8. 1999 se je v past številka 5 ujela divja mačka, samica (01, Prima). Samica je bila brez mladičev ter vidnih znakov laktacije. Na osnovi obrabljenosti zobovja smo ocenili, da gre za starejši osebek. Razen poškodb zobovja smo ugotovili tudi znake kariesa.

(2) 27. 9. 1999 smo v past številka 3 ujeli samca divje mačke (01, Maks). Glede na obrabljenost in obarvanost zobovja in telesno maso smo ga uvrstili v kategorijo starejših. Stodvanajst dni po odlovu je na travniku nad vasjo Grčarske Ravne poginil. Truplo smo odpeljali na avtopsijo na Veterinarsko fakulteto, Inštitut za patologijo divjih živali v Ljubljani. Ugotovili so, da je vzrok pogina verjetno kužna bolezen mačja kuga (*Panleucopenia felis*), ki je pogosta virusna bolezen pri domačih mačkah, zlasti v obdobju nizkih temperatur (Potočnik 2002).

(3) 28. 9. 1999 se je v past številka 5 ujel samec (02, Ajd) po obrabljenosti zobovja odrasel, srednje star osebek.

(4) 26. 10. 1999 se je ujela mlajša samica divje mačke (02, Liza), ki je bila brez mladičev in ni kazala vidnih znakov laktacije.

(5) 11. 2. 2000 smo ulovili samca divje mačke (03, Krpan). Glede na velikost in obrabljenost zobovja smo ga uvrstili v kategorijo srednje starih osebkov. V maju 2000 je ovratnico izgubil. Mesto oddajanja signala smo poiskali in izkazalo se je, da je osebek ovratnico izgubil zaradi preohlapne namestitve.

(6) 25. 2. 2000 smo ujeli samca domače mačke (04, Jalen) ob skednju v bližini lovske kočice v Jelenovem Žlebu. Osebek so pogosto videvali v bližini kočice, vendar so ga zaradi podobne obarvanosti, kot divja mačka, ter plašnosti ocenili za divjo mačko. Na osnovi zunanjih morfoloških znakov smo osebek določili za domačo mačko. Samec je bil ujet 6 km stran od drugega najbližjega zaselka ali hiše. Po ujetju in namestitvi ovratnice se je premaknil v neposredno bližino vasi Loški Potok, kjer se je občasno prehranjeval skupaj z drugimi domačimi mačkami.

(7) 10. 3. 2000 se je v past številka 1 ujela samica risa (04, Mici). Na osnovi razvitosti in obrabljenosti zobovja, krvnih parametrov ter mase smo ocenili, da gre za 10 mesecev staro samico. V začetku maja 2000 smo izgubili signal, ki ga je oddajala ovratnica.

(8) 21. 3. 2000 se je v past številka 3 ujel samec divje mačke (05, Muri), ki smo ga uvrstili v kategorijo srednje starih osebkov. Samec je imel na glavi starejšo odrgnino velikosti 3x4 cm. Poškodba je bila verjetno posledica drgnjenja zaradi okuženosti s kožnim parazitom iz rodu *Notoedres*.

(9) 29. 3. 2000 se je v past številka 6 ujel samec divje mačke (06, Ciril). Glede na razvitost in obrabljenost zobovja ter nizko telesno maso (Preglednica 6) smo osebek uvrstili v kategorijo doraščajočih. Samec je 29. 12. 2002 poginil po trku z vozilom ob lokalni cesti Grčarice – Raktnica, 500 m od vasi Grčarice.

(10) 15. 9. 2000 se je v past številka 3 ujel srednje star samec divje mačke (07, Brdavs). Tri tedne po odlovu smo izgubili signal ovratnice. Možen vzrok za izgubo signala je v okvari radijske ovratnice.

(11) 7. 3. 2001 smo v past številka 6 ponovno ujeli samca Murija (05), ki se je prvič ujel 21. 3. 2000. Poškodba iz prejšnjega leta se je pozdravila, sredi čela je bilo vidna le še 1 cm² velika površina brez dlake.

(12) 7. 6. 2003 smo v past pod nekdanjim smučiščem v Glažuti ujeli odraslega samca Matija (11). Glede na obrabljenost zobovja smo ga uvrstili v kategorijo srednje starih živali.

(13) 11. 7. 2003 smo v past na Črnem vrhu ujeli odraslega samca Petra (12). Na osnovi obrabljenosti zobovja smo ga uvrstili v kategorijo mlajših. Med vsemi ujetimi divjimi mačkami, je pri ujetju kazal najmanj agresivnosti.

(14) 31. 7. 2003 smo v past pri koči na Koritih pod Rezinskim vrhom ujeli odraslega samca Nejca (13). Po telesni razvitosti in obrabljenosti zobovja smo ga uvrstili v kategorijo srednje starih.

(15) 7. 11. 2003 se je v past pri gradu Strmec ujel odrasel samec Gorazd (14), ki je bil med vsemi ujetimi samci s sedmimi kg najtežji. Glede na obrabljenost zobovja smo ga uvrstili v kategorijo srednje starih.

V zimi 2002/2003 smo v vaseh Podpreska in Lazec tarčno ujeli tri samce domačih mačk in jim namestili radiotelemetrične ovratnice: (1) Samcu Bobu smo namestili ovratnico 18. 11. 2002. Maček je bil star 4 leta. Lastniki so ga redno hranili in je stalno prosto spušen. (2) Tudi samec Karlo, ki smo mu namestili ovratnico 18. 11. 2002, je bil maček, ki je imel lastniško oskrbo. Za razliko od Boba so Karla pogosto čez noč zapirali v hišo, sicer pa se je lahko prosto gibal po okolici. (3) Samca Liska smo ujeli in mu namestili ovratnico 19.01. 2003. Maček ni imel lastnikov in ni imel zagotovljenega stalnega vira hrane s strani človeka. Večinoma se je prehranjeval na prehranjevalnih mestih drugih domačih mačk v vasi.

Odrasli samci divjih mačk so tehtali od 4,5 do 7 kg, doraščajoči maček Ciril pa 3.1 kg. Samici sta bili težki 3,5 in 4,5 kg. Dolžina trupa z glavo je bila pri odraslih samcih od 60 do 67 cm, dolžina repa pa med 29,5 in 33,5 cm. Samici sta merili 61 in 54 cm (trup z glavo) z dolžinama repov 27.5 in 30 cm (Preglednica 2). Vrednosti osnovnih biometričnih parametrov odlovljenih divjih mačk obeh spolov so bile v okviru variacijskih vrednosti parametrov divjih mačk iz Hartza v Nemčiji (Piechocki, 1990). Mediane vrednosti tež in skupnih dolžin odlovljenih samcev sicer nakazujejo na višje vrednosti od srednjih vrednosti teh parametrov pri divjih mačkah iz Hartza vendar so možnosti njihovih primerjav zaradi majhnega števila odlovljenih osebkov omejene.

Prvi dve divji mački smo uspavali s pomočjo pihalnika. Uspavanje je bilo uspešno šele po 9 oziroma 11 poskusu injiciranja saj so se injekcijske puščice od živali odbijale, pri čemer je žival prejela le del ali nič potrebne doze uspavala. Pri tretjem osebku (Ajd) smo po treh neuspešnih poskusih s pihalnikom uporabili krotitveno ploščo ter žival uspavali ročno z

injekcijsko iglo. Vse nadaljnje živali smo uspavali na tak način s čimer smo bistveno skrajšali odlovni postopek (Priloga 1). Nobena ujeta žival se ob ujetju oziroma odlovnem postopku, razen manjših površinskih odrgnin na čelu ter okoli oči pri 5 osebkih, ni poškodovala. Vsi ujeti osebki so bili v normalni telesni kondiciji.

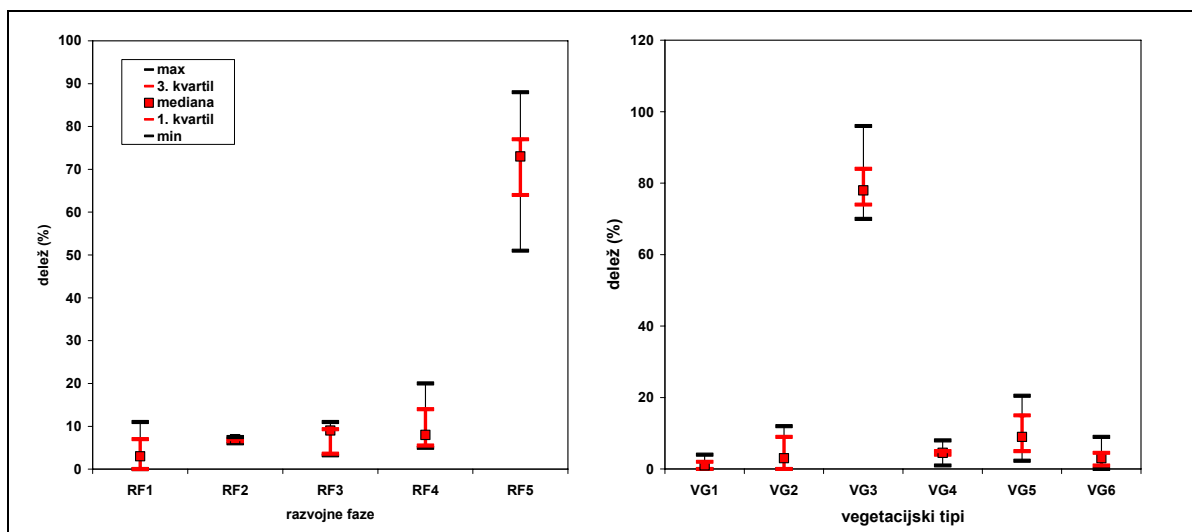
Preglednica 6: Biometrične meritve divjih mačk (*Felis silvestris*) ujetih na območju Glažute od 1999 do 2004.

	spol	teža(kg)	dolžina trupa z glavo (cm)	dolžina repa (cm)	dolžina zadnjega stopala (mm)	obseg prsi (cm)	obseg trebuha (cm)	dolžina uhlja (cm)	obseg glave (cm)	širina sp/zd šape (cm)	dolžina zg. kaninov (mm)
PRIMA	♀	3,5	61,0	27,5	128	33,0	n.p.	5,8	n.p.	n.p.	n.p.
AJD	♂	6,0	64,0	32,0	137	36,0	37,0	6,0	23,5	3,5/3,6	17/1
MAKS	♂	6,5	60,0	31,0	139	36,0	39,0	6,0	25,5	3,4/3,4	15/0
LIZA	♀	4,5	54,0	30,0	135	30,0	33,0	6,0	n.p.	3,4/3,6	n.p.
KRPAN	♂	5,1	67,0	29,5	135	33,0	30,0	6,3	25,0	3,5/3,6	n.p.
MURI	♂	5,7	64,0	33,0	138	34,5	31,0	n.p.	25,0	3,5/3,6	n.p.
CIRIL	♂	3,0	58,5	30,5	131	32,5	33,0	5,8	19,0	2,9/3,0	11/11
BRDAVS	♂	5,0	65,0	33,5	141	40,5	41,5	5,9	27,0	3,5/3,5	11/12
*MURI	♂	6,0	65,0	33,0	138	39,0	38,0	6,0	25,0	3,5/3,6	n.p.
MATIJA	♂	5	66,0	32,5	135	34,0	31,0	6,3	24,0	3,2/3,2	12/12
PETER	♂	5,1	61,0	30,5	140	33,0	35,5	6,2	23	3,3/3,4	11/11
NEJC	♂	5,4	66,0	33,5	137	33,0	36,0	6,3	23	3,3/3,5	11/12
GORAZD	♂	7,0	67,0	33,0	144	41,0	46,0	6,3	27,5	3,6/3,7	14/15

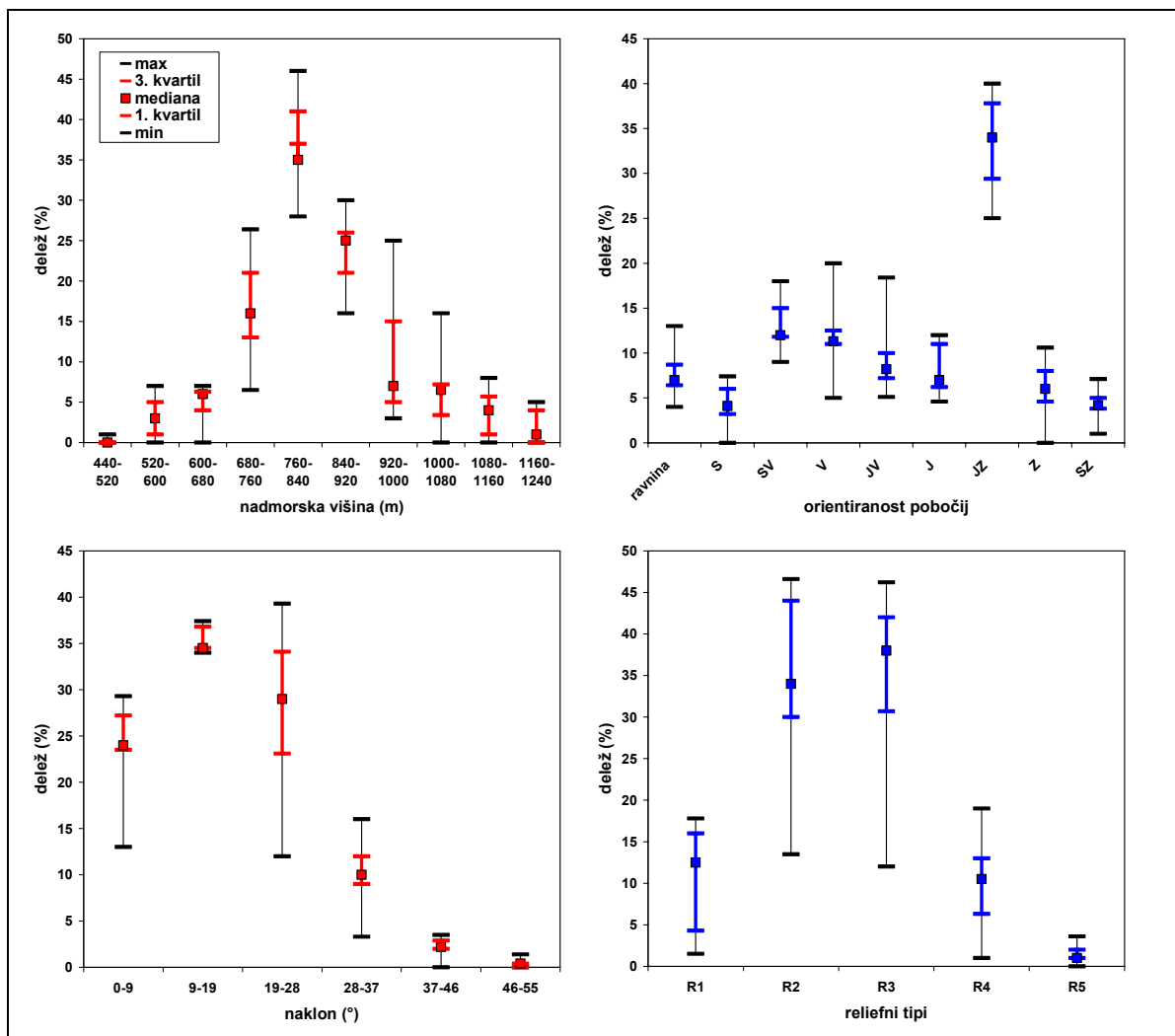
*-ponovno ujet, n.p. - ni bilo izmerjeno

3.2 RABA PROSTORA

Pri razporejanju divjih mačk v prostoru glede na vegetacijske in reliefne parametre smo med osebki ugotovili variabilnost v rabi posameznega razreda (Slika 8, 9). Statistično značilne razlike v medianah deležev rabe posameznih razredov med posameznimi obdobji oziroma spoloma smo potrdili z Mann-Whitney-evim U-testom (Priloga 2). Tudi s primerjavo med razporejanjem divjih mačk glede na orientiranost pobočij, naklon ter nadmorsko višino in razpoložljivostjo teh parametrov na območju Glažute smo ugotovili statistično značilne razlike (Priloga 3). Divje mačke so se najpogosteje pojavljale na JZ pobočjih (34% lokacij) ter bistveno presegle referenčne vrednosti naključnega razporejanja (16% lokacij). Pri izbiri naklonov pobočij so se v prvih dveh naklonskih razredih (0-9° in 9-19°) pojavljale redkeje od pričakovanih naključnih vrednosti ter pogosteje v tretjem do petem naklonskem razredu z nakloni med 19° in 46° ($\chi^2=200$, $P<0.001$). Pri razporejanju glede na nadmorsko višino so se divje mačke pojavljale najpogosteje v 4., 5. in 6. višinskem razredu z nadmorskimi višinami med 680 in 920 m. V 1. oziroma 2. višinskem razredu do 600 m n.m. smo zabeležili 1% lokacij (Slika 10).

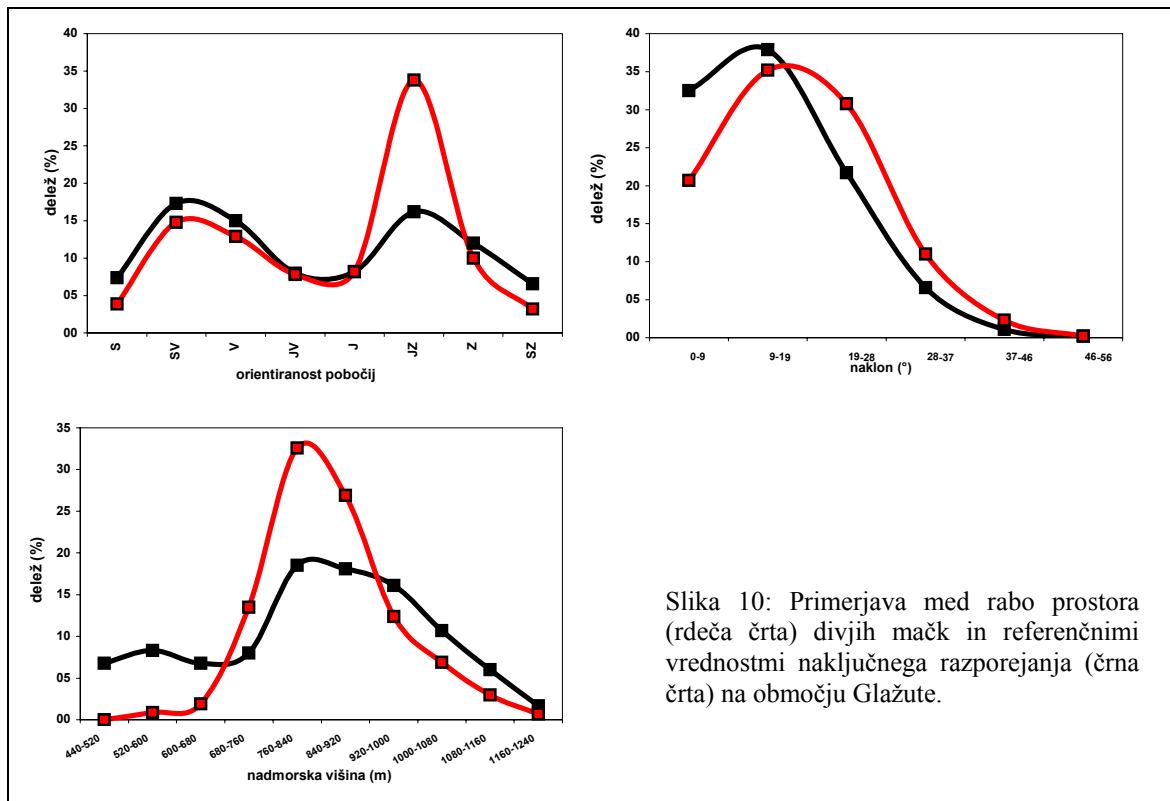


Slika 8: Variabilnost v rabi prostora med osebki divjih mačk glede na vegetacijski tip ter razvojno fazo. Razvojne faze: RF1-odprta, nezaraščena površina, RF2-mladovje do 10 cm debeline, RF3-drogovnjak od 10-30 cm debeline, RF4-debeljak nad 30cm debeline, RF5-raznomen sesto. Vegetacijski tipi: VG1-travnik, VG2-travnik v zaraščanju, VG3-mešan sesto, VG4-jelov sesto, VG5-smrekov sesto, VG6-bukov sesto.



Slika 9: Raba prostora med osebki divjih mačk po posameznih reliefnih parametrih. Reliefni tipi: R1-globlja sklenjena tla, R2-plitva tla s posameznimi skalami, R3-sklenjen skalovit teren s krpami rendzine, R4-skalovit teren s prelomi, spodmoli, jame, R5-pečine, stene.

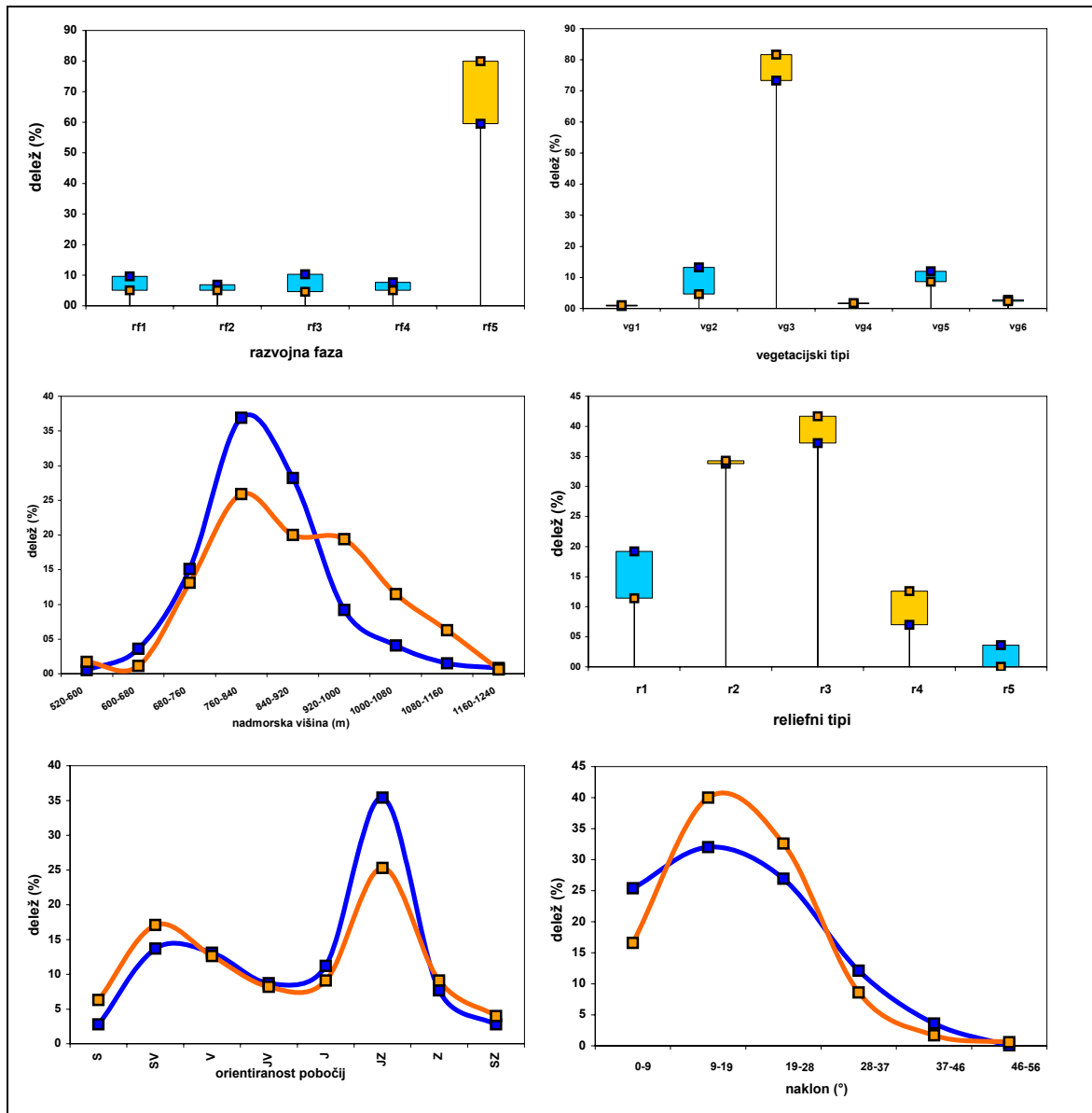
Za razrede, kjer so deleži pojavljanja divjih mačk v posameznem razredu treh reliefnih parametrov (orientiranost pobočij, naklon in nadmorska višina) presegli naključne pričakovane vrednosti in kažejo na njihovo preferenco, smo izračunali njihovo skupno površino. Ta je predstavljala 68% proučevanega območja, ki smo ga kvalitativno opredelili glede na število preferenčnih vrednosti, ki jih izpolnjuje posamezen del prostora. Delež površin, ki je izpolnjeval preferenčne pogoje dveh reliefnih parametrov je bil 19,4%. Površine katerih značilnosti so ustrezale preferenčnim pogojem vseh treh reliefnih parametrov pa so predstavljale le 2,8% proučevanega območja.



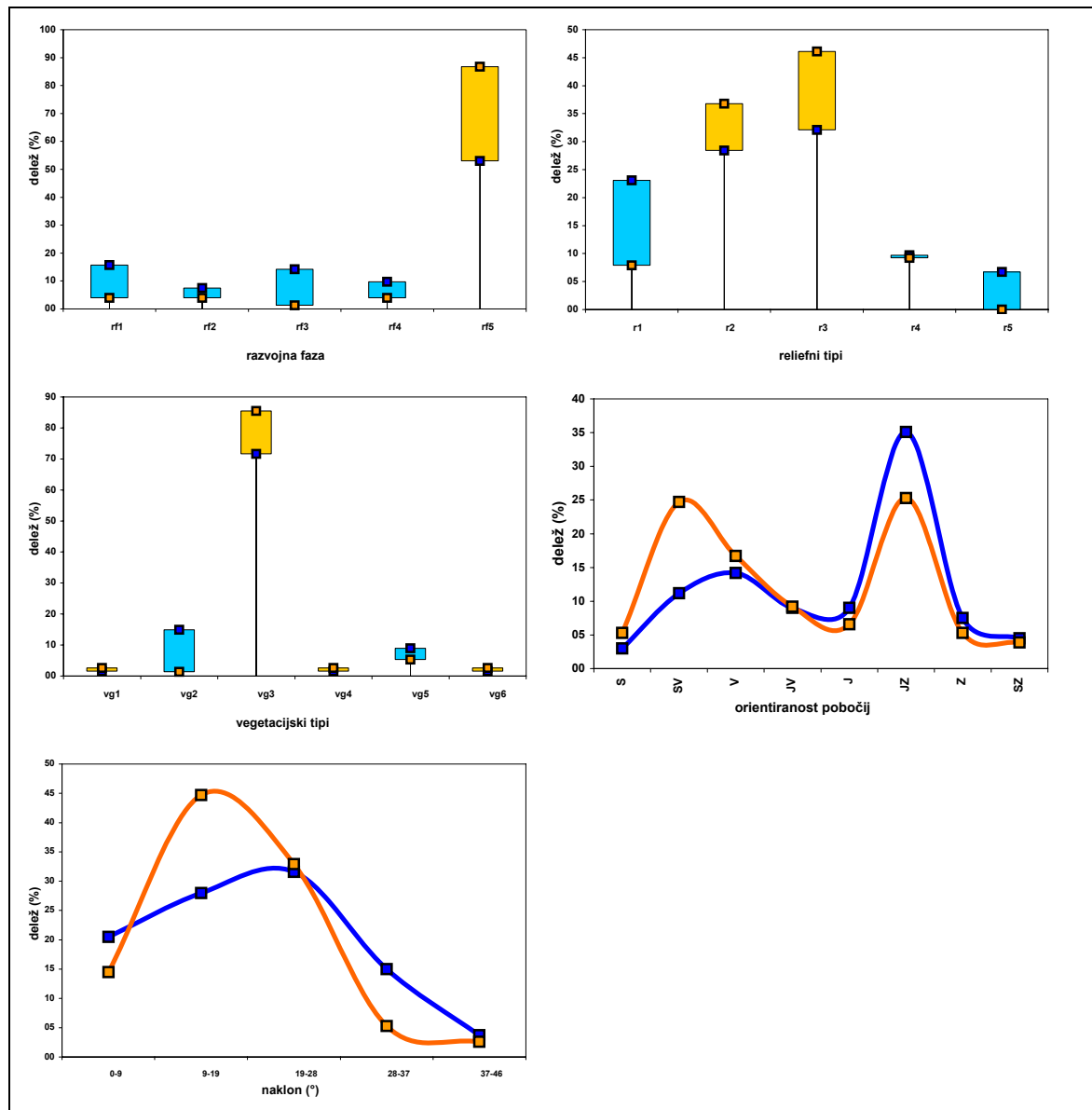
Slika 10: Primerjava med rabo prostora (rdeča črta) divjih mačk in referenčnimi vrednostmi naključnega razporejanja (črna črta) na območju Glazute.

Leto smo razdelili na hladno in toplo obdobje, pri čemer je bil tople del leta definiran z vegetacijsko sezono april - september, hladno obdobje pa na obdobje nizkih temperatur oktober - marec . Te pomembno vplivajo na prehranske razmere v okolju ter z njimi povezano razporejanje v prostoru. Potrdili smo statistično značilne razlike v rabi prostora med obema obdobjema pri vseh šestih vegetacijsko reliefnih parametrih (Priloga 3). Podobne rezultate smo dobili tudi, ko smo primerjali rabo prostora divjih mačk pri maksimalnih dnevni temperaturah, ($T > 25^{\circ}\text{C}$) v toplem delu leta in minimalnih dnevni temperaturah ($T < 0^{\circ}\text{C}$) v hladnem obdobju leta (Priloga 3). Največje razlike v pogostosti pojavljanja divjih mačk med obema obdobjema glede na vegetacijsko razvojno fazo so bile v raznomernih gozdnih sestojih (RF5), kjer so se pogosteje zadrževale v toplem delu leta (Slika 11, 12). Glede na tip vegetacije so se divje mačke v toplem obdobju oziroma visokih temperaturah ($T > 25^{\circ}\text{C}$) pogosteje zadrževale v mešanih sestojih (VG3) kot v hladnem delu leta oziroma ob minimalnih dnevni temperaturah pod 0°C . V hladnem obdobju oziroma v dnevih z jutranjo temperaturo pod ničlo so se pogosteje pojavljale na odprtih zaraščajočih travnikih (VG2) kot v toplem delu leta oziroma ob dnevih s $T_{\text{max}} > 25^{\circ}\text{C}$ (Slika 11, 12). Divje mačke so se v toplih obdobjih leta pogosteje zadrževale na razčlenjenih skalnatih tleh (R3, R4) kot v hladnih, ko so se pogosteje pojavljale na sklenjenih globljih tleh (R1). Orientiranost pobočij je pomemben prostorski parameter, ki

vpliva na razporejanje divjih mačk v posameznem obdobju leta. Temperatura pa je eden pomembnih dejavnikov, ki jih definirajo. V hladnem delu leta oziroma v dneh z nizkimi temperaturami ($T < 0^{\circ}\text{C}$) so se divje mačke pogosteje zadrževale na JZ pobočjih kot v toplem delu leta (U-test, $p = 0,026$) ter redkeje na SV pobočjih (U-test, $p = 0,016$) (Slika 11, 12). V dneh, ko so temperature presegle 25°C so pogosteje izbirale hladnejša SV pobočja (24% lokacij) kot v dnevih z jutranjo zmrzaljo (11% lokacij) (Slika 11). V toplem obdobju leta so divje mačke pogosteje izbirale naklone med $9-19^{\circ}$ ter $19-28^{\circ}$ kot v hladnem obdobju ter redkeje prvi ($0-9^{\circ}$) in četrti ($28-37^{\circ}$) naklonski razred (Slika 11, 12). Nadmorska višina je reliefni parameter, ki posredno določa številne dejavnike v okolju, kot so na primer količina in tip padavin, temperatura, globina in tip snežne odeje ter fenološke značilnosti. V hladnem obdobju so se divje mačke najpogosteje pojavljale v višinskem razredu med 760 in 920 m n.m. (Slika 11, 12), v toplem delu leta pa so se pogosteje zadrževale tudi v višjih višinskih razredih med 920 in 1160 m (Slika 11).



Slika 11: Primerjava rabe prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre v hladnem (N = 472) (modra črta in točke) in toplim (N = 700) (oranžna črta in točke) obdobju leta. Rumeni pravokotniki označujejo pozitivno razliko med rabo posameznega razreda parametra v toplim in hladnem obdobju leta, modri pravokotniki pa negativno. Razvojne faze: RF1-odprta, nezaraščena površina, RF2-mladovje do 10 cm debeline, RF3-drogovnjak od 10-30 cm debeline, RF4-debeljak nad 30cm debeline, RF5-raznomen sestoj. Vegetacijski tipi: VG1-travnik, VG2-travnik v zaraščanju, VG3-mešan sestoj, VG4-jelov sestoj, VG5-smrekov sestoj, VG6-bukov sestoj. Reliefni tipi: R1-globlja sklenjena tla, R2-plitva tla s posameznimi skalami, R3-sklenjen skalovit teren s krpami rendzine, R4-skalovit teren s prelomi, spodmoli, jame, R5-pečine, stene.

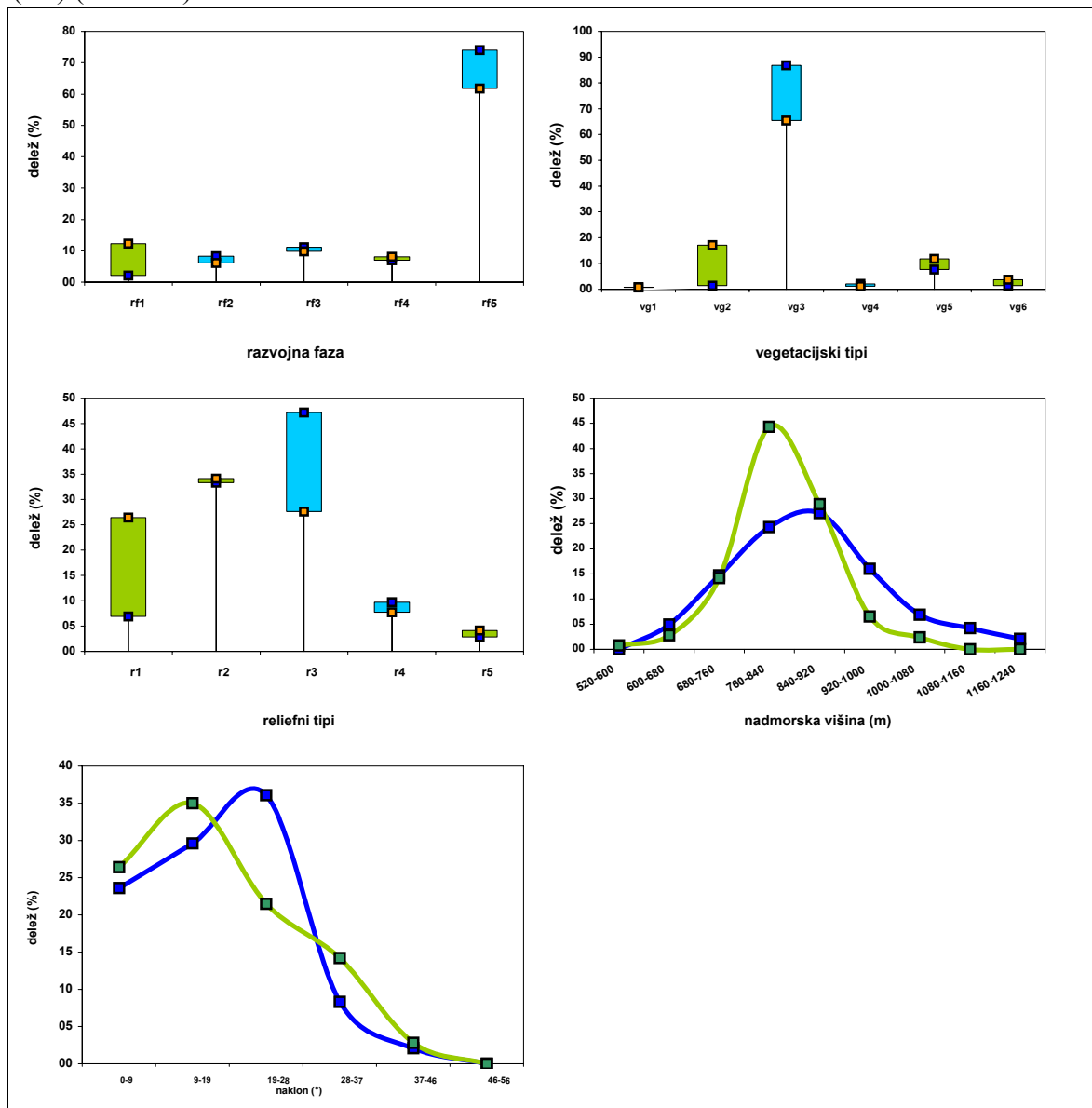


Slika 12: Primerjava rabe prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre v dneh z $T_{\min} < 0^{\circ}\text{C}$ ($N = 178$) (modra črta in točke) in dneh z $T_{\max} > 25^{\circ}\text{C}$ ($N = 203$) (oranžna črta in točke). Rumeni pravokotniki označujejo pozitivno razliko med rabo posameznega razreda parametra v dneh z $T_{\max} > 25^{\circ}\text{C}$ in v dneh z $T_{\min} < 0^{\circ}\text{C}$, modri pravokotniki pa negativno. Razvojne faze: RF1-odprta, nezaraščena površina, RF2-mladovje do 10 cm debeline, RF3-drogovnjak od 10-30 cm debeline, RF4-debeljak nad 30cm debeline, RF5-raznomen sestoj. Reliefni tipi: R1-globlja sklenjena tla, R2-plitva tla s posameznimi skalami, R3-sklenjen skalovit teren s krpami rendzine, R4-skalovit teren s prelomi, spodmoli, jame, R5-pečine, stene. Vegetacijski tipi: VG1-travnik, VG2-travnik v zaraščanju, VG3-mešan sestoj, VG4-jelov sestoj, VG5-smrekov sestoj, VG6-bukov sestoj.

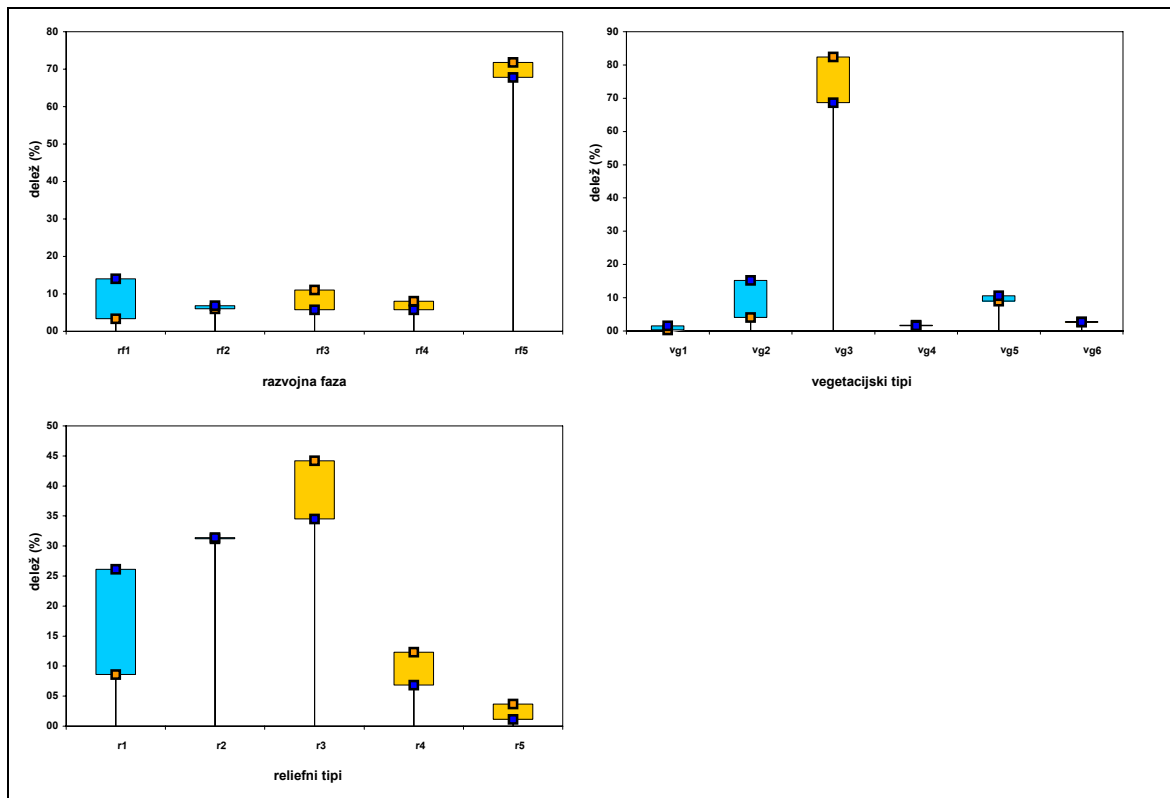
Hladna obdobja 99/00 in 03/04 ter 00/01 so se razlikovala v globini in dolžini trajanja snežne odeje ter jesenskem obrodu bukve. V hladnem obdobju 99/00 je bilo v Kočevju 71 dni s snežno odejo, od tega je bila odeja 22 dni debelejša od 20 cm. Podobno snežna je bila zima 03/04, ko je bilo v Kočevju 70 dni s snežno odejo, 35 dni je bila globina snega večja od 20 cm. Nasprotno je bila zima 00/01 »zelena« zima, saj je trajala snežna odeja v Kočevju le 27 dni, od tega je bil sneg globlji od 20 cm le 3 dni z maksimalno globino 25 cm (meteorološki letopisi HMZ 1999 do 2004). Ugotovili smo statistično značilne razlike v rabi prostora divjih mačk glede na vegetacijsko razvojno fazo, tip vegetacije, reliefni tip tal, nadmorsko višino ter naklon pobočij med snežnima obdobjema 99/00 in 03/04 ter »zeleno« zimo 00/01 (Priloga 3). Hladni obdobja 99/00 in 03/04 smo poimenovali snežni zimi, hladno obdobje 00/01 pa »zelena« zima. V snežnih zimah so se divje mačke pogosteje zadrževale v raznomernih sestojih gozda (RF5, 74% lokacij) kot v zeleni zimi (62% lokacij) ter le v 3% lokacij v zeleni zimi na odprtih nezaraščenih površinah (RF1) za razliko od 12 % lokacij v snežnih zimah 99/00 in 03/04 (Slika 16). V snežnih zimah so se divje mačke s 87% lokacij pojavljale v mešanih gozdnih sestojih (VG3) v zeleni zimi 00/01 pa s 66%. Nasprotno so se divje mačke v zeleni zimi pogosteje pojavljale (17% lokacij) na zaraščajočih travnikih (VG2) kot v snežnih zimah (3% lokacij) (Slika 13). Glede na reliefni tip tal sta se snežni in »zelena« zima razlikovali predvsem v rabi globljih sklenjenih tal (R1) ter sklenjenega skalovitega terena s krpami rendzine (R3) (Slika 13). Najpogosteje so se snežnih zimah zadrževale v na nadmorskih višinah med 840 in 920 m, v zeleni zimi 00/01 pa med 760 – 840 m (Slika 13). Pri razporejanju glede na strmino pobočja so se divje mačke v snežnih obdobjih najpogosteje zadrževale na pobočjih z nakloni med 9 - 19° kar je en naklonski razred višje kot v »zeleni« zimi 00/01 (Slika 13).

Potrdili smo statistično značilne razlike v rabi prostora divjih mačk med dnevom in nočjo ter med lokacijami, ko so bile divje mačke aktivne, in ko so mirovale (χ^2 -test, Mann-Whitney-ev U-test (Priloga 2, 3)). Statistično značilne razlike v rabi prostora med dnevom in nočjo smo ugotovili pri razporejanju med vegetacijskimi tipi ter reliefnimi tipi tal. V dnevnem času so se pogosteje zadrževale v mešanih sestojih (VG3; 78% lokacij) kot v nočnem času (67% lokacij), ko so se pogosteje pojavljale na odprtih, zaraščajočih travnikih (VG2) (Slika 14). Prav tako so se v dnevnem času pogosteje zadrževale na skalovitem terenu (R3, R4) kot v nočnem, ko so bile pogosteje na globljih sklenjenih oziroma plitvih neskalovitih tleh (R1, R2) (Slika 14). V času, ko so bile divje mačke aktivne, so se pogosteje pojavljale na odprtih nezaraščenih površinah (RF1) oziroma zaraščajočih travnikih (VG2). Pogosteje so mirovale na sklenjenih skalovitih površinah

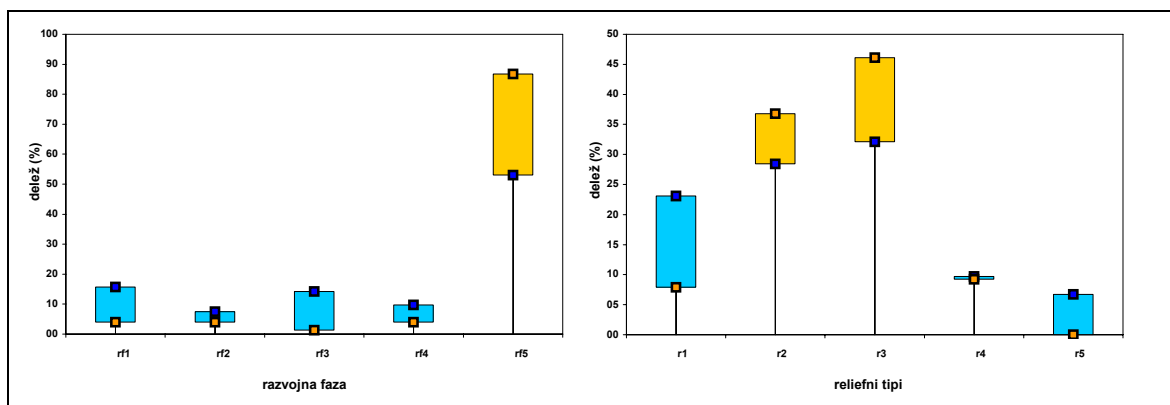
(R3, R4, R5), v času, ko so bile aktivne pa so bile pogostejše na globljih sklenjenih tleh (R1) (Slika 15).



Slika 13: Raba prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre v snežnih zimah 99/00 in 03/04 (modra črta in točke) in v »zeleni« zimi 00/01 (zelena črta in točke). Zeleni pravokotniki označujejo pozitivno razliko med rabo posameznega razreda parametra v zeleni zimi 00/01 in snežnih zimah 99/00 in 03/04, modri pravokotniki pa negativno. Razvojne faze: RF1-odprta, nezaraščena površina, RF2-mladovje do 10 cm debeline, RF3-drogovnjak od 10-30 cm debeline, RF4-debeljak nad 30 cm debeline, RF5-raznomen sestoj. Vegetacijski tipi: VG1-travnik, VG2-travnik v zaraščanju, VG3-mešan sestoj, VG4-jelov sestoj, VG5-smrekov sestoj, VG6-bukov sestoj. Reliefni tipi: R1-globlja sklenjena tla, R2-plitva tla s posameznimi skalami, R3-sklenjen skalovit teren s krpami rendzine, R4-skalovit teren s prelomi, spodmoli, jame, R5-pečine, stene.



Slika 14: Primerjava rabe prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre podnevi (oranžne točke) in ponoči (modre točke). Rumeni pravokotniki označujejo pozitivno razliko med rabo posameznega razreda parametra v hladnem obdobju 00/01 in hladnem obdobju 99/00, modri pravokotniki pa negativno. Razvojne faze: RF1-odprta, nezaraščena površina, RF2-mladovje do 10 cm debeline, RF3-drogovnjak od 10-30 cm debeline, RF4-debeljak nad 30cm debeline, RF5-raznomen sesto. Vegetacijski tipi: VG1-travnik, VG2-travnik v zaraščanju, VG3-mešan sesto, VG4-jelov sesto, VG5-smrekov sesto, VG6-bukov sesto. Reliefni tipi: R1-globlja sklenjena tla, R2-plitva tla s posameznimi skalami, R3-sklenjen skalovit teren s krpami rendzine, R4-skalovit teren s prelomi, spodmoli, jame, R5-pečine, stene.



Slika 15: Primerjava rabe prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre v času, ko so bile aktivne (modre točke), in v času, ko so mirovale (oranžne točke). Rumeni pravokotniki označujejo pozitivno razliko med rabo posameznega razreda parametra v času, ko so mirovale in v času, ko so bile aktivne, modri pravokotniki pa negativno. Razvojne faze: RF1-odprta, nezaraščena površina, RF2-mladovje do 10 cm debeline, RF3-drogovnjak od 10-30 cm debeline, RF4-debeljak nad 30cm debeline, RF5-raznomen sesto. Reliefni tipi: R1-globlja sklenjena tla, R2-plitva tla s posameznimi skalami, R3-sklenjen skalovit teren s krpami rendzine, R4-skalovit teren s prelomi, spodmoli, jame, R5-pečine, stene.

S primerjavo rabe prostora vegetacijsko reliefnih parametrov med samci in samicama divjih mačk nismo ugotovili statistično značilnih razlik v rabi.

S kompozicijsko analizo rabe prostora divjih mačk glede na orientiranost pobočij, naklon in nadmorsko višino na nivoju drugega reda smo ugotovili statistično značilne razlike med dejansko in naključno rabo prostora. Te kažejo na selektivno rabo prostora glede na omenjene parametre (Priloga 4, 5, 6). Izračuni Wilks-ove lambda statistike orientiranosti pobočja, naklonov in nadmorskih višin so pokazali statistično značilne razlike ($P < 0,001$).

Najvišji preferenčni rang (rang 8) pri izbiri pobočij glede na njihovo orientiranost so imela JZ pobočja, sledila pa so jim JV pobočja (rang 7). Najnižji rang so dobila severna pobočja (Preglednica 7). Največjo preferenco divjih mačk pri izbiri naklonov v proučevanem območju smo ugotovili za strmine med $28 - 37^\circ$ (rang 5) oziroma $19 - 28^\circ$ (rang 4), najnižja ranga so dobila zelo strma pobočja z nakloni $46-56^\circ$ (rang 0) in položna pobočja z nakloni do 9° (rang 1) (Preglednica 8). Za izračun kompozicijske analize razporejanja divjih mačk po nadmorskih višinah smo morali zmanjšati število razredov, zato smo združili sosednje 80 metrske razrede v pet 160 metrskih razredov. Najvišji preferenčni rang smo izračunali za nadmorske višine med 760 in 920 m (rang 4) ter najnižjega za višine med 440 in 600 m (Preglednica 9).

Preglednica 7: Matrika preferenčnih rangov orientiranosti pobočij lokacij divjih mačk na območju Glažute izračunanih z multivariatno kompozicijsko analizo. Vrednost ranga je seštevek pozitivnih vrednosti po orientiranosti posameznih pobočij (t-test; 3- statistično značilna razlika, 1- neznačilna razlika)

pobočje	SZ	ravnina	S	SV	V	JV	J	JZ	Z	rang
SZ		-3	1	-3	-3	-3	-3	-3	-3	1
ravnina	3		3	-1	1	-3	-1	-3	1	4
S	-1	-3		-3	-3	-3	-3	-3	-3	0
SV	3	1	3		1	-3	1	-3	3	6
V	3	-1	3	-1		-3	-1	-3	1	3
JV	3	3	3	3	3		3	-3	1	7
J	3	1	3	-1	1	-3		-3	3	5
JZ	3	3	3	3	3	3	3		3	8
Z	3	-1	3	-3	-1	-1	-3	-3		2

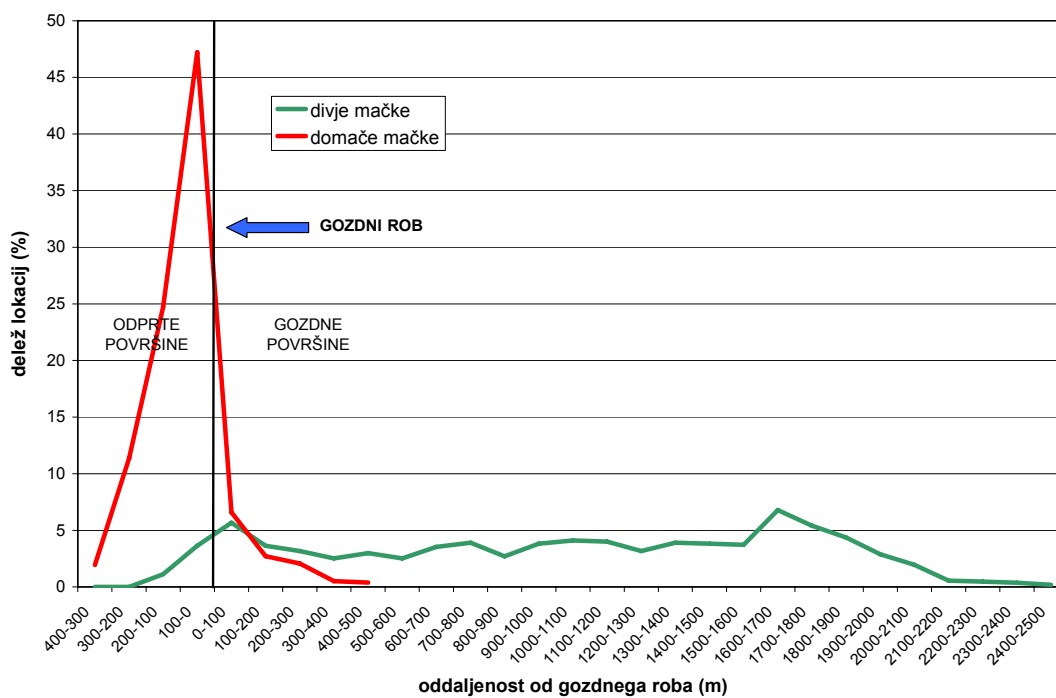
Preglednica 8: Matrika preferenčnih rangov naklonov pobočij lokacij divjih mačk na območju Glažute izračunanih z multivariatno kompozicijsko analizo. Vrednost ranga je seštevek pozitivnih vrednosti po posameznih naklonskih razredih pobočij (t-test; 3- statistično značilna razlika, 1- neznačilna razlika)

nakloni	0-9	9-19	19-28	28-37	37-46	46-56	rang
0-9		-1	-3	-3	-1	1	1
9-19	1		-1	-1	1	1	3
19-28	3	1		-1	1	1	4
28-37	3	1	1		1	1	5
37-46	1	-1	-1	-1		1	2
46-56	-1	-1	-1	-1	-1		0

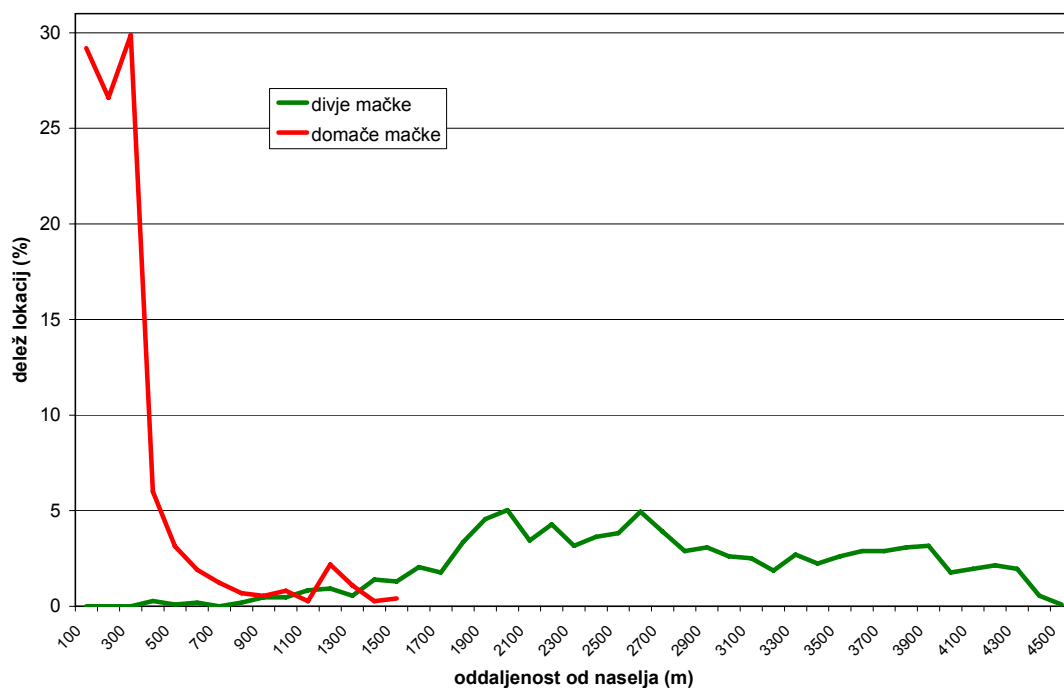
Preglednica 9: Matrika preferenčnih rangov nadmorskih višin lokacij divjih mačk na območju Glažute izračunanih z multivariatno kompozicijsko analizo. Vrednost ranga je seštevek pozitivnih vrednosti po posameznih razredih nadmorskih višin (t-test; 3- statistično značilna razlika, 1- neznačilna razlika)

višina	440-600	600-760	760-920	920-1080	1080-1240	rang
440-600		-3	-3	-1	-1	0
600-760	3		-1	1	1	3
760-920	3	1		3	1	4
920-1080	1	-1	-3		1	2
1080-1240	1	-1	-1	-1		1

Primerjali smo rabo prostora divjih mačk in domačih mačk glede na gozdne površine in negozdne površine (Slika 16). Več kot 95% lokacij divjih mačk smo dobili v gozdnem prostoru, največja izmerjena oddaljenost od gozdnega roba pa je bila 180 m. Oseminosemdeset odstotkov posnetih lokacij domačih mačk smo dobili na odprtih, negozdnih površinah. Skoraj polovica lokacij je bila v pasu od 0 do 100 metrov od gozdnega roba. Tako visok delež je posledica majhnih podolgovato oblikovanih odprtih površin v Dragarski dolini, ki jih z vseh strani obdaja gozd. Od lokacij domačih mačk, ki smo jih posneli v gozdnem prostoru jih je več kot polovica v 100 metrskem pasu od gozdnega roba. Vse lokacije v gozdu, ki so bile oddaljene več kot 100 metrov od gozdnega roba so pripadale prostoživečemu samcu Jalnu, ki se je le občasno (predvsem v zimskem času) prehranjeval s hrano, ki jo je našel v naseljih. Oseminosemdeset odstotkov lokacij domačih mačk je bilo od središča naselja oddaljenih manj kot 500 metrov, od roba naselja pa 94 % (Slika 17). Štiri odstotke lokacij divjih mačk smo posneli v razdalji od naselja manjši od 1400 m. Najmanjša razdalja do roba naselja je bila 120 metrov.



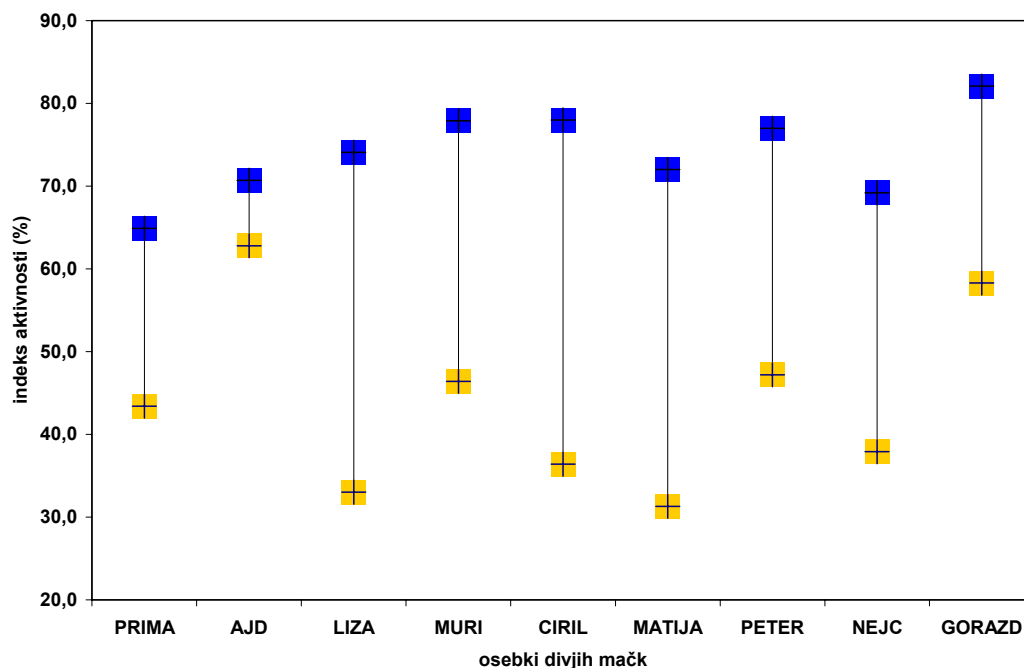
Slika 16: Razporejanje proučevanih divjih mačk (*Felis s. silvestris*) in domačih mačk (*Felis s. catus*) glede na gozdne in negozdne površine.



Slika 17: Razporejanje proučevanih osebkov divjih mačk (*Felis s. silvestris*) in domačih mačk (*Felis s. catus*) glede na oddaljenost od najbližjega naselja.

3.3 AKTIVNOST

Aktivnost divjih mačk smo definirali z indeksom aktivnosti (I_a), ki je bil med 41,5 in 64,6%. Najnižja indeksa aktivnosti sta imeli samici (Liza – 41,5%, Prima – 47,1%) , najvišjega pa samec Ajd. Potovalna aktivnost, razen pri Ajdu (49,8%), ni presegla 32%. Pri vseh osebkih razen pri največjih samcih Ajdu in Gorazdu je bila nočna aktivnost vsaj za 50% višja od dnevne (t-test; $P = 0.01$) (Slika 18). Razlika med dnevno in nočno aktivnostjo osebkov je bila predvsem v deležu potovalne aktivnosti, ki se je v nočnem času podvojila ($Me = 54\%$). V indeksih aktivnosti med hladnim in toplim obdobjem nismo ugotovili statistično značilnih razlik (Preglednica 10). Aktivnost divjih mačk med posameznimi letnimi časi se je razlikovala. Najvišjo stopnjo potovalne aktivnosti divjih mačk ter indeks aktivnosti smo ugotovili za zimski ($A = 34,2\%$, $I_a (A+M) = 53,5\%$) in poletni čas ($A = 29,9\%$, $I_a (A+M) = 51,4\%$) (Preglednica 11).



Slika 18: Razlike med dnevno in nočno aktivnostjo med posameznimi osebki divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute (dnevna aktivnost – oranžni kvadrati, nočna aktivnost – modri kvadrati).

Preglednica 10: Delež skupne in potovalne aktivnosti osebkov divjih mačk (*Felis silvestris*) po različnih časovnih obdobjih na območju Glažute.

osebki	vse obdobje		dan		noč		hladno obdobje		toplo obdobje	
	A	A+M	A	A+M	A	A+M	A	A+M	A	A+M
PRIMA	24,8	47,1	21,4	43,4	41,5	64,9	18,3	38,5	30,8	54,9
AJD	49,8	64,6	45,5	62,8	61,1	70,7	53,3	66,7	35,0	58,0
LIZA	24,5	41,5	16,3	33,0	55,8	74,1	24,6	41,5	24,2	46,9
MURI	27,6	49,3	23,9	46,4	51,8	77,9	19,4	45,8	31,5	51,0
CIRIL	26,9	47,7	17,5	36,4	52,0	78,0	26,1	48,7	28,3	45,8
MATIJA	26,3	48,1	16,4	31,3	54,0	72,0	27,2	47,0	21,3	51,3
PETER	32,2	51,1	14,7	47,2	55,2	77,0	33,5	50,2	22,6	56,0
NEJC	25,6	48,2	16,1	37,9	45,1	69,2	18,7	41,0	21,0	46,0
GORAZD	31,0	52,4	17,8	58,3	56,0	82,1	34,0	58,7	24,1	57,3

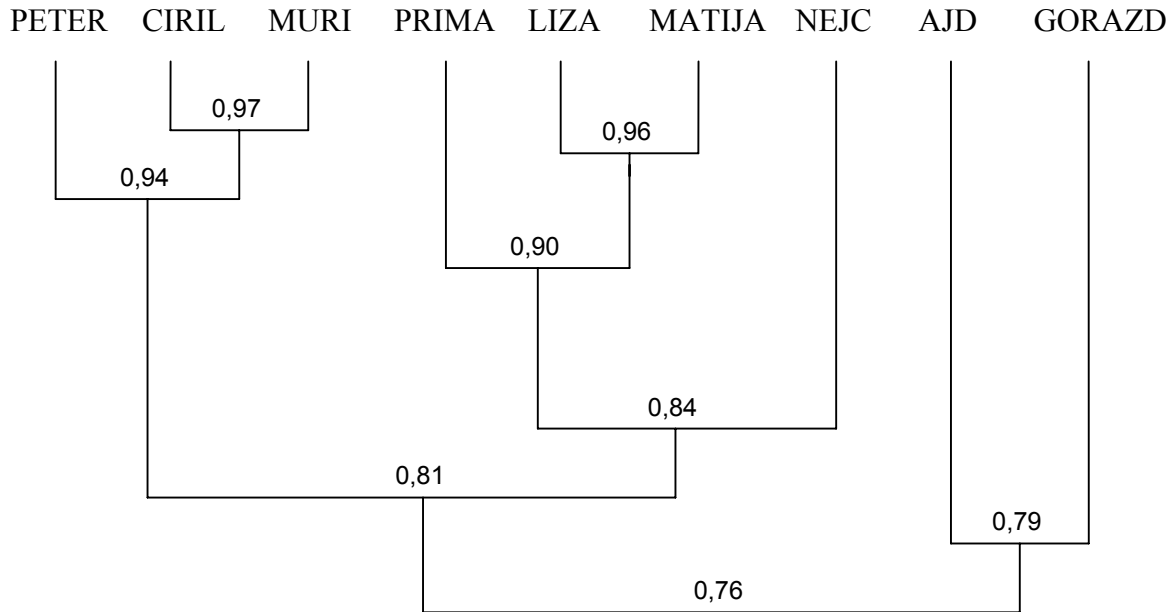
A - potovalna aktivnost, A+M - skupna aktivnost (indeks aktivnosti)

Preglednica 11: Delež skupne in potovalne aktivnosti divjih mačk (*Felis silvestris*) po posameznih sezonah na območju Glažute.

aktivnost	sezona			
	zima	pomlad	poletje	jesen
A	34,2	23,5	29,9	24,2
A+M	53,5	41,7	51,4	43,6

A - potovalna aktivnost, A+M - skupna aktivnost

Vzorec aktivnosti divjih mačk smo poskušali definirati podrobneje kot le razliko med dnevno in nočno aktivnostjo, zato smo primerjali splošen 24-urni vzorec aktivnosti posameznih osebkov ter jih združili po njihovi podobnosti. S klastersko analizo smo ugotovili, da lahko obravnavane osebkke uvrstimo v tri skupine (Slika 19). Prvo skupino so predstavljali samci Ciril, Muri in Peter, ki so imeli zelo podoben vzorec aktivnosti. Ciril je bil mlad samec, ki smo ga ob odlovu uvrstili v skupino doraščajočih (subadultnih) osebkov in je prešel v času radiotelemetrične raziskave v status odraslega osebka. Muri in Peter sta bila odrasla samca, ki sta bila med odraslimi samci najlažja. Vsi trije samci so imeli zelo podobne indekse aktivnosti in potovalne aktivnosti z najmanjšimi razlikami v teh parametrih v nočnem času (Preglednica 10). V drugo skupino smo uvrstili samici Lizo in Primo ter samca Matijo in Nejca. Tretjo skupino sta predstavljala največja samca Ajd in Gorazd, katerih vzorca aktivnosti sta najbolj odstopala od vzorcev aktivnosti vseh ostalih osebkov. Zanju je bila značilna visoka stopnja dnevne aktivnosti še zlasti v hladnem obdobju.



Slika 19: Podobnost 24-urnega vzorca aktivnosti osebkov divjih mačk (*Felis silvestris*) s skupino osebkov z večerno-nočnim vzorcem aktivnosti in največjima samcema s cirkadianim vzorcem aktivnosti.

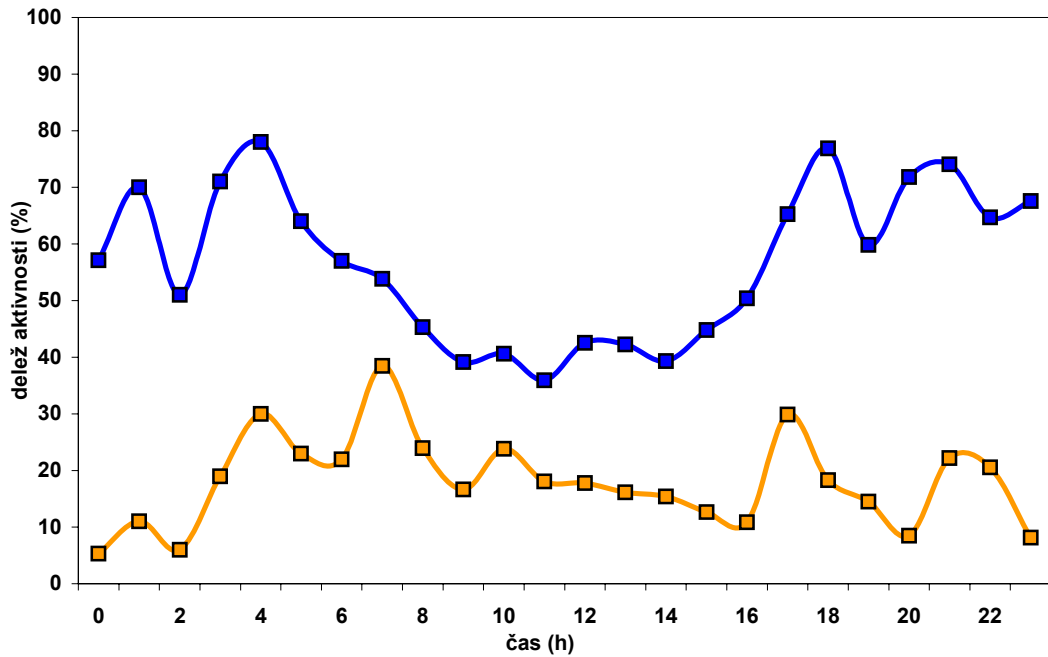
Cirkadiano dinamiko aktivnosti za vseh 24 ur smo lahko izrazili le za skupen vzorec meritev aktivnosti za preostale podvzorce (sezone) pa le za 20 ur dneva, saj za ure med tretjo in šesto uro zjutraj nismo imeli zadostnega števila meritev aktivnosti in jih nismo vključili v analizo vzorca aktivnosti. Splošen vzorec cirkadiane aktivnosti (I_a) glede na absolutni 24-urni cikel v celotnem proučevanem obdobju je pokazal nižjo dnevno in višjo nočno aktivnost s posameznimi vrhovi aktivnosti v dnevni in nočni fazi dneva (Slika 20). Med dnevno in nočno fazo dneva nismo ugotovili statistično značilnih razlik v točkovni aktivnosti (M). Posamezni vrhovi točkovne aktivnosti v dnevnem in nočnem času so sovpadali z vrhovi indeksov aktivnosti oziroma skupne aktivnosti.

Osnovna vzorca cirkadiane dinamike aktivnosti divjih mačk v toplem in hladnem delu leta sta se razlikovala predvsem v nočni fazi dneva. V dnevnem času so se v obeh obdobjih pojavljali dva do trije manjši vrhovi povečane aktivnosti, ki so bili med seboj časovno neusklajeni. V hladnem obdobju je začela aktivnost divjih mačk naraščati po 15. uri in je dosegla prvi vrh med 18. in 19. uro, drugega pa med 20. in 21. uro. Aktivnost se je po tem času zmanjševala in okoli 22. ure dosegla najnižjo vrednost. Med 22. in 1. uro zjutraj so divje mačke spet postajale aktivnejše. V toplem delu leta se je po 19. uri

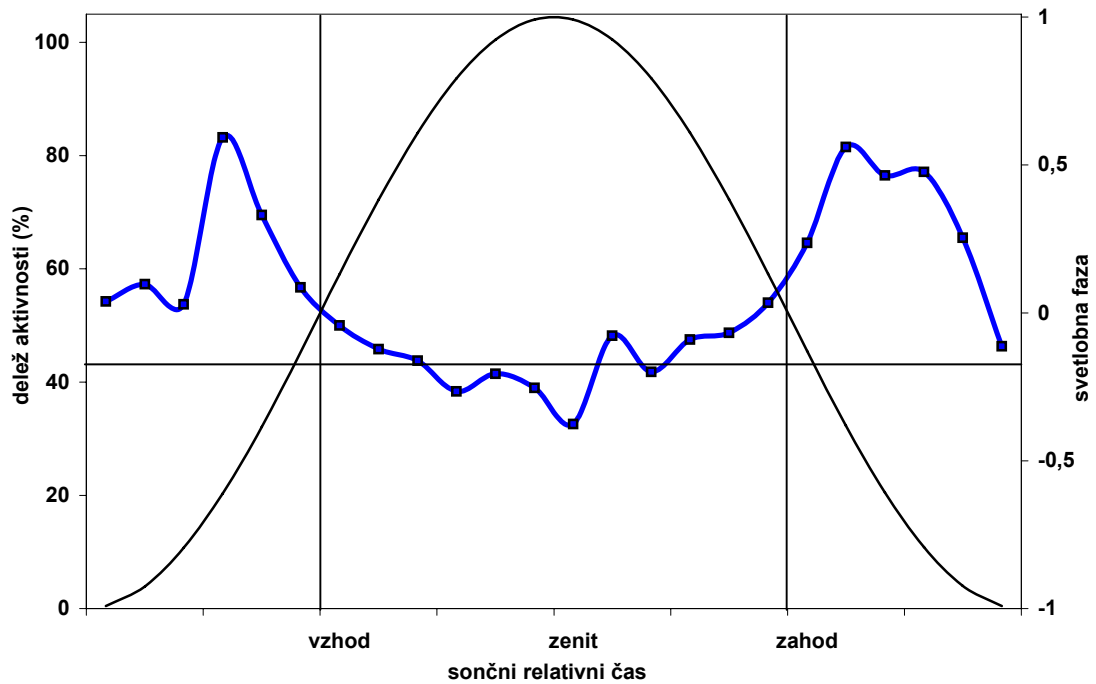
aktivnost divjih mačk začela naglo večati in je po 21. uri dosegla najvišje vrednosti, ki se niso zmanjšale do 1. ure zjutraj.

Cirkadiani vzorec aktivnosti divjih mačk smo definirali tudi z relativnim svetlobnim ciklom, ki kaže na korelacijo med dnevno in nočno aktivnostjo ter sončnim relativnim časom (Slika 21). Naglo povečanje aktivnosti divjih mačk je sovpadalo s sončnim zahodom in doseglo vrh v sredini prve polovice noči. V drugi polovici noči se je aktivnost divjih mačk postopno večala in je vrh dosegla pred sončnim vzhodom ob sončnem vzhodu pa se je aktivnost zmanjšala na stopnjo dnevne aktivnosti. V dnevnem času so imele divje mačke manjše dopoldansko in popoldansko povečanje aktivnosti (Slika 21).

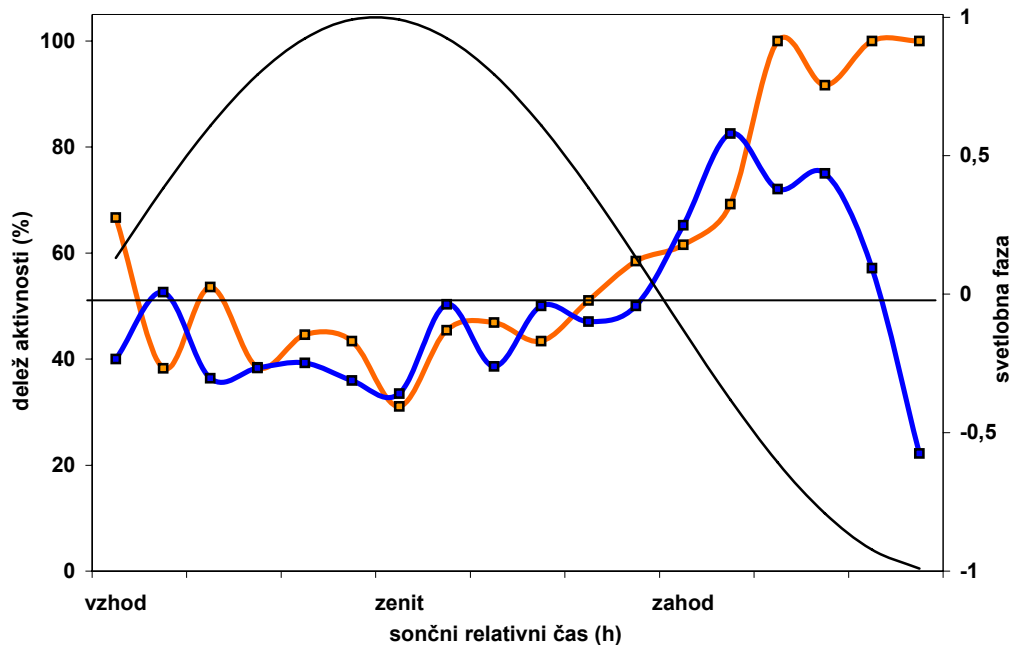
Vzorca aktivnosti divjih mačk glede na relativni svetlobni cikel v hladnem in toplem obdobju sta bila podobna v dnevni fazi dneva, v prvi polovici nočne faze pa so bile razlike v trajanju in stopnji aktivnosti (Slika 22). V hladnem in toplem obdobju so se v dnevnem času pojavljali trije manjši vrhovi aktivnosti divjih mačk ter zmanjšana aktivnost, ko je bilo sonce v zenitu. V hladnem delu leta se je pol ure pred sončnim zahodom začela njihova aktivnost naglo večati in je dosegla vrh ($I_a = 82\%$) približno uro in pol po sončnem zahodu. Štiri ure po sončnem zahodu se je začela aktivnost divjih mačk hitro zmanjševati in indeks aktivnosti je sredi noči dosegel vrednost 22,1 % (Slika 22). V toplem delu leta se je začela povečana aktivnost divjih mačk približno pol ure po sončnem zahodu in je dosegla vrh približno dve uri in pol po njem ($I_a = 100\%$) (Slika 22). Aktivnost se ni bistveno spreminjala do sredine noči. Za drugo polovico noči nismo zbrali zadostnega števila meritev aktivnosti, zato jih nismo mogli vključiti v analizo.



Slika 20: 24-urni vzorec indeksa aktivnosti in točkovne aktivnosti divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute z večjo nočno aktivnostjo ter posameznimi vrhovi točkovne aktivnosti. (indeks aktivnosti – modre točke, točkovna aktivnost – oranžne točke)



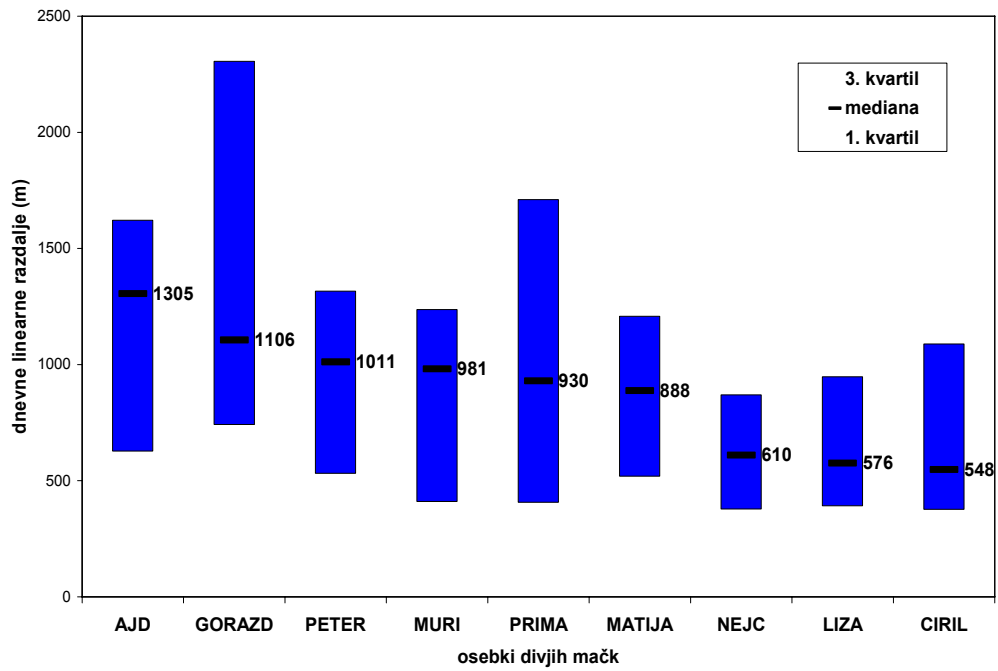
Slika 21: Cirkadiani vzorec indeksa aktivnosti divjih mačk (*Felis silvestris*) glede na relativni sončni čas na območju Glažute z začetkom nočne aktivnosti ob sončnem zahodu ter najnižjo aktivnostjo, ko je sonce v zenitu. (indeks aktivnosti – modre točke, svetlobna faza – črna linija)



Slika 22: Cirkadiani vzorec indeksa aktivnosti divjih mačk (*Felis silvestris*) v hladnem in toplim obdobju leta glede na relativni sončni čas na območju Glažute z začetkom večerne aktivnosti pred sončnim zahodom v hladnem delu leta ter po sončnem zahodu v toplim delu leta. (hladno obdobje – modre točke, toplo obdobje – oranžne točke, svetlobna faza – črna linija)

Z multivariatno linearno regresijo smo poskušali pojasniti vpliv nekaterih abiotskih dejavnikov na vzorec aktivnosti divjih mačk. Ugotovili smo, da so imeli vpliv na njihovo cirkadiano aktivnost čas dneva oziroma dnevni svetlobni cikel, dolžina dneva ter lunin cikel. Največji delež v variabilnosti cirkadiane aktivnosti divjih mačk smo pojasnili z dnevnim svetlobnim ciklom (Spearmanov korelacijski koeficient: $R = 0,27$; $P = 0,001$). Dolžina dneva je bila negativno korelirana z njihovo cirkadiano aktivnostjo ($R = -0,09$; $P = 0,01$) lunin cikel pa pozitivno ($R = 0,07$; $P = 0,01$). Maksimalna dnevna temperatura, minimalna dnevna temperatura, zračni tlak ter dnevna količina padavin nista imela statistično značilnega vpliva na cirkadiano aktivnost divjih mačk. Vplivov proučevanih abiotskih dejavnikov samo na dnevno ali nočno aktivnost divjih mačk nismo potrdili.

Aktivnost divjih mačk smo opredelili tudi z njihovo dnevno mobilnostjo, ki smo jo izrazili z medianami razdalj med zaporednimi dnevnimi lokacijami (Slika 23). Največje izmerjene dnevne razdalje posameznih osebkov so bile med 1498 m (Muri) in 4460 m (Gorazd). Mediane vrednosti dnevnih linearnih razdalj med lokacijami so bile od 548 m pri Cirilu do 1305 m pri Ajdu.



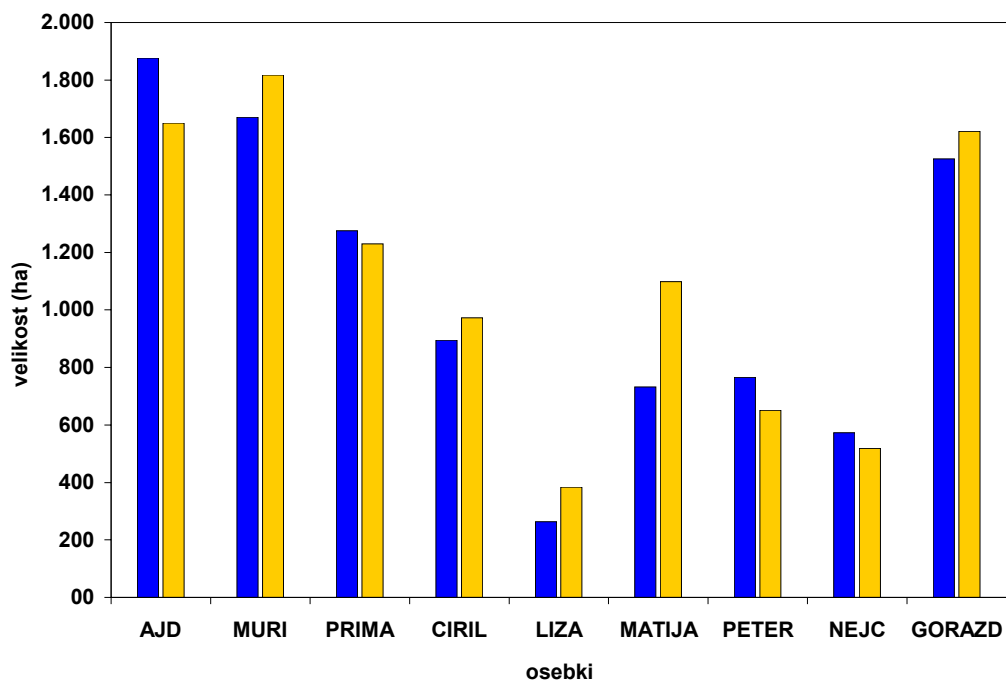
Slika 23: Dnevne linearne razdalje med pari zaporednih lokacij osebkov divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute.

3.4 ZNAČILNOSTI DOMAČIH OKOLIŠEV

3.4.1 Velikost domačih okolišev

Med cenilkama velikosti letnih domačih okolišev divjih mačk z MCP-ji in individualnimi območji aktivnosti (95% kerneli) nismo ugotovili statistično značilnih razlik (Wilcoxonov test; $P < 0,05$). To omogoča njihovo primerljivost ter primerljivost s starejšimi podatki drugih raziskav kjer so MCP-ji najpogosteje uporabljane cenilke velikosti domačih okolišev. Hkrati kaže na to, da se divje mačke znotraj svojih domačih okolišev niso izrazito izogibale posameznemu delu tega prostora, saj lahko v tem primeru MCP-ji vključujejo tudi večja območja, ki jih osebki nikoli niso prečkali (Sunde 2001).

Velikost letnih domačih okolišev med posameznimi osebkami divjih mačk se je zelo razlikovala (Slika 24) (Priloga 7). Velikost letnih območij aktivnosti (95% kernel) samic je bila 264 ha (Liza) in 1275 ha (Prima). Pri samcih smo ugotovili od 573 ha do 1876 ha velike domače okoliše (Preglednica 12). Najmanjša območja aktivnosti sta imela samca Nejc in Peter. Njuni območji aktivnosti sta se nahajali izključno na JZ pobočju Velike gore. Samca Maksa in Krpana smo spremljali štiri mesece. Za to obdobje smo pri Maksu izračunali velikost kernela na 1171 ha, pri Krpanu pa 252 ha. Vsi osebki, ki smo jih spremljali skozi vse letne čase so kazali vezanost na določen prostor.



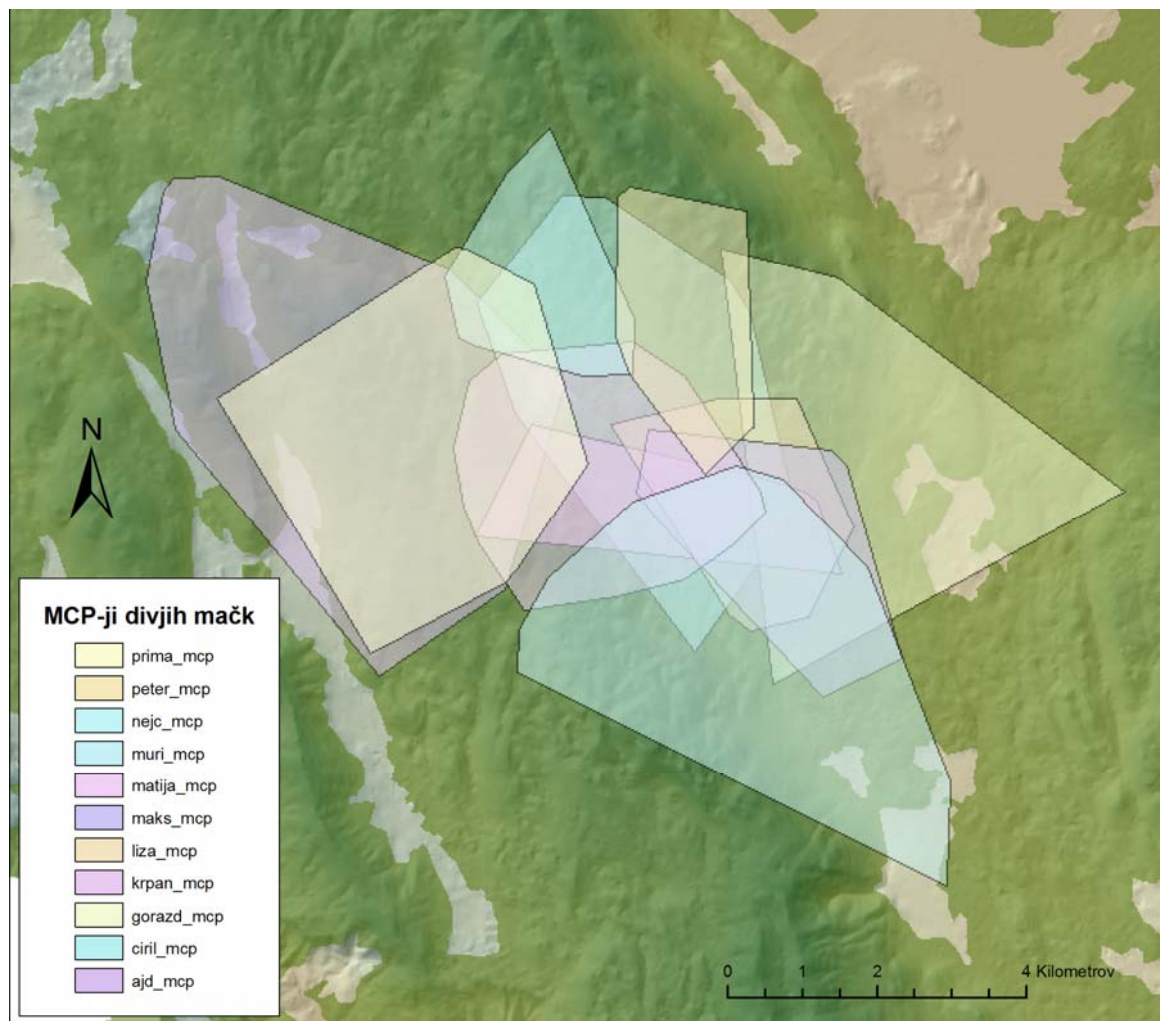
Slika 24: Velikost letnih domačih okolišev proučevanih divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute, ocenjenih s 95% kerneli in MCP-ji. (95% kernel – modri stolpci, MCP – oranžni stolpci)

Preglednica 12: Velikosti letnih in sezonskih domačih okolišev proučevanih divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute.

osebki	MCP (ha)	kernel (ha)					
		letni		sezonski (95%)			
		95%	50%	zima	pomlad	poletje	jesen
PRIMA	1230	1275	98	975	600	897	844
						1313	414
AJD	1651	1876	255	856	1389	740	1111
				454			1681
LIZA	384	264	12	65	179	186	229
				228			239
MURI	1818	1671	126	1141	1274	842	942
CIRIL	973	895	66	945	697	817	716
MATIJA	1099	1453	202	722	626	720	601
PETER	651	766	113	190	288	497	337
NEJC	519	573	31	171	361	634	359
GORAZD	1622	1526	139	475			1268
MAKS*	729	1171	329				
KRPAN**	280	252	45				

*spremljan od oktobra 99' do januarja 2000.

**spremljan od februarja do maja 2000.



Slika 25: Domači okoliši (MCP) proučevanih osebkov divjih mačk (*Felis silvestris*) v obdobju med 1999 in 2004 na območju Glažute.

Velikost letnih osrednjih območij aktivnosti (50% kernel) divjih mačk, je bila zaradi sezonsko specifične rabe prostora divjih mačk pomembna kot parameter, ki kaže stopnjo vezanosti posameznega osebk na določen prostor, ustrežneje pa prostorske značilnosti določimo le posameznim sezonskim osrednjim območjem. Najmanjša letna osrednja območja sta imeli samici, 98 ha (Prima) in 12 ha (Liza), med samci pa mladi samec Ciril 66 ha in samec Nejc 31 ha (Preglednica 9), največja pa Ajd (255 ha) in Muri (126 ha).

Velikosti sezonskih domačih okolišev posameznih osebkov so se v različnih letnih časih ter v različnih letih spreminjale (Preglednica 9). Velikost se je pri različnih osebkih spreminjala različno, zato nismo ugotovili statistično značilnih razlik med posameznimi letnimi časi oziroma sezonami. Med spoloma nismo ugotovili statistično značilnih razlik v velikosti sezonskih domačih okolišev, značilno manjše sezonske domače okoliše od ostalih osebkov pa je imela samica Liza (U-test; $P < 0.001$).

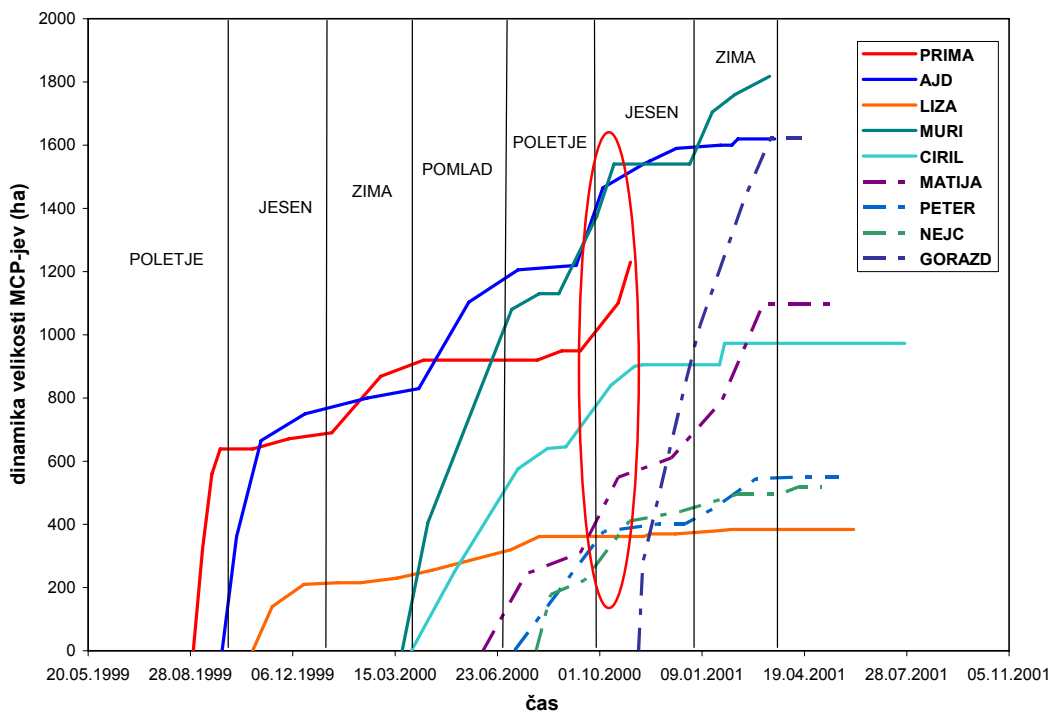
3.4.2 Raba prostora znotraj domačih okolišev

Za domače okoliše (MCP) osebkov divjih mačk, ki smo jih spremljali skozi vse štiri letne čase, smo izračunali deleže površin posameznih razredov glede na orientiranost pobočij, naklon in nadmorsko višino (Priloga 8). S kompozicijsko analizo smo izračunali njihove preferenčne range znotraj domačih okolišev divjih mačk ter potrdili statistično značilno razliko med rabo prostora divjih mačk ter njegovo razpoložljivostjo glede na nadmorsko višino in orientiranost pobočij (Wilks-ova lambda; $P = 0,001$; RSW). S tem smo potrdili selektivnost rabe prostora divjih mačk znotraj domačih okolišev oziroma na nivoju tretjega reda. Kompozicijske analize razporejanja divjih mačk po naklonih znotraj domačih okolišev nismo mogli izpeljati zaradi prevelikega števila ničelnih vrednosti deležev lokacij v posameznih naklonskih razredih.

Nizki deleži pojavljanja posameznih osebkov divjih mačk v nekaterih višinskih razredih niso omogočali kompozicijske analize, zato smo združili sosednje razrede ter izpeljali analizo s petimi višinskimi razredi z intervali po 160 m (Priloga 9). Najvišji preferenčni rang (4) smo izračunali za nadmorske višine med 760 in 920 m, najnižjega (0) pa za nadmorske višine med 440 in 600 m (Priloga 9). Zaradi nizkih deležev pojavljanja divjih mačk in razpoložljivosti pobočij glede na njihovo orientiranost v posamezne smeri neba, smo izpeljali kompozicijsko analizo z združenimi štirimi razredi: S-SV, V-JV, J-JZ ter Z-SZ (Priloga 9). Najvišjo stopnjo preference pobočij znotraj domačih okolišev divjih mačk smo ugotovili za J-JZ pobočja, najnižjo pa za Z-SZ pobočja (Priloga 9).

3.4.3 Premiki domačih okolišev

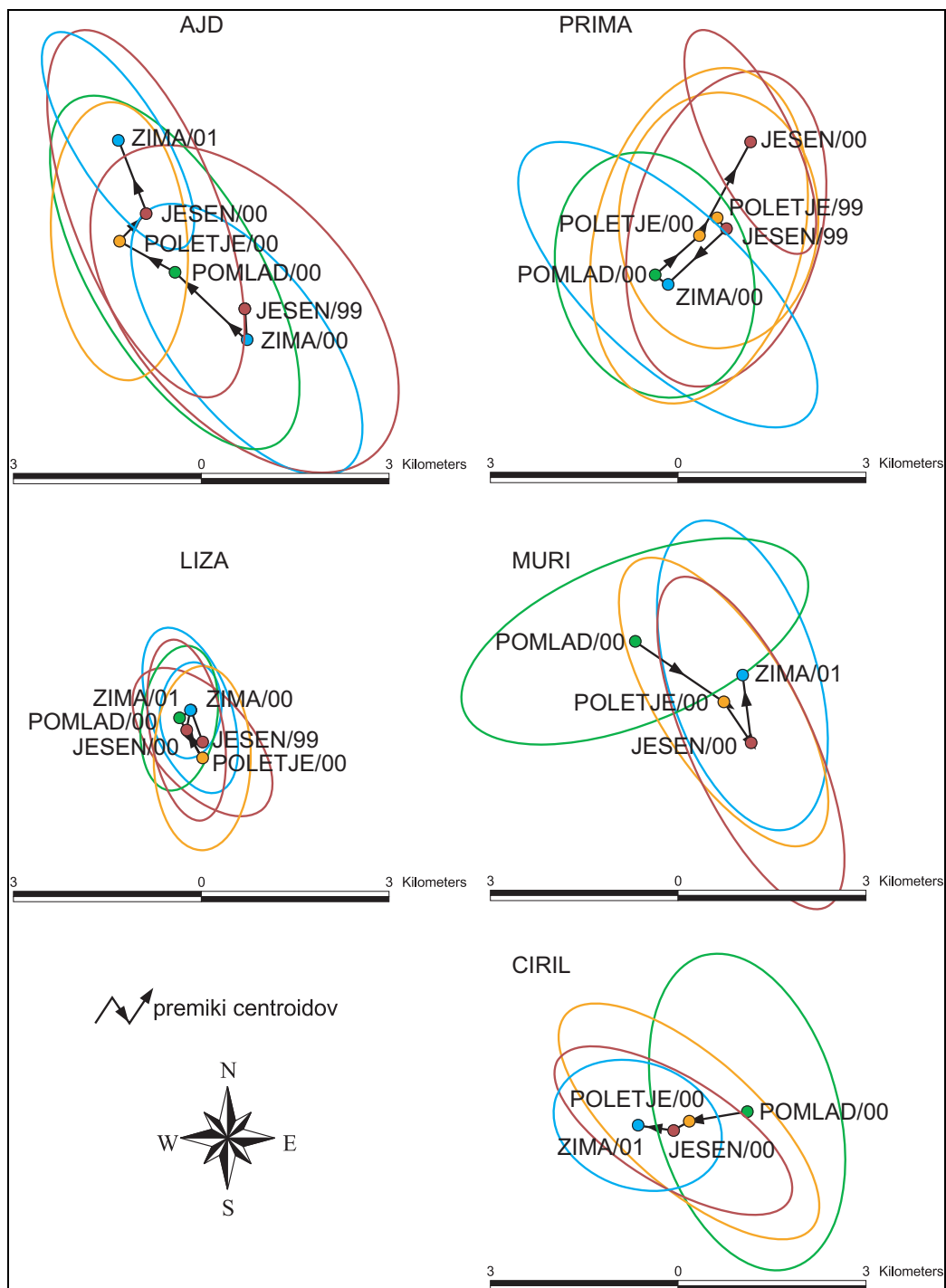
Z analizo kumulativne dinamike domačih okolišev (MCP) divjih mačk smo ugotovili večanje prostora na katerem so se pojavljale. Večanje je potekalo v posameznih fazah v tri do šest mesečnih intervalih (Slika 26). Faze hitrih večanj smo označili kot pojavljanje na novih območjih oziroma kot premike sezonskih domačih okolišev. Posamezne 'nivoje' kumulativnih velikosti domačih okolišev osebkov smo dobili po 20 do 40 časovno neodvisnih lokacijah. Do premikov je večinoma prihajalo v prehodnih obdobjih med posameznimi sezonami. Časovno najbolj usklajeno povečanje kumulativnih MCP-jev je bilo ob koncih poletne sezone (Slika 26).



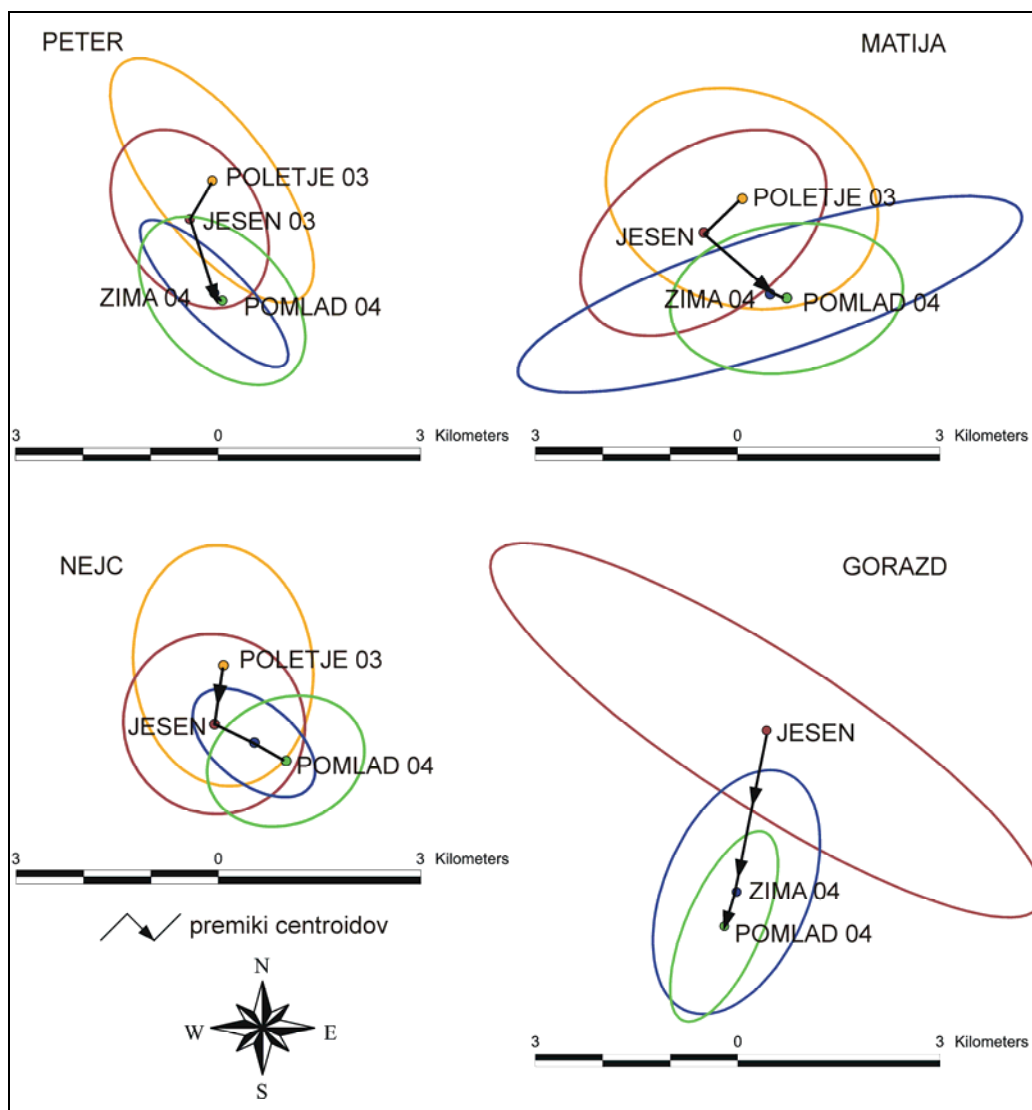
Slika 26: Kumulativno večanje domačih okolišev (MCP) divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute s posameznimi fazami hitrega večanja prostora, ki kaže na premike sezonskih domačih okolišev. Najbolj izraziti in časovno usklajeni premiki so bili med poletnimi in jesenskimi območji (rdeča elipsa). Datumom za štiri samce je potrebno dodati 3 leta (črtkana črta).

Premike sezonskih domačih okolišev posameznih osebkov divjih mačk smo prikazali z Jenrich – Turnerjevimi centroidi (Slika 27, 28). Pri nobenem izmed samcev nismo ugotovili vračanja na območja centroidov (mediana koordinat lokacij), kjer so se pojavljali v predhodnih letih (U-test; $P < 0,05$). Samica Liza se je jeseni 1999 in 2000 ter pozimi 2000 in 2001 zadrževala na istih območjih, kar smo potrdili z U-testom s katerim nismo potrdili razlik v medianah razdalj med koordinatami lokacij med sezonama v zaporednih letih ($P > 0,05$) (Slika 27). Razlika v medianah koordinat Priminih poletnih

lokacij v letih 1999 in 2000 je bila statistično neznačilna, kar kaže na to, da se je samica v teh poletnih sezonah zadrževala na istem območju. Razdalje med posameznimi sezonskimi centri so bile med 221 in 3363 metri (Preglednica 13). Pri obeh samicah smo ugotovili statistično značilne razlike v medianah koordinat lokacij v jesensko zimskem obdobju leta 99/00 (U-test; $P < 0.05$). V zimsko-pomladanskem in pomladansko-poletnem obdobju leta 2000 smo ugotovili statistično značilne premike v medianah koordinat lokacij le pri samcih (Preglednica 13). V poletno-jesenskih obdobjih smo potrdili statistično značilne premike v medianah lokacij pri osmih od desetih centroidov. V jesensko-zimskem obdobju 00/01 smo ugotovili statistično značilne razlike v medianah koordinat lokacij pri samcih Ajdu in Muriju. V razdaljah med sezonskimi Jenrich-Turnerjevimi centri nismo ugotovili statistično značilnih razlik niti med spoloma niti med sezonami.



Slika 27: Premiki Jenrich – Turnerjevih centroidov sezonskih domačih okolišev divjih mačk (*Felis silvestris*) v letih med 1999 in 2001 na območju Glažute.



Slika 28: Premiki Jenrich – Turnerjevih centroidov sezonskih domačih okolišev divjih mačk (*Felis silvestris*) v letih med 2003 in 2004 na območju Glažute.

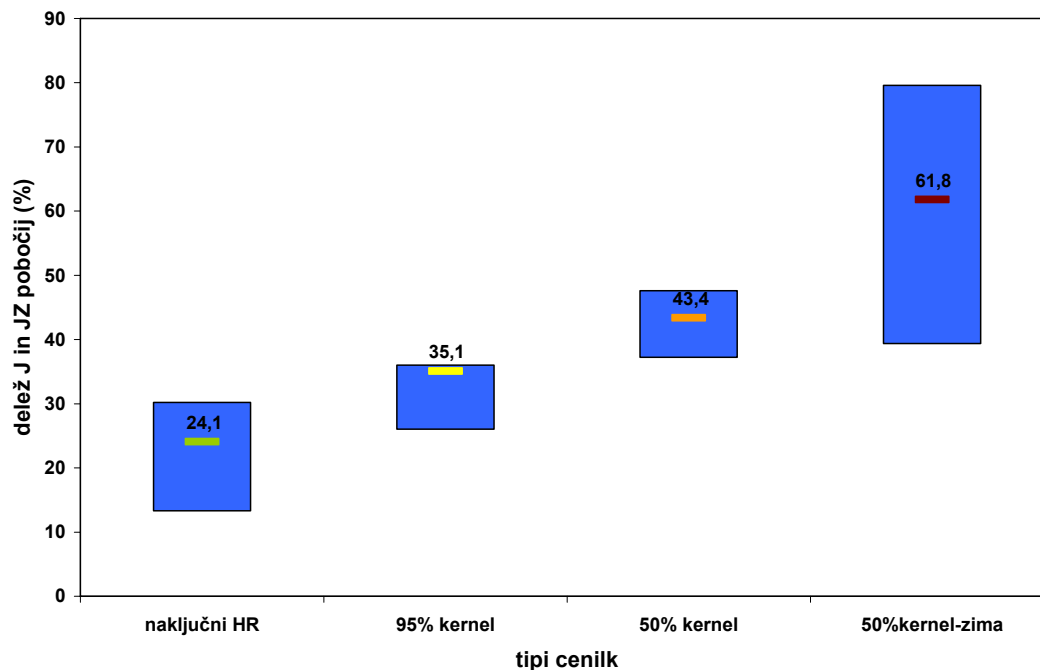
Preglednica 13: Razdalje med Jenrich–Turner-jevimi centriidi domačih okolišev divjih mačk (*Felis silvestris*) med posameznimi sezonami na območju Glažute (masten tisk – U-test; $P > 0.05$).

osebki	razdalje med centriidi (m)				skupaj
	poletje-jesen	jesen-zima	zima-pomlad	pomlad-poletje	
PRIMA	230	1289	259	946	4429
	1705				
LIZA	513	542	221	737	2333
		320			
AJD	1249	1575	1015	610	8305
		3363			
MURI	785	533		1715	3033
CIRIL	289	576	232	941	1806
MATIJA	792	1307	272		2371
PETER	672	1111	182		1965
NEJC	889	612	554		2055
GORAZD		2431	572		3003
Mann_Whitney U-test		P < 0.05			

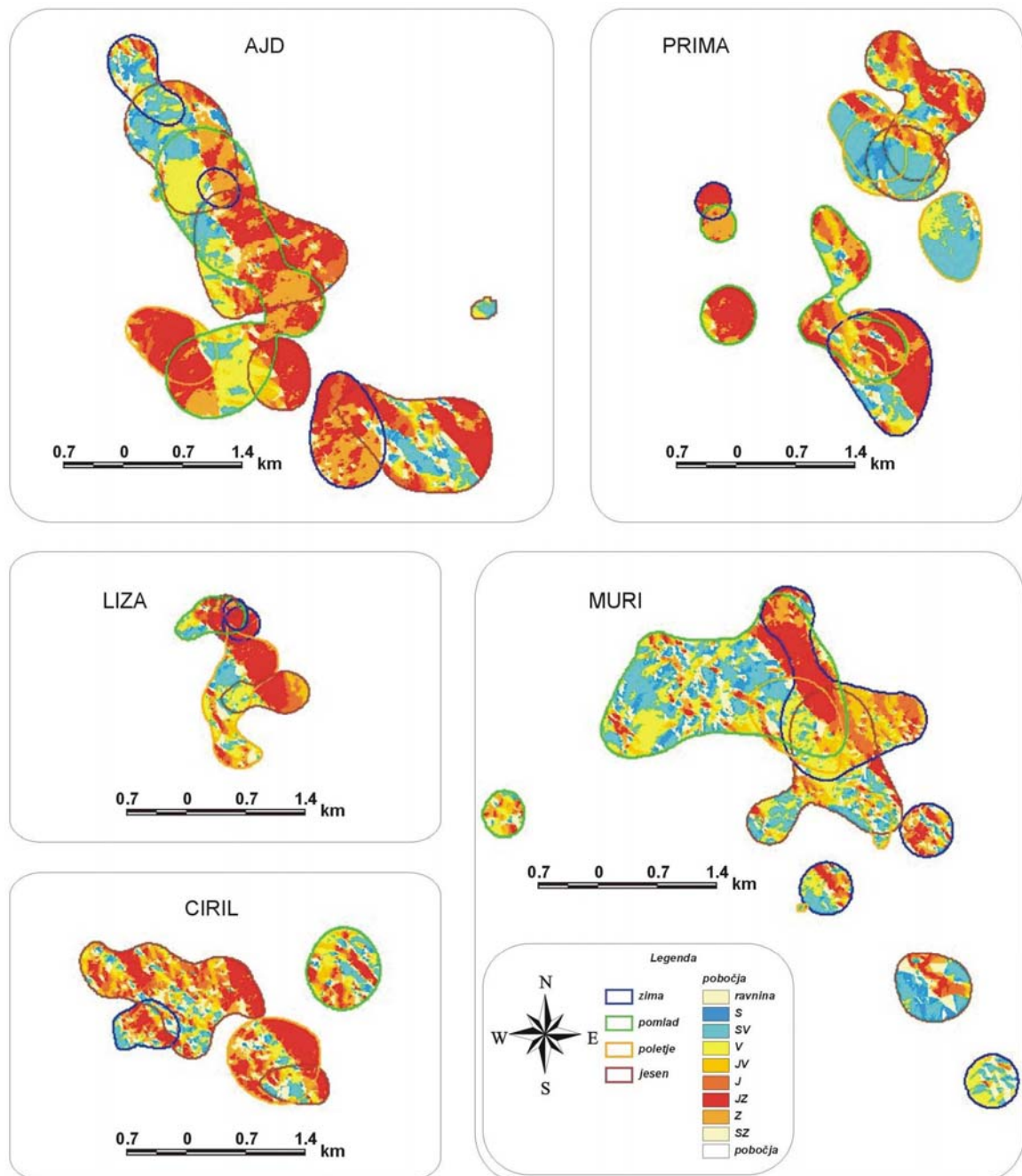
S premiki sezonskih domačih okolišev divjih mačk so se spreminjala tudi njihova osrednja območja. Z Mann-Whitney-evim U-testom smo primerjali mediane deležev površin reliefnih parametrov med naključnimi domačimi okoliši, letnimi območji aktivnosti divjih mačk, ter njihovimi sezonskimi osrednjimi območji tistih razredov z najvišjimi preferenčnimi rangi. Letna območja aktivnosti divjih mačk so imela značilno višji delež južnih in jugozahodnih pobočij, kot naključni domači okoliši. Prav tako so imela sezonska osrednja območja osebkov divjih mačk značilno višje deleže J-JZ pobočij kot njihova območja aktivnosti (95% kernel) (U-test; $P < 0.05$) (Preglednica 14, Slika 29). Razlik v medianah deležev površin razredov najvišjih preferenčnih rangov glede na naklon in nadmorsko višino med sezonskimi osrednjimi območji in letnimi domačimi okoliši nismo potrdili. To nakazuje, da je orientiranost pobočij prioriteten dejavnik pri izbiri prostora divjih mačk glede na preostala proučevana reliefna parametra (Slika 30, 31).

Preglednica 14: Deleži površin J in JZ pobočij zimskih in vse sezonskih osrednjih območij ter letnih domačih okolišev divjih mačk na območju Glažute.

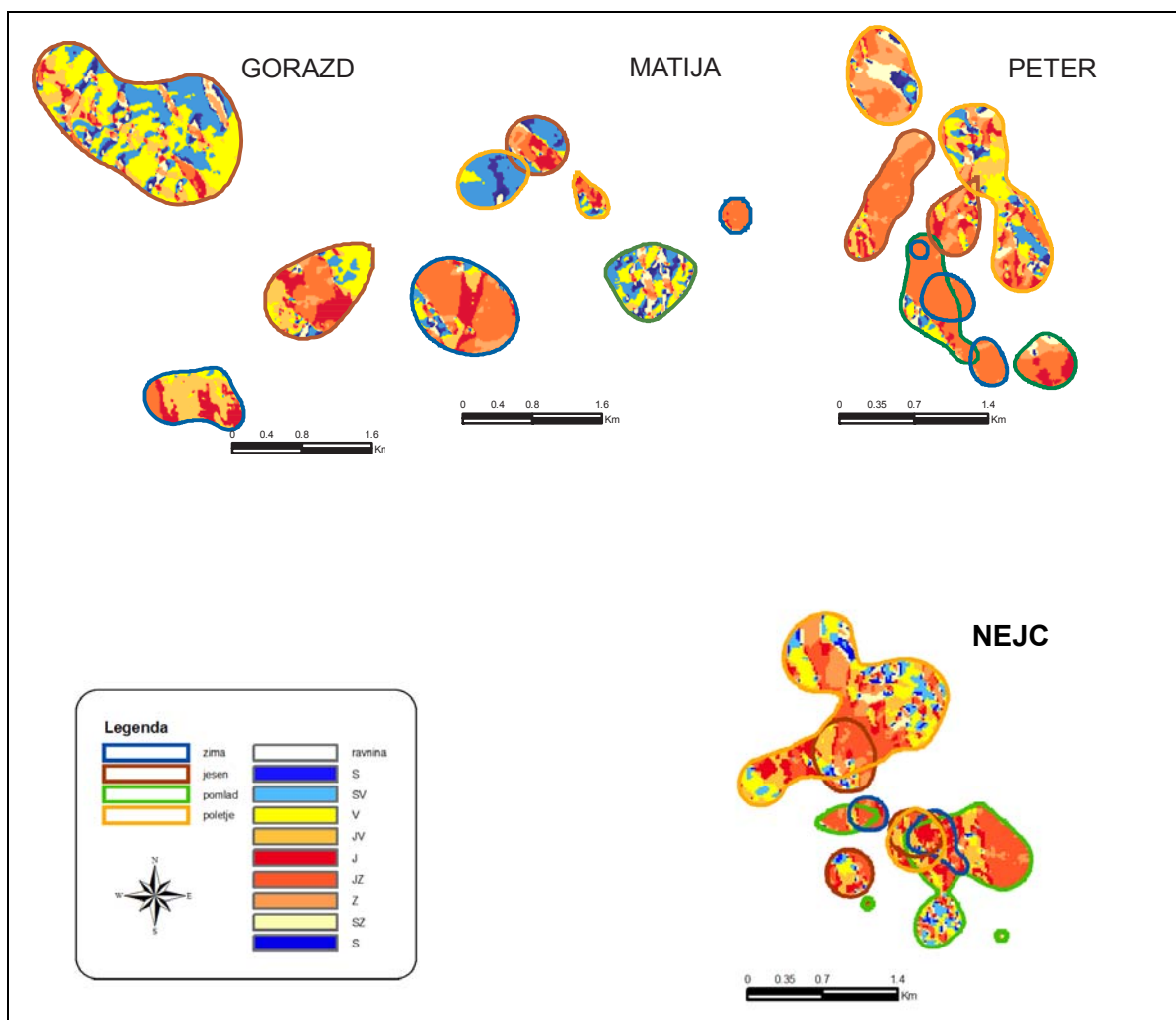
osebki	delež J in JZ pobočij (%)		
	95% kernel	50% kernel	50% kernel-zima
PRIMA	33,6	47,1	33,6
LIZA			71,9
	36,4	61	87,1
AJD			45,6
	35,1	41,2	12,3
MURI	16,3	37,2	40,6
CIRIL	36,2	43,4	61,8
MATIJA	24,5	35,8	72,1
PETER	36	47,6	94,2
NEJC	35,5	48,2	88,1
GORAZD	26	31,2	38,1



Slika 29: Razlike v zastopanosti južnih in jugozahodnih pobočij med naključnimi domačimi okoliši, letnimi območji aktivnosti ter letnimi in zimskimi osrednjimi območji aktivnosti divjih mačk (mediana, interkvartilni razmik). Različna obarvanost median pomeni statistično značilne razlike (Mann-Whitney-ev U test, $P < 0,05$).



Slika 30: Razporeditev sezonskih osrednjih območij proučevanih divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glazute in orientiranost njihovih pobočij v obdobju med 1999 in 2001.



Slika 31: Razporeditev sezonskih osrednjih območij (50% kernel) proučevanih divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glazute in orientiranost njihovih pobočij v obdobju 2003 in 2004.

3.5 SOCIALNE INTERAKCIJE

3.5.1 Statične interakcije

Devetim osebkom divjih mačk, ki smo jih spremljali skozi vse letne čase smo določili letne in zimska območja aktivnosti (kerneli) ter izračunali njihova prekrivanja. Za osebk, ki smo ju spremljali krajši čas smo izračunali njune domače okoliše za to obdobje ter zanj izračunali prekrivanja z ostalimi osebki. Izračunali smo tudi časovno neusklajeno prekrivanje med domačim okolišem samca Krpana in Murija ter imaginarno prekrivanje med jesenskim domačim okolišem Maksa ter domačimi okoliši samcev, ki smo jih ujeli po njegovem poginu (Preglednica 15).

Med osebki, ki smo jih spremljali skozi vse letne čase smo ugotovili obsežno prekrivanje letnih in zimskih območij aktivnosti samic z območji aktivnosti samcev. Samici Prima in Liza sta imeli disjunktni letni območji aktivnosti, zato podatkov o prostorskih interakcijah med samicami nimamo. Delež prekrivanja samičinih letnih domačih okolišev s samčevimi je predstavljal od 6 do 63% njunih domačih okolišev. Delež prekrivanja letnih domačih okolišev samcev z domačima okolišema samic je bil od 15 do 35%. Največje prekrivanje v zimskem in celoletnem obdobju smo ugotovili med Ajdem in Primo ter Lizo in Murijem (Slika 32). Pri obeh parih so se osrednja območja letnih in zimskih domačih okolišev prekrivala s celotnimi območji aktivnosti, njihova osrednja območja aktivnosti pa so se prekrivala le v zimskem času. Med mladim samcem Cirilom in samcem Murijem smo ugotovili 3% in 5% prekrivanje letnih domačih okolišev, ki ga nismo obravnavali kot dejansko prekrivanje, saj ni bilo na območju prekrivanja izmerjene nobene lokacije. Prekrivanje zimskih domačih okolišev samic s samčevimi je bilo 70 in 79%. Prekrivanje samčevih zimskih domačih okolišev s samičinima pa med 16 in 79%. Statistično značilnih razlik v prekrivanjih med letnimi in zimskimi domačimi okoliši nismo potrdili.

Preglednica 15: Deleži prekrivanja letnih in zimskih območij aktivnosti (kerneli) divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute.

osebki	obdobje 99-01	delež prekrivanja (%)						
		PRIMA	MAKS*	AJD	LIZA	KRPAN	MURI	CIRIL
PRIMA	vse		0	54 [#]	0	0	0	0
	zima		0	70 [#]			0	0
MAKS	vse	0		0	22 [#]	(21)	(72)	(11)
	zima							
AJD	vse	35 [#]	0		0	0	0	0
	zima	79 [#]			0		0	0
LIZA	vse	0	97 [#]	0		40 [#]	63 [#]	6 [#]
	zima	0		0			79 [#]	0
KRPAN	vse	0	(89)	0	37 [#]		(96)	0
	zima							
MURI	vse	0	(50)	0	15 [#]	(32)		3 ^{**}
	zima	0		0	16 [#]			0
CIRIL	vse	0	(18)	0	19 [#]	0	5 ^{**}	
	zima	0		0	0		0	

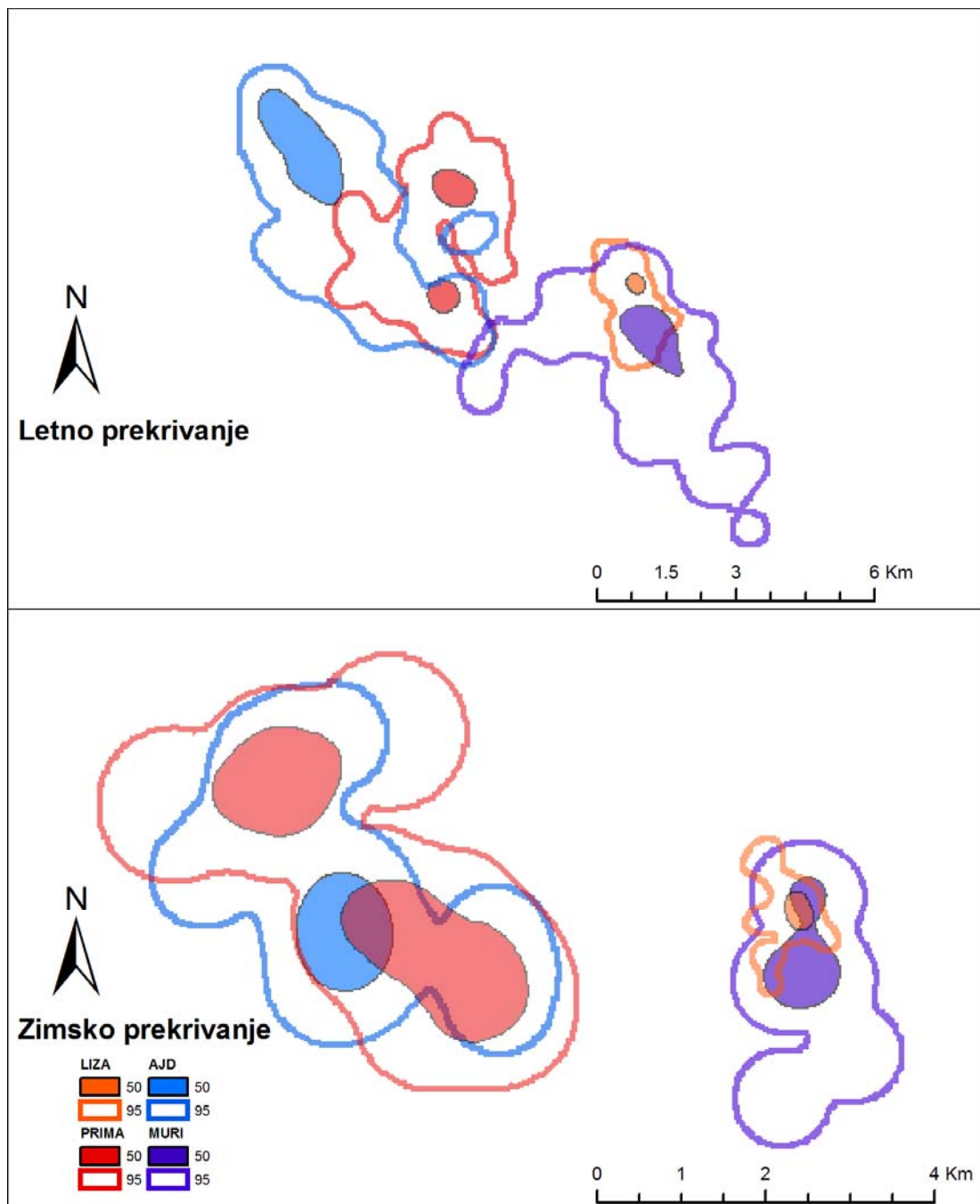
osebki	obdobje 03-04	delež prekrivanja (%)			
		MATIJA	PETER	NEJC	GORAZD
MATIJA	vse		15 ^{**}	6 ^{**}	3 ^{**}
	zima		6 ^{**}	0	8 ^{**}
PETER	vse	28 ^{**}		13 ^{**}	21 ^{**}
	zima	21 ^{**}		1 ^{**}	0
NEJC	vse	15 ^{**}	18 ^{**}		0
	zima	0	1 ^{**}		0
GORAZD	vse	3 ^{**}	10 ^{**}	0	
	zima	4 ^{**}	0	0	

*deleži v oklepajih kažejo časovno neuskklajeno prekrivanje

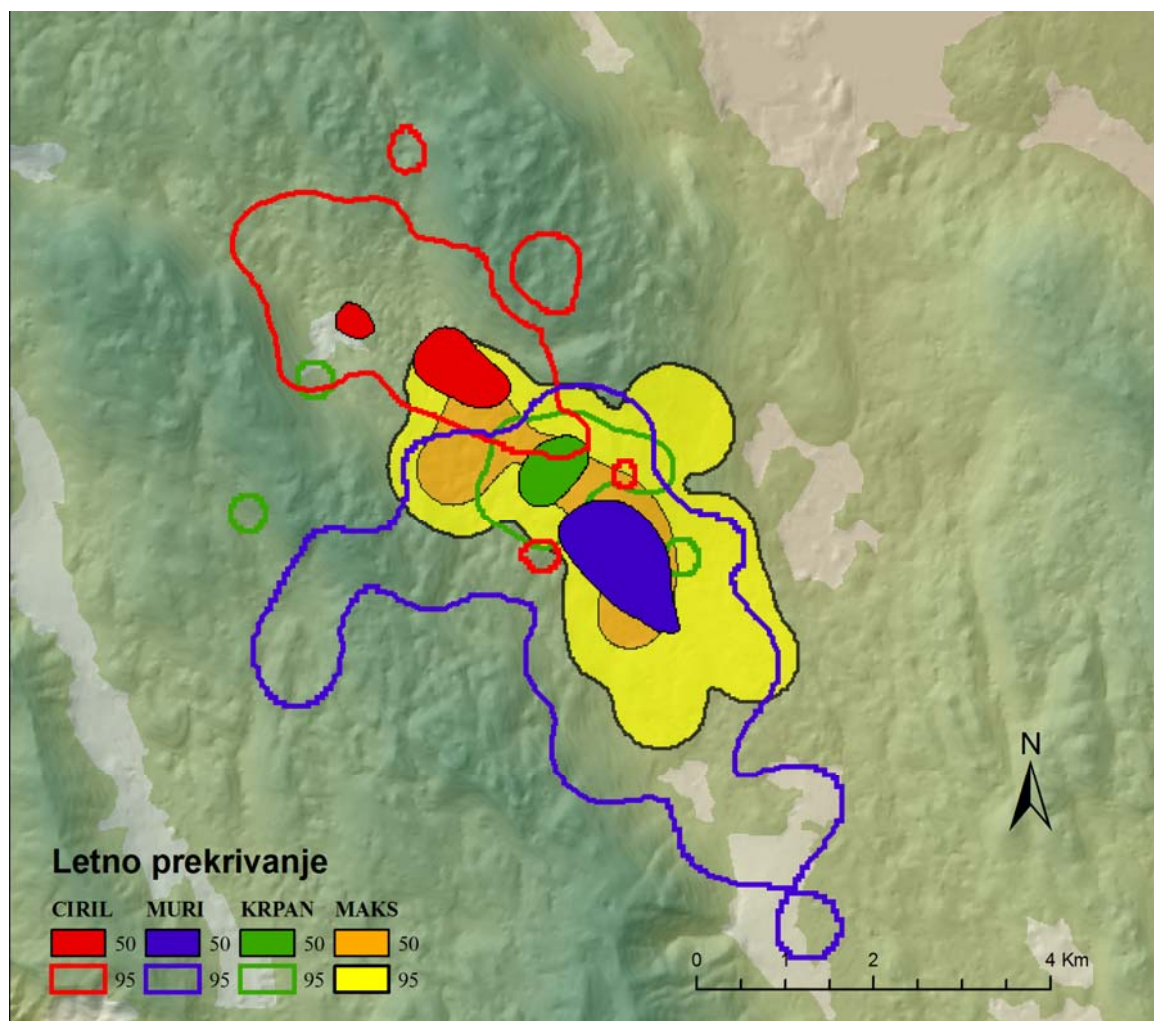
- prekrivanje med spoloma ** - prekrivanje med samci

V obdobju med 1999 in 2001 smo dejanska prekrivanja med samci smo ugotovili le pri časovno neuskklajenih prekrivanjih. Časovno neuskklajeno prekrivanje med samcem Krpanom ter kasneje ujetim Murijem je predstavljalo 32% Murijevega domačega okoliša izračunanega za obe sezoni v katerih smo spremljali Krpana (Slika 33). Delež prekrivanja Krpanovega domačega okoliša z Murijevim je bil 96%. Visok delež prekrivanja je verjetno posledica podcenjenosti velikosti Krpanovega domačega okoliša zaradi

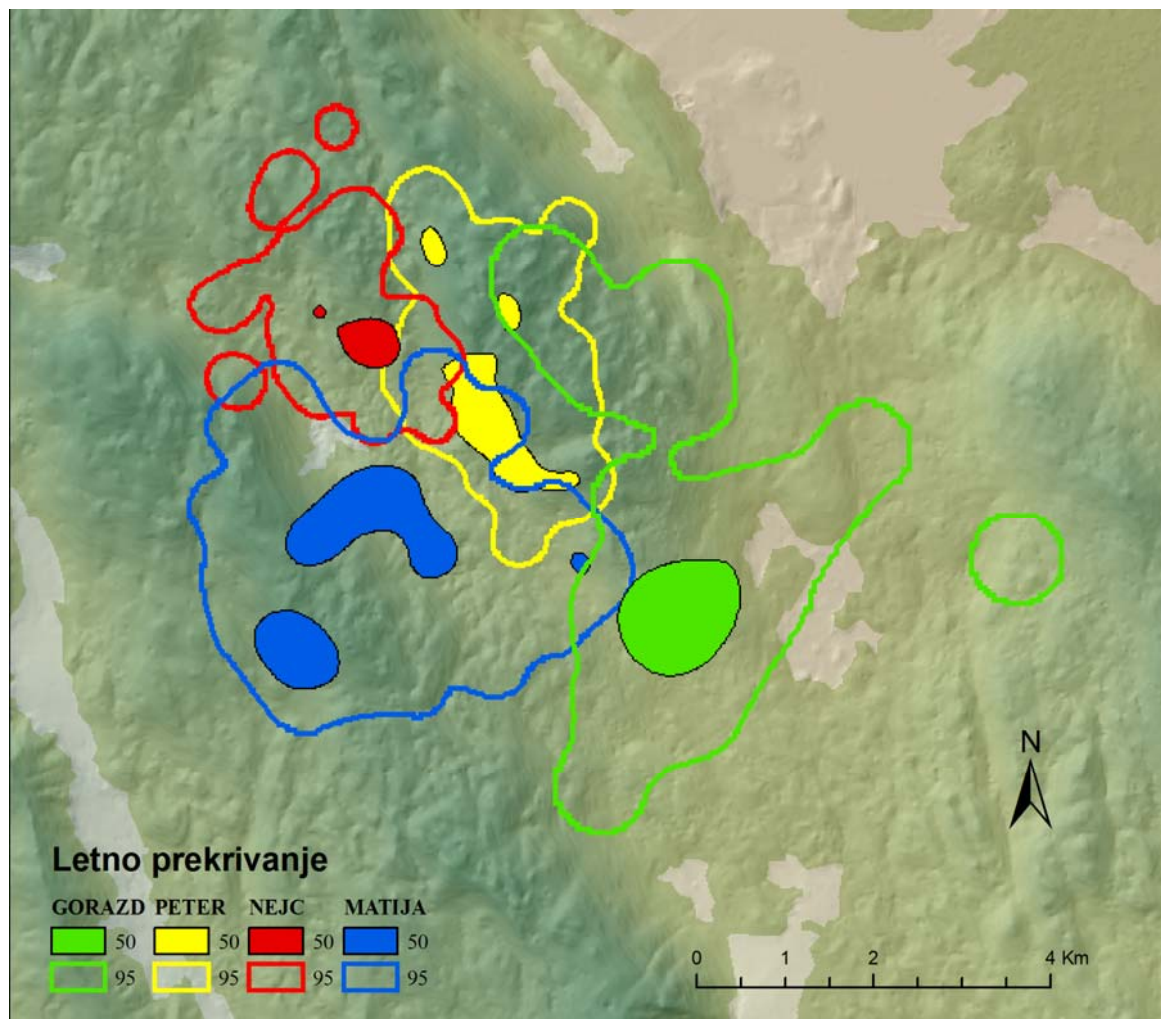
majhnega števila izmerjenih lokacij. Delež prekrivanja jesenskega domačega okoliša poginulega samca Maksa z domačimi okoliši samcev Krpana, Murija in Cirila je bil med 11 in 72% (Slika 33), poleg tega so se osrednja območja aktivnosti aktivnosti vseh treh samcev delno prekrivala z osrednjim območjem poginulega samca. To nakazuje na možnost 'zalivanja' izpraznjenega prostora zaradi Maksovega pogina v januarju 2000.



Slika 32: Prekrivanje letnih in zimskih območij aktivnosti (95 % kernel) samca Ajda in samice Prime ter samca Murija in samice Lize na območju Glažute.



Slika 33: Potencialno 'zalivanje' izpraznjenega prostora. Prekrivanje letnih območij aktivnosti (95 % kernel) samcev Murija, Krpana, in Cirila z območjem jesenskega domačega okoliša poginulega samca Maksa na območju Glazute.



Slika 34: Prekrivanje letnih območij aktivnosti (95 % kernel) samcev divjih mačk (*Felis silvestris*) v letih 2003 - 2004 na območju Glažute.

Radiotelemetrično spremljanje samcev v letih 2003–2004 je pokazalo, da se letna območja aktivnosti vseh štirih samcev deloma prekrivajo (Slika 34). Prekrivanje območij med sosednjimi samci je bilo od 1 do 28% njihovih domačih okolišev (Mediana = 5%) (Preglednica 15). Prekrivanje med območji aktivnosti je bilo praviloma le v obrobnem delu domačih okolišev. Izjema je prekrivanje osrednjega območja samca Petra z območji aktivnosti preostalih treh samcev (Slika 34). To kaže na potencialno podrejen status tega samca v odnosu do preostalih samcev. Osrednja območja prostalih samcev so ekskluzivna in so prostorsko ločena od osrednjih območij sosednjih samcev.

3.5.2 Dinamične interakcije

Dinamične interakcije smo analizirali za osebke katerih letni ali sezonski domači okoliši so se med seboj prekrivali. S koeficientom socialnosti smo definirali stopnjo dinamičnih interakcij divjih mačk za osem parov osebkov, ki smo jih spremljali skozi vse letne čase in en par, ki smo ju spremljali v jesenskem času (Preglednica 16). Koeficienti socialnosti med samci in samicama v celoletnem obdobju so bili med -0,03 in -0,12. Negativne vrednosti nakazujejo, da so se osebki med seboj aktivno izogibali. Najnižje vrednosti koeficientov socialnosti smo izračunali za pare z najvišjim deležem prekrivanja domačih okolišev (Preglednica 16). Koeficienta socialnosti med paroma Muri – Liza in Ajd - Prima za zimski čas sta bila pozitivna, kar kaže na večjo vezanost samcev na bližino samic v tem času. Koeficienti socialnosti med pari sosednjih samcev so bili negativni vendar blizu vrednosti nič, kar kaže na relativno majhen vpliv neposredne prisotnosti sosednjega samca na gibanje oziroma medsebojno neodvisnost gibanja samcev znotraj svojih območij aktivnosti. Pozitivni koeficient socialnosti $S_c = 0,09$ samcev Matije in Gorazda v zimskem obdobju leta 2004 kaže, da so bile njune medsebojne razdalje manjše kot bi pričakovali. Razlog za to bi lahko bil v skupnem viru - samici, ki sta ga želela pridobiti.

Preglednica 16: Letni in zimski koeficienti socialnosti med osebki divjih mačk (*Felis silvestris*) na območju Glažute, katerih domači okoliši so se prekrivali ali dotikali

pari osebkov	tip socialnosti	koeficient socialnosti S_c	
		vse leto	zima
PRIMA-AJD	♀♂	-0,12	0,14
LIZA-MAKS	♀♂	*-0,09	
LIZA-MURI	♀♂	-0,11	0,16
LIZA-CIRIL	♀♂	-0,03	
NEJC-PETER	♂♂	-0,06	-0,01
NEJC-MATIJA	♂♂	0,03	
MATIJA-GORAZD	♂♂	-0,02	0,09
MATIJA-PETER	♂♂	-0,07	
PETER-GORAZD	♂♂	-0,03	

*jesen,

3.6 HABITATNI MODELI

3.6.1 Predikcijski habitatni model - analiza ENFA

Za vse tri umeritvene nize podatkov (radiotelemetrija, monitoring, skupni) smo v procesu ENFA analize izračunali vrednosti marginalnostnega faktorja M , ki so bile med 0,87 in 0,89 ter toleranco T z vrednostmi med 0,43 in 0,54. Vrednosti marginalnostnega faktorja so pokazale, da se habitat divje mačke razlikuje od povprečnih okoljskih dejavnikov v Sloveniji, vrednosti tolerance pa kažejo, da divja mačka ni izrazito selektivna pri izbiri življenjskega prostora (Preglednica 17). Model z umeritvenim nizom obeh tipov podatkov (skupni) smo aplicirali na tri nivoje referenčnih območij: dinarsko-preddinarsko, južna Slovenija (dinarsko, preddinarsko in submediteransko) ter Slovenija brez alpskega območja. Vrednosti marginalnosti M so se s širjenjem območja večale od 1 do 1,45, toleranca T pa je bila v primerjavi z modeli apliciranimi za celotno Slovenijo nekoliko višja (med 0,53 do 0,619) (Preglednica 18). Na osnovi vrednosti Mac-Arthur-jeve distribucije smo vse modele razen modela s podatki »monitoring«, ki smo ga pojasnili s štirimi faktorji (M , $S1$, $S2$, $S3$), pojasnili s po dvema faktorjema (M , $S1$).

Preglednica 17: Rezultati analize ENFA s tremi različnimi umeritvenimi nizi podatkov prisotnosti divjih mačk dobljenimi s pomočjo radiotelemetrije in zbiranja podatkov prisotnosti (monitoring). Enota spremenljivke prisotnosti divje mačke je ugotovljena prisotnost divje mačke v posamezni celici velikosti 100 m. Za umeritev in validacijo modelov smo uporabili 1072 radiotelemetričnih lokacij in 174 lokacij monitoringa. Pozitivne vrednosti marginalnostnega faktorja za posamezno eko-geografsko spremenljivko pomenijo, da divja mačka preferira lokacije z višjimi vrednostmi od povprečne vrednosti v Sloveniji. Z mastnim tiskom so označene ekogeografske spremenljivke z absolutnimi vrednostmi večjimi od 0,3. (M – marginalnost, S1, S2, S3 – specializacija)(za oznake glej Preglednica 2 str.44)

niz podatkov	rezultati	oznaka	M	S1	S2	S3
	% pojasnjene specializacije		17%	31%		
radiotelemetrija		Pgoz100	0,59	-0,09		
		Pgoz1000	0,53	-0,59		
		NcelGR1000	-0,48	0,11		
	velikost vzorca N = 268	minDnas	0,31	-0,20		
	Število faktorjev: 2	snegR500	0,21	0,27		
	Pojasnjena varianca: 0,87	Pext500	0,11	0,31		
	Marginalnost: 0,98	minDgoz	0,06	0,09		
	Toleranca: 0,43	Pigoz1000	-0,04	0,16		
		naklon	0,03	0,14		
		orient	-0,009	0,04		
	% pojasnjene specializacije		16%	34%	10%	7%
monitoring		Pgoz100	0,55	0,05	0,32	0,12
		NcelGR1000	-0,48	0,71	0,31	0,34
		Pgoz1000	0,37	-0,47	-0,41	0,07
	velikost vzorca N = 87	Število Pext500	0,23	0,19	0,03	0,13
	faktorjev: 4	snegR500	0,19	0,09	0,15	0,28
	Pojasnjena varianca: 0,89	minDgoz	0,15	0,45	0,23	0,19
	Marginalnost: 0,92	minDnas	0,12	-0,27	-0,29	0,01
	Toleranca: 0,54	Pigoz1000	-0,1	0,07	0,03	-0,15
		naklon	0,07	0,03	0,11	0,26
		orient	-0,02	0,08	0,14	0,02
	% pojasnjene specializacije		16%	46%		
skupni		Pgoz100	0,6	0,12		
		Pgoz1000	0,41	-0,26		
		NcelGR1000	-0,39	0,52		
	velikost vzorca N = 312	snegR500	0,19	0,43		
	Število faktorjev: 2	Pext500	0,11	0,25		
	Pojasnjena varianca: 0,87	minDnas	0,09	-0,39		
	Marginalnost: 0,95	minDgoz	0,07	0,06		
	Toleranca: 0,49	Pigoz1000	-0,05	-0,31		
		naklon	0,04	0,13		
		orient	0,03	0,19		

3.6.1.1 Umeritveni modeli

Z marginalnostim faktorjem ENFA analize dobljenim na osnovi radiotelemetričnih podatkov – **radiotelemetrija** (Preglednica 17) smo pojasnili 17% skupne specializacije rabe prostora divjih mačk. Marginalnostni faktor je pokazal, da so divje mačke vezane predvsem na sklenjena gozdna območja z malo gozdnega roba, oddaljena od neposredne bližine naselij. Specializacijski faktor S1 je pojasnil 31% skupne specializacije, k čemer sta največ prispevala delež gozdnih površin v polmeru 1000 m okoli celice prisotnosti divje mačke ter delež ekstenzivnih kmetijskih površin v polmeru 500 m okoli celice prisotnosti.

Z marginalnostim faktorjem ENFA analize dobljenim na osnovi zbranih podatkov lokacij poginulih, odlovljenih osebkov oziroma lokacij opazovanj divje mačke – **monitoring** (Preglednica 17) smo pojasnili 16% skupne specializacije rabe prostora divjih mačk. Podobno kot pri analizi radiotelemetričnih podatkov je marginalnostni faktor pokazal vezanost divjih mačk na sklenjena gozdna območja z malo gozdnega roba. Specializacijski faktor S1 je pojasnil 34% skupne specializacije, k čemer so največ prispevali: delež gozdnih površin v polmeru 1000 m okoli celice prisotnosti divjih mačk, število celic z gozdnim robom v polmeru 1000 m okoli celic prisotnosti ter minimalna razdalja do gozdnega roba. Specializacijski faktor S2 je pojasnil 10% skupne specializacije, predvsem na račun gozdnih površin ter gozdnega roba v okolici celice prisotnosti. S specializacijskim faktorjem S3 smo pojasnili 7% skupne specializacije h kateri je največ prispevala eko-geografska spremenljivka, ki je opisovala število celic z gozdnim robom na površini 1000 m okoli celic prisotnosti divjih mačk (Preglednica 17).

Z marginalnostim faktorjem ENFA analize dobljenim na osnovi obeh tipov podatkov – **skupni** (Preglednica 17) smo pojasnili 16% skupne specializacije rabe prostora divjih mačk. Marginalnostni faktor je, podobno kot pri prejšnjih dveh modelih, pokazal, da so divje mačke vezane predvsem na sklenjena gozdna območja z malo gozdnega roba. S specializacijskim faktorjem S1 smo pojasnili 46% skupne specializacije, k čemer so največ prispevali: število celic z gozdnim robom v polmeru 1000 m okoli celic prisotnosti, trajanje snežne odeje v okolici celic prisotnosti, minimalna razdalja do naselja ter delež gozdnih površin z iglavci v polmeru 1000 m okoli celic prisotnosti divje mačke.

3.6.1.2 Referenčna območja

ENFA analizo na osnovi obeh tipov podatkov smo aplicirali na **dinarsko in preddinarsko** fitogeografsko območje, kjer se divja mačka pojavlja bolj ali manj kontinuirano na celotnem območju. Z marginalnostnim faktorjem smo pojasnili 16% skupne specializacije rabe prostora divjih mačk. Marginalnostni faktor je pokazal, da so divje mačke vezane predvsem na prostor z daljšim trajanjem snežne odeje, na sklenjena gozdna območja z malo gozdnega roba relativno oddaljen od najbližjega naselja. S specializacijskim faktorjem S1 smo pojasnili 47% skupne specializacije, k čemer sta največ prispevala delež gozdnih površin v polmeru 100 m okoli celic zaznane navzočnosti divje mačke ter delež ekstenzivnih kmetijskih površin v polmeru 500 m okoli danih celic.

Habitatne mdele smo ekstrapolirali tudi na območja za katera smo imeli zelo malo podatkov ali pa podatkov o navzočnosti divjih mačk sploh nismo imeli. Model smo tako analizirali tudi na nivoju širšega območja **južne Slovenije**, ki je vključeval dinarsko, preddinarsko in submediteransko fitogeografsko regijo. Z marginalnostnim faktorjem smo pojasnili 16% skupne specializacije rabe prostora divjih mačk. Podobno kot za dinarsko in preddinarsko območje je pokazal, da so divje mačke vezane predvsem na prostor z malo gozdnega roba, na območja z daljšim trajanjem snežne odeje, na sklenjena gozdna območja ter, dodatno, na prostor z majhnim deležem ekstenzivnih kmetijskih površin (Preglednica 18). S specializacijskim faktorjem S1 smo pojasnili 38% skupne specializacije, k čemer sta največ prispevala delež gozdnih površin v polmeru 100 m okoli celic zaznane navzočnosti divje mačke ter minimalna razdalja do gozdnega roba.

Marginalnostni faktor za območje **Slovenije brez alpskega območja** je pojasnil 13% skupne specializacije rabe prostora divjih mačk. Podobno kot za dinarsko in preddinarsko območje je pokazal, da so divje mačke vezane predvsem na prostor z daljšim trajanjem snežne odeje, na sklenjena gozdna območja z malo gozdnega roba (Preglednica 18). S specializacijskim faktorjem S1 smo pojasnili 49% skupne specializacije, k čemer so največ prispevali delež gozdnih površin v polmeru 100 m okoli celic zaznane navzočnosti divje mačke, delež ekstenzivnih kmetijskih površin ter število celic gozdnega roba okoli lokacij prisotnosti divjih mačk.

Preglednica 18: Rezultati analize ENFA na treh referenčnih območjih umerjenih s skupnim nizom podatkov prisotnosti divjih mačk dobljenimi s pomočjo radiotelemetrije in zbiranja podatkov prisotnosti (monitoring)(za oznake glej Preglednica 2, str.44).

območje	rezultati	oznaka	M	S1	S2	S3
	% pojasnjene specializacije		16%	47%		
dinarsko-predinarsko		snegR500	0,55	0,04		
		NcelGR1000	-0,47	-0,26		
		Pgoz1000	0,42	-0,25		
	velikost vzorca N = 312	Pgoz100	0,37	-0,72		
	Število faktorjev: 2	minDnas	0,32	0,27		
	Pojasnjena varianca: 0,81	Pext500	-0,24	0,58		
	Marginalnost: 1,00	minDgoz	0,06	-0,11		
	Toleranca: 0,54	Pigoz1000	-0,03	0,16		
		naklon	0,03	0,14		
		orient	-0,01	-0,01		
	% pojasnjene specializacije		16%	38%		
južna Slovenija		NcelGR1000	-0,50	-0,18		
		snegR500	0,48	0,05		
		Pgoz1000	0,41	-0,18		
	velikost vzorca N = 312	Število Pgoz100	0,40	-0,76		
	faktorjev: 2	Pext500	-0,34	-0,06		
	Pojasnjena varianca: 0,77	minDgoz	0,26	0,59		
	Marginalnost: 1,085	minDnas	0,12	-0,27		
	Toleranca: 0,619	naklon	0,11	0,07		
		Pigoz1000	-0,08	0,05		
		orient	0,05	0,18		
	% pojasnjene specializacije		13%	49%		
Slovenija brez alpskega območja		snegR500	0,47	0,12		
		Pgoz1000	0,45	0,45		
		NcelGR1000	-0,43	0,41		
	velikost vzorca N = 312	Pgoz100	0,27	0,60		
	Število faktorjev: 2	Pext500	0,10	-0,50		
	Pojasnjena varianca: 0,81	minDnas	0,09	0,21		
	Marginalnost: 1,45	minDgoz	0,06	0,08		
	Toleranca: 0,53	naklon	-0,02	0,14		
		Pigoz1000	0,02	0,13		
		orient	0,01	0,07		

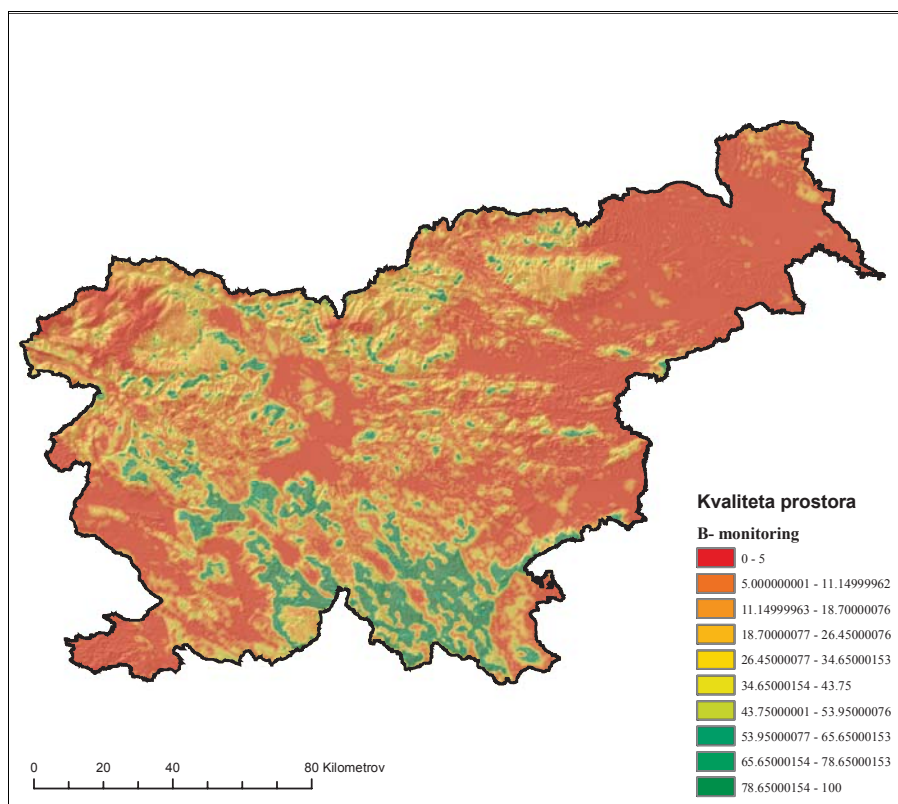
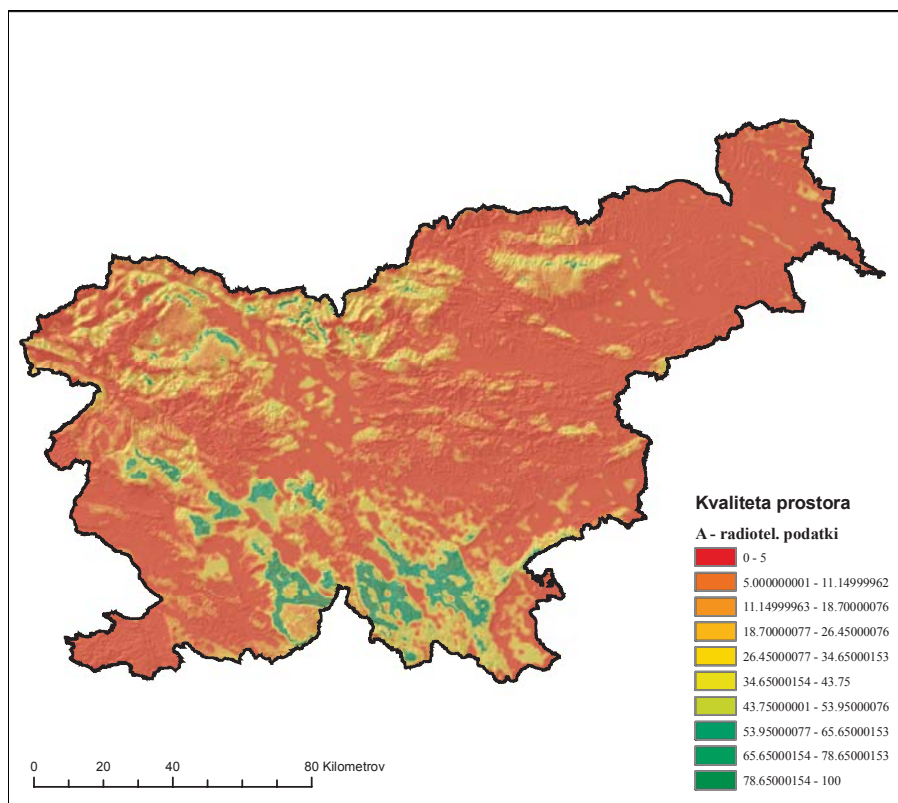
3.6.1.3 Validacija in podobnost kart primernosti habitata divjih mačk

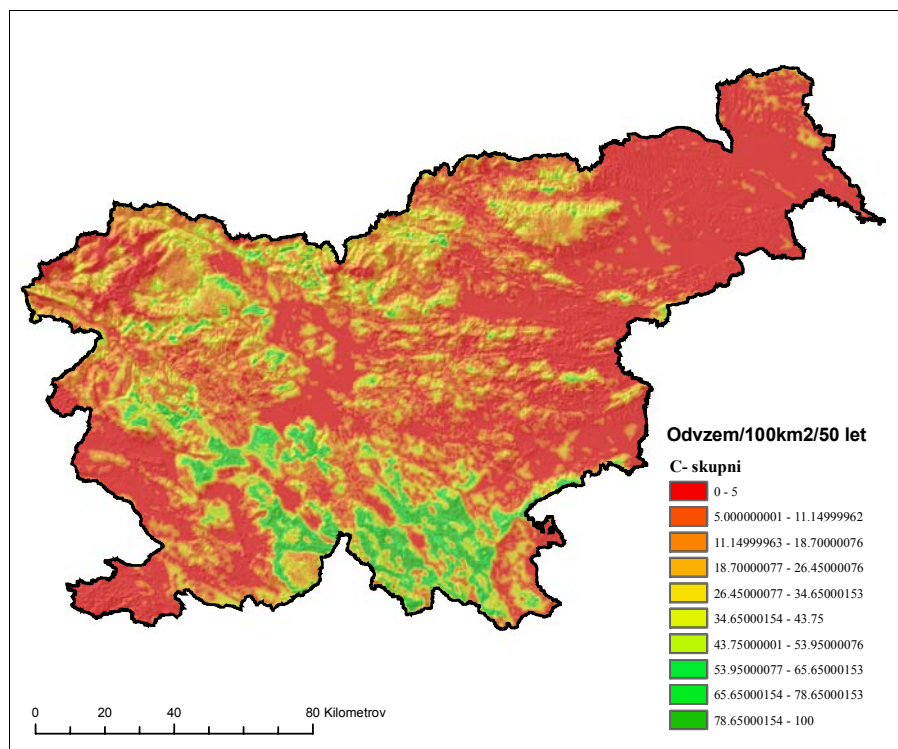
Karte primernosti habitata divjih mačk smo izdelali za vse tri umeritveno-validacijske nize podatkov prisotnosti divje mačke (Slika 35). Za njihovo izdelavo smo uporabili enako število faktorjev kot ga predvideva Mac-Arthur-jeva distribucija (glej zgoraj). Podobnosti med vrednostmi posameznih kart smo izračunali s pomočjo Spearman-ovega korelacijskega koeficienta in jih predstavili v korelacijski matriki (Preglednica 19). Za vse tri pare kart primernosti prostora smo ugotovili visoko stopnjo korelacije ($P < 0,001$). Največjo korelacijo med vrednostmi sta imeli karti s podatki monitoringa in skupnimi podatki (Spearmanov korelacijski koeficient $r = 0,98$), najmanjšo pa karti s podatki monitoringa in radiotelemetrije (Spearmanov korelacijski koeficient $r = 0,88$).

Preglednica 19: Korelacije med podatki treh kart primernosti prostora divjih mačk. (karta na osnovi: SKUPNI – oba tipa podatkov prisotnosti, MONITOR – podatki monitoringa, RAD-TEL – radiotelemetrični podatki).

	SKUPNI	MONITOR	RAD-TEL
SKUPNI	1	--	--
MONITOR	0.98*	1	--
RAD-TEL	0.93*	0.88*	1

* $P < (0.001)$

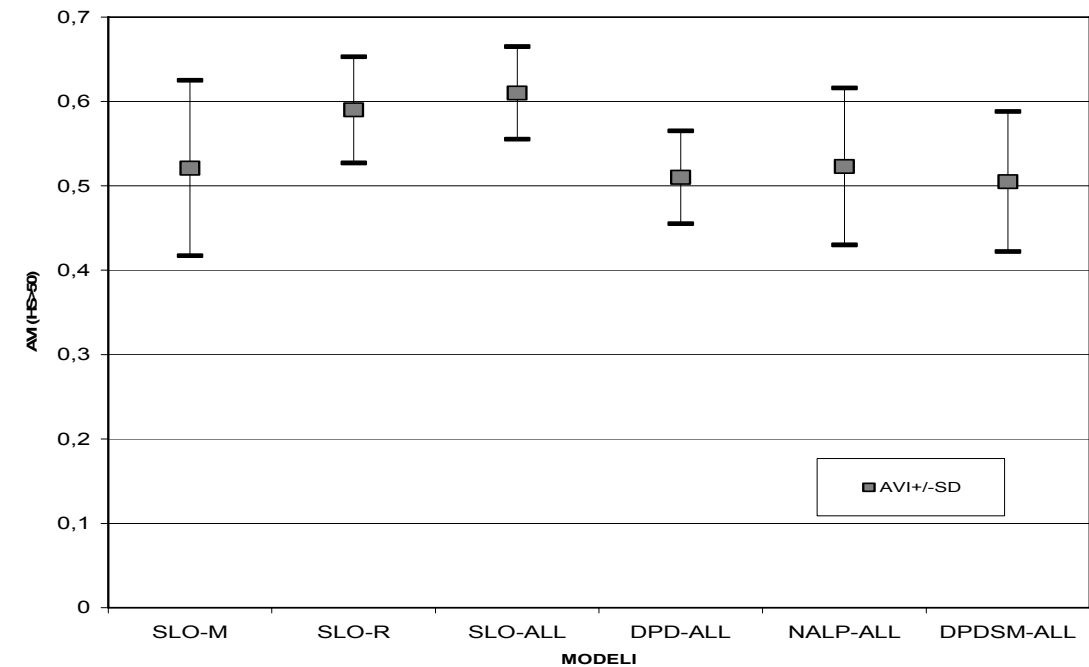




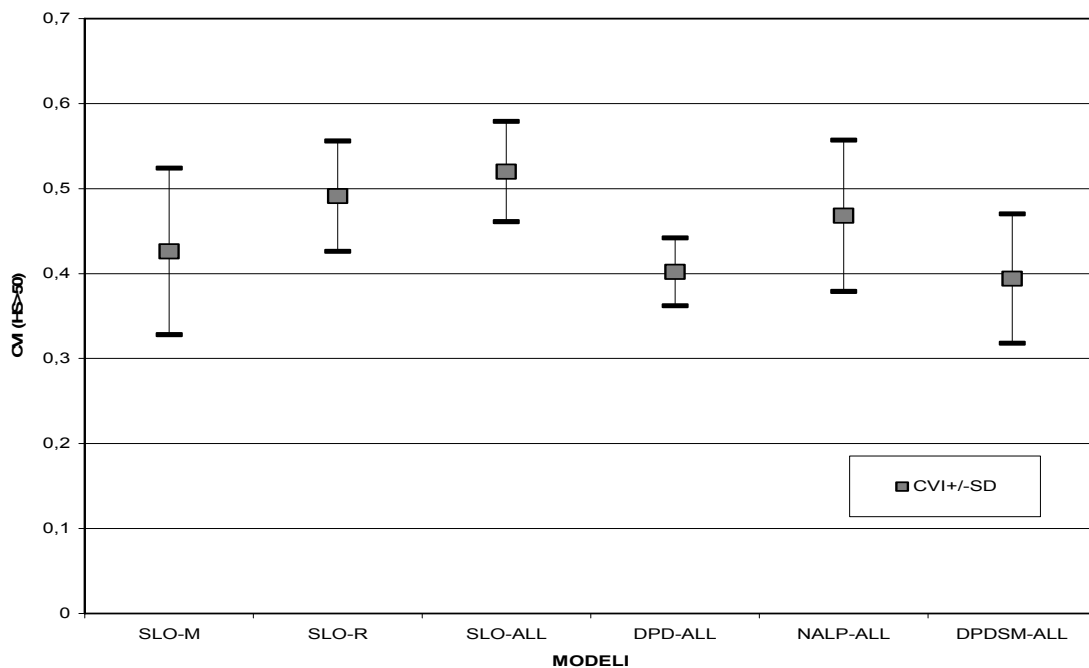
Slika 35: Karte primernosti habitata divje mačke (*Felis silvestris*) izdelane na osnovi modelov izpeljanih s tremi različnimi umeritveno-validacijskimi nizi podatkov prisotnosti: a – radiotelemetrija, b – monitoring, c – skupni.

Za vsako validacijsko skupino smo primerjali razporeditev vrednosti kvalitete habitata (HS) referenčnega območja z validacijskimi nizi iz istega umeritveno-validacijskega niza podatkov (radiotelemetrija, monitoring, skupni). Natančnost oziroma kontrastnost modelov s tremi umeritveno-validacijskimi nizi, ter tremi različnimi referenčnimi območji smo primerjali z razporejanjem vrednosti absolutnega validacijskega indeksa AVI ter kontrastnega validacijskega indeksa CVI (Slika 36). Najvišje vrednosti obeh indeksov in s tem zanesljivost predikcije je dosegel model za območje Slovenije, kjer smo uporabili oba tipa podatkov prisotnosti (SLO-ALL), zato smo ga uporabili za nadaljnje analize habitatnega modela divjih mačk (Slika 37). Po tem modelu je v Sloveniji 1738 km² prostora z vrednostjo HS večjo od 50, ki potencialno predstavlja kvaliteten osrednji habitat divje mačke ter 4396 km² prostora z vrednostjo HS večjo od 30, ki predstavlja prostor, v katerem bi se divje mačke pojavljajle pogosteje, kot bi to pričakovali pri naključnem modelu (Slika 38, 39). Na osnovi razmerja med predvidevanimi frekvencami pojavljanja divjih mačk po habitatnem modelu in pričakovanimi frekvencami naključnega modela v posameznih HS razredih (Slika 39) smo izračunali Boyce-ov indeks $B_8 = 0,98$ (Spearman-ov rank korelacijski koeficient; $P < 0,001$) in Boyce-ov kontinuiran index $B_{\text{con}(0,1)} = 0,92$ ($P < 0,001$). Obe vrednosti Boyce-

ovega indeksa kažeta na visoko ločljivost (Hirzel s sod. 2006) habitatnega modela divje mačke ter jasno oddaljitev od naključnosti.

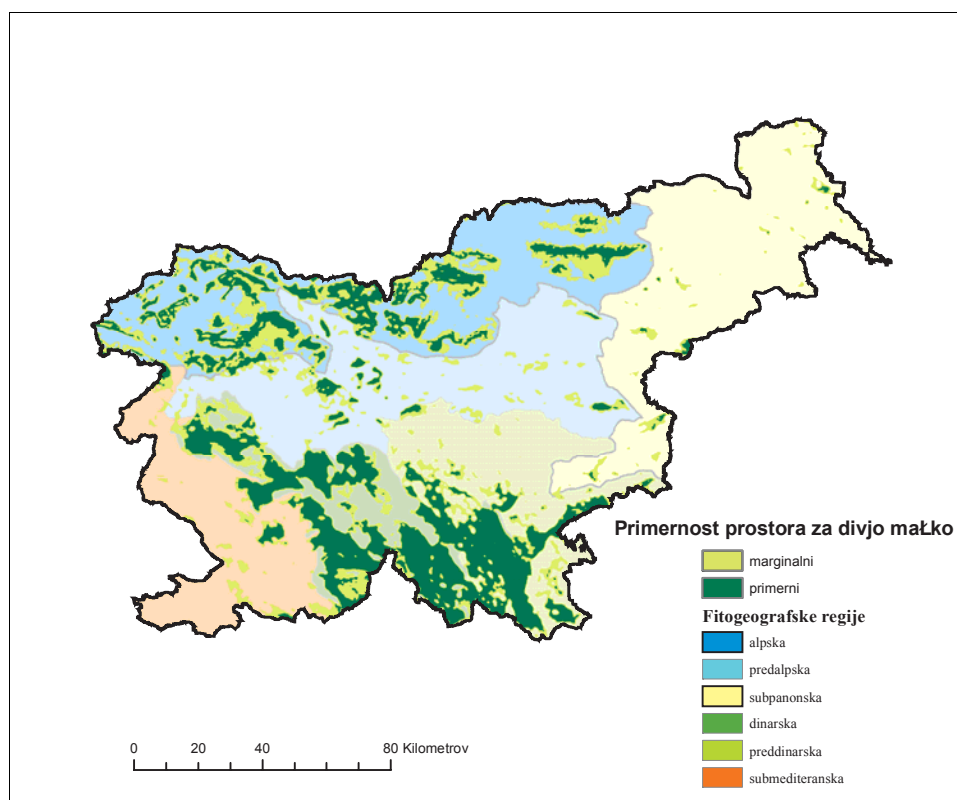


a

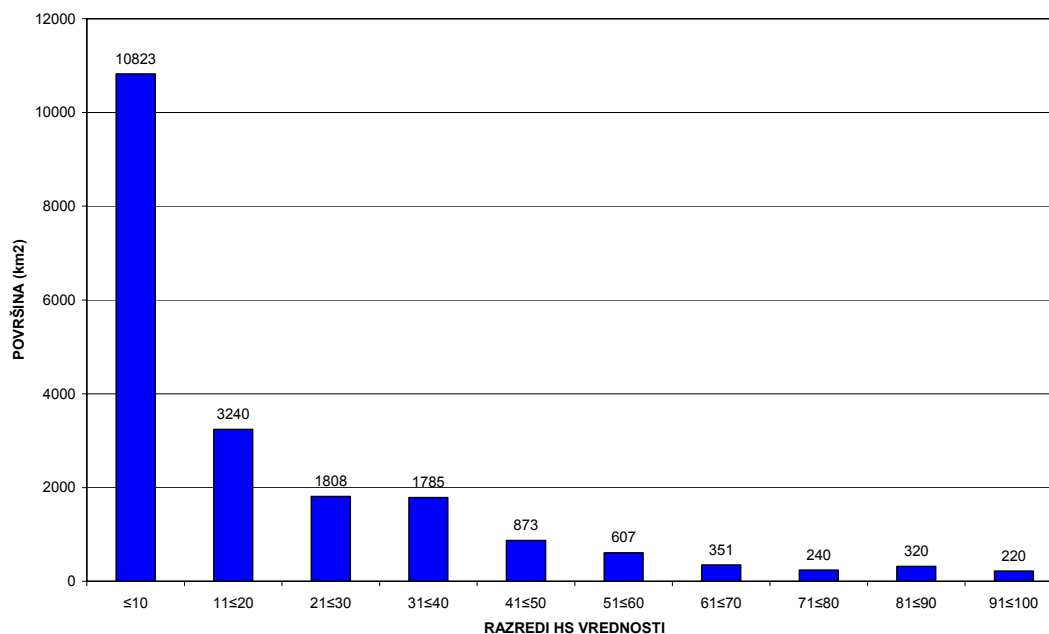


b

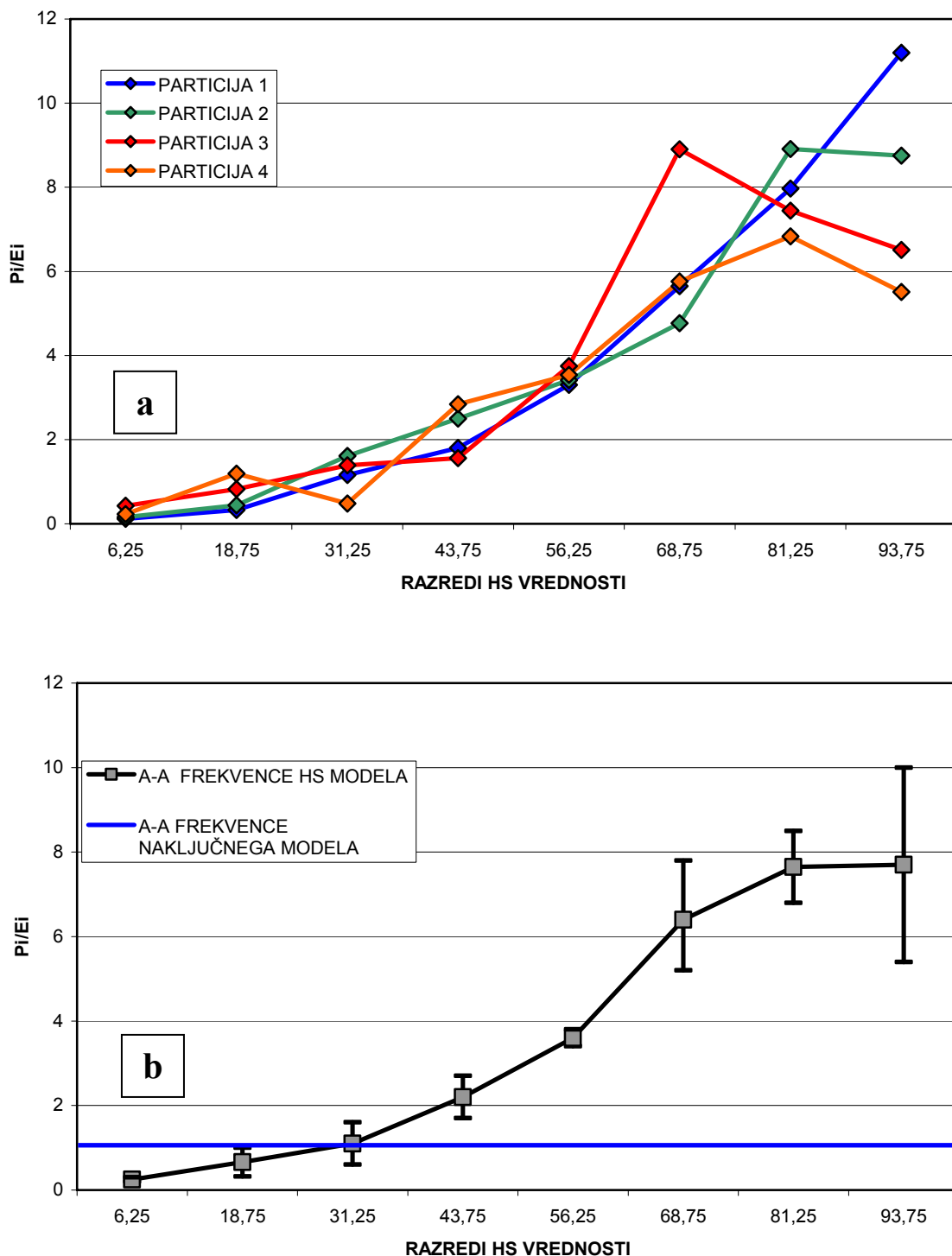
Slika 36: a – Delež celic zaznane navzočnosti divje mačke (*Felis silvestris*) različnih validacijskih nizov v območjih z vrednostjo kvalitete habitata HS > 50 (AVI); b – Vrednosti kontrastnega validacijskega indeksa (CVI) za različne validacijske nize (referenčno območje-umeritveno-validacijski niz: SLO-M – Slovenija-monitoring, SLO-R – Slovenija-radiotelemetrija, SLO-ALL – slovenija-skupni, DPD-ALL – dinarsko-preddinarsko-skupni, NALP-ALL – Slovenija brez alpskega območja-skupni, DPDSM-ALL – južna Slovenija-skupni). Prikazane so srednje vrednosti in standardne deviacije za posamezen validacijski niz.



Slika 37: Razporeditev marginalnega ($10 \leq HS < 26$) in primerne ($HS \geq 26$) prostora za divjo mačko (*Felis silvestris*) v Sloveniji po ENFA habitatnem modelu.

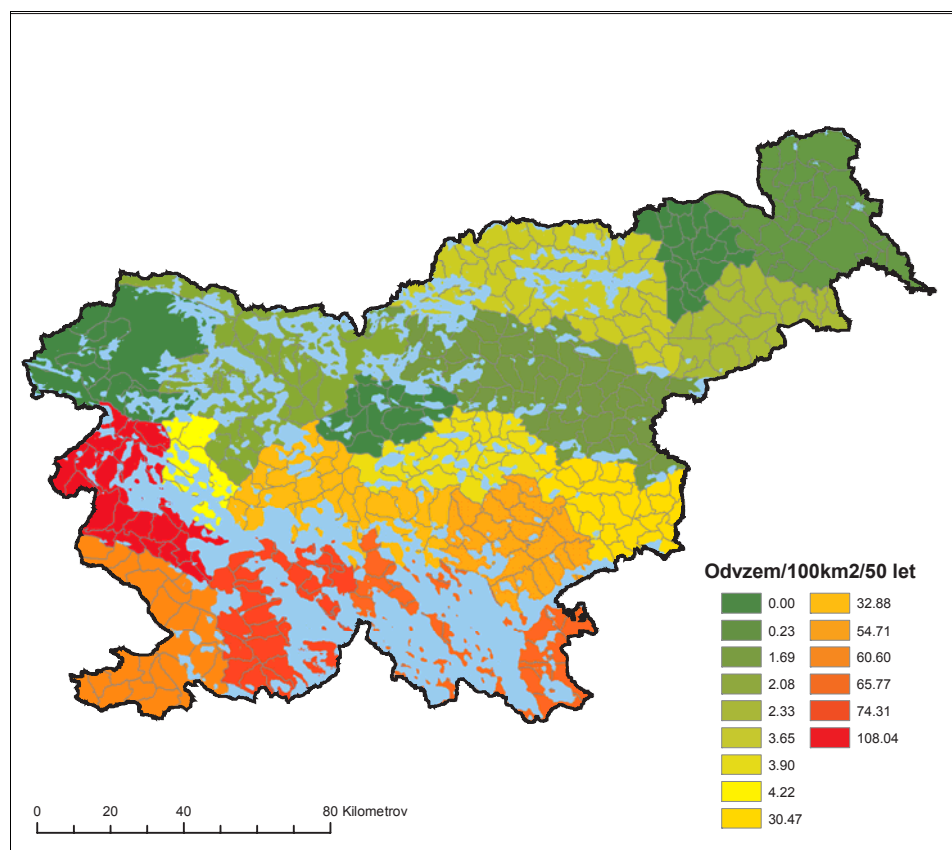


Slika 38: Razporeditev velikosti površin z različnimi vrednostmi kvalitete prostora (HS) za divjo mačko (*Felis silvestris*) v Sloveniji.

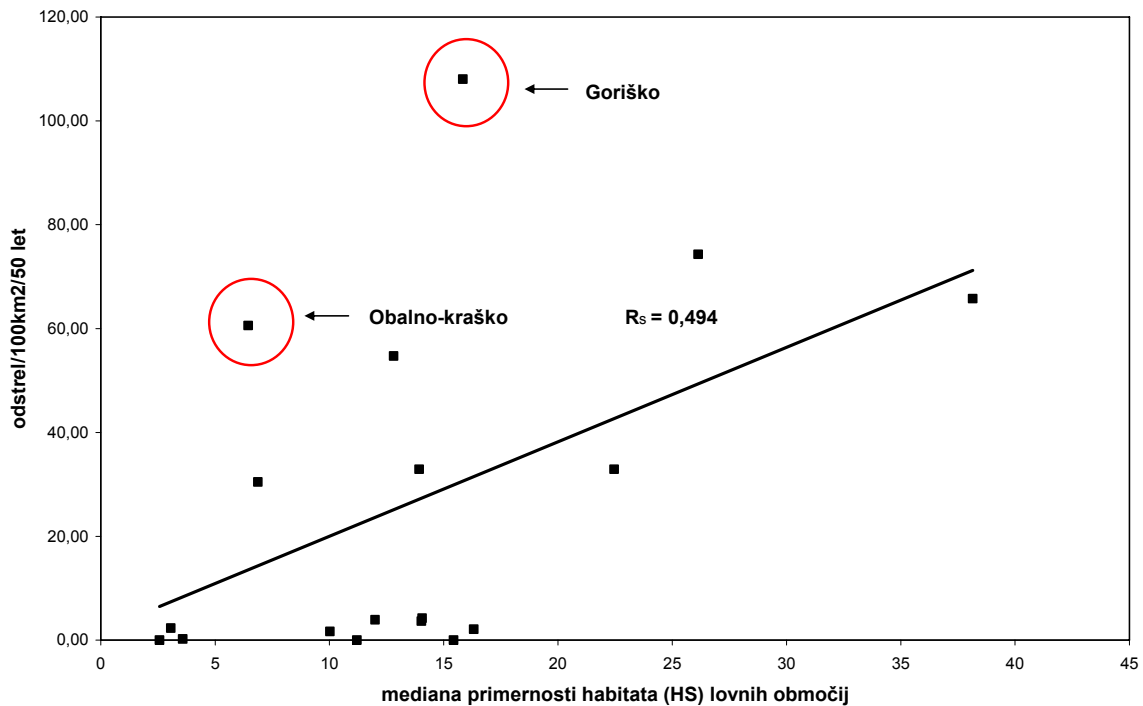


Slika 39: Razmerja (F_i) med predvidevanimi frekvencami (P_i) pojavljanja divjih mačk (*Felis silvestris*) po habitatnem modelu in pričakovanimi frekvencami (E_i) naključnega modela v posameznih HS razredih primernosti habitata; a – dinamika razmerij F_i po posameznih validacijskih nizih; b – povprečne vrednosti razmerij F_i validacijskih nizov in njihove standardne deviacije. Vrednosti razmerij F_i blizu vrednosti 1 kažejo na to, da je predvidevanje pojavljanja divjih mačk v določenem HS razredu podobno pojavljanju divjih mačk po naključnem modelu, vrednosti manjše od 1 kažejo na izogibanje, vrednosti večje od 1 pa preferenčno pojavljanje v danem razredu primernosti habitata (HS).

Kot mejo primernege prostora za divjo mačko smo arbitrarno določili vrednost $HS = 26$, ki predstavlja vrednost, ki je vključevala 75% vseh celic prisotnosti divjih mačk. Karto modela primernege habitata divje mačke smo primerjali s podatki o odstrelu in izgubah divje mačke v posameznih območnih lovskih zvezah v obdobju 50 let (1949 – 1998) (LZS, Potočnik in Kos, 2000) (Slika 40). Izračunali smo korelacijo med gostoto odstrela in izgub v posameznih lovskih območjih in povprečno kvaliteto habitata in ugotovili statistično značilno korelacijo ($P = 0,037$) Spearmanovega korelacijskega koeficienta $r_s = 0,494$ (Slika 41).



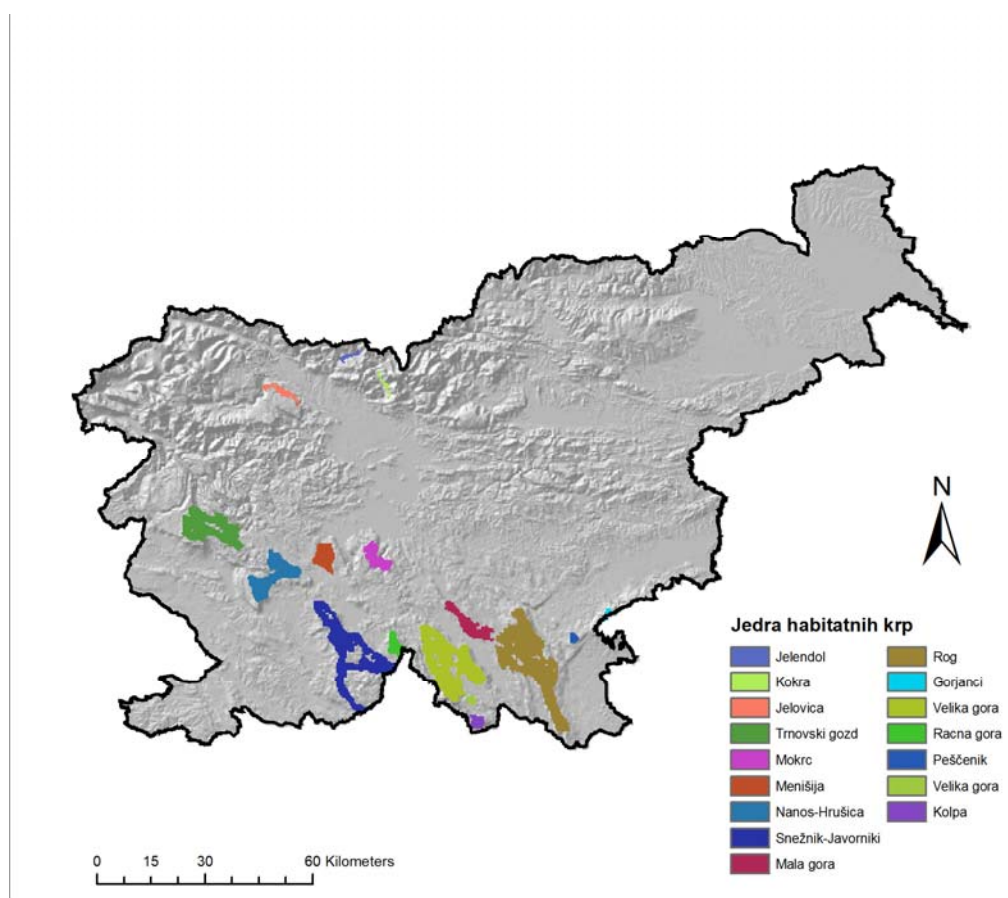
Slika 40: Gostota odstrela in izgub divjih mačk (*Felis silvestris*) v posameznih lovskih zvezah/območjih, kot odstrel na 100 km² med leti 1949 in 1998 v primerjavi s habitatnim modelom ENFA.



Slika 41: Korelacija med medianimi vrednostmi (HS) primernosti habitata za divjo mačko (*Felis silvestris*) na območju posameznih lovskih zvez/območij in gostoto odstrela v 50 letnem obdobju v Sloveniji (Spearman Rho, $R_s = 0,494$; $P = 0,037$). Največje odstopanje med kvaliteto habitata in odstrelom je za Goriško in Obalno-kraško lovsko zvezo, ki obsegata večji del submediteranske fitogeografske regije.

3.6.2 Fragmentiranost in potencialna povezljivost habitata divje mačke

Iz osnovne karte modela primernosti habitata divje mačke v Sloveniji smo želeli izpostaviti posamezne podenote - območja, ki predstavljajo jedra habitatnih krp. Za mejno vrednost teh območij smo določili vrednost $HS > 50$. Tako smo dobili karto jeder habitatnih krp (Slika 42). V analizi smo upoštevali le območja, ki so bila večja od 350 ha, kar je bila najmanjša velikost domačega okoliša divje mačke, s čemer smo izločili majhne, izolirane, z vidika življenjskega prostora divje mačke, nefunkcionalne krpe prostora. Na tak način smo dobili 15 jeder habitatnih krp, od tega 3 v alpskem območju ter 12 v dinarskem in preddinarskem območju (Preglednica 20). Karto smo projicirali na posamezno pripravljeno frikcijsko karto ter izračunali poti z najmanjšimi kumulativnimi frikcijskimi vrednostmi med posameznimi jedri habitatnih krp.



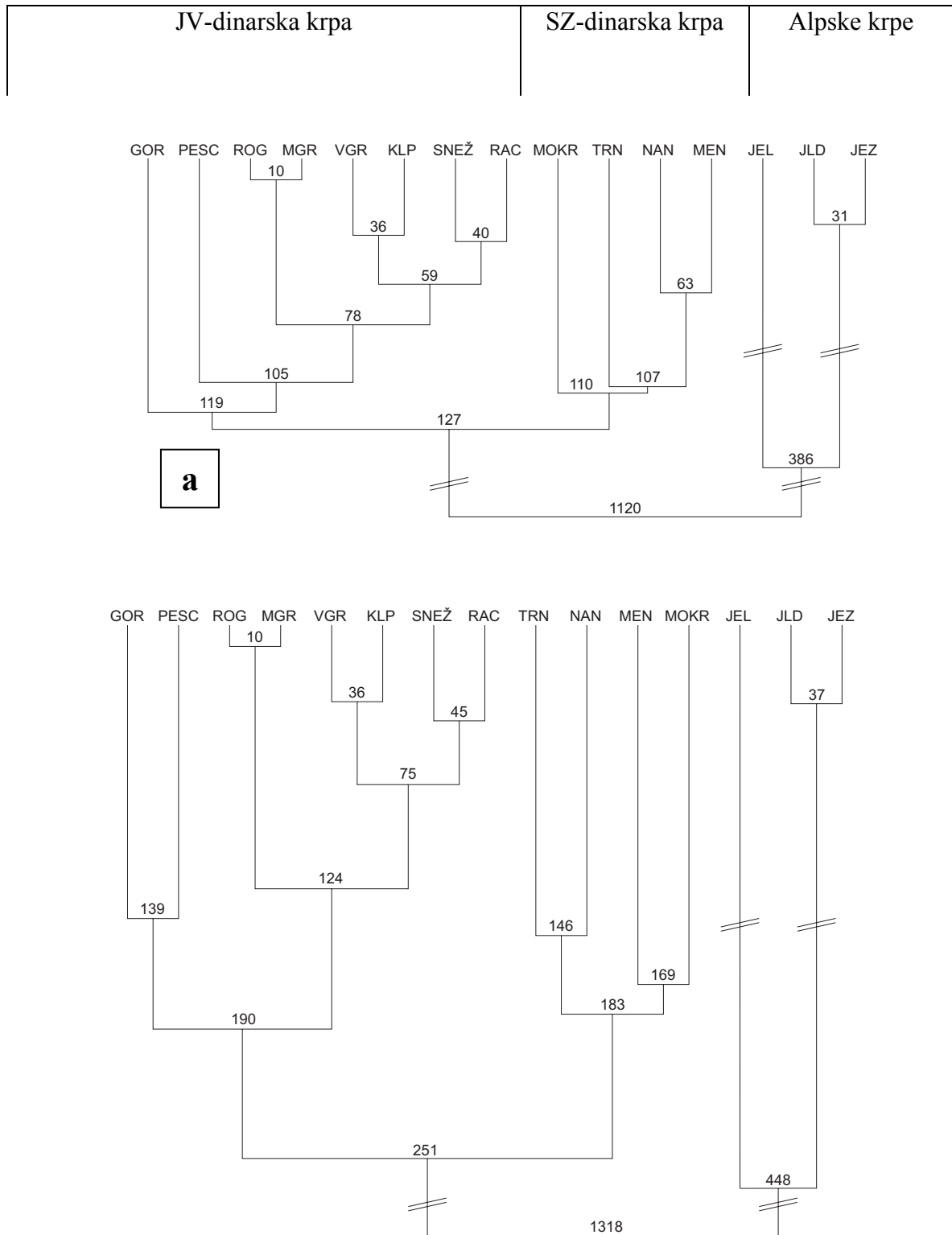
Slika 42: Karta modela habitatnih krp jeder primernega habitata divje mačke (*Felis silvestris*) v Sloveniji (primernost prostora HS > 50).

Preglednica 20: Seznam območij jeder habitatnih krp (HS > 50) divje mačke (*Felis silvestris*) v Sloveniji.

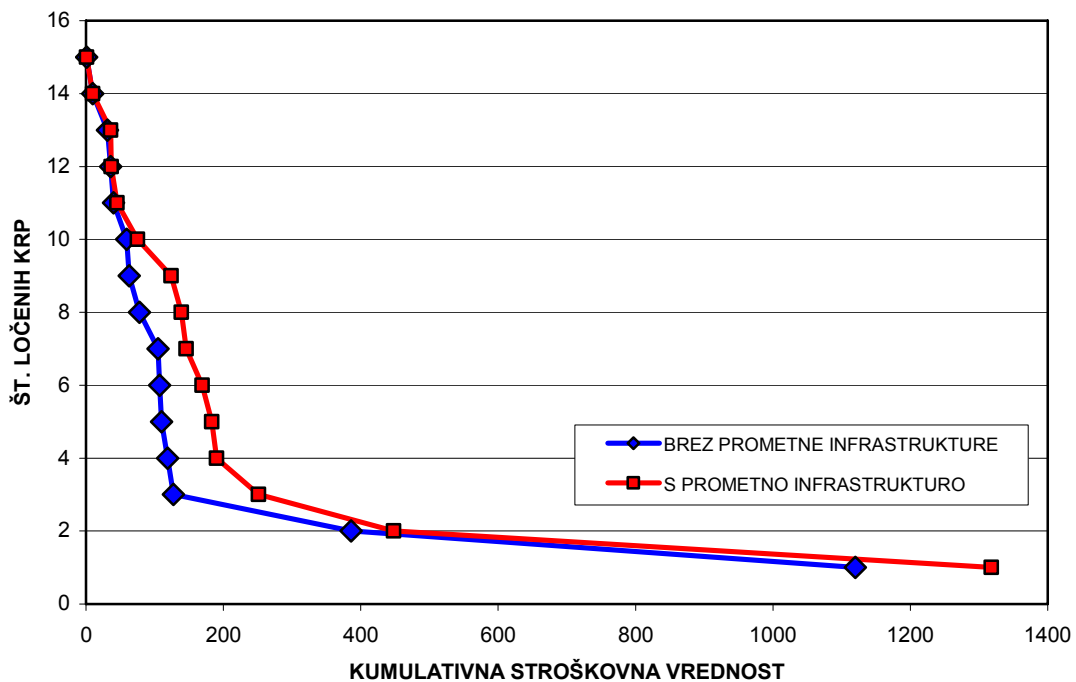
Jedra primernehabitata	oznaka	površina (km ²)	ha
dinarske krpe			
Trnovski gozd	TRN	99,6	9964
Mokrec	MOKR	26,7	2671
Menišija	MEN	32,4	3236
Nanos-Hrušica	NAN	72,8	7283
Snežnik-Javorniki	SNEŽ	159,8	15981
Mala gora	MGR	39,3	3933
Rog	ROG	220,0	22000
Gorjanci	GOR	3,7	373
Velika gora	VGR	173,7	17367
Racna gora	RAC	17,9	1794
Peščenik	PESC	3,7	374
Kolpa	KLP	9,4	944
alpske krpe			
Jelendol	JLD	6,8	682
Jezerko	JEZ	5,9	589
Jelovica	JEL	16,2	1624

Prva karta upornosti habitata za divjo mačko je vsebovala upornostne vrednosti kategorij rabe prostora oziroma pokrovnosti in naravnih linearnih ovir – rek. Druga karta upornosti habitata pa je vsebovala tudi antropogene linearne ovire (prometno infrastrukturo). Na njuni osnovi smo izdelali dva dendrograma prehodnosti med jedri habitatnih krp na osnovi povezovanja najmanjših frikcijskih vrednosti med jedroma habitatnih krp med dvema skupinama habitatnih krp (Slika 43). Oba dendrograma kažeta, na velike stroškovne razdalje (1120 in 1318) med habitatnimi krpami v alpskem območju in krpami v dinarskem območju. Enota stroškovne razdalje je definirana kot napor, ki je potreben, da mačka prehodi 100 m gozdnega prostora. Med jedri habitatnih krp v alpskem območju je bila stroškovna razdalja med habitatno krpo (Jelovica – JEL) v Julijskih Alpah in manjšima krpama (Jelendol - JLD in Jezerko – JEZ) v Karavankah 386 oziroma 448. Stroškovne razdalje med jedri habitatnih krp v dinarskem območju so bile relativno majhne in jih v osnovi lahko razdelimo na dve večji enoti: severozahodno dinarsko krpo in jugovzhodno dinarsko krpo (stroškovna razdalja: 127 in 251). Severozahodna dinarska krpa je obsegala območje Mokreca, Menišije z Logaško planoto, Hrušice z Nanosom in

Trnovskega gozda, jugovzhodna dinarska krpa pa Snežnik z Javorniki, Racno goro, Veliko goro, območje severno od Kolpe pri Petrini, Malo goro, Rog, Peščenik in območje v Gorjancih. Ko osebek migrira iz določene habitatne krpe v sosednjo mora pri tem premagati kumulativno upornost prostora, ki smo jo definirali kot stroškovna razdalja. S povečevanjem stroškovne meje, ki jo divje mačke lahko premagajo pri migracijah med habitatnimi krpami se posamezne krpe združujejo v skupine (Slika 44). Vpliv prometne infrastrukture na fragmentiranost oziroma potencialno povezljivost med jedri habitatnih krp se je pokazal predvsem pri stroškovnih vrednostih do 124. Število skupin habitatnih krp v frikcijskem prostoru s prometno infrastrukturo, ki so imele večje stroškovne razdalje, je bilo 9, medtem, ko so bile v frikcijskem prostoru brez upoštevanja prometne infrastrukture nepovezane le še 3 skupine habitatnih krp.

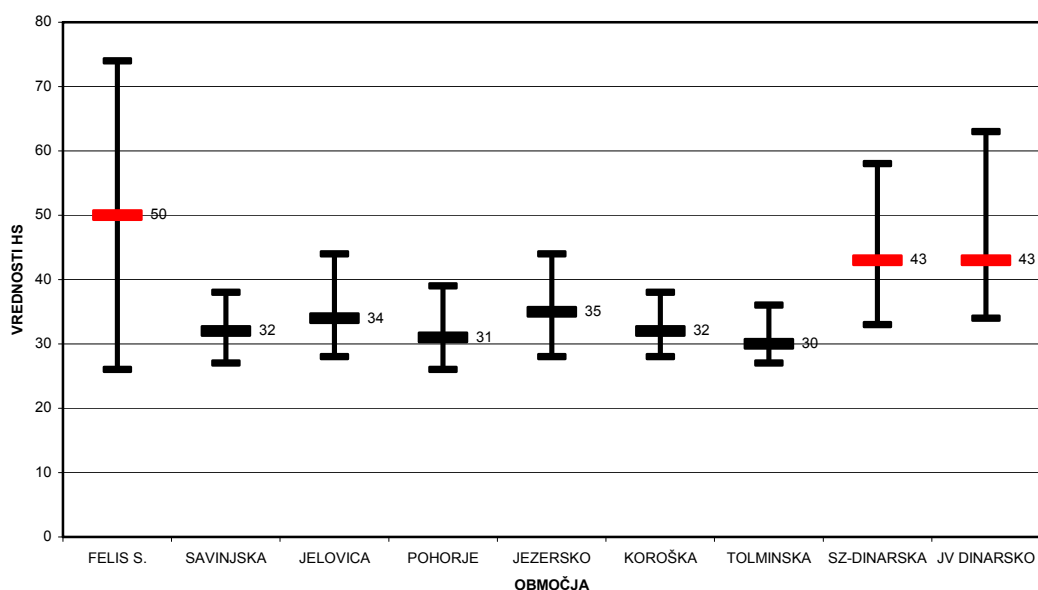


Slika 43: Dendrogram prehodnosti med jedri habitatnih krp divje mačke (*Felis silvestris*) v Sloveniji; a – prehodnost med krpami na osnovi frikcijskih vrednosti rabe prostora oziroma pokrovnosti in naravnih linearnih ovir – rek; b – prehodnost med krpami z dodanimi frikcijskimi vrednostmi antropogenih linearnih ovir – prometne infrastrukture.



Slika 44: Število ločenih habitatnih krp glede na povečevanje stroškovne meje, ki jo morajo divje mačke (*Felis silvestris*) premagati pri migracijah med jedri habitatnih krp v Sloveniji.

Model primernega habitata za divjo mačko v Sloveniji je pokazal, da je večina primernega prostora za divjo mačko na območju dinarske in preddinarske fitogeografske regije. Večja območja potencialno primernega habitata so bila še na območju alpske fitogeografske regije v katerih pa se divje mačke ne pojavljajo, ali pa se pojavljajo občasno oziroma so redke. Analizirali smo mediane vrednosti in interkvartilne intervale vrednosti primernosti habitata HS vseh več kot 20 km² velikih habitatnih krpah v Sloveniji (slika 45). Med sabo smo primerjali habitatne krpe iz alpske fitogeografske regije na eni ter dinarske in preddinarske regije na drugi ter potrdili značilno nižje vrednosti primernosti prostora HS vseh habitatnih krp v alpskem območju v primerjavi z dinarskimi. Značilno nižje vrednosti pa smo potrdili tudi med vrednostmi habitatnih krp v alpskem območju in vrednostmi prostora celic v katerih so se pojavljale divje mačke.



Slika 45: Mediane in interkvartilni razmik vrednosti primernosti habitata (HS) med habitatnimi krpami v območju alpske fitogeografske regije, habitatnih krp dinarske in preddinarske fitogeografske regije ter vrednosti habitata celic v katerih so se pojavljale divje mačke (*Felis silvestris*). Razlike v obarvanosti median kažejo na statistično značilne razlike med njimi (Mann-Whitney-ev test, $P < 0,05$).

Preglednica 21: Kvaliteta in velikost habitatnih krp primerne habitata za divjo mačko (*Felis silvestris*), večjih od 25 km² v Sloveniji (Mastno tiskane vrednosti median, pomenijo statistično neznačilne razlike med habitatnimi krpami in lokacijami pojavljanja divjih mačk; Mann-Whitney-ev test).

habitatne krpe	kvaliteta habitata (HS)			površina (km ²)
	1. kvartil	Mediana	3. kvartil	
divja mačka*	26	50	74	
Savinjska	27	32	38	56,6
Jelovica	28	34	44	118,9
Pohorje	26	31	39	354,3
Jezersko	28	35	44	144,2
Koroška	28	32	38	68,0
Tolminska	27	30	36	72,6
SZ-Dinarska	33	43	58	504,9
JV-Dinarska	34	43	63	1466,2

*HS vrednosti lokacij pojavljanja divjih mačk

3.6.3 Habitatni interferenčni model med divjo in domačo mačko v Sloveniji

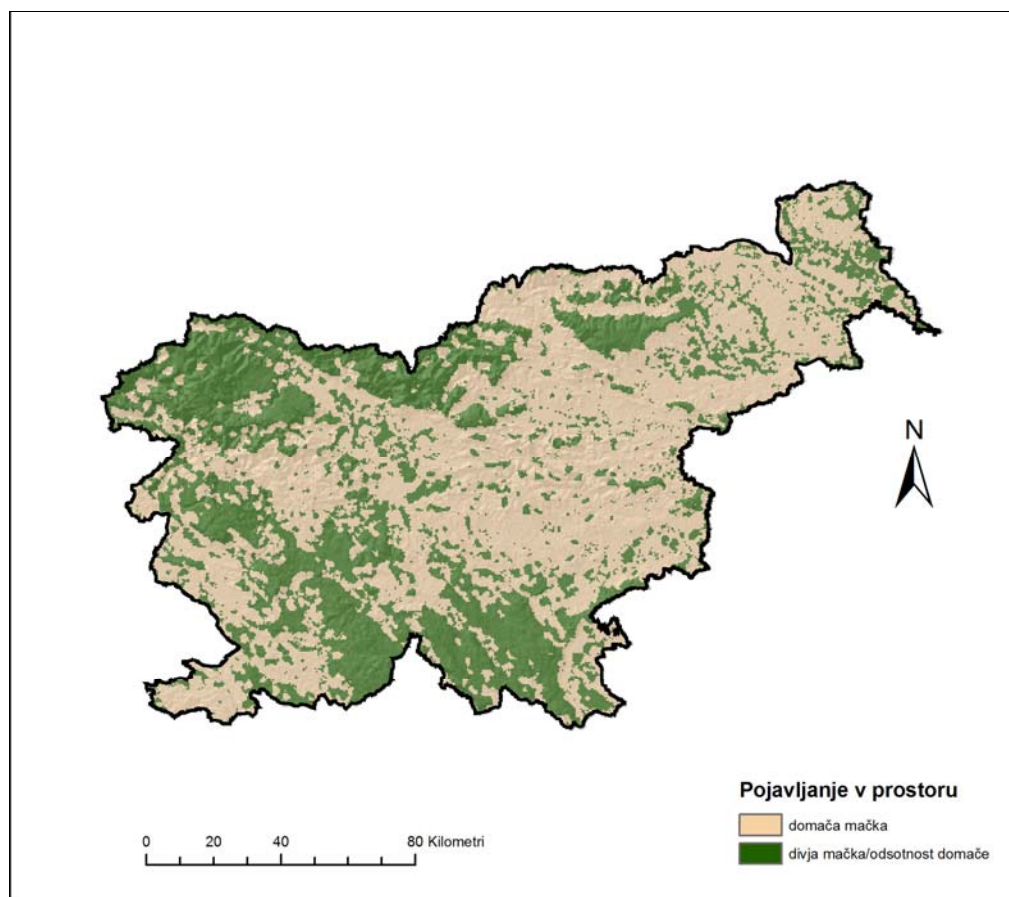
Za uporabo v multivariatni logistični regresiji smo pripravili 15 okoljskih spremenljivk, izmed katerih smo jih, po analizi medsebojnih korelacij (Spearman-ov rho test) in posledični odpravi težav zaradi multikolinearnosti matrik, v končne analize vključili 10 (Preglednica 5). Po obeh pristopih (stopnjevalni in »forward stepwise«) izbire spremenljivk so bile v končnem modelu izbrane štiri spremenljivke, s katerimi smo najbolje opisali pojavljanje divje in domače mačke v prostoru. Vrednost Akaike-jevega informacijskega kriterija (AIC) končnega modela je bila 114 in je bila najnižja med vsemi preostalimi modeli. Rezultat modela je imel naslednjo enačbo:

$$\text{logit } (P) = 6,168 - 4,25*\text{gozd}_01 + 0,011*\text{oddGR} - 0,204*\text{NcelGR} + 0,007*\text{distNas} \quad \dots(10)$$

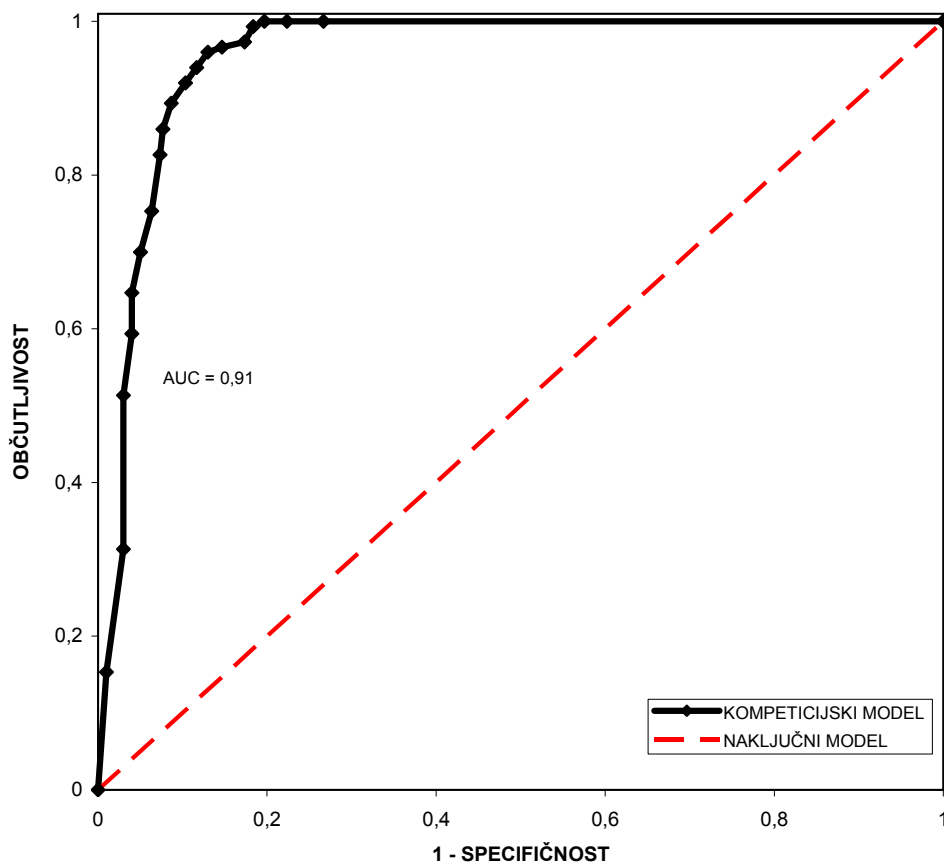
kjer je P verjetnost, da bo celico uporabljala divja mačka in so koeficienti pomnoženi z vsako izmed izbranih neodvisnih spremenljivk med regresijo. Verjetnost P smo izračunali z inverzno logistično transformacijo:

$$P = \frac{e^{\text{logit } (P)}}{1 + e^{\text{logit } (P)}}, \quad \dots(11)$$

ki smo jo vključili v Geografski informacijski sistem in za vsako posamezno celico rastrske mreže območja Slovenije izračunali verjetnost pojavljanja divje mačke P oziroma verjetnost pojavljanja domače mačke (1-P) (Slika 46). Kot neodvisno merilo učinkovitosti modela smo uporabili metodo »receiver operating characteristic« (ROC; npr.: Fielding in Bell 1997, Guisan in Zimmermann 2000) in izračunali površino pod krivuljo AUC, katere vrednost je bila za umeritveni in validacijski niz podatkov 0,91 (Slika 47). To pomeni, da je model v 91% naključno izbranih lokacij, kjer je prisotna divja mačka, predvideval večjo verjetnost pojavljanja divje mačke kot v naključno izbranih lokacijah kjer so bile prisotne domače mačke.



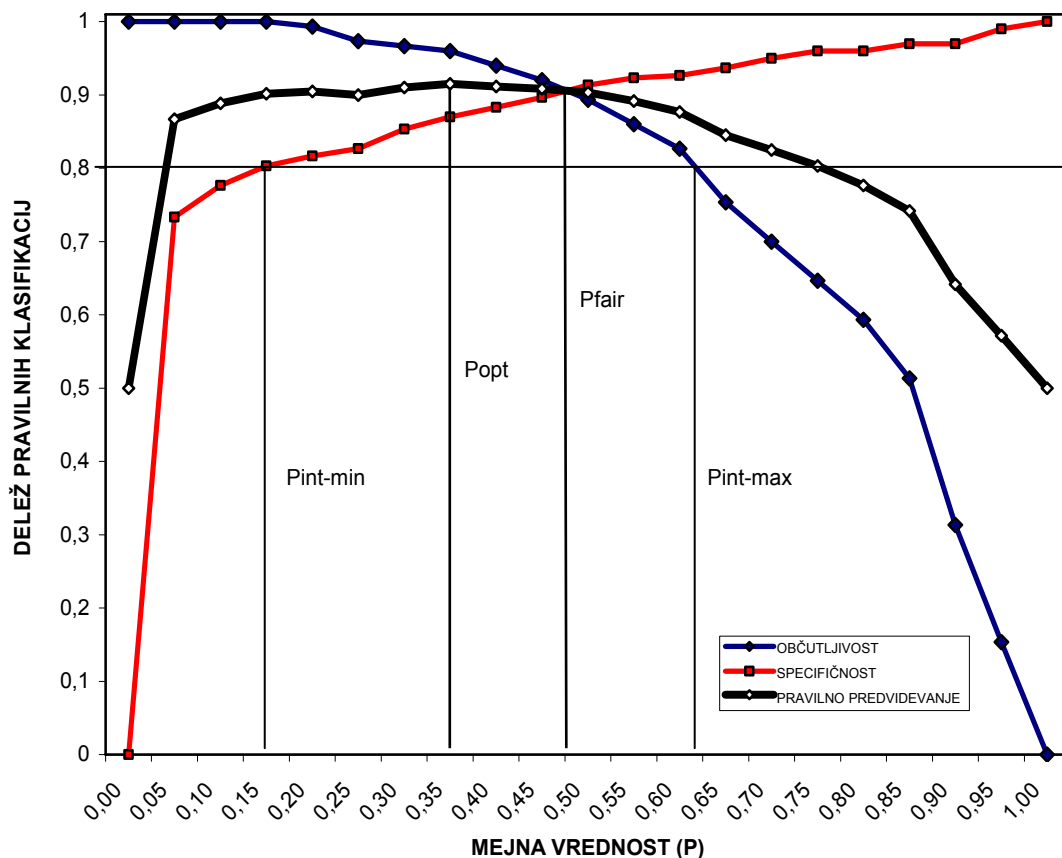
Slika 46: Karta prostorskega modela potencialnega pojavljanja domače mačke (*Felis s. catus*) in divje mačke (*Felis s. silvestris*) oziroma odsotnosti domače mačke v Sloveniji ($P = 0,41$).



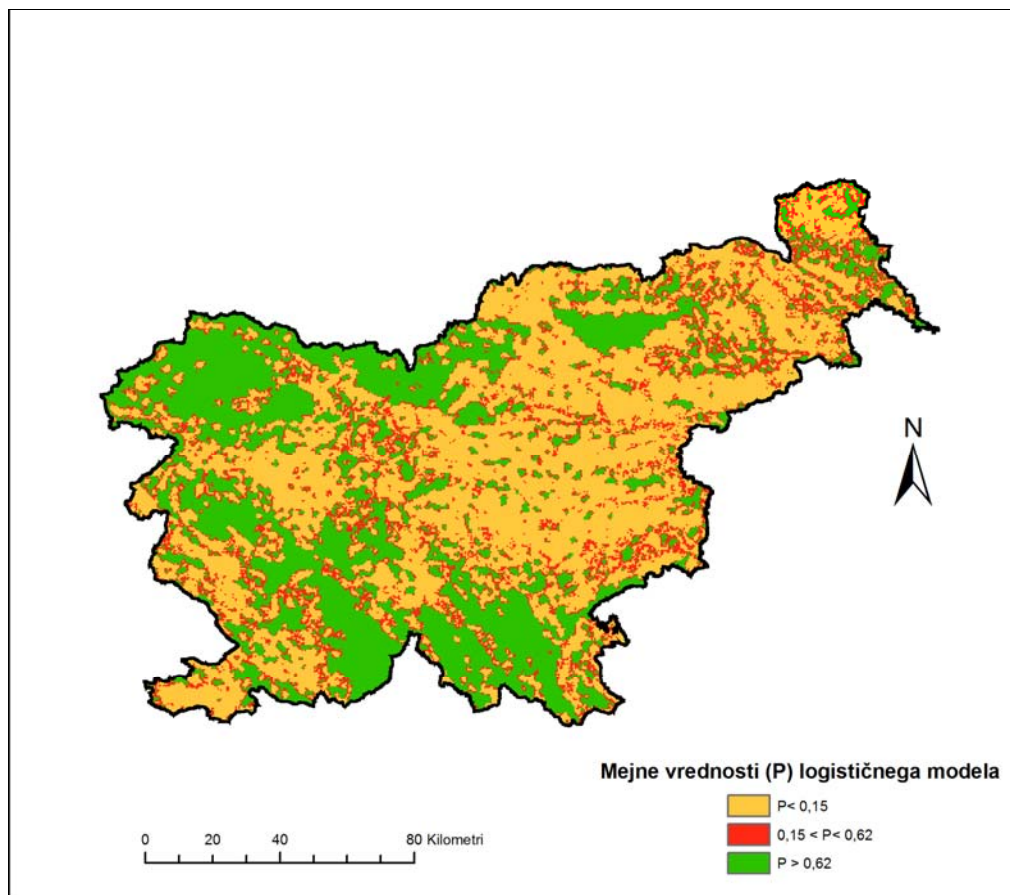
Slika 47: ROC krivulja modela. Površina pod ROC krivuljo za umeritveni in validacijski niz podatkov AUC = 0,91. AUC naključnega modela je = 0,5 (občutljivost = delež pravih klasifikacij prisotnosti divje mačke, 1- specifičnost = delež napačnih klasifikacij prisotnosti domače mačke).

Za uporabo modela na območju celotne Slovenije smo izbrali mejno vrednost P , kot predlagajo Schadt in sod. (2002), pri kateri uvrščamo podatke v eno ali drugo skupino, kot srednjo vrednost med mejno vrednostjo $P_{opt} = 0,35$ (maksimalen delež pravih klasifikacij) in vrednostjo $P_{fair} = 0,47$, pri kateri je bila napaka modela najmanjša (Slika 48). Pravilna klasifikacija celic zaznane navzočnosti divjih mačk umeritvenega niza podatkov je bila 88%, domačih mačk pa 91%. Podobno je bila pravilna klasifikacija celic prisotnosti divjih mačk validacijskega niza 87%, domačih mačk pa 92%. Na območju dinarske in preddinarske fitogeografske regije, kjer je divja mačka bolj ali manj splošno razširjena, model dobro klasificira prostor, ki je primeren habitat za divjo mačko. V drugih območjih pa prostor, ki je klasificiran kot habitat divje mačke, ne predstavlja nujno primerne prostora divje mačke, pač pa predstavlja predvsem prostor v katerem se domače mačke ne pojavljajo ali pa je verjetnost njihovega pojavljanja majhna.

Da bi opredelili prostor v katerem potencialno prihaja do interakcij med divjo in domačo mačko, smo prostor razdelili v tri kategorije, pri čemer smo kot mejni vrednosti P med njimi določili pri vrednostih pri katerih model najmanj v 80% pravilno klasificira prisotnost divje in domače mačke. Spodnjo mejno vrednost smo določili pri vrednosti $P_{\text{int-min}} = 0,15$ pri kateri je bil delež pravilnih klasifikacij divje mačke večji od 0,8, zgornjo mejno vrednost pa smo določili pri vrednosti $P_{\text{int-max}} = 0,62$, pri kateri je bil delež pravilnih klasifikacij domače mačke večji od 0,8 (Slika 48). Obe mejni vrednosti definirata verjetnost s katero določeno točko v prostoru opredelimo kot primeren prostor za divjo mačko njuni inverzni vrednosti pa verjetnost, da je prostor primeren za domačo mačko. Tako smo definirali prostor, z vrednostmi P med obema mejnima vrednostma P , kot potencialni interferenčni prostor (Slika 49).

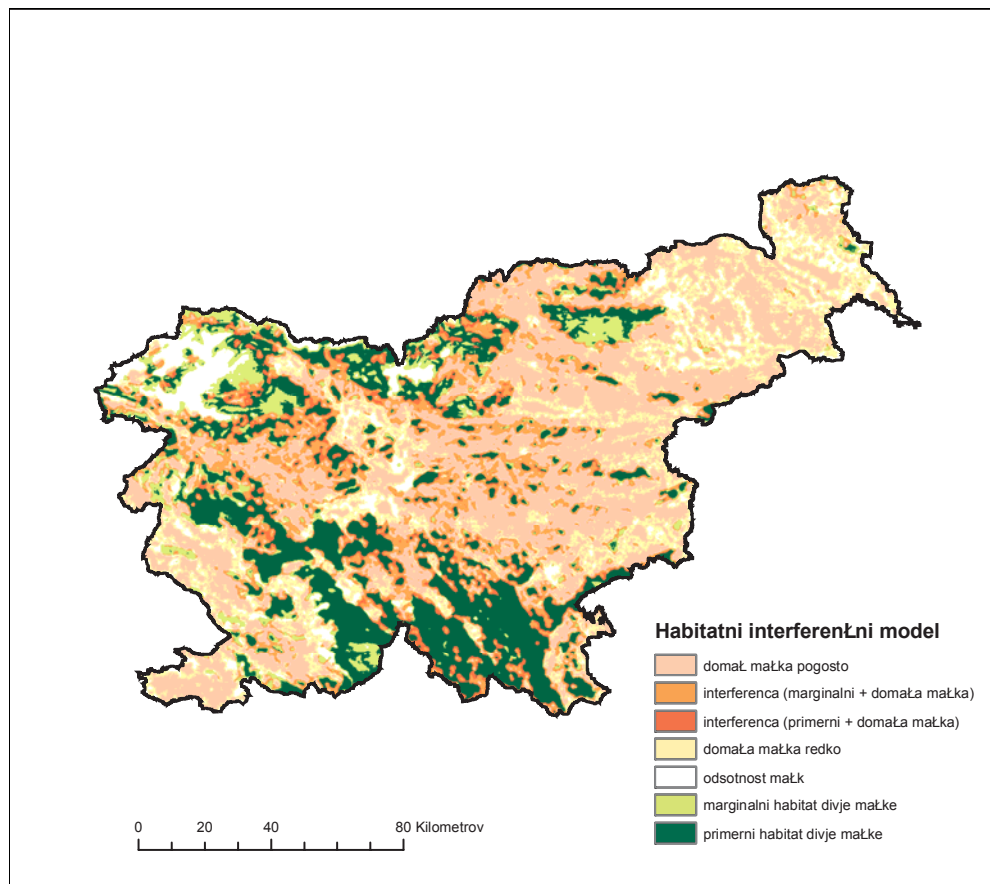


Slika 48: Ocena mejnih vrednosti modela na osnovi srednje vrednosti med P_{opt} in P_{fair} ter interferenčnega območja med divjo in domačo mačko $P_{\text{int-min}}$ in $P_{\text{int-max}}$. (občutljivost = delež pravilnih klasifikacij prisotnosti divje mačke, specifičnost = delež pravilnih klasifikacij prisotnosti domače mačke, pravilno predvidevanje = delež pravilnih klasifikacij modela)



Slika 49: Karta interferenčnega modela prisotnosti divje in domače mačke s tremi kategorijami prostora. Območja z vrednostmi $P < 0,15$ so predstavljale potencialni prostor, ki ga intenzivno uporabljajo domače mačke. Območja z vrednostmi P med $0,15$ in $0,62$ so predstavljale interferenčni prostor, v katerem se potencialno pojavljajo divje mačke in domače mačke oziroma se redkeje pojavljajo domače mačke. Območja z vrednostmi $P > 0,62$ so predstavljale potencialni prostor, v katerem se pojavljajo divje mačke oziroma so odsotne domače mačke.

Prostorski interferenčni model divje in domače mačke podaja verjetnost pojavljanja ene oziroma druge oblike v prostoru, ne opredeljuje pa primernosti oziroma kvalitete habitata divje mačke. Te podatke smo želeli združiti, zato smo izdelali karto, ki smo jo pripravili z združevanjem obeh pristopov modeliranja: analize ENFA in multivariatne logistične regresije. Karti habitatnega modela divje mačke in prostorskega interferenčnega modela smo kategorično sešteli in dobili šest kategorij, ki so prostor opisovale glede na potencialno prisotnost divje in domače mačke ter glede na primernost habitata za divjo mačko (Slika 50).



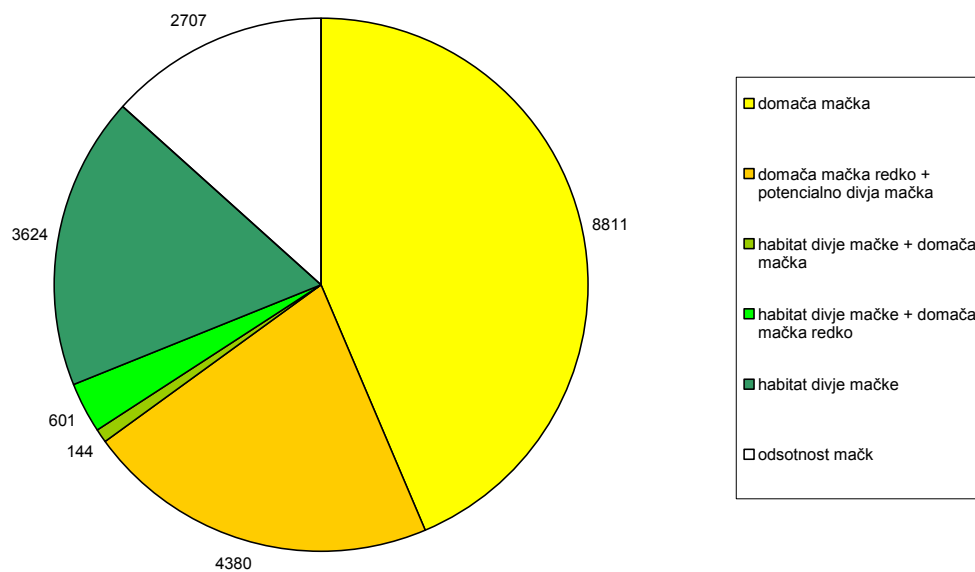
Slika 50: Karta habitatnega interferenčnega modela divje mačke (*Felis silvestris*) v Sloveniji (domača mačka pogosto = neprimeren habitat za divjo mačko po habitatnem modelu - ENFA in prostor, ki ga uporablja domača mačka po logističnem modelu; interferenca = prekrivanje marginalnega ali primernehabitata divje mačke z območjem pogostega ali redkejšega pojavljanja domače mačke po logističnem modelu; domača mačka redko = interferenčni prostor divje in domače mačke po logističnem modelu; odsotnost mačk = neprimeren habitat divje mačke po habitatnem modelu – ENFA in odsotnost domače mačke po logističnem modelu).

Po habitatnem interferenčnem modelu je v Sloveniji 4369 km² primernehabitata za divjo mačko, od katerega je 17% izpostavljenega prisotnosti domačih mačk (Slika 51). Domače mačke so stalno prisotne na 8811 km², občasno oziroma redkeje pa se pojavljajo še na 5124 km² površine. Mačke so verjetno odsotne na 12% površine Slovenije, večinoma v alpskem visokogorju. Na območju dinarske in predinarske fitogeografske regije je 44% prostora potencialno primernehabitata za divje mačke od katerega je 14% izpostavljenega interferenci z domačo mačko.

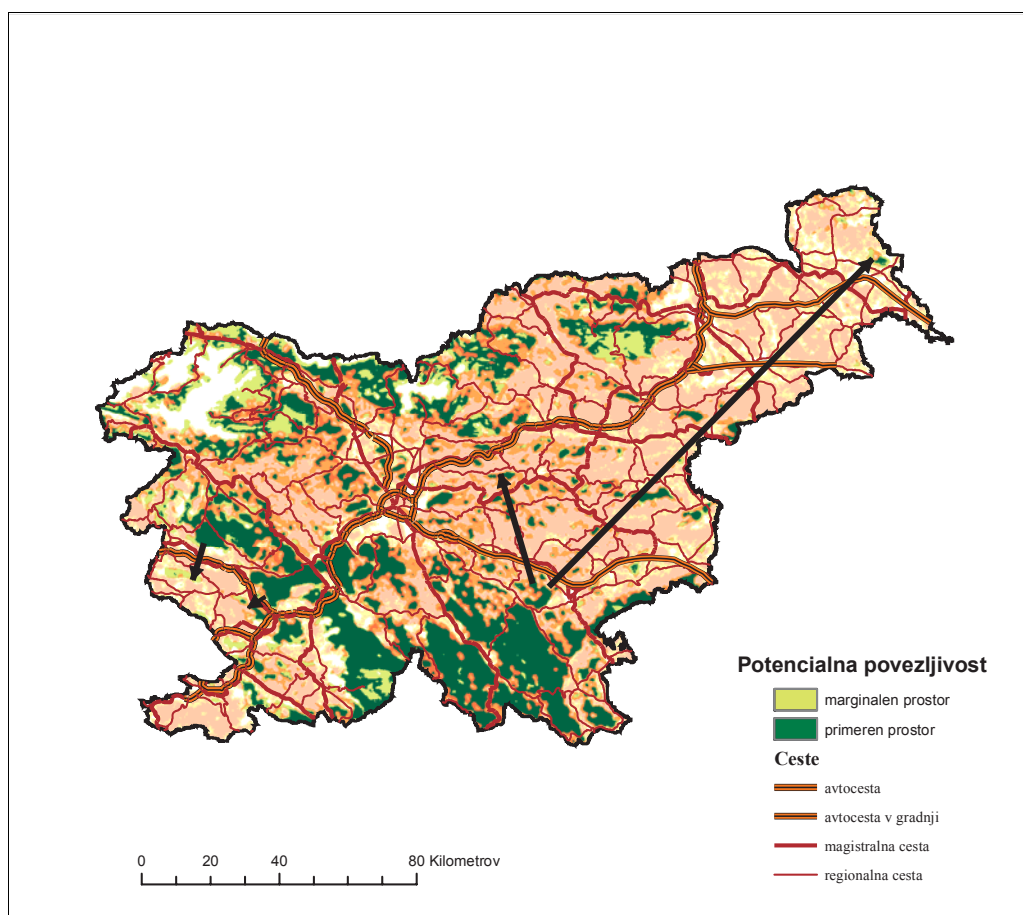
Po habitatnem modelu je večji del submediteranske fitogeografske regije neprimeren za divjo mačko. Literaturni podatki in podatki o odstrelu in izgubah divje mačke v preteklem stoletju pa kažejo, da je bila divja mačka na tem območju razmeroma pogosta. Kras predstavlja skrajni zahodni rob razširjenosti dinarske populacije divje mačke. Od

primernege habitata v dinarski fitogeografski regiji ga na severu ločuje Vipavska dolina z obsežnimi območji intenzivne kmetijske krajine, reka Vipava ter ograjena hitra cesta Razdrto-Nova Gorica, na vzhodu in jugu pa avtocesta in železnica Ljubljana-Koper in Divača-Sežana-Trst. Izračunali smo potencialno povezljivost med dinarskimi habitatnimi krpami in Krasom, ki je imela stroškovno razdaljo 978 (Slika 52). V Posavju je primeren habitat divje mačke razdrobljen v manjše habitatne krpe z velikim deležem prekrivanja z domačo mačko. Minimalna stroškovna razdalja med dinarskimi habitatnimi krpami in Posavjem severno od reke Save je bila 1956. Po literaturnih podatkih je bilo v Prekmurju zabeleženih pet lokacij pojavljanja divje mačke v preteklem stoletju (Kryštufek 2001). Minimalna stroškovna razdalja med dinarskim habitatom divje mačke in Goričkim je bila 12937.

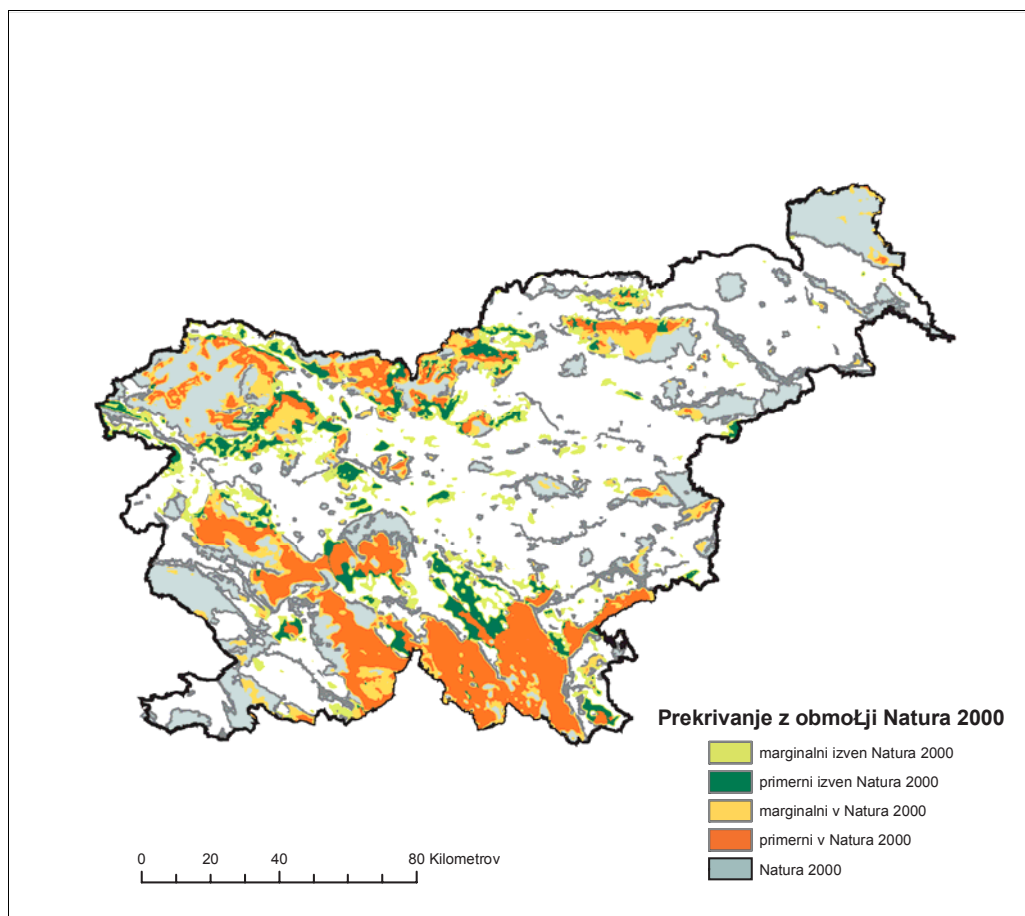
V Sloveniji predstavljajo habitat divje mačke obsežnejša območja razmeroma dobro ohranjenih sonaravnih ekosistemov. Devetinosemdeset odstotkov primernege habitata in 37% marginalnega habitata divje mačke je znotraj predlaganih varovanih območij Natura 2000 (Slika 53). Večje sklenjeno območje primernege habitata divje mačke, ki nima statusa varovanega območja je v območju Suhe krajine ter v območju južno od Radenskega polja. Tudi območja v submediteranski fitogeografski regiji (Kras, Kraški rob), ki imajo po habitatnem modelu majhna območja primernege habitata imajo status predlaganih varovanih območij v okviru omrežja Natura 2000.



Slika 51: Površina posameznih kategorij prostora v Sloveniji glede na potencialno prisotnost divje in domače mačke ter glede na primernost prostora za divjo mačko (enota - km²).



Slika 52: Potencialna povezljivost dinarskih habitatnih krp s Krasom, Posavjem severno od Save in Goričkim. Najmanjša stroškovna razdalja med SZ-dinarsko krpo in Krasom je 978, med JV-dinarsko krpo in Posavjem 1956, stroškovna razdalja do Goriškega pa je 12937 oziroma 249 kratna vrednost maksimalne stroškovne razdalje rezidentnih osebkov na območju Glažute.



Slika 53: Devetinosemdeset odstotkov primernega habitata in 37% marginalnega habitata divje mačke (*Felis silvestris*) v Sloveniji je znotraj predlaganih varovanih območij Natura 2000.

4 RAZPRAVA IN SKLEPI

4.1 ODLOV

Osnovni značilnosti odlova velikih sesalcev z zabojnimi pastmi sta neselektivnost ter relativno nizka odlovna uspešnost (Mowat s sod. 1994). Pri odlavljanju divjih mačk z zabojnimi pastmi na območju Glažute smo njihovo neselektivnost potrdili, saj so divje mačke predstavljale le 22 % vseh ujetih živali. Ulovljivost divjih mačk (1/58 lovnih dni) lahko primerjamo z odlavljanjem divjih mačk z zabojnimi pastmi v Švici kjer so odlovili 1 osebek na 53 lovnih dni (Dötterer in Bernhard 1996). Na območju Glažute je v letih 1994 in 1995 potekala radiotelemetrična raziskava o risu. Odlavljanje risov so izvajali s podobno velikimi zabojnimi pastmi (Huber s sod. 1995). Njihova odlovna uspešnost je bila 1 osebek na 55 lovnih dni (Huber s sod. 1995). V tem času so kot netarčno vrsto odlavljali tudi divjo mačko, katere odlovna uspešnost je bila polovico slabša. To kaže na velik pomen pri ciljnem postavljanju zabojskih pasti, ki lahko bistveno izboljša odlovni uspeh. Pasti namreč nismo postavljali naključno, pač pa na osnovi podatkov zbranih s sledenjem v snegu in opažanjih divjih mačk v predhodnem obdobju. Odlov divjih mačk z zabojnimi pastmi na tem območju lahko zato označimo kot relativno učinkovit, pred poškodbami ujetih živali varen način odlavljanja.

Odlovni postopek in imobilizacija sta za živali vedno tvegana, zato ju je treba nenehno izboljševati. Z uporabo krotitvene plošče, ročnim injiciranjem uspavala ter izboljšanimi odlovnimi protokoli smo povečali njuno učinkovitost ter bistveno skrajšali čas trajanja celotnega odlovnega postopka. S tem smo zmanjšali možne negativne vplive, predvsem potencialne poškodbe in stres, ki so jim bili odlovljeni osebki izpostavljeni.

V času odlova smo z zabojnimi pastmi odlovili nesorazmerno več samcev kot samic. Spolna struktura odstrela divjih mačk v Sloveniji med letoma 1976 in 1984 je bila 1: 1,27 v prid samcev (Potočnik in Kos 2000). Podobne rezultate o spolnem razmerju zbrane na osnovi odstrela oziroma drugih vzrokov smrtnosti so ugotovili pri nekaterih drugih evropskih populacijah divje mačke (Tetley 1941, Conde s sod. 1972). Nasprotno so pri odlavljanju divjih mačk s pastmi stopalkami v Franciji so odlovili osebke v spolnem razmerju 1 : 1,4 v prid samic (N = 34) (Stahl 1986). Podobni so bili rezultati odlova divjih mačk na Škotskem (Corbett 1979). Na odlov s stopalkami verjetno ne vplivajo nekateri spolno pogojeni vedenjski dejavniki. To so večja mobilnost, aktivnost in disperzija

samcev, ki je značilna za večino sesalcev (Delibes 1987, Breitenmoser 1993, Waser 1996). Le ti so vzrok za večjo smrtnost samcev (Delibes 1987, Waser 1996). Zabojne pasti verjetno predstavljajo 'markantne' točke v prostoru, le te pa samci pogosteje označujejo (Sokolov s sod. 1996). S tem bi lahko pojasnili večji odlovni uspeh v zabojne pasti pri samcih divjih mačk.

4.2 RABA PROSTORA

V radiotelemetričnih študijah je težko zagotoviti spremljanje velikega števila osebkov, zato smo pri analizi podatkov uporabili dva osnovna pristopa: (1) Analizo na nivoju osebkov in (2) posplošeno analizo na nivoju radiotelemetričnih meritev. Z uporabo obeh pristopov smo želeli ločiti splošne vzorce od individualne variabilnosti.

Osnovni, časovno neodvisen vzorec razporejanja divjih mačk na območju Glažute je bil nenaključen in nehomogen. Vsi osebki so bili izrazito (89–100 % lokacij) vezani na gozdni prostor. Podobno izrazito vezanost na gozdni prostor so ugotovili v Nemčiji v južnem Eiflu, kjer so v gozdnem prostoru zabeležili od 66–98% lokacij divjih mačk (Klar 2005). V Franciji je bil celež pojavljanja divjih mačk v gozdnem prostoru nižji in večinoma ni presegel 70 % (Stahl 1986). Z analizo njihovega razporejanja v prostoru glede na osnovne reliefne parametre orientiranosti pobočij, naklona in nadmorske višine smo lahko pojasnili del te nehomogenosti. Divje mačke so pokazale izrazito preferenco do strmih, JZ pobočij ter nadmorskih višin med 680 in 920 m. S kompozicijsko analizo rabe pobočij glede na njihovo orientiranost smo izračunali najvišjo preferenco divjih mačk za JZ pobočja, medtem ko so se najbolj izogibale hladnim S pobočjem. Strma pobočja (28 – 37°), za katera smo ugotovili najvišjo preferenco so pogosto skalovita in razčlenjena, prisojnost pa povečuje njihov topel značaj. V zimskem času je največji kot pod katerim padajo sončni žarki na tej zemljepisni širini 42°, zato se prisojna pobočja s takšnim naklonom najbolj segrevajo. Najvišjo stopnjo izogibanja glede na naklone pobočij smo ugotovili za ekstremne naklone (> 46°) ter ravnine. Razlog za izogibanje pobočjem z ekstremnimi nakloni je verjetno v njihovi nedostopnosti in neprehodnosti. Ravnine se večinoma pojavljajo na dnu podolij ter na izravninah slemen. Podolja imajo, zaradi pogostih temperaturnih inverzij v zimskem času, izrazito hladen značaj (Melik 1963). Hladen značaj pa imajo tudi slemena hribov, ki so večinoma na nadmorskih višinah med 1100 in 1200 m. Oboja imajo za divjo mačko neugodne snežne razmere, saj je globina snega tu najdebelejša, sneg pa obleži dlje kot na pobočjih.

Schauenberg (1981) navaja 800 m n.m.v. kot zgornjo mejo razširjenosti divje mačke v osrednji in zahodni Evropi. Pokrovnost, globina in trajanje snežne odeje naj bi bili ključni dejavniki, ki določajo njeno razširjenost (Ragni 1991). Sredogorski gozdovi dinarskega območja predstavljajo skrajni tip prostora, ki še omogoča obstoj divje mačke, saj regionalna klima proučevanega območja ne ustreza mejnim pogojem, ki jih navaja Ragni (1991). Najvišje dnevne temperature dosegajo južna in jugozahodna pobočja (Smith in Smith 2001). Na njih sneg hitreje kopni, zato nastajajo kopna mesta, na katerih je plen v zimskem času lažje dosegljiv (Stahl 1986) in so hkrati pomemben prostor v obdobju kotitve (Heller 1987). Velik delež JZ pobočij, ki predstavljajo mikroklimatsko ugodne habitatne otoke v regionalni klimi dinarskega sredogorskega območja, je lahko vzrok za obstoj divje mačke ter višjo zgornjo mejo njene razširjenosti na tem območju. Pojavljanje divje mačke na nadmorskih višinah preko 1300 m z dolgotrajno in globoko snežno odejo kaže na specifičnost okoljskih razmer zanj na območju Dinaridov. S tem se hkrati spreminjajo meje ključnih okoljskih dejavnikov s katerimi je definiran potencialni areal razširjenosti evropske divje mačke.

Pomen temperatur, snežnih razmer ter, posredno, od njih odvisne pogostosti in dostopnosti plena (Ragni 1978, Stahl 1986) za rabo prostora divjih mačk, smo nakazali s primerjavo rabe med hladnim in toplim obdobjem leta. Ugotovili smo statistično značilne razlike v vseh šestih vegetacijsko-reliefnih parametrih. V toplem obdobju so se divje mačke pogosteje zadrževale v mešanih, raznomernih gozdnih sestojih, v vseh ostalih vegetacijskih tipih in razvojnih fazah prostora pa redkeje kot v hladnem obdobju. Razlog za to je verjetno v za divjo mačko prehransko ugodnejših razmerah mešanih sestojev v toplem delu leta (Stahl 1986). V hladnem obdobju je bila stopnja preference divjih mačk do strmih in JZ pobočij še večja kot v toplem delu leta, njihovo razporejanje pa je vezano predvsem na nadmorske višine med 760 in 920 m, kjer so snežne, temperaturne in prehranske razmere na območju Glažute najugodnejše. Snežne in temperaturne razmere pomembno vplivajo na populacije malih sesalcev (Trilar 1991, Štrbenc 2001), ki so ključna hrana divje mačke. Pri številnih glodalcih so dokazali, da je njihova reprodukcija v prvi vrsti odvisna od razpoložljivosti in dostopnosti hrane, nanjo pa vpliva tudi fotoperioda in temperatura (Young s sod. 2000, Trilar 1991). Populacijska gostota malih sesalcev se je preko zime ob odsotnosti snežnega pokrova ter dobrem jesenskem obrodu žira v dinarskem bukovo jelovem gozdu na Snežniku povečala skoraj osemkrat (Trilar 1991). Podobno populacijsko dinamiko je Trilar (1991) ugotovil tudi za populaciji rumenogrle miši in gozdne voluharice, kar je pomenilo, da sta se razmnoževali celo zimo. Zimsko razmnoževanje teh dveh vrst so potrdili tudi v drugih raziskavah (Niethamer

1978, Kovačič 1988). Za male sesalce je značilno, da ostanejo samci oploditveno sposobni preko celega leta, samice pa se z ovulacijo neposredno odzovejo na ugodne razmere v okolju (Štrbenc 2001). To kaže, da abiotski in biotski dejavniki predvsem posredno vplivajo na rabo prostora divjih mačk, vplivajoč na pogostost in razpoložljivost njihovega plena.

S primerjavo rabe prostora med hladnimi obdobji smo ugotovili večji delež lokacij divjih mačk na odprtih zaraščajočih travnikih v hladnem obdobju 00/01 (zelena zima). Razlogov za to je lahko več. Jeseni leta 1999 ter leta 2003 je bil, za razliko od jeseni 2000, obrod bukve dober, kar je vplivalo na ugodne prehranske razmere za male sesalce oziroma na njihovo večjo številčnost v tem obdobju (Vrček 2001). Sredi novembra 1999 ter v začetku decembra 2003 je območje pokrila debela snežna odeja, ki je obležala do začetka aprila. Na odprtih nezaraščenih površinah in zaraščajočih travnikih je bila snežna odeja najdebelejša, kar je zmanjšalo dostopnost do plena na njih. Večja pogostost gozdnih vrst malih sesalcev ter manjša dostopnost do travniških vrst, predvsem iz rodu *Microtus*, v snežnih zimah 99/00 in 03/04 sta bila verjetno najpomembnejša dejavnika, ki sta vplivala na večjo stopnjo vezanosti divjih mačk na zaprt gozdni prostor v tem obdobju. Razlog za razlike v rabi prostora divjih mačk glede na naklone pobočij med obema hladnima obdobjema je zato verjetno tudi v različnih snežnih razmerah, ki so v snežnih zimah 99/00 in 03/04 vplivale na izbiro strmejših, kopnejših pobočij, kjer je bil plen pogostejši in dostopnejši.

Cirkadiana aktivnost divjih mačk vpliva na rabo prostora v posameznih fazah dneva (Scott s sod. 1992, Daniels s sod. 2001). Podobno kot na zahodnem Škotskem in Portugalskem (Scott s sod. 1992, Fernandes 1992) so se divje mačke v nočnem času pogosteje pojavljale na odprtih oziroma zaraščajočih površinah. V osrednjih Apeninih so v tem času lovile predvsem na odprtem, kar so potrdili tudi z analizo njihove prehrane, kjer so travniške vrste malih sesalcev (*Microtus*, *Pitymys*) predstavljale 86% plena (Ragni 1978). Na območju Glažute delež nočne rabe odprtega prostora ni presegel 12 % lokacij, razen pri samcu Ajdu (23 %). To kaže na majhen pomen travniških vrst malih sesalcev v prehrani divje mačke na tem območju. Največje razlike v rabi prostora divjih mačk v dnevnem in nočnem času smo ugotovili pri razporejanju glede na reliefni tip tal. V dnevnem času so se veliko pogosteje zadrževale v težko prehodnih, razčlenjenih in skalovitih pobočjih. Izogibanje odprtemu prostoru ter izbira razčlenjenih, skalovitih terenov v zaprtih, gozdnih sestojih v dnevnem času je verjetno izraz antipredatorskega vedenja. S tem zmanjšajo stopnjo njihove izpostavljenosti potencialnim plenilcem,

predvsem v času počitka, oziroma se izognejo povečanim antropogenim motnjam v tem času (Scott s sod. 1992). Razlike v rabi prostora v času, ko so bile divje mačke aktivne, ter v času počitka oziroma mirovanja, so zelo podobne tistim med dnevnim in nočnim časom, kar kaže na dnevno-nočni vzorec njihove aktivnosti s povečano nočno aktivnostjo.

Primerjava razporejanja divjih in domačih mačk glede na oddaljenost od naselij ter pojavljanje v zaprtem, gozdnem oziroma odprtem prostoru je pokazala visoko stopnjo vezanosti domačih mačk na odprte travniške površine, ter na neposredno bližino naselij. Tudi osebki, ki niso imeli zagotovljene stalne hrane s strani človeka, so bili prostorsko vezani na bližino človekovih bivališč. Za zmerne klimate s snežno odejo oziroma obdobji z neugodnimi prehranskimi razmerami je značilno, da je stopnja vezanosti na človekove vire (hrana, zatočišča) bistvenega pomena za preživetje domačih mačk (Liberg 1980).

4.3 AKTIVNOST

Vsi osebki divjih mačk, razen samca Ajda ter samca Gorazda, ki sta bila dnevno-nočno aktivna, so imeli večerno-nočni vzorec aktivnosti. Podobno je Stahl (1986) ugotovil osebke s pretežno nočno aktivnostjo ter osebke s cirkadiano aktivnostjo. V nočnem času se je povečala njihova potovalna aktivnost, točkovna aktivnost pa se od dnevne ni razlikovala. V obeh fazah dneva so se pojavljali posamezni vrhovi aktivnosti predvsem zaradi povečane točkovne aktivnosti. Točkovno aktivnost lahko povezujemo z različnimi aktivnostmi kot so lov, čiščenje, igra in hranjenje. Vrhovi so se pojavljali v 2 do 4 urnih intervalih. Divje mačke na območju Glažute torej niso imele značilno nočnega vzorca aktivnosti pač pa so bile aktivne tudi v dnevnem času. To lahko razlagamo tudi z nizko stopnjo antropogenih motenj, ki so običajno vzrok za izrazito nočno aktivnost divjih mačk (Stahl 1986, Genovesi in Boitani 1992). Samci Peter, Muri in Ciril so imeli razmeroma podobne vzorce cirkadiane aktivnosti, katerih skupna značilnost je bila velika nočna aktivnost ter nizka dnevna potovalna aktivnost. Vzorce cirkadiane aktivnosti obeh samic ter samcev Matije in Nejca smo uvrstili v drugo skupino ne glede na njihovo različno spolno in starostno kategorijo. Variabilnost v cirkadianih vzorcih aktivnosti divjih mačk so ugotovili tudi v Franciji, katerih vzorec aktivnosti je bil neodvisen od starostne kategorije osebka (Stahl 1986). Podobnost cirkadiane aktivnosti med osebki, katerih domači okoliši so se prekrivali, je bila manjša kot med tistimi, pri katerih so se domači okoliši le dotikali oziroma so bili ločeni. To kaže na možnost časovnega izogibanja med osebki. Kljub variabilnosti cirkadianih vzorcev aktivnosti med posameznimi osebki, je bila osnovna stopnja aktivnosti divjih mačk vezana na svetlobno fazo dneva, v manjši

meri pa sta nanjo vplivala tudi dolžina dneva ter lunarni cikel. Daljšanje dneva je bilo v korelaciji z zmanjšanjem cirkadiane aktivnosti divjih mačk, medtem ko se je v času okoli luninega ščipa njihova aktivnost povečala.

Indeksi skupne aktivnosti in potovalne aktivnosti divjih mačk so se med sezonami razlikovali. Najvišje vrednosti obeh parametrov so bile v zimskem in poletnem času. Razlog za povišano zimsko aktivnost bi lahko bil v večji stopnji teritorialnosti v obdobju parjenja (Piechocki 1990) ter višjih energetskih potrebah v tem času. V poznih poletnih mesecih so v dinarskem jelovo bukovem gozdu ugotovili upad reproduktivne aktivnosti pri gozdni voluharici (*Clethrionomys glareolus*) in rumenogrli miši (*Apodemus flavicolis*) ter zmanjšanje njune aktivnosti (Trilar 1991), kar lahko vpliva na njuno manjšo ulovljivost, predvsem samcev (Trilar 1991). Mladiči divjih mačk v tem času dosegajo starost, pri kateri se osamosvajajo in dispergirajo (Tomkies 1991). Manjša ulovljivost in pogostost plena ter disperzija mladih osebkov, ki povečujejo kompeticijo za prostor sta lahko vzrok za večjo aktivnost divjih mačk v poletnem času.

Vzorec cirkadiane aktivnosti divjih mačk se je razlikoval med toplo in hladno polovico leta. Obdobje povečane aktivnosti divjih mačk se je v hladni polovici leta začelo pred sončnim zahodom in je bilo krajše kot v toplem delu leta. Po sončnem zahodu se temperature v hladnem delu leta zelo hitro spustijo, kar je verjetno vzrok za zmanjšanje njihove aktivnosti. Podobno so zmanjšanje aktivnosti divjih mačk pred sončnim vzhodom v zimskem času, ko so temperature dosegle najnižje vrednosti, ugotovili tudi na Portugalskem (Fernandes 1992). Zmanjšanje aktivnosti v času dnevnih temperaturnih ekstremov je vedenjska termoregulacija, značilna za številne sesalce (Halle 1995). Ker divje mačke večinoma lovijo iz zasede, je vsaka njihova aktivnost v tem času, ki ni neposredno povezana s hranjenjem, dodaten energetski strošek.

Svetlobni cikel, dolžina dneva, lunin cikel in temperatura so dejavniki, s katerimi smo le deloma pojasnili vzorec cirkadiane aktivnosti divjih mačk. Abiotski dejavniki običajno vplivajo na aktivnost predatorjev le posredno, vplivajoč na njihov plen oziroma druge dejavnike, ki vplivajo na aktivnost in pogostost plena (Beltrán in Delibes 1994). Navadna belonoga miš (*Apodemus sylvaticus*) in rumenogrli miš (Brown 1956, Schuh s sod. 1971) imata podoben vzorec cirkadiane aktivnosti, kot so ga imele divje mačke v Franciji (Stahl 1986). Belonoga miš je dominantna vrsta malih sesalcev na območju Meine v Franciji in je predstavljala četrtno plena v prehrani divje mačke (Stahl 1986). Rumeno-grli miš je med najpogostejšimi vrstami malih sesalcev v dinarskih jelovo bukovih gozdovih (Trilar

1991). Za obe vrsti je značilna pretežno nočna aktivnost, z vrhovoma aktivnosti ob začetku noči v pomladnem in poletnem obdobju ter pred večernim mrakom pozimi (Brown 1956). Vrhova ustrezata začetkoma povečane aktivnosti divjih mačk na območju Glažute v hladnem in toplim obdobju. Z vzorcema aktivnosti belonoge in rumenogrle miši lahko pojasnimo le večerni in deloma nočni del aktivnosti divjih mačk. Gozdna voluharica, značilna tudi za dinarski gozdni prostor, in poljska voluharica (*Microtus arvalis*) imata značilen polifazni vzorec cirkadiane aktivnosti s 6 vrhovi, časovno vezanimi na svetlobni cikel (Airolidi 1979). Posamezna obdobja njune aktivnosti so razporejena preko dnevne in nočne faze svetlobnega cikla. Dnevna aktivnost samca Ajda, ki se je med proučevanimi osebki najpogosteje pojavljal na odprtih površinah, še posebej v hladnem obdobju, bi bila lahko vezana na plenjenje travniških vrst malih sesalcev. Za travniški vrsti močvirsko voluharico (*Microtus oeconomus*) in travniško voluharico (*Microtus agrestis*), ki sta aktivnejši podnevi, so ugotovili povečano stopnjo aktivnosti v času nizkih temperatur (Halle 1984, 1995). Na pustih travnikih dinarskega območja se najpogosteje pojavljajo voluharice iz rodu *Microtus* med katerimi je dominantna travniška voluharica, redkeje pa je prisotna še poljska voluharica (Kryštufek 1991). Vzrok za dnevno aktivnost Ajda, predvsem v kopni »zeleni« zimi 00/01, bi torej lahko bil v plenjenju teh voluharic, ki so bile v tem času najaktivnejše. Corbett (1979) pojasnjuje dnevno aktivnost divjih mačk v hladnejših območjih kot vedenjsko termoregulacijo. Pogostejše pojavljanje Ajda na odprtih površinah je bila verjetno posledica izpostavljanja toplim, osončenim površinam in optimizacije plenjenja podnevi, kar je zmanjšalo njegovo energetske porabo.

Linearne razdalje med dnevnimi zaporednimi lokacijami divjih mačk so predvsem pokazatelj mobilnosti ter potencialne dostopnosti razpoložljivega prostora v katerem živijo. Mediane vrednosti razdalj med zaporednimi lokacijami osebkov so bile nekaj sto metrov. S kontinuiranim spremljanjem gibanja divjih mačk v prostoru na Škotskem so ugotovili, da preko noči prepotujejo več kot 10 km dolge razdalje (Scott s sod. 1992). Te razdalje so, sodeč po nekoliko večjih sezonskih domačih okoliših škotskih mačk, verjetno večje kot razdalje, ki jih prepotujejo divje mačke na območju Glažute. Vendar lahko kljub temu sklepamo na nelinearnost njihovega gibanja ter vezanost na določena mesta, ki predstavljajo njihova osrednja območja. Nenormalna, asimetrična razporeditev razdalj s posameznimi večjimi premiki je verjetno posledica premikanja med posameznimi, prehransko ugodnimi prostorskimi krpami oziroma umikanja zaradi intra in interspecifičnih konfliktov ter motenj v prostoru.

4.4 DOMAČI OKOLIŠI

Podatkov o velikosti letnih domačih okolišev divjih mačk v Evropi je malo (Stahl 1986, Stahl s sod. 1988, Szemethy 1992, Fermin 1998, Genovesi in Boitani 1992, Klar 2003, Biró 2004, Götz in Roth 2005) in temeljijo na le nekaj osebkih, zato jih je med seboj težko primerjati. V grobem bi jih lahko razdelili v tri velikostne razrede. Med njimi imajo najmanjše domače okoliše divje mačke na Madžarskem (147 – 872 ha) (Szemethy 1992, Biró s sod. 2004). V drugi velikostni razred bi lahko uvrstili domače okoliše divjih mačk iz Francije (Stahl, 1986), Nemčije (Klar 2003, Götz in Roth 2005) in z območja Glažute, kjer so bili največji domači okoliši divjih mačk med 1000 ha in 2000 ha. V to skupino bi sicer lahko uvrstili domači okoliš proučevane samice divje mačke v Toscani v Italiji (Boitani in Genovesi 1992) vendar smo jo uvrstili v tretji velikostni razred, kamor smo uvrstili tudi domače okoliše divjih mačk s podobnim habitatom v Italiji (Bizzarri s sod. 2002), katerih največji domači okoliši so presegali 4000 ha. V to skupino bi lahko uvrstili še domače okoliše divjih mačk iz Španije in Portugalske (Fernandes 1992, Fermin 1998) ter škotskih divjih mačk (Scott s sod. 1992). Največje domače okoliše imajo torej divje mačke iz območij s tipično mediteransko klimo ter škotske mačke z najsevernejšo razširjenostjo v Evropi. Razlog za večje teritorije je verjetno v slabših prehranskih razmerah ter posledično nižji gostoti divjih mačk. Divje mačke iz Francije, Nemčije in iz okolice Glažute živijo na območjih s podobnim temperaturnim režimom ter v mešanem listopadnem tipu gozdov zmernih klimatov. Območji sta po Stahlu (1986) in Trilerju (1991) primerljivi po osnovnih prehranskih razmerah za divjo mačko ter prisotnimi plenskimi vrstami. Velikost letnih in sezonskih domačih okolišev divjih mačk na območju Glažute se je med osebki zelo razlikovala. Največje razlike so bile med samicama katerih velikosti letnih domačih okolišev sta bila v razmerju 1 : 5, medtem ko so bile največje razlike med samci v razmerju 1 : 3. Stahl (1986) je ugotovil ravno nasprotna velikostna razmerja domačih okolišev med samicami oziroma med samci. Razlog za razlike je lahko v majhnem vzorcu naših divjih mačk. Kljub temu velikost letnega domačega okoliša samice Prime s 1275 ha precej odstopa tudi od velikosti domačih okolišev samic iz Francije, katerih največji domači okoliš je bil 271 ha. Vzrok za tako velike sezonske in letni domači okoliš samice Prime bi lahko bil v izogibanju rezidentnim, teritorialnim samicam na tem območju ter semi-nomadskemu načinu življenja, kar bi lahko vplivalo na precenjenost velikosti domačega okoliša. Najmanjše sezonske domače okoliše med samci je imel osebek (Nejc), ki je bil z izjemo doraščajočega samca Cirila med najlažjimi samci. Takšen način razporejanja so imeli v Franciji mladi, doraščajoči in ostareli osebki, predvsem samci (Stahl 1986). To kaže na vpliv starostnega oziroma socialnega statusa osebkov na velikost oziroma dinamiko domačih okolišev divjih mačk.

Značilni za divje mačke na območju Glažute so bili sezonski premiki domačih okolišev, ki so bili največji in najbolj sinhronizirani na prehodu iz poletne v jesensko sezono. Razlog je verjetno v spremenjenih prehranskih razmerah. Koncem septembra in v začetku oktobra dozoreva žir, ki postane dostopen za večino malih sesalcev. R selekcionirane vrste, kamor se nagibata rumenogrla miš in gozdna voluharica ter še posebej polh, usmerijo večji del energije v razmnoževanje zato se populacije jeseni močno povečajo (Trilar 1991). Obrod žira je v gozdnem prostoru nehomogen ter odvisen od ekspozicije in nadmorske višine prostora (Weldt s sod. 2001). To verjetno vpliva na prerazporejanje malih sesalcev v prostoru, kar lahko povzroča visoke točkovne koncentracije.

Značilne razlike v sezonskih premikih med spoloma so bile v vračanju samic na ista območja v nekaterih sezonah med zaporednima letoma, medtem ko pri nobenem izmed samcev vračanja nismo ugotovili. Govorimo lahko o plavajočih domačih okoliših. V Franciji je Stahl (1986) ugotovil takšne premike domačih okolišev le pri samcih z majhnimi sezonskimi domačimi okoliši.

Raba prostora divjih mačk znotraj njihovih domačih okolišev oziroma na nivoju tretjega reda je bila podobna kot znotraj celotnega proučevanega območja oziroma na nivoju drugega reda. Največjo preferenco so pokazale do J in JZ pobočij ter nadmorskih višin med 760 in 920 m. Delež J in JZ pobočij v njihovih sezonskih osrednjih območjih je bil značilno višji od deležev v njihovih domačih okoliših in kaže na njihov velik pomen pri izbiri prostora divjih mačk.

4.5 SOCIALNE INTERAKCIJE

Prostorsko razporejanje divjih mačk je pokazalo visoko stopnjo prekrivanja domačih okolišev med spoloma. Med samci je bilo prekrivanje med domačimi okoliši predvsem v robnih območjih in je v povprečju predstavljalo 10% velikosti domačega okoliša. Podoben tip prostorskega razporejanja divjih mačk so imele tudi divje mačke v Franciji in Italiji (Stahl 1986, Stahl s sod. 1988, Bizzari s sod. 2002). Takšen tip socialne organizacije, značilen za solitarne vrste družine mačk (Felidae), temelji na teritorialnem sistemu razporejanja osebkov istega spola (Schaller 1967, Bailey 1980, Berrie 1973). Vzrok za teritorialno vedenje samic je predvsem v vzdrževanju minimalnega lastnega prostora, ki jim zagotavlja zadostne prehranske vire za njihovo lastno preživetje ter za preživetje potomcev do osamosvojitve (Brown 1964, Stahl s sod. 1988). Teritorialno

vedenje samcev pa določa poleg prehranskih razmer v okolju še kompeticija za samice (Stahl s sod. 1988). Ta dejavnika sta vzrok za variabilnost prostorske organizacije tudi pri divjih mačkah (Stahl s sod. 1988, Corbett 1979). Tako je bilo prekrivanje domačih okolišev med samci in samicami pri škotski populaciji divjih mačk le neznatno (Corbett 1979). Nanj sta najverjetneje vplivala drugačna razporeditev in tip plena (kunci) ter nizka populacijska gostota divjih mačk (Stahl s sod. 1988, Corbett 1979).

Značilnih razlik v stopnji prekrivanja letnih in zimskih domačih okolišev med samci in samicama verjetno zaradi premajhnega vzorca nismo potrdili, čeprav so bili deleži prekrivanja zimskih domačih okolišev višji od letnih. Domači okoliši odraslih samcev v Franciji so se prekrivali z domačimi okoliši 3 do 6 samic (Stahl 1986). Delež prekrivanja domačih okolišev samcev na območju Glažute je bil manjši od deleža prekrivanja domačih okolišev samic. To posredno kaže na možnost prekrivanja njihovih domačih okolišev tudi z drugimi samicami. Na to možnost napeljujejo tudi neposredna opažanja drugih divjih mačk na območju domačih okolišev samcev Ajda in Murija.

Po poginu odraslega samca Maksa pozimi smo ob koncu iste sezone na območju njegovega jesenskega domačega okoliša odlovili dva odrasla samca in enega doraščajočega. Domači okoliš poginulega samca je predstavljal 'izpraznjeno', nebranjeno otiroma neoznačeno območje. Odsotnost kompeticije je verjetno sprožila pojavljanje samcev in kolonizacijo tega območja. V tem obdobju se je na novo vzpostavljala prostorska razporeditev osebkov na tem območju, kar je lahko vzrok za začasna delna prekrivanja tudi med domačimi okoliši samcev. Takšno 'zalivanje' prostora pri divjih mačkah so potrdili tudi v Franciji (Stahl 1986) in je značilno za številne teritorialne vrste (npr. Krebs 1971, Carl 1971, Davies 1978). To potrjuje, da je lahko tudi teritorialno vedenje omejitveni dejavnik populacijske gostote na lokalnem nivoju.

Kljub obsežnemu prekrivanju domačih okolišev med samci in samicami ter pojavljanju na istih območjih negativne vrednosti koeficientov socialnosti kažejo, da so se osebkovi med seboj izogibali. Podobno časovno izogibanje je ugotovil tudi Stahl (1986). V zimskem obdobju, ko poteka breznitev, smo ugotovili manjšo stopnjo približevanja med spoloma, vendar nizke pozitivne vrednosti koeficientov socialnosti kažejo, da je obdobje približevanja med spoloma verjetno relativno kratkotrajno. Razmerje med spolno aktivnimi samci in samicami v naravi naj bi bilo v prid samic, kar pomeni, da en samec zaporedoma oplodi več samic v obdobju parjenja (Stahl s sod. 1986). Razen tega so samci, katerih prisotnost sproža ovulacijo pri samicah, v njeni neposredni bližini le pet do

šest dni (Condé in Schauenberg 1974). To je čas, ko so le te v estrusu (Condé in Schauenberg 1974). Za uspešno izogibanje neposrednim stikom med osebki mora med njimi potekati uspešna kemična komunikacija. Le ta poteka z označevanjem prostora z iztrebki in urinom. Večinoma je to v bližini dnevnih ležišč, z zagrebanjem iztrebkov v sneg, listni opad ali suho prst (Stahl 1986). Na drugih delih njihovih domačih okolišev pa z uriniranjem ali odlaganjem iztrebkov na manjše šope trave, stečine, gozdne vlake in poti ter s čimer jasno označujejo svoj teritorialni prostor. Pogostost neposrednih stikov med osebki naj bi se povečala takrat, ko se zmanjša številčnost plena v okolju (Stahl 1986). Takrat se pritisk plenjenja na določenih lovnih površinah precej poveča, kar pomembno vpliva na spremembe v prostorskem razporejanju osebkov in njihovih izločkov. Kljub prostorskemu prekrivanju domačih okolišev divjih mačk med spoloma, kažejo rezultati naših analiz dinamičnih interakcij med njimi na izrazito solitaren način življenja ter redke neposredne stike med osebki.

4.6 ZNAČILNOSTI HABITATNEGA MODELA DIVJIH MAČK

Modeli primernosti habitata divje mačke v Sloveniji so pokazali, da so divje mačke vezane predvsem na sklenjena gozdna območja z majhnim deležem površin gozdnega roba, oddaljena od neposredne bližine naselij in intenzivne kmetijske rabe prostora. To je skupna značilnost prostora, kjer se pojavlja večina populacij divje mačke v Evropi (Stahl 1986, McOrist in Kitchener 1994, Nowell in Jackson 1996, Randi 2003). Takšna območja so v Sloveniji predvsem na dinarskem območju, kjer so največje površine sklenjenega gozda. Po naših modelih je v Sloveniji skoraj četrtina prostora (4396 km²) v katerem bi se divje mačke pojavljale preferenčno, to pomeni pogosteje, kot bi to pričakovali po naključnem modelu. Podobno kot večina zveri (Mladenoff s sod. 1995, Corsi, Duprč in Boitani 1998), tudi evropska divja mačka ni izrazito selektivna pri izbiri življenjskega prostora. To kaže tudi širok spekter okolij v katerih se pojavlja v Evropi; od z grmičjem zaraščenih priobalnih območij (Scott s sod. 1992), poplavnih gozdov velikih rek, sredozemske makije (Ragni 1981, Moleon in Gill-Sanchez 2003) do listnatih in mešanih gozdov sredogorskih območij (Liberek 1996, Potočnik in Kos 2001). Divje mačke se izogibajo predvsem območjem s povečano človekovo aktivnostjo oziroma območij z neposrednimi ali posrednimi negativnimi učinki njegovih aktivnosti - antropogenimi motnjami. Antropogenih motenj ni mogoče opisati s posamezno spremenljivko, prav tako pa jih je težko prostorsko ovrednotiti. V naših modelih smo predpostavljali, da so motnje vključene v nizu posameznih spremenljivk, kot so raba prostora, tip pokrovnosti tal, oddaljenost od gozdnega roba in oddaljenost od najbližjih naselij. Te spremenljivke posredno vključujejo tudi antropogene motnje, kot so spremenjena vrstna zastopanost in

pogostost plenskih vrst (malih sesalcev) ter prisotnost kompetitorjev za hrano in prostor. Med njimi ima največji negativni vpliv domača mačka, ki se pogosto pojavlja v visokih populacijskih gostotah (Hubbard s sod. 1992, McOrist in Kitchener 1994, Randi s sod. 2001, Beaumont s sod. 2001, Pierpaoli s sod. 2003, Randi 2003) in lahko pomembno vpliva na razpoložljivost naravnega plena (Biró s sod. 2005).

Z uporabo različnih tipov umeritvenih podatkov pri izdelavi modelov smo ugotovili, da so lahko kvalitetni podatki pridobljeni po principu monitoringa, kot tudi podatki iz radiotelemetričnih študij primeren in primerljiv vir podatkov za izdelavo habitatnih modelov divje mačke. To pomeni, da bi lahko s kontinuiranim sistematičnim zbiranjem podatkov o lokacijah opazanj divjih mačk ter zbiranjem poginulih osebkov (promet) izdelali ustrezne habitatne modele za širša območja (Slovenija), z radiotelemetričnimi podatki pa predvsem kvalitetne lokalne habitatne modele.

Habitatni model smo ekstrapolirali na različen obseg referenčnih območij v Sloveniji (Preglednica 18). Z večanjem referenčnega območja izven dinarskega in preddinarskega območja se je večala tudi marginalnost rabe prostora divjih mačk ter manjšala toleranca. Ta kaže na povečevanje selektivnosti rabe prostora, ki je predvsem posledica manjšanja deleža primernega prostora za divjo mačko. Poleg dejavnikov, ki so pomembno prispevali k marginalnostnemu faktorju habitatnih modelov ekstrapoliranih na celotno Slovenijo (Preglednica 17), je bil pri modelih ekstrapoliranih na posamezna (nealpska) referenčna območja, pomemben še dejavnik trajanje snežne odeje (Preglednica 18). Presenetljivo je bilo trajanje snežne odeje v pozitivni korelaciji s prisotnostjo divjih mačk, saj je trajanje in globina snežne odeje sicer eden izmed omejitvenih dejavnikov razširjenosti areala divjih mačk (Ragni 1991). Pozitivno korelacijo lahko razložimo z razširjenostjo gozda kot primarenga habitata divje mačke v dinaridih, ki se je večinoma ohranil na pobočjih in planotastih grebenih dinarskega sredogorja, kjer je trajanje snežne odeje daljše kot v dolinah. Poleg tega so v dolinah obsežna območja kulturne krajine z intenzivno kmetijsko rabo ter urbanimi območji, ki predstavljajo neprimeren življenjski prostor - matriks za divjo mačko.

V Sloveniji ni organiziranega nacionalnega monitoringa razširjenosti divje mačke. Poleg podatkov o pojavljanju divje mačke iz literaturnih virov ter zbiranja podatkov o prisotnosti na osnovi opazovanj strokovnjakov (biologov, lovcev, gozdarjev, naravoslovnih fotografov) ter podatkov zbranih v okviru te disertacije obstajajo še podatki Lovske zveze Slovenije o odstrelu divje mačke po posameznih lovskih zvezah v Sloveniji

v obdobju med 1949 in 1998 (Potočnik in Kos 2000). Gostota odstrela divjih mačk v posameznih območjih je zato lahko pokazatelj številčnosti oziroma korelira z obsegom primerne prostora za divjo mačko (Slika 41, str. 111). Ti podatki so predstavljali enega izmed načinov validiranja habitatnega modela divje mačke v posameznih območjih Slovenije.

Poleg velikih območij primerne habitata za divjo mačko v dinarski in preddinarski fitogeografski regiji so po habitatnem modelu posamezna območja potencialno primerne habitata še v alpski fitogeografski regiji, kjer pa so divje mačke redke ali pa se ne pojavljajo (Kryštufek 2001). To bi lahko razložili nižjimi vrednostmi primernosti habitata (HS) v alpski regiji kot so vrednosti habitatnih krp v dinarskem območju. Razlog za manjšo primernost habitata bi lahko bil v nižjih zimskih temperaturah, dolgotrajni globoki snežni odeji, velikem deležu iglastih (zasmrečenih) gozdov in posledično slabših prehranskih razmerah za divjo mačko. Povprečna biomasa malih sesalcev v smrekovih gozdovih na območju Smrekovca in Pece je bila 169 g/ha in 210 g/ha (Janžekovič in Čas 2001). Za razliko od alpskega območja so bile povprečne biomase malih sesalcev v posameznih letnih obdobjih med leti 1988 in 1990 v dinarskem jelovo bukovem gozdu na snežniškem območju tudi do 15-krat višje in so nihale med 465 in 3138 g/ha (Trilar 1991). Poleg tega so za dinarsko območje v letih z bogatim obrodом žira značilni populacijski izbruhi navadnega polha (*Glis glis*), ki dodatno prispevajo k prehranski ponudbi divje mačke v poletnem in jesenskem obdobju.

Divje mačke se v alpskem sredogorju se zaradi velike razčlenjenosti in slabših prehranskih razmer verjetno nikoli niso pojavljale v visokih populacijskih gostotah, vendar je eden izmed razlogov za odsotnost, oziroma redko pojavljanje divje mačke bi lahko tudi v izrazitem spreminjanju vegetacije v alpskem območju od srednjega veka naprej. Od 15. do 18. stoletja je bil najbolj razširjen tip pašništva v Evropi odprti tip, pri katerem se je živina oziroma drobnica pasla na velikih površinah skozi vso pašno sezono (Kratochvil in Vala 1968). Takšen način paše se je najdlje ohranil v alpskem območju, kjer je v manjši meri prisoten še danes. Govedo, ovce, konji in koze so se stoletja pasli v gozdovih in na ta način zavirali naravno vegetacijo ter spreminjali gozdove v pašnike (Breitenmoser 1998). Nekatera obsežna alpska območja so bila v 16. in 17. stoletju povsem brez gozda. V nekaterih delih Karavank (okolica Pece) in območja Smrekovca je bil delež gozda od 17 do 34% (Čas 1996, Čas in Adamič 1998, Janžekovič in Čas 2001). Opuščene pašnike pa so od konca 18. stoletja začeli postopoma zaraščati pretežno smrekovi gozdovi. Obsežno zmanjšanje gozdnih površin v alpskem sredogorju, kasnejše

zaraščanje s prehransko revnejšimi smrekovimi gozdovi in intenziven lov na plenilce v preteklosti, ter naravna razčlenjenost, ki dodatno povečuje fragmentiranost habitata divje mačke je lahko vzrok za lokalno izginjanje oziroma redkost divje mačke v teh območjih.

Osrednje območje razširjenosti divje mačke v Sloveniji, definirano na osnovi gostote 50-letnega odstrela divjih mačk, je na območju dinarske, preddinarske in submediteranske regije. Območje je zelo heterogeno saj so biotske in abiotske razmere na dinarskem in preddinarskem območju na eni ter submediteranskem območju na drugi strani zelo različne. Pri tem je treba upoštevati številne abiotske in biotske dejavnike. Med biotskimi dejavniki je za divjo mačko najpomembnejši prisotnost plena, ki se med dinarsko in submediteransko fitogeografsko regijo precej razlikuje (Kryštufek in Griffith 1999). Populacijske gostote malih sesalcev so v submediteranski regiji pogosto razmeroma nizke, izrazito pa prevladuje majhno število evrivalentnih vrst, generalistov (Kryštufek 1990, Kryštufek in Griffith 1999). Populacijska nihanja malih sesalcev med letom so majhna, kot plen pa so zaradi kratkotrajnosti oziroma odsotnosti snežne odeje dosegljivi skozi vse leto. V istem obdobju so lahko zato prehranske razmere v posameznih območjih zelo različne. To pomeni različno dostopnost hrane ter različna ciklična pojavljanja posameznih vrst plena (Moleon in Gill-Sanchez 2003), le to pa vpliva na rabo prostora divjih mačk oziroma njihove populacijske parametre, kot so reprodukcijski uspeh in preživetje. Največje odstopanje med habitatnimi modeli in gostoto 50 letnega odstrela divjih mačk je na območju submediteranske fitogeografske regije. Drugačni ekološki dejavniki, ki vplivajo na rabo prostora divjih mačk ter odsotnost oziroma majhno število umeritvenih in validacijskih podatkov o njihovi prisotnosti s tega območja verjetno zmanjšujejo uspešnost predikcije modela primernosti habitata za divjo mačko v submediteranski fitogeografski regiji. Zimmermann (2004) je ugotovil, da je ekstrapolacija habitatnih modelov uspešna le v omejenem geografskem obsegu. Visoka uspešnost ekstrapolacije modelov je vezana predvsem na območja, ki so ekološko in geomorfološko podobna območju oziroma območjem iz katerega izhajajo umeritveni podatki o prisotnosti proučevane vrste (Zimmermann 2004, Hirzel, Helfer in Metral 2001). Prav tako se uspešnost ekstrapolacije poveča, če za umerjanje modelov uporabljamo podatke iz geomorfološko različnih območij.

Velika večina podatkov o prisotnosti divjih mačk, s pomočjo katerih smo zgradili habitatni model, izhaja iz dinarske in preddinarske fitogeografske regije. Visoko učinkovitost in točnost modela za to območje potrjujejo neodvisni validacijski pokazatelji. Glede na podobne značilnosti vrstne zastopanosti plena, populacijska nihanja

plenskih vrst, manjšo dostopnost plena v času snežne odeje v preostalih »celinskih« fitogeografskih regijah ter glede na ujemanje z literaturnimi podatki o pojavljanju divje mačke sklepamo, da habitatni model ustrezno opisuje primernost habitata divje mačke tudi za alpsko, predalpsko in panonsko fitogeografsko regijo. Po nekaterih ekoloških dejavnikih kot je trajanje snežne odeje, letna dinamika temperatur in padavin, se od preostalih območij najbolj razlikuje submediteranska fitogeografska regija. Primerjava rezultatov habitatnih modelov ter podatkov o odstrelu divje mačke v preteklem stoletju kaže, da bi bilo potrebno ustrežnejši model primernosti habitata na tem območju pripraviti z ločenim modelom s pomočjo dodatnih terenskih raziskav, empiričnih podatkov, predvsem pa podatkov pojavljanja s submediteranskega območja.

4.7 FRAGMENTIRANOST IN POTENCIALNA POVEZLJIVOST HABITATA DIVJE MAČKE

Povezljivost habitata je eden najpomembnejših prostorskih dejavnikov, ki določajo populacijsko dinamiko vrst, katerih habitat je razdrobljen na posamezne prostorske enote (Hanski 1994, Schumaker 1996, Gustafson in Gardner 1996). Rezultati habitatnega modela kažejo, da je največ kvalitetnega habitata za divjo mačko v Sloveniji v dinarski in preddinarski fitogeografski regiji in je prostorsko razdeljen v posamezna jedra habitatnih krp. V alpski fitogeografski regiji smo identificirali 3 manjša jedra. Dve habitatni kрпи na območju Karavank sta v velikostnem razredu minimalnih domačih okolišev divjih mačk in ju od habitatne krpe pod Jelovico ločuje razmeroma urban in obsežen prostor intenzivne kmetijske krajine, prometna infrastruktura ter reka Sava. Po zbranih literaturnih virih na tem območju ni bilo zabeležene prisotnosti divje mačke vsaj od začetka 20. stoletja. Nizka stopnja povezljivosti, lahko onemogoča oziroma bistveno omejuje disperzijo osebkov med habitatnimi krpami. Eden izmed učinkov zmanjšane povezljivosti med habitatnimi krpami po metapopulacijski teoriji je zmanjšanje verjetnosti kolonizacije (Hanski 1994, Hanski in Gilpin 1997), kar pomembno vpliva na lokalna populacijska nihanja ter, posledično, na strukturo in verjetnost preživetja metapopulacije (Hanski in Gilpin 1997).

Upornost prostora za disperzijo divjih mačk oziroma upornostne vrednosti za posamezne tipe pokrovnosti oziroma rabe tal, ki smo jih uporabili za analizo povezljivosti habitatnih krp, smo izpeljali na osnovi rabe prostora rezidentnih osebkov. Metodološko ustrežnejše bi bilo izračunati upornostne vrednosti na osnovi podatkov rabe prostora subadultnih oziroma dispergirajočih osebkov. Glede na relativno kratko subadultno obdobje divjih

mačk (Stahl 1986) ter predvidoma majhen delež dispergirajočih osebkov v populaciji je težko dobiti zadostno količino empiričnih podatkov o značilnostih rabe prostora takih osebkov. Še posebej težko je statistično ovrednotiti frikcijske vrednosti prostorsko omejenih linearnih barier (Zimmermann 2004), zato smo bili prisiljeni arbitrarno določiti njihove osnovne frikcijske vrednosti. V Nemčiji so proučevali vpliv cest na vedenje divjih mačk (Klar, Herrmann in Jungelen 2005). Ugotovili so, da se intenziteta rabe prostora divjih mačk v nočnem času z razdaljo od cest ne spreminja. Prav tako so ugotovili, da so štiri od šestih proučevanih divjih mačk, katerih domači okoliši so bili na trasi novo zgrajene avtoceste, po izgradnji redno prehajale preko premostitvenih objektov. Relativno pogosto prehajanje divjih mačk so ugotovili tudi preko premostitvenih objektov avtoceste Vrhnika - Čebulovica (Adamič, Jerina in Kobler 2000).

Analiza stroškovnih razdalj med jedri habitatnih krp je pokazala nizko stopnjo povezljivosti med krpami iz dinarskega in alpskega območja (dendrogram). Stroškovne vrednosti med njimi so 5 do 9 krat večje kot vrednosti med jedri habitatnih krp znotraj dinarskega in preddinarskega območja, ki jih lahko združimo v SZ dinarsko krpo in JV dinarsko krpo. V nekaterih študijah (Ray, Lehman in Joly 2002, Theobald 2002) so definirali maksimalni disperzijski strošek kot maksimalno disperzijsko razdaljo (enota = rastrska celica) pomnoženo z upornostno vrednostjo najugodnejše kategorije habitata (1). Maksimalna linearna razdalja med dvema zaporednima lokacijama v naši radiotelemetrični študiji je bila 5300 m (časovni interval = 5 dni), podobno maksimalno razdaljo med dvema zaporednima dnevnima lokacijama 5700 m so izmerili tudi v Španiji (Lopez-Martin 2005). Če definicijo uporabimo na teh podatkih, moramo maksimalne razdalje deliti z 10. To pomeni, da je stroškovna razdalja med najbližjo dinarsko in alpsko krpo (1318), več kot 20-krat večja od maksimalnih zaporednih/dnevnih stroškovnih razdalj (53, 57) izmerjenih pri rezidentnih osebkih divjih mačk. Povezljivost med jedri habitatnih krp v dinarskem območju je torej z vidika potencialne mobilnosti divjih mačk, ob obstoječi prometni infrastrukturi, dobra. Ne glede na to, da SZ dinarsko krpo deli avtocesta in železnica je povezljivost vzhodnega in zahodnega dela krpe (Menišija – Hrušica) večja, kot povezljivost med SZ dinarsko krpo in JV dinarsko krpo (Menišija – Javorniki).

4.8 HABITATNI INTERFERENČNI MODEL RAZPOREJANJA DIVJE MAČKE IN DOMAČE MAČKE

V primerjavi z drugimi redkimi oziroma ogroženimi sesalci so populacije divjih mačk izpostavljene specifičnim dejavnikom ogrožanja, saj jih poleg fragmentacije,

spreminjanja in izgube habitata ogroža tudi križanje z udomačeno obliko – domačo mačko (McOrist in Kitchener 1994, Beaumont s sod. 2001, Randi 2003, Pierpaoli s sod. 2003). Dejavniki, ki vplivajo na križanje so predvsem tisti, ki povečujejo stopnjo simpatričnosti oziroma prodiranje domače mačke v habitat divje mačke. Prostorska interferenca je lahko torej eden izmed ključnih dejavnikov ogrožanja divje mačke. Prostorski interferenčni model razporejanja domače in divje mačke, ki smo ga pripravili s pristopom habitatnega modeliranja z multivariatno logistično regresijo, smo modificirali in namesto podatkov o prisotnosti in odsotnosti divje mačke uporabili podatke o pojavljanju domače mačke in divje mačke. Po nam dostopnih podatkih je to nov način uporabe logističnih modelov v habitatnem modeliranju. Interferenčni model celoten referenčni prostor opredeli glede na verjetnost pojavljanja ene oziroma druge oblike. Domača mačka je splošno razširjena po celotni Evropi, pri čemer je njeno pojavljanje večinoma vezano na bližino človeka, oziroma z oddaljenostjo od urbanih območij in odprte kulturne krajine hitro upada (Hubbard s sod. 1992). Takšen vzorec razporejanja domačih mačk so ugotovili tudi v območjih, kjer ni avtohtonih populacij divjih mačk (Lopus, 2005). Seveda so vzorci razporejanja in stopnja vezanosti na antropogeno okolje v različnih okoljih različni (Liberg 1980, Bradshaw 1992, Patronek 1998, Brickner 2003). Za zmerne klimate s snežno odejo oziroma obdobji z neugodnimi prehranskimi razmerami je značilno, da je stopnja vezanosti na človekove vire (hrana, zatočišča) bistvenega pomena za preživetje domačih mačk (Liberg 1980). V takšnih razmerah je obstoj viabilnih populacij prostoživečih domačih mačk v naravnem okolju malo verjeten. Pri pripravi interferenčnega modela smo za razporejanje domačih mačk uporabili podatke iz ruralnega okolja, ki ga obkroža naravni gozdni prostor, zato je model po naravi konservativen, saj opredeljuje ves prostor, ki je izpostavljen človekovi intenzivni rabi (kmetijske in urbane površine), kot prostor, ki ga poseljujejo domače mačke. Na drugi strani je pojavljanje divjih mačk vezano na naravni prostor ter odsotnost intenzivne človekove rabe prostora, vendar njeno pojavljanje v naravnem okolju ni kontinuirano pač pa vezano na določene značilnosti habitata. Zato interferenčni prostorski model opredeljuje verjetnost pojavljanja domače mačke v prostoru na celotnem območju Slovenije, ne glede na prisotnost divje mačke, v dinarski in preddinarski regiji, kjer pa je divja mačka splošno razširjena v naravnem okolju, pa tudi verjetnost pojavljanja divje mačke. Z združevanjem habitatnega modela divjih mačk in interferenčnega modela med divjo in domačo mačko smo poleg verjetnosti pojavljanja domače mačke na območju Slovenije, opredelili tudi primernost habitata za divjo mačko kot habitatni interferenčni model divje mačke v Sloveniji.

Rezultati habitatnega interferenčnega modela kažejo, da je prostor v Sloveniji glede na verjetnost pojavljanja domače mačke in razporejanje primernehabitata divje mačke razmeroma dobro ločen. Območje potencialnega interferenčnega območja v primernehabitatu divje mačke v Sloveniji je 745 km² kar predstavlja 17% primernehabitata divje mačke v Sloveniji. Na območju dinarske in preddinarske fitogeografske regije je 2456 km² primernehabitata za divjo mačko kar predstavlja 44% celotnega območja. Na 14% primernehabitata se potencialno pojavljajo domače mačke. Sklenjenost gozdnega prostora na območjih, ki so po habitatnem modelu definirana kot primeren habitat divje mačke je velika, saj so posamezne krpe sklenjenenega gozda velike tudi do 742 km². Fragmentiranost gozdnega prostora na Madžarskem, kjer so ugotovili visoko stopnjo križanja z domačimi mačkami (Pierpaoli s sod. 2003) je bistveno večja saj so posamezne gozdne krpe v povprečju velike $0,073 \pm 0,065$ km² in skupine gozdnih krp obkrožajo obsežna kmetijska območja, mesta in vasi ter posamezne kmetije – farme (Biró s sod. 2003). V takem okolju so ugotovili obsežno penetracijo domače mačke v habitat divje mačke. Obsežno zmanjševanje in fragmentacije gozdnega habitata divje mačke ter intenziven lov so se v preteklih stoletjih dogajali v Angliji in na Škotskem, kjer so se manjše populacije divjih mačk ohranile le v SZ delu Škotske, kjer so vezane na pogozdene sestoje borovega gozda (McOrist in Kitchener 1994). Obsežna območja primernehabitata za divjo mačko v Sloveniji so predvsem v dinarski in preddinarski fitogeografski regiji, kjer je verjetnost obsežnega introgresivnega križanja z domačo mačko malo verjetna. To potrjujejo tudi Pierpaoli in sodelavci (2003), ki so med genetskimi vzorci divjih mačk iz nekaterih evropskih populacij, analizirali tudi nekaj vzorcev divjih mačk iz Slovenije (JV Alpe?), rezultati pa niso pokazali znakov križanja z domačo mačko.

Ne glede na potencialno neustreznost habitatnega modela na območju submediteranske fitogeografske regije, pa interferenčni model pojavljanja divje in domače mačke na tem območju nakazuje na možnost obsežnejšega prekrivanja prostora domače in divje mačke. To območje predstavlja tudi skrajni zahodni rob dinarske metapopulacije divje mačke, zaradi česar lahko na populacijo vplivajo dodatni negativni učinki roba. V tem času so na tem območju zgradili (ali gradijo) več avtocest (Razdrto – Nova Gorica, Razdrto – Koper, Divača – Sežana), ki dodatno fragmentirajo prostor na tem območju in zmanjšujejo povezljivost habitata med dinarsko in submediteransko fitogeografsko regijo v Sloveniji. Večina literaturnih podatkov o pojavljanju divje mačke na tem območju je stara več kot 30 let, zato bi bilo smiselno proučiti obstoječe stanje ter pripraviti program aktivnega in pasivnega monitoringa. V prvi vrsti bi bili dragoceni podatki o poveženih divjih in

domačih mačkah, ki bi jih lahko dobili s pomočjo upravljalcev cest in veterinarsko-sanitarnih služb.

4.9 SKLEPI

Proučevane divje mačke na območju Glažute so pokazale izrazito vezanost na gozdni prostor, ki je po podatkih iz literature med najvišjimi med evropskimi populacijami divjih mačk. Pokazale so izrazito preferenco do strmih, JZ pobočij ter nadmorskih višin med 680 in 920 m. Na njih sneg hitreje kopni, zato nastajajo kopna mesta na katerih je plen v zimskem času lažje dosegljiv (Stahl 1986) in hkrati predstavljajo pomemben prostor v obdobju kotitve (Heller 1987). Regionalna klima proučevanega območja ne ustreza mejnim pogojem, ki naj bi določali areal njene razširjenosti (Ragni, 1991). V proučevanem območju je velik delež JZ pobočij, ki predstavljajo mikroklimatsko ugodne habitatne otoke. To je lahko pomemben dejavnik, ki omogoča obstoj ter višjo zgornjo mejo razširjenosti divje mačke v regionalni klimi dinarskega sredogorskega območja.

Proučevani osebki so imeli pretežno večerno-nočni vzorec aktivnosti, predvsem na račun povečane potovalne aktivnosti v tem času. Njihova aktivnost je bila podobna vzorcem aktivnosti dveh oziroma treh najštevilčnejših vrst malih sesalcev dinarskih gozdov, ki verjetno predstavljajo večino plena v njihovi prehrani.

Velikost letnih in sezonskih domačih okolišev divjih mačk se je med osebki zelo razlikovala in se ni značilno spreminjala, kar kaže na stalno vzdrževanje teritorialnega sistema. Značilni za divje mačke na območju Glažute so bili sezonski premiki domačih okolišev, ki so bili največji in najbolj sinhronizirani na prehodu iz poletne v jesensko sezono. Prostorsko razporejanje divjih mačk je pokazalo visoko stopnjo prekrivanja domačih okolišev med spoloma. Med samci je bilo prekrivanje med domačimi okoliši predvsem v robnih območjih in je v povprečju predstavljalo 10% velikosti domačega okoliša. Kljub prekrivanju domačih okolišev med samci in samicami ter pojavljanju na istih območjih so se osebki med seboj izogibali, kar kaže na učinkovito kemično komunikacijo, izrazito solitaren način življenja ter redke neposredne stike med osebki.

Modeli primernosti habitata divje mačke v Sloveniji so pokazali, da so divje mačke vezane predvsem na sklenjena gozdna območja z majhnim deležem površin gozdnega roba, oddaljena od neposredne bližine naselij in intenzivne kmetijske rabe prostora. Takšna območja so v Sloveniji predvsem na dinarskem območju, kjer so največje površine sklenjenega gozda. Po naših modelih je v Sloveniji skoraj četrtna prostora (4396 km²), v katerem bi se divje mačke pojavljale preferenčno, to pomeni pogosteje, kot bi to pričakovali po naključnem modelu. Drugačni ekološki dejavniki, ki vplivajo na rabo prostora divjih mačk ter odsotnost oziroma majhno število umeritvenih in validacijskih

podatkov o njihovi prisotnosti s tega območja verjetno zmanjšujejo uspešnost predikcije modela primernosti habitata za divjo mačko v submediteranski fitogeografski regiji.

Z uporabo različnih tipov umeritvenih podatkov pri izdelavi modelov smo ugotovili, da so lahko kvalitetni podatki pridobljeni po principu monitoringa, kot tudi podatki iz radiotelemetričnih študij primeren in primerljiv vir podatkov za izdelavo habitatnih modelov divje mačke.

Analiza stroškovnih razdalj med jedri habitatih krp je pokazala nizko stopnjo povezljivosti med krpami iz dinarskega in alpskega območja. Povezljivost med jedri habitatnih krp v dinarskem območju je z vidika potencialne mobilnosti divjih mačk, ob obstoječi prometni infrastrukturi, dobra. Ne glede na to, da SZ dinarsko krpo deli avtocesta in železnica je povezljivost vzhodnega in zahodnega dela krpe (Menišija – Hrušica) večja, kot povezljivost med SZ dinarsko krpo in JV dinarsko krpo (Menišija – Javorniki).

Rezultati habitatnega interferenčnega modela kažejo, da je prostor v Sloveniji glede na verjetnost pojavljanja domače mačke in razporejanje primernega habitata divje mačke razmeroma dobro ločen. Območje potencialnega interferenčnega območja v primernem habitatu divje mačke v Sloveniji je 745 km² kar predstavlja 17% po modelu primernega habitata divje mačke v Sloveniji. Sklenjenost gozdnega prostora na območjih, ki so po habitatnem modelu definirana kot primeren habitat divje mačke je velika, saj so posamezne krpe sklenjenenega gozda velike tudi do 742 km², zato je v dinarski in preddinarski fitogeografski regiji verjetnost obsežnega introgresivnega križanja z domačo mačko malo verjetna.

Interferenčni model pojavljanja divje in domače mačke na območju submediteranske fitogeografske regije nakazuje na možnost obsežnejšega prekrivanja prostora domače in divje mačke. To območje predstavlja tudi skrajni zahodni rob dinarske metapopulacije divje mačke, zaradi česar lahko na populacijo vplivajo dodatni negativni učinki roba.

V Sloveniji predstavljajo habitat divje mačke obsežnejša območja z razmeroma dobro ohranjenim naravnim okoljem. Devetinosemdeset odstotkov po modelu primernega habitata in 37% marginalnega habitata divje mačke je znotraj predlaganih varovanih območij Natura 2000. V velikem delu teh varovanih območij so med klasifikacijske vrste uvrščene tudi velike zveri, ki imajo v osnovi podobne prostorske zahteve kot divja mačka.

V tem primeru se jasno kaže vloga velikih zveri kot krovnih vrst v gozdnih ekosistemih. Varstveno neučinkovito je takšno varstvo potencialno primerne prostora v subpanonski, predalpski in severnem delu preddinarske fitogeografske regije, saj je ta močno fragmentiran, zakonsko varstvo pa uživajo le posamezni fragmenti. Varstveni režim v njih pa sam po sebi ne zagotavlja ustreznega varstva. Poleg tega je povezljivost z dinarskim območjem slaba in verjetno onemogoča uspešno disperzijo osebkov iz dinarske populacije. Zaradi tega je na tem območju nevarnost popolnega izumrtja divje mačke.

Večina literarnih podatkov o pojavljanju divje mačke v Sloveniji je stara več kot 15 let. Zbiranje podatkov o razširjenosti in spremljanje stanja populacije ni organizirano, oziroma je prepuščeno iniciativi posameznikov ali posameznih institucij. Zato bi bilo potrebno pripraviti nacionalni program monitoringa razširjenosti in stanja populacije, ki bi omogočali sprejemanje ustreznih varstvenih načrtov, kot so strategija upravljanja in akcijski načrt varovanja, s katerimi bi zagotovili trajno ohranjanje divje mačke v Sloveniji.

5 POVZETEK

5.1 POVZETEK

Divja mačka (*Felis silvestris*, Schreber 1775) je vrsta, ki poseljuje skoraj celotno Evrazijo ter večji del Afriške celine. Kljub njeni široki razširjenosti jo še vedno zelo slabo poznamo. Za človeka ni nikoli predstavljala konfliktnih vrst, na primer kot prenašalka zoonoz (stekline) ali kot resnejši plenilec domačih živali. Nasprotno, med človekom in divjo mačko se je v specifičnih razmerah vzpostavil mutualistični odnos, ki je v procesu udomačevanja pripeljal do nastanka udomačene oblike - domače mačke (*Felis silvestris catus*), ki se je s človekom hitro razširila po vsem svetu. Podatki o fosilnih najdbah kažejo, da je evropska divja mačka (*Felis silvestris silvestris*) najstarejša oblika divje mačke, ki se je razvila iz predniške Martellijeve mačke (*Felis lunensis*) pred približno 250 000 leti.

V holocenu je evropska divja mačka verjetno bolj ali manj sklenjeno poseljevala Zahodno, Srednjo in del Vzhodne Evrope, danes pa je območje njene razširjenosti razdrobljeno na posamezne izolirane populacije. Najpomembnejši populaciji sta na Pirenejskem polotoku in v jugovzhodni Evropi. Prisotnost divje mačke je bila ugotovljena na celotnem območju Slovenije, vendar so se na Štajerskem, Koroškem, Gorenjskem, Idrijskem, v Prlekiji in Prekmurju pojavljali le posamezni osebki.

Življenjski prostor evropske divje mačke je predvsem gozd, po čemer se bistveno loči od nekaterih sorodnih vrst, ki živijo v stepah. Največkrat jo zasledimo v naravno razgibanih sredogorskih in gorskih območjih. Dinarski gozdovi predstavljajo zaradi svoje karbonatne podlage, posledične razgibanosti in specifičnosti reliefa, ki omogočata veliko mikroklimatsko mozaičnost, ter velike vrstne pestrosti bistveno drugačen ekosistem kot jih poseljujejo nekatere druge evropske populacije divje mačke.

Po obsežnem zmanjševanju, fragmentaciji in izumiranju populacij divje mačke v Evropi od 18. do začetka 20. stoletja je prišlo v 20. in 30. letih 20. stoletja v nekaterih državah (Češka, Slovaška, Francija, Nemčija, Švica, Belgija) do njene ponovne rekolonizacije (Stahl in Artois 1991). Izoblikovale so se manjše populacije, ki so ob razvoju komunikacijske infrastrukture, z urbanizacijo ter intenzivnim izkoriščanjem naravnih virov vse bolj izolirane in izpostavljene številnim negativnim vplivom. Izkušnje iz Škotske

(Kitchener 1992, McOrist in Kitchener 1994, Beaumont s sod. 2001), pa tudi zadnje raziskave na Portugalskem (Oliviera s sod. 2005) in na Madžarskem (Pierpaoli s sod. 2003), kažejo, da je zmanjševanje, fragmentacija in spreminjanje habitata eden izmed najpomembnejših dejavnikov ogrožanja divje mačke v Evropi, ki vplivajo na nastajanje in povečevanje negativnega vpliva drugih dejavnikov ogrožanja.

Z disertacijo smo želeli prispevati k poznavanju nekaterih ekoloških značilnosti divjih mačk v Sloveniji ter širšem dinarskem in evropskem prostoru. Z radiotelemetričnim spremljanjem smo želeli ugotoviti vzorce aktivnosti in prostorskega razporejanja divjih mačk ter osnovne značilnosti njihove socialne organizacije na območju dinarskih gozdov južne Slovenije. Osvetlili bodo predvsem značilnosti rabe prostora in aktivnosti divjih mačk v skrajnih ekoloških razmerah ter pomen nekaterih parametrov habitata za njihovo preživetje. Med prostorskimi parametri smo skušali ugotoviti selektivnost oziroma neselektivnost rabe prostora divjih mačk v njem glede na nekatere vegetacijsko reliefne značilnosti. S primerjanjem razlik med razpoložljivostjo posameznega tipa prostora ter dejanskim pojavljanjem v njih oziroma njihovo rabo smo skušali določiti njihove preferenčne range ter pokazati na nehomogeno razporejanje divjih mačk v prostoru in času. S primerjavo značilnosti rabe prostora in aktivnosti med domačimi in divjimi mačkami smo želeli pokazati na potencialne interakcije med njima.

Z različnimi metodološkimi pristopi k modeliranju smo želeli proučiti razporejanje in povezljivost potencialno primerne prostora za divjo mačko v Sloveniji ter oceniti potencialno razporejanje divje mačke in domače mačke, kot pomembnega dejavnika ogrožanja divje mačke. Z zbranimi prostorskimi značilnostmi divjih mačk in njihove aktivnosti ter izdelanimi habitatnimi in interferenčnimi modeli smo skušali pojasniti razporejanje divje mačke v prostoru ter oceniti dejansko in potencialno ogroženost divje mačke v Sloveniji na osnovi fragmentacije njenega habitata in možne penetracije domače mačke v njen habitat.

Divje mačke smo lovili v prehodne zabojne pasti, ki smo jih postavili na mestih in poteh, ki jih divje mačke pogosto izbirajo. Zgradba pasti je zaradi snemljivega pokrova omogočala pobeg velikim, močnim živalim, kot je medved.

Ujete živali smo uspavali s ketamin–hidrokloridom ter medetomidinom, ki smo ga injicirali s pomočjo plastičnih brizg s pihalnikom ali ročno. Vsem odraslim osebkom smo namestili radijske ovratnice. Lociranje osebkom smo izvajali po metodi triangulacije

oziroma »homing in« metodi. Pri radiotelemetrijskem lociranju osebkov smo registrirali tudi podatek o trenutni aktivnosti osebkov na osnovi tipa signala, ki ga je oddajal oddajnik v ovratnici.

Analizo rabe prostora glede na nekatere vegetacijsko-reliefne značilnosti smo izvedli na dveh nivojih vzorčenja. Na prvem nivoju vzorčenja predstavlja vzorčno enoto posamezna lokacija na drugem pa posamezen osebek. Rabo prostora smo proučevali v posameznih časovnih intervalih ter ugotavljali razlike med samci in samicami. Primerjali smo vpliv posameznih sezon na stopnjo njihove aktivnosti ter na 24-urno dinamiko aktivnosti. Velikosti domačih okolišev smo izračunali s pomočjo poligonov po kernel metodi ter kot minimalne konveksne poligone (MCP). Primerjali smo premike in rabo prostora glede na reliefne parametre med sezonskimi Jenrich-Turner-jevimi centriidi domačih okolišev (1969) ter osrednjimi območji (50% kernel) za posamezne osebkove. Socialno organizacijo divjih mačk smo analizirali z ugotavljanjem statičnih in dinamičnih interakcij med osebki. Statične interakcije smo definirali s stopnjo prekrivanja njihovih domačih okolišev. Odvisnost oziroma neodvisnost gibanj pa smo ugotavljali z izračunavanjem dinamičnih interakcij, ki smo jih definirali kot stopnjo s katero se osebkovi med seboj izogibata, ignorirata ali privlačita (Macdonald s sod., 1980, Kenward s sod., 1993).

Faktorska analiza ekološke niše (ENFA – Ecological Niche Factor Analysis) in logistična regresija sta predstavljal pomembni orodji pri pripravi habitatnih modelov divje mačke v doktorski disertaciji. ENFA analizo smo izpeljali s pomočjo statističnega in GIS orodja Biomapper 3.2, verzija 3.1.5.265 (Hirzel, Hausser in Perrin 2006). Za razliko od habitatnih modelov, ki temeljijo na podatkih o prisotnosti in odsotnosti vrste ter definirajo zanje potencialno primeren oziroma neprimeren prostor (npr.: Morrison, Marcot in Mannan, 1992, Boyce in McDonald 1999, Zimmermann in Breitenmoser 2002), smo pri pripravi prostorskega kompeticijskega modela med domačo in divjo mačko uporabili podatke o razporejanju domačih in divjih mačk. Za analize fragmentiranosti in povezljivosti habitata smo uporabili habitatni model, ki je bil umerjen in validiran na osnovi radiotelemetričnih lokacij in lokacij poginulih/odlovljenih oziroma opazovanih divjih mačk.

Odlov smo izvajali 696 lovnih dni. Kot tarčne vrste smo v pasti štirinajstkrat ujeli divjo mačko, enega risa ter štiri domače mačke. Povprečna odlovna uspešnost divjih mačk je bila 1 divja mačka na 58 lovnih dni. Od 27. avgusta 1999 do 31. maja 2004 smo izmerili 1172 lokacij ter opravili 5238 meritev aktivnosti vseh proučenih osebkov. Domače mačke

smo spremljali od 25. februarja 2000 do 31. julija 2001 ter od 29. novembra 2002 do 30. julija 2003. V tem času smo posneli 748 lokacij ter 2349 meritev aktivnosti.

Osnovni, časovno neodvisen vzorec razporejanja divjih mačk na območju Glažute je bil nenaključen in nehomogen. Vsi osebki so bili izrazito (89 – 100 % lokacij) vezani na gozdni prostor. Podobno izrazito vezanost na gozdni prostor so ugotovili v Nemčiji v južnem Eiflu, kjer so v gozdnem prostoru zabeležili od 66 – 98% lokacij divjih mačk (Klar, 2005). Divje mačke so pokazale preferenco do strmih, JZ pobočij ter nadmorskih višin med 680 in 920 m. V hladnem obdobju je bila preferenca še posebej izrazita. S primerjavo rabe prostora med hladnimi obdobji 99/00 in 03/04 z dolgotrajno snežno odejo ter zeleno zimo 00/01 smo ugotovili večji delež pojavljanja divjih mačk na odprtih zaraščajočih travnikih v hladnem obdobju s kratkotrajno snežno odejo 00/01. Razlog za razlike v rabi prostora divjih mačk glede na naklone pobočij med hladnimi obdobji je verjetno v različnih snežnih razmerah, ki so v hladnih obdobjih z dolgotrajno snežno odejo vplivale na izbiro strmejših, kopnejših gozdnih pobočij, kjer naj bi bil plen pogostejši in dostopnejši. V nočnem času so se pogosteje pojavljale na odprtih oziroma zaraščajočih površinah, v dnevnem času pa so se pogosteje zadrževale v zaprtih, težko prehodnih, razčlenjenih in skalovitih pobočjih. Strma JZ pobočja so mikroklimatsko in prehransko ugodni otoki, ki omogočajo obstoj divje mačke v regionalni klimi dinarskega sredogorskega območja.

Vsi osebki divjih mačk, razen dveh samcev, ki sta bila dnevno-nočno aktivna, so imeli večerno-nočni vzorec aktivnosti. V nočnem času se je povečala njihova potovalna aktivnost, točkovna aktivnost pa se od dneвне ni razlikovala. V obeh fazah dneva so se pojavljali posamezni vrhovi aktivnosti predvsem zaradi povečane točkovne aktivnosti. Kljub variabilnosti cirkadianih vzorcev aktivnosti med posameznimi osebki je bila osnovna stopnja aktivnosti divjih mačk vezana na svetlobno fazo dneva, v manjši meri pa sta nanjo vplivala tudi dolžina dneva ter lunin cikel. Svetlobni cikel, dolžina dneva, lunin cikel in temperatura so dejavniki s katerimi smo le deloma pojasnili vzorec cirkadiane aktivnosti divjih mačk. Vzorec cirkadiane aktivnosti divjih mačk med toplo in hladno polovico leta se je razlikoval. Obdobje povečane aktivnosti divjih mačk se je v hladni polovici leta začelo pred sončnim zahodom in je bilo krajše kot v toplem delu leta. Z vzorcema aktivnosti belonoge in rumenogrlje miši lahko pojasnimo le večerni in deloma nočni del aktivnosti divjih mačk. Vrhova njune aktivnosti namreč ustrezata začetkoma povečane aktivnosti divjih mačk na območju Glažute v hladnem in toplem obdobju. Vzrok za dnevno aktivnost, predvsem samca Ajda v zimi 00/01, bi lahko bil v plenjenju

travniških vrst voluharic, ki imajo polifazični cirkadiani vzorec aktivnosti, s povečano dnevno aktivnostjo v zimskem času.

Velikost letnih domačih okolišev dveh samic je bila 264 ha in 1275 ha. Pri samcih smo ugotovili od 573 ha do 1876 ha velike letne domače okoliše. Najmanjši domači okoliš pri samcih je imel samec Nejc. Med spoloma nismo ugotovili statistično značilnih razlik v velikosti sezonskih domačih okolišev, značilno manjše sezonske domače okoliše od ostalih osebkov pa je imela samica Liza. Razporejanje sezonskih domačih okolišev je bilo vezano na posamezna letna obdobja. Do premikov je večinoma prihajalo v prehodnih obdobjih med posameznimi sezonami. Časovno najbolj usklajeno povečanje kumulativnih MCP-jev je bilo ob koncu poletne sezone leta 2000. Značilne razlike v sezonskih premikih med spoloma so bile v vračanju samic na ista območja v nekaterih sezonah med zaporednima letoma, medtem ko pri nobenem izmed samcev vračanja nismo ugotovili. Raba prostora divjih mačk v okviru njihovih domačih okolišev oziroma na nivoju tretjega reda je bila podobna kot na nivoju drugega reda. Največjo preferenco so pokazale do J in JZ pobočij ter nadmorskih višin med 760 in 920 m.

Prostorsko razporejanje divjih mačk je pokazalo visoko stopnjo prekrivanja domačih okolišev med spoloma. Med samci je bilo prekrivanje med domačimi okoliši predvsem v robnih območjih in je v povprečju predstavljalo 10% velikosti domačega okoliša. Podoben tip prostorskega razporejanja divjih mačk so imele tudi divje mačke v Franciji in Italiji (Stahl 1986, Stahl s sod. 1988, Bizzari s sod. 2002). Značilnih razlik v stopnji prekrivanja letnih in zimskih domačih okolišev med samci in samicama zaradi premajhnega vzorca nismo mogli potrditi. Kljub prekrivanju domačih okolišev med samci in samicami ter pojavljanju na istih območjih so se osebk med seboj časovno izogibali. V zimskem obdobju, ko poteka breznitev, smo pričakovali manjšo stopnjo izogibanja med spoloma, vendar so bile razlike v vrednostih vrednostih koeficienta socialnosti majhne oziroma nepomembne. Izogibanje neposrednim stikom med osebki kaže, da med njimi poteka uspešna kemična komunikacija. Le ta poteka najverjetneje z označevanjem prostora z iztrebki in urinom. Rezultati analiz statičnih in dinamičnih interakcij divjih mačk kažejo, kljub prostorskemu prekrivanju domačih okolišev med spoloma, na izrazito solitaren način življenja in redke neposredne stike med osebki.

Modeli primernosti habitata divje mačke v Sloveniji so pokazali, da so divje mačke vezane predvsem na sklenjena gozdna območja z majhnim deležem površin gozdnega roba, oddaljena od neposredne bližine naselij in intenzivne kmetijske rabe prostora. To je

skupna značilnost prostora, kjer se pojavlja večina populacij divje mačke v Evropi (Stahl 1986, McOrist in Kitchener 1994, Nowell in Jackson 1996, Randi 2003). Takšna območja so v Sloveniji predvsem na dinarskem območju, kjer so največje površine sklenjenega gozda. Po naših modelih je v Sloveniji skoraj četrtina prostora (4396 km²), v katerem bi se divje mačke pojavljale preferenčno, to pomeni pogosteje, kot bi to pričakovali po naključnem modelu. Habitatni model smo ekstrapolirali na različna referenčna območja v Sloveniji. Z večanjem referenčnega območja izven dinarskega in preddinarskega območja se je večala tudi marginalnost rabe prostora divjih mačk ter manjšala toleranca. Ta kaže na povečevanje selektivnosti rabe prostora, ki je predvsem posledica manjšanja deleža primerne prostora za divjo mačko.

Poleg velikih območij primerne habitata za divjo mačko v dinarski in preddinarski fitogeografski regiji so po habitatnem modelu posamezna območja potencialno primerne habitata še v alpski fitogeografski regiji, kjer pa so divje mačke, po literarnih podatkih, redke ali pa se ne pojavljajo. To bi lahko razložili nižjimi vrednostmi primernosti habitata (HS) v alpski regiji kot so vrednosti habitatnih krp v dinarskem območju. Razlog za manjšo primernost habitata bi lahko bil v nižjih zimskih temperaturah, dolgotrajni globoki snežni odeji, velikem deležu iglastih (zasmrečenih) gozdov in posledično slabših prehranskih razmerah za divjo mačko. Največje odstopanje med habitatnimi modeli in gostoto 50 letnega odstrela divjih mačk je na območju submediteranske fitogeografske regije. Drugačni ekološki dejavniki, ki vplivajo na rabo prostora divjih mačk, ter odsotnost oziroma majhno število umeritvenih in validacijskih podatkov o njihovi prisotnosti s tega območja verjetno zmanjšujejo uspešnost predikcije modela primernosti habitata za divjo mačko v submediteranski fitogeografski regiji. Primerjava rezultatov habitatnih modelov ter podatkov o odstrelu divje mačke v preteklem stoletju kaže, da bi bilo potrebno ustrežnejši model primernosti habitata na tem območju pripraviti z ločenim modelom s podatki pojavljanja iz submediteranskega območja.

Rezultati habitatnega modela kažejo, da je največ kvalitetnega habitata za divjo mačko v Sloveniji v dinarski in preddinarski fitogeografski regiji in je prostorsko razdeljen v posamezna jedra habitatnih krp. V alpski fitogeografski regiji smo identificirali 3 manjša jedra. Njihova majhnost in nizka stopnja povezljivosti, lahko onemogoča oziroma bistveno omejuje disperzijo osebkov med habitatnimi krpami. Analiza stroškovnih razdalj med jedri habitatnih krp je pokazala nizko stopnjo povezljivosti med krpami iz dinarskega in alpskega območja. Stroškovne vrednosti med njimi so 5 do 9 krat večje kot vrednosti

med jedri habitatnih krp znotraj dinarskega in preddinarskega območja, ki jih lahko združimo v SZ dinarsko krpo in JV dinarsko krpo. Povezljivost med jedri habitatnih krp v dinarskem območju je torej z vidika potencialne mobilnosti divjih mačk, ob obstoječi prometni infrastrukturi, dobra.

V primerjavi z drugimi redkimi oziroma ogroženimi sesalci so populacije divjih mačk izpostavljene specifičnim dejavnikom ogrožanja, saj jih poleg fragmentacije, spreminjanja in izgube habitata ogroža tudi križanje z udomačeno obliko – domačo mačko (McOrist in Kitchener 1994, Beaumont s sod. 2001, Randi 2003, Pierpaoli s sod. 2003). Z združevanjem habitatnega modela divjih mačk in interferenčnega modela med divjo in domačo mačko smo poleg verjetnosti pojavljanja domače mačke na območju Slovenije opredelili tudi primernost habitata za divjo mačko kot habitatni interferenčni model divje mačke v Sloveniji. Rezultati habitatnega interferenčnega modela kažejo, da je prostor v Sloveniji glede na verjetnost pojavljanja domače mačke in razporejanje primerne habitata divje mačke razmeroma dobro ločen. Območje potencialnega interferenčnega območja v primerne habitatu divje mačke v Sloveniji je 745 km² kar predstavlja 17% primerne habitata divje mačke v Sloveniji. Na območju dinarske in preddinarske fitogeografske regije je 2456 km² primerne habitata za divjo mačko kar predstavlja 44% celotnega območja. Na 14% primerne habitata se potencialno pojavljajo domače mačke. Sklenjenost gozdnega prostora na območjih, ki so po habitatnem modelu definirana kot primeren habitat divje mačke je velika, saj so posamezne krpe sklenjenenega gozda velike tudi do 742 km². Obsežna območja primerne habitata za divjo mačko v Sloveniji so predvsem v dinarski in preddinarski fitogeografski regiji, kjer je verjetnost obsežnega introgresivnega križanja z domačo mačko malo verjetna. Ne glede na potencialno neustreznost habitatnega modela na območju submediteranske fitogeografske regije, pa interferenčni model pojavljanja divje in domače mačke na tem območju nakazuje na možnost obsežnejšega prekrivanja prostora domače in divje mačke. To območje predstavlja tudi skrajni zahodni rob dinarske metapopulacije divje mačke, zaradi česar lahko na populacijo vplivajo dodatni negativni učinki roba. V tem času so na tem območju zgradili več avtocest, ki dodatno fragmentirajo prostor na tem območju in zmanjšujejo povezljivost habitata med dinarsko in submediteransko fitogeografsko regijo v Sloveniji. Večina literarnih podatkov o pojavljanju divje mačke v Sloveniji je stara več kot 15 let, zato bi bilo smiselno pripraviti program aktivnega in pasivnega monitoringa divje mačke.

5.2 SUMMARY

The wildcat (*Felis silvestris*) is distributed through most of Eurasia and throughout the African continent. Despite this vast distribution, it is still poorly known. It has never been recognized as a conflict species e.g. transmitting zoonoses or predated on domestic animals. On the contrary, mutualistic relationship has been developed between men and cats during domestication process resulted in domesticated form – domestic cat (*Felis s. catus*). The fossil findings suggests that the European form of the wildcat (*Felis silvestris silvestris*) is the oldest, descended from the Martelli's cat (*Felis lunensis*) about 250 000 years ago.

In Holocene, the wildcats' distribution area extended continuously over Western, Middle and a part of Eastern Europe. The great deforestation pressure in Europe, especially in the lowlands, resulted in fragmentation and extensive habitat loss for the species. Many recent European populations of the wildcat are relatively small, isolated and exposed to break-up, reduction and alteration of the habitat. Their largest populations are on the Iberian Peninsula and in southeastern Europe. The wildcat is present in all parts of Slovenia except in the high Alps. The species is rare in the regions Štajerska, Koroška, Gorenjska, Idrijsko, Prlekija and Prekmurje.

Unlike many other felids, which live in open habitats, wildcats prefer forests. They are found in highest numbers in deciduous or mixed forests. Due to the limestone geological foundation, karst phenomena are an integral part of the Dinaric area landscape. That resulted in a specific relief with mosaic-structured microclimate.

After extensive fragmentation, alteration and loss of habitat and subsequent extinction processes in wildcat's populations throughout Europe since 18th century, recolonization processes has occurred in 1920's in some European countries. Intensive urbanization, natural resource use and development of traffic infrastructure bring additional negative effects. Experiences from Scotland, Hungary and Portugal indicate that habitat loss and fragmentation are probably the most important threats to the wildcats in Europe.

In the thesis some ecological characteristics of wildcats in Dinaric Mountains were analyzed. The research was focused on activity patterns, spatial distributions and social interactions of the wildcats. The habitat use and the habitat selection were examined according to different relief and vegetation parameters. Influence of various abiotic factors on the activity patterns of wildcats were examined and compared among seasons.

We tried to get answers about their social interactions, such as: Is there overlapping of home ranges among and/or within sexes? Is overlapping time dependent? Does presence of one animal influence the movements of another?

Using different methodological approaches predictive habitat model, fragmentation and connectivity were analyzed and validated for Slovenian part of Dinaric region and for whole Slovenia, respectively. Ecological Niche Factor Analyses (ENFA) and Generalized Linear Models (GLM) have been important tools for the analyses. The prediction power of ENFA was evaluated. It uses presence data only, and is appropriate in cases where absence data is difficult or impossible to collect efficiently. The ENFA analyses have been performed with Biomapper 3.2 (Hirzel, Hauser in Perrin 2006). Domestic cat-wildcat presence data were used to build potential interference model between domestic cat and wildcat using GLM. They are an extension of the classical multiple regression, allowing non-normal response variables to be modelled. Potential threat of penetration of domestic cat into wildcats' habitats in Slovenia was evaluated by overlapping habitat and interference models for the Wildcat.

The traps used were the double-door box type. They were set out on paths normally used by wildcats, often on logging roads and narrow trails, where a wildcat was forced to either walk through or make a long detour. The roof of the trap was fixed with six wooden pins that a big and strong animal such as a bear could easily break, and thus escape from the trap – a 'bear permeable trap'.

All captured animals were immobilized with ketamine hydrochloride (Ketalar®) in combination with medetomidine HCl (Domitor®). Antidote, atipamezol HCl (Antisedan®), was used to suspend the effects of medetomidine. The drugs were injected intramuscularly with a blowpipe or by hand with a syringe. Numeric characters were tattooed on the inner side of the animal's ear, and a radio collar was placed around the animal's neck. We used triangulation and homing in methods for localization of the animal. Activity sensor in the radio-collar also enabled determining its activity status.

The analysis of the wildcat's habitat use was carried out at two levels of sampling. At the first level a single radiolocation was used as a sampling unit, while at the second the sampling unit was the animal. We compared habitat use between seasons and between sexes. Influence of some abiotic factors on wildcats' activity patterns were examined and compared among seasons. We used fixed kernels as a utilization estimator and minimal

convex polygons – MCP-s as a range estimator of wildcats' home ranges. Spatial shifts and associated habitat use were examined using Jenrich-Turner centroids and wildcats core areas (50% kernel). Wildcats' social organization was analyzed through static and dynamic interaction analysis. Static interactions were determined by home range overlaps between specimens of both sexes. Independence, attraction or avoidance between two individuals was determined with use of dynamic interaction analysis.

Traps were set out for 696 trap-days between the years 1999 and 2004. Up to five traps were used at the same time. Twelve wildcats and four domestic cats were caught as target species. The specimens considered wildcats had all field characteristics of wildcats, as described by Ragni and Possenti (1996). The total catching success for wildcats was 1 wildcat/58 days. During research 1172 and 748 localizations were made, and 5238 and 2349 activity measurements were taken for wildcats and domestic cats, respectively.

The main, time-independent spatial distribution pattern of the wildcats was non-random and aggregated. They were primarily (89 – 100 % of localizations) associated with a forest habitat and showed preference for steep, SW exposed slopes and altitudes between 680 and 920 m. The preferences were stronger in the cooler seasons. The analysis of wildcats' habitat use in the “snow winters” 99/00-03/04 and “green winter” 00/01 respectively, revealed more frequent use of the open habitat in “snow winters”. The reason for this and for selection of steeper slopes in the winters is probably in deeper snow cover and break out of small forest mammals in the 99/00 and 03/04 autumn. These habitat types represent microclimatic islands without snow and with available prey, which is, besides prey abundance, a very important factor in the winter period. Wildcats were more frequently located in the open habitats during night, while during the day they preferred forest cover and steep, rocky habitats that were also more frequently used by the females.

All cats, except two males, had crepuscular-nocturnal activity rhythm. Their overall activity rose as a result of increased travel activity, while their spot activity didn't differ between day and night. In both light phases we found peaks of activity, which were mainly due to the increased spot activity. Despite variability in activity rhythms between individuals we found general correlation with photoperiod and weak correlations with the day length and the moon phase, which partially explain wildcats' activity rhythms. Observing the activity rhythm in warm and cold seasons we found that in the cold seasons the raise in activity started before sunset and lasted for a shorter period of time than in the

warm seasons. Increased activity of wildcats in dusk and during nighttime can be explained by the activity of their most abundant prey, white-footed mouse (*Apodemus sylvaticus*) and bank vole (*Clethrionomys glareolus*). Their activity peaks coincide with the increase in wildcats' activity. The reason for diurnal activity of the male Ajd, especially in the cooler season 00/01, was probably predation on grassland species of voles that have circadian polyphasic activity rhythm with increased diurnal activity.

Home range sizes of the two female wildcats were 264 ha and 1275 ha respectively, while males' ranged from 573 ha to 1876 ha. The smallest home range among males was that of the male Nejc. No significant difference in home range sizes between the sexes was found, except for the female Liza. The formation of home ranges was changing seasonally with spatial shifts between seasons. The shifts were most synchronized at the end of summer seasons. It was typical for the females only that they returned to the same seasonal home ranges in subsequent years. Wildcats' habitat use on the third order selection was similar to that on the second order selection. They preferred southern and southwestern slopes and altitudes between 760 and 920 m.

Spatial distribution of wildcats showed high overlapping of home ranges between the sexes. Overlapping within females was not found due to disjunctive home ranges of the two females. Overlapping in males represented 10% of home ranges in average, mostly in the border regions. The small sample size weakened our ability to confirm significant differences in home range overlapping between sexes in winter and total home ranges. Despite inter-sexual home range overlapping, dynamic interactions indicate a tendency towards active avoidance between the male – female pairs. That indicates a strong chemical communication. Scent marking using faeces, sprayed urine, or anal secretions must be used for marking of home ranges in order to provide both spatial and temporal information that may reduce the probability of confrontation (Stahl 1986, Bailey 1980).

Habitat suitability models revealed that wildcats are linked to continuous forest areas with low values for forest edge, remote from settlements and intensive agricultural areas. This is common habitat characteristic of majority of wildcat populations in Europe (Stahl 1986, McOrist in Kitchener 1994, Nowell in Jackson 1996, Randi 2003). These conditions in Slovenia are mostly met in Dinaric Mountains. According to the habitat model for Slovenia there is 4396 km² of suitable habitat for wildcats. ENFA was performed for different reference areas within Slovenia. With extending reference areas

marginality values increased and tolerance decreased. Consequently, habitat selectivity increases, probably due to decreased amount of suitable habitat for the wildcat.

Beside large amount of suitable habitat in the Dinaric Mountains (Dinaric and Pre-Dinaric fitogeographic regions), habitat model revealed some disjunctive regions of the suitable habitat in the Alpine fitogeographic region, where wildcats are scarce or absent. The HS values were significantly lower than in the Dinaric region. Reason for this could be in lower winter temperatures, unfavourable snow conditions, predominating coniferous forests and subsequent poor food conditions for wildcats.

Habitat suitability maps have been inspected for correlation with 1949-1998 hunting bag statistics for wildcats within regional hunters' associations regions. The highest discrepancy between hunting statistics and amount of suitable habitat has been found for Submediterranean region. Different ecological factors and small number of calibration and validation locations of wildcats' presence in the region decrease predictive success of the model in Submediterranean region of Slovenia. Separate model should be prepared with a new data set from that region.

Structure, fragmentation and connectivity of habitat patches ($HS > 50$), named habitat nuclei, have been analyzed calculating accumulative cost-distance values. Analyses revealed three distinct habitat nuclei in the Alpine region and 11 in the Dinaric region. Habitat connectivity within the Alpine habitat nuclei as well as between the Alpine and Dinaric habitat nuclei has been low. Accumulative cost-distance values between habitat nuclei in the Dinaric region have been 5 to 9 times lower than the values in the Alpine region.

Domestic cats as a domesticated form of the Wildcat represent potential conservation threat to wildcats' populations in Europe, mostly due to crossbreeding and introgression. Logistic domestic cat/wildcat (interference model) map has been combined with ENFA habitat suitability map and habitat interference map has been produced. It means that habitat suitability of every cell in the grid has been additionally defined with probability that the cell is used by domestic cats. Results show high separation of suitable wildcats' habitat and areas frequently used by domestic cats in Slovenia. Only 17% of suitable habitat overlaps with areas frequently used by domestic cats in Slovenia as suggested from probabilities of the logistic interference model.

Forty-four percent of the Dinaric region represents suitable wildcat habitat, where probability for extensive introgressive crossbreeding is low. Despite low prediction power of the habitat model in the Submediterranean region, interference model indicate high potential overlapping between domestic cats and wildcats. The region represents the most western edge of the Dinaric wildcat metapopulation and is due exposed to additional negative edge effects. The status and actual distribution of the Wildcat in the Submediterranean region as well as in other parts of Slovenia is not known. Majority of the official presence data in Slovenia is older than 15 years. Therefore establishment of reliable monitoring on the national level as well as commitment to continuous field research projects is a paramount for long-term conservation of the Wildcat in Slovenia.

6 VIRI

- Adamič M., Kobler A. in Jerina K. 2000. Strokovna izhodišča za gradnjo ekoduktov za prehajanje rjavega medveda (*Ursus arctos*) in drugih velikih sesalcev preko avtoceste: (na odseku Vrhnika-Razdrto-Čebulovica): končno poročilo. Ljubljana: Gozdarski inštitut Slovenije: Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 60 str.
- Aebeischer N.J., Robertson P.A. in Kenward R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74: 1313 – 1325
- Airoidi J.P. 1979. Etude du rythme d'activite du campagnol terrestre, *Arvicola terrestris scherman* Shaw. *Mammalia*, 43: 25 – 52
- Andren H., Linnel J.D.C., Liberg O., Ahlqvist P., Andersen R., Danell A., Franzen R., Kvam T., Odden J. in Segeström P. 2002. Estimating total *Lynx lynx lynx* population size from censuses of family groups. *Wildlife Biology*, 8: 299 – 306
- Anko B. 1989. Rekreatijsko-naravoslovni center Glažuta. Idejni načrt razvoja. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo: 31 str.
- Artois M. 1985. Utilisation de l'espace et du temps chez le Renard (*Vulpes vulpes*) et le Chat forestier (*Felis silvestris*) en Lorraine. *Gibier Faune Sauvage*, 3: 33-57
- Aymerich M. 1982. Etude comparative des regimes alimentaires du lynx pardelle (*Lynx pardina* Temminck, 1824) et du Chat sauvage (*Felis silvestris* Scherber, 1777) au centre de la peninsule Iberique. *Mammalia*, 46: 515 – 521
- Bailey T.N. 1980. Factors of bobcat social organization and some management implications. V: Proceeding of Worldwide Furbearer Conference, J.A. Chapman in D. Pursley (ur.), Frostburg, Maryland: 984 – 1000
- Baker R.R. 1988. The evolutionary ecology of animal migration. Hodder & Stoughton, London, United Kingdom: 498 str.
- Ballharry D. in Daniels M. 1992. Wildcat recovery programme in Scotland wildcat survey 1983 – 1987. V: Seminaire sur la biologie et la conservation du chat sauvage (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 sept. 1992. Conseil de l'Europe : 98 - 106
- Beaumont M.A., Barratt E.M., Gottelli D., Kitchener A.C., Daniels M.J., Pritchard J.K. in Bruford M.W. 2001. Genetic diversity and introgression in the Scottish wildcat. *Molecular Ecology*, 10: 319 – 336
- Beltrán J. F. and Delibes M. 1994. Environmental determinants of circadian activity of free-ranging Iberian lynxes. *Journal of Mammalogy*, 75(2): 382-393

- Berrie P.M. 1973. Ecology and status of the lynx in interior Alaska. V: The world's cats 1: Ecology and Conservation, R.L. Eaton (ur.), World Wildlife Safari, Winston, Oregon: 536 str.
- Berrie P.M. 1973. Ecology and the status of the lynx in Interior Alaska. V: The worlds cats, R.L. Eaton (ur.), World Wildlife 1: 4 – 41
- Biró Z., Lanszki J., Szemethy L., Heltai M. in Randi E. 2005. Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wildcats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology*, 266(2): 187 – 186
- Biró Z., Szemethy L. in Heltai M. 2004. Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris* f. *catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian biology* 69(5): 302 – 310
- Bizzari M. 2002. Home range sizes of the wildcat in Abbruzzi Mountains. *Acta Selvatica* 13: 122 – 130
- Boone R.B. in Hunter M.L. 1996. Ussing diffusion models to simulate the effects of land use on grizzly bear dispersal in the Rocky Mountains. *Landscape Ecology*, 11: 51 – 64
- Box G.E.P. in Cox D.R. 1964. An analysis of transformation. *Journal Royal Statistic Society series B* 26: 211 – 243
- Boyce M.S. in McDonald L.L. 1999. Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 268 – 272
- Boyce M.S., Vernier P.R., Nielsen S.E. in Schmiegelow F.K.A. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*, 157: 281 – 300
- Bradbury R.B., Kyrkos A., Morris A.J., Clark S.C., Perkins A.J. in Wilson J.D. 2000. Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology*, 37: 789 – 805
- Bradshaw J.W.S. 1992. *The Behaviour of the Domestic Cat*. Oxford University Press, Oxford: 240 str.
- Breitenmoser U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of mans competitors. *Biological Conservation*, 83: 279 – 289
- Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten Ch., Okarma H., Kaphegyi T., Kaphegyi-Wallmann U. in Müller U. 2000. Action Plan for the Conservation of Euerasion Lnyx (*Lynx lynx*) in Europe. Council of Europe Publishing, Nature and Environment, 112: 69 str.
- Breitenmoser U., Kaczensky P., Dötterer M., Breitenmoser – Würsten C., Capt S., Bernhart F. and Liberek M. 1993. Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx*

- lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura Mountains., *Journal of Zoology* (London), 231: 449 – 464
- Brown J.L. 1964. The evolution of diversity in avian territorial systems. *Wilson Bulletin*, 76: 160 – 169
- Brown L.E. 1956. Field experiments on the activity of the small mammals *Apodemus*, *Clethrionomys* and *Microtus*. *Proceedings of Zoological Society London*, 126: 549 – 564
- Burnham K.P. in Anderson D.R. 1998. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer Verlag, New York: 237 str.
- Burt W.H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346 – 352
- Carl E. 1971. Population control in arctic ground squirrels. *Ecology*, 52: 395 – 413
- Čas M. 1996. Vpliv spreminjanja gozda v alpski krajini na primernost habitata divjega petelina (*Tetrao urogallus*), Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Magistrsko delo: 144 str.
- Čas M. in Adamič M. 1998. Vpliv spreminjanja gozda na razporeditev rastišč divjega petelina (*Tetrao urogallus*) v vzhodnih Alpah. *Zbornik lesarstva in gozdarstva*, 57: 5 – 57
- Clevenger A.P., Wierzhowski J., Cruszcz B. in Gunson K. 2002. GIS-generated, expert-based models for identifying wildlife habitat linkages and planning mitigation passages. *Conservation Biology*, 16: 503 – 514
- Clutton-Brock J. 1999. *A Natural History of Domesticated Mammals*. British Museum, London and Cambridge University Press, Cambridge: 678 str.
- Clutton-Brock, J. 1981. *Domesticated animals from early times*. British Museum, London: 487 str.
- Coleman J.S. in Temple S.A. 1997. *Cats and Wildlife. A Conservation Dilemma*. <http://wildlife.wisc.edu/extension/catfly3.htm>
- Conde B. in Schauenberg P. 1969. Reproduction du Chat forestier d'Europe (*Felis silvestris* Schreber) en captivité. *Rev. Suisse zool.*, 76: 183 – 210
- Conde B. in Schauenberg P. 1974. Reproduction du Chat forestier (*Felis silvestris*) dans le Nord-est de la France. *Rev. Suisse. Zool.*, 81: 45-52
- Conde B., Nguyen-Thi-Thu-Cuc, Vaillant F. in Schauenberg P. 1972. Le régime alimentaire du chat forestier (*Felis silvestris* Scherber) en France. *Mammalia*, 36: 112 - 119
- Corbett L.K. 1979. Feeding ecology and social organization of wild cats (*Felis silvestris*) and domestic cats (*Felis catus*) in Scotland. Ph.D. Thesis, Aberdeen: 296 str.

- Corsi F., Duprč E. in Boitani L. 1999. A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology* 13: 150 – 159
- Crovella S., Montagnon D. in Natoli E. 1992. V: Seminaire sur la biologie et la conservation du chat sauvage (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 sept. 1992. Conseil de l'Europe : 82 - 85
- Davies N.B. 1978. Territorial defence in the speckled wood butterfly (*Pararge aegeria*), the resident always win. *Animal behaviour*, 26: 138 - 147
- Davis S.J. 1987. The Archeology of animals. BTBatsford Ltd., London: 524 str.
- De Solla S.R., Bonduriansky R. in Brooks R.J. 1999. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of Animal Ecology*, 68: 221 - 234
- Delibes M. 1987. Factors regulating a natural population of Iberian Lynxes. V: Reintroduction of predators in protected areas. National Park Gran Paradiso, Torino, Italy: 96 – 99
- Doncaster C.P. 1990. Non-parametric estimates of interaction from radio tracking data. *Journal of theoretical biology*, 143: 431 – 443
- Doswald N. 2002. An expert habitat suitability model for the lynx in Switzerland. Disertacija, Stirling University: 123 str.
- Dötterer M. and Bernhart F. 1996. The occurrence of wildcats in the southern Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* 41(2): 205 – 209
- Dubuc L.J., Krohn W.B. in Owen R.B. 1990. Predicting occurrences of river otters by habitat on Mont Desert Island, Maine. *Journal of Wildlife Management*, 54: 594 – 599.
- Eckert I. 2004. Genetic identification of the Wildcat (*Felis silvestris*) in Germany. Doktorska disertacija. Cristian Albrechts University, Kiel: 129 str.
- Eckert I., Hartl G.B., Pierpaoli M., Randi E., Ferrand N. in Alves P.C. 2005. Conservation genetics of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Germany. V: Biology and Conservation of the European Wildcat (*Felis silvestris silvestris*), Abstracts, 21. – 23.1. 2005, Germany: 8
- Fermin U. 1998. Distribution, space use and habitat selection by the wildcat (*Felis silvestris*, Schreber 1777) in Navarra, Spain, V: Euro – American Mammal Congress: Book of abstracts. Spain, 24-27 Jul., Santiago de Compostela: 347
- Fernandes M. 1992. Some aspects of the ecology and systematics of the wildcat (*Felis silvestris*) in Portugal. V: Seminaire sur la biologie et la conservation du chat sauvage (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 sept. 1992. Conseil de l'Europe : 85 - 89

- Fielding A.L. in Bell J.F. 1997. A review for the assesment of preditction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38 – 49
- French D.D., Corbett L.K. in Easterbee N. 1988. Morphological discriminants of Scottish wildcats (*Felis silvestris*), domestic cats (*Felis catus*) and their hybrids. *Journal of Zoology*, 214: 235 – 259
- Garton E.O., Wisdom M.J., Leban F.A. in Johnson B.K. 2001. Experimental design for radiotelemetry studies. V: *Radio Tracking and Animal Populations*, J.J. Millsbaugh in J.M. Marzluff (ur.), Academic Press, New York: 16 – 43
- Genovesi P. in Boitani L. 1992. Spacing pattern and activity rhythms of a wildcat (*Felis silvestris*) in Italy. V: *Seminaire sur la biologie et la conservation du chat sauvage (Felis silvestris)*, Nancy, France, 23-25 sept. 1992. Conseil de l'Europe : 94 – 97
- Georgescu M., Negrutiu A., Stugren B. in Weber P. 1994. Romania. V: *Status and conservation of the wildcat in Europe and around the Mediterranean rim*. Council of Europe, Strasbourg: 76 str.
- Gese E.M., Anderson D.E. in Rongstad O.J. 1990. Determining home range size of resident coyotes from point and sequential locations. *Journal od Wildlidfe Management*, 54: 501 – 506
- Götz M. in Roth M. 2005. Wildcat (*Felis silvestris*) research in the biosphere reserve “Kaerstlandschaft Südharz”-first results. V: *Biology and Conservation of the European Wildcat (Felis silvestris silvestris)*, Abstracts, 21. – 23.1. 2005, Germany: 25
- Green R. 1991. *Wild cat species of the world*. Basset, Plymouth: 143 str.
- Guisan A. in Zimmermann N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 174 – 186
- Guisan A. in Zimmermann N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147 – 186
- Gustafson E.J. in Gardner R.H. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology*, 77: 94 – 107
- Halle S. 1984. Zusammenbruch einer Population der Erdmaus (*Microtus agrestis* L.): Dynamik, Populationsstruktur, Aktivitätsverhalten. Diploma thesis, University of Cologne, Köln, Germany: 84 str.
- Halle S. 1995. Effect of extrinsic factors on activity of root voles, *Microtus oeconomus*. *Journal of Mammalogy*, 76(1): 88 - 99
- Haltenroth T. 1957. *Die Wildkatze – Die neue Brehm Bucherei*, A. Ziemsen Verlag-Wittenberg, Lutherstadt: 232 str.

- Hanski I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 64: 151 – 162
- Hanski I. In Gilpin M. 1997. *Metapopulation biology; ecology, genetics and evolution*. Academic Press: 275 str.
- Hansteen T.L., Andreassen H.P. in Ims R.A. 1997. Effects of spatiotemporal scale on autocorrelation and home range estimators. *Journal of Wildlife Management*, 61: 280 – 290
- Hartman T. 1985. *Gozdnogospodarski načrt GE Grčarice 1985 – 1994*. Tekstni del. Kočevje, Gozdno gospodarstvo Kočevje: 121 str.
- Hartmann M. 2005. Reproduction and behavior of European wildcats in species specific enclosures. V: *Biology and Conservation of the European Wildcat (*Felis silvestris silvestris*)*, Abstracts, 21. – 23.1. 2005, Germany: 5
- Hausser J. 1995. *Mammifere de Suisse*. Birkhäuser Verlag, Switzerland: 421 str.
- Hell P., Hyniova J., Kozena I. in Sladek J. 1994. Former Czechoslovakia. V: *Status and conservation of the wildcat in Europe and around the Mediterranean rim*. Council of Europe, Strasbourg: 76 str.
- Heller M. 1987. Die Wildkatze (*Felis s. silvestris*) in Baden-Württemberg. *Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 62: 307-323
- Hemmer H. 1976. Gestation period and postnatal development in Felids. *Carnivore*, 3: 90 – 100
- Hemmer H. 1978. The evolutionary systematics of living Felidae: present status and current problems. *Carnivore*, 1: 71 - 79
- Heptner V.G. in Naumov E.N. 1980. Die Säugtiere der Sowietunion. Band III. 'Räubtiere' (Feloidea) 2nd edition, V.G. Heptner in E.N. Naumov (ur.) VEB Gustav Fischer Verlag, Jena: 607 str.
- Hirzel A.H. in Arlettaz R. 2003. Modelling habitat suitability for complex species distribution by the environmental-distance geometric mean. *Environmental management* 32, 614 – 623
- Hirzel A.H., Hausser J. in Perrin N. 2002. Biomapper 3.1. Laboratory for Conservation Biology, University of Lausanne. URL: <http://www.unil.ch/biomapper>
- Hirzel A.H., Hausser J., Chessel D. in Perrin N. 2002. Ecological-Niche Factor Analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data?. *Ecology*, 83: 2027 – 2036.
- Hirzel A.H., Helfer V. Metral F. 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological modelling* 145: 111 – 121

- Hirzel A.H., Le Lay G., Helfer V., Randin C. in Guisan A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological modelling*, 161: 100 – 110
- Hooge P.N. 1995. Dispersal dynamics of the cooperatively breeding acorn woodpecker. Ph.D. dissertation, University of California, Berkely: 145 str.
- Huber T., Kaczensky P., Staniša C., Čop J. in Gossow H. 1995. Luchs – Telemetrieprojekt Kočevska, Slowenien. Abschlussbericht. Insitut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien, Österreich: 23 str.
- Jaberg C. In Guisan A. 2001. Modelling the influence of landscape structure on bat species distribution and community composition in the Swiss Jura Mountains. *Journal of Applied Ecology*, 38: 1169 – 1181
- Janžekovič F. in Čas M. 2001. Mali sesalci v gozdni krajini in pestrost njihove združbe v alpskem gozdu na Smrekovcu in Peci. *Gozdarski vestnik*, 59: 322 – 327
- Jennrich R.I. in Turner F.B. 1969. Measurements of non-circular home range. *Journal of Theoretical Biology*, 22: 227 – 237
- Jewell P.A. 1966. The concept of home range in Mammals. Symposium of the Zoological Society of London, 18: 85 – 109
- Johnson D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65 – 71
- Johnson W.E. in O'Brien S.J. 1997. Phylogenetic reconstruction of the Felidae using 16sRNA and NADH5 mitochondrial genes. *Journal of Molecular Evolution*, 44: 98 – 116
- Kenward R.E. 1992. Quantity versus quality: programmed collection and analysis of radio-tracking data. V: *Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals*, I.G. Priede in S.M. Swift (ur.), Ellis Horwood, West Sussex, United Kingdom: 231 – 246
- Kenward R.E. in Hodder K.H. 1996. *Ranges V: An analysis system for biological location data*. Institute for Terrestrial Ecology, Wareham, England
- Kenward R.E., Marcström V. in Karlbom M. 1993. Post-nestling behaviour in goshawks, *Accipiter gentiles*: II. Sex differences in sociality and nest-switching. *Animal Behaviour*, 46: 371 - 378
- Kernohan B.J., Gitzen R.A. in Millspaugh J.J. 2001. Analysis of animal space use and movements. V: *Radio Tracking and Animal Populations*, J.J. Millspaugh in J.M. Marzluff (ur.), Academic Press, New York: 126 – 167
- Kime R.D. 2000. Present knowledge of the distribution of European millipedes (Diplopoda). *Fragmenta faunistica, suppl.*, 43: 281 - 294

- Kitchener A.C. 1992. The Scottish wildcat *felis silvestris*: decline and recovery. V: Conference of the Association of British Wild Animal Keepers and Redgeway Trust for Endangered Cats. Ridgeway Trust. U.K., Hastings: 21 - 41
- Kitchener A.C. 1991. The natural history of the wild cats. Christopher Helm, London: 432 str.
- Kitchener A.C., Lynch J.M. in McOrist S. 1992. Morphological and genetic discriminants of European wild cats, *Felis silvestris*, in Great Britain V: Seminaire sur la biologie et la conservation du chat sauvage (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 sept. 1992. Conseil de l'Europe: 72 – 74
- Klar N. 2005. Wildcats in the southern Eifel: Why are they bound to forests? V: Biology and Conservation of the European Wildcat (*Felis silvestris silvestris*), Abstracts, 21. – 23.1. 2005, Germany: 10
- Klar N., Herrmann M. in Jungelen H. 2005. How do roads affect spatial behaviour of European wildcats? V: Biology and Conservation of the European Wildcat (*Felis silvestris silvestris*), Abstracts, 21. – 23.1. 2005, Germany: 11
- Klimatološki letopisi 1999-2004. <http://www.mop.gov.arso/hmz/klimatoloskiletopisi>
- Kordiš F. 1993. Dinarski jelovo bukovi gozdovi v Sloveniji. Strokovna in znanstvena dela 112, Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo: 139 str.
- Kos I. 1995. Favna strig (Chilopoda) Kočevskega Roga (Slovenija). Razpr. - Slov. akad. znan. umet., Razred naravoslovne vede, 36:107- 127
- Kovačić D. 1988. Biologija populacija malih sisavaca u poplavnim šumama hrasta lužnjaka. Magistarski rad, Sveučilište u Zagrebu, Zagreb: 112 str.
- Kratochvil J. 1982. Karyotyp und System der Familie Felidae (Carnivora, Mammalia). Folia Zoologica, 31: 289 - 304
- Krebs J.R. 1971. Territory and breeding density in the great tit, *Parus major* L. Ecology, 52: 2 – 22
- Kryštufek B. 1990. Sesalci. V: Inventarizacija in topografija favne na območju Kraškega roba in območju Veli Badanj – Krog, Končno poročilo, ur. C. Krušnik, Inštitut za biologijo Univerze v Ljubljani, Ljubljana: 143 - 153
- Kryštufek B. 1991. Sesalci Slovenije. Prirodoslovni muzej Slovenije, Ljubljana: 294 str.
- Kryštufek B. 1993. Kako je z evropsko divjo mačko, Lovec, 76 (3): 117-122
- Kryštufek B. 1999. Osnove varstvene biologije, Tehniška založba Slovenije, Ljubljana: 155 str.
- Kryštufek B. 2001. Sesalci. V: Raziskava razširjenosti evropsko pomembnih vrst v Sloveniji, zaključno poročilo, ur. B. Kryštufek in M. Kotarac, Prirodoslovni muzej Slovenije, Ljubljana: 546 – 678

- Kryštufek B. in Griffiths H.I. 1999. Mediterranean v. Continental small mammal communities and the environmental degradation of the Dinaric Alps. *Journal of Biogeography*, 26: 167 - 177
- Kryštufek B., Gregori J., Brelih S., Sivec I. in Horvat B. 1992. Kočevska je pomemben življenjski prostor živalskih vrst. Izvirno gradivo strokovnjakov Prirodoslovnega muzeja Slovenije, Ljubljana: 13 str.
- Krže, B. 1988. Zveri II, LZS, Zlatorogova knjižnica, 17: 293 - 313
- Kurtén B. 1968. Pleistocen mammals of Europe. Weidenfeld and Nicolson, London: 397 str.
- Levins R. 1966. The strategy of model building in population ecology. *American Scientist*, 54: 421 – 431
- Leyhausen P. 1979. Carnivore behaviour. The predatory and social behavior of domestic and wild cats. Garland STPM Press, New York, London: 340 str.
- Liberek, M. 1996. Radiotracking the wildcat in Switzerland. *Cat News* 25: 18 – 19
- Liberg O. 1980. Spacing patterns in a population of rural free roaming domestic cats. *Oikos*, 35: 336 – 349
- Liberg O. 1984. Food habits and prey impact by feral and house-based domestic cats in a rural area in southern Sweden. *Journal of Mammalogy*, 65(3): 424 – 432
- Liberg O. in Sandell M. 2000. Density, spatial organisation and reproductive tactics in the domestic cat and other felids. V: Turner, D.C. in Bateson, P. *The Domestic Cat. The biology of its behaviour*. Cambridge, Cambridge University Press: 120 – 147
- Lindemann W. 1953. Einiges über die Wildkatze der Ostkartpaten (*Felis silvestris* Schreber 1777). *Säugetierkunde Mitt.*, 1: 73 – 74
- Livingston S.A., Todd C.S., Krohn W.B. in Owen R.B. 1990. Habitat models for nesting Bald eagle in Mane. *Journal of Wildlife Management*, 54: 644 – 653
- Lopez-Martin J.M. 2005. Home range and habitat use by the European wildcat in a Mediterranean landscape. V: *Biology and Conservation of the European Wildcat (Felis silvestris silvestris)*, Abstracts, 21. – 23.1. 2005, Germany: 26
- Lopus S. 2005. Habitat occupancy by carnivorous species in relation to urbanization. *Carnivore Habitat* 5: 1 – 12
- Ludovic S., Bonhomme F., Desmarais E. in Pontier D. 2003. Microspatial genetic heterogeneity and gene flow in stray cats (*Felis catus* L.): a comparison of coat colour and microsatellite loci. *Molecular Ecology* 12, 1669-1674
- MacDonald D.W., Ball F.G. in Hough N.G. 1980. The evaluation of home range size and configuration using radio tracking data. V: *A handbook on biotelemetry and radio*

- tracking, C.J. Amlander, Jr. in D.W. Macdonald (ur.). Pergamon Press, Oxford, England: 405 – 424
- Marolt J. 2002. Cirkadiana aktivnost divje mačke (*Felis silvestris*) (Mammalia: Carnivora) v sponladansko poletnem obdobju. Diplomsko delo, Biotehniška fakulteta, Ljubljana: 76 str.
- Marzluff J.M., Vekasy M.S., Knick S.T., Schueck L.S. in Zarriello T.J. 1997. Spatial use patterns and habitat selection of Golden Eagles in southwestern Idaho. *Auk* 114: 673 - 687
- Masuda R., Lopez J.Z., Slattery J.P., Juhki N. in O'Brien S.J. 1996. Molecular phylogeny of mitochondrial cytochrome b and 12 sRNA sequences in Felidae: ocelot and domestic cat lineages. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 6: 351 – 365
- McCullagh P. in Nelder J.A. 1983. *Generalized Linear Models*. Monographs on Statistics and Applied Probability, Chapman in Hall, London: 298 str.
- McOrist S. in Kitchener A.C. 1994. Current threats to the European Wild cat, *Felis silvestris*, in Scotland. *Ambio*, 23: 243 - 245
- Melik A. 1963. Slovenija - geografski opis. I. del, Ljubljana
- Mendelssohn H. 1999. The wildcat in Israel. *Cat news*, 31: 21 – 22
- Millspaugh J.J. in Marzluff J.M. 2001. *Radio-Tracking and animal populations*. Academic Press, New York: 474 str.
- Mladenoff D.J., Haight R.C., Stickley T.A. in Wydeven A.P. 1997. Causes and implications of species restoration in altered ecosystems. A spatial landscape projection of wolf population recovery. *Bioscience*, 47: 21 – 31
- Mohr C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist*, 37: 223 – 449
- Moleon M. in Gill-Sanchez J.M. 2003. Food habits of the wild cat (*Felis silvestris*) in a peculiar habitat: the Mediterranean high mountain. *Journal of Zoology (London)*, 260: 17 – 22
- Morrison M.L., Marcot B.G. in Mannan R.W. 1992. *Wildlife-Habitat Relationships – Concepts and Applications*. The University of Wisconsin Press, Wisconsin: 187 str.
- Moruzzi T.L., Fuller T.K., DeGraaf R.M. In Brooks R.T. 2002. Assessing remotely triggered cameras for surveying carnivore distribution. *Wildlife Society Bulletin*, 30: 380 – 386
- Mowat G., Slough B.G. and Rivard R. 1994. A comparison of three live capture devices for lynx: capture efficiency and injuries. *Wildlife Society Bulletin* 22: 644 - 655
- Muntyanu, A.I., Vasiliev, A.G., Chegorka P.T. 1993. Distribution and number of European wild cat (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in R. Moldova. V: *Seminaire sur*

- la biologie et la conservation du chat sauvage (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 sept. 1992. Conseil de l'Europe : 59 - 61
- Niethammer J. 1978. *Apodemu flavicolis* (Melchior, 1834) – Gelbmaus. V: Handbuch der Säugtiere Europas. Band 1. Rodentia I. J. Niethammer in Krapp F. (ur.), Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden: 325 – 336
- Nowell K. and Jackson P. 1996. European wildcat, *Felis silvestris*, *silvestris* group Schreber, 1775. V: Wild cats: Status survey and conservation action plan. K. Nowell in P. Jackson, (ur.), IUCN, Gland: 110 - 113
- Oliveira R., Godinho R., Pierpaoli M., Randi E., Ferrand N. in Alves P.C. 2005. Genetic diversity of portugese wildcat (*Felis silvestris*) populations and detection of hybridization with domestic cats. V: Biology and Conservation of the European Wildcat (*Felis silvestris silvestris*), Abstracts, 21. – 23.1. 2005, Germany: 6
- Osvald, S. 2005. Značilnosti domačih okolišev samcev domačih mačk (*Felis silvestris catus*) na podeželju. Diplomsko delo, Biotehniška fakulteta, Ljubljana : 62 str.
- Parent G.H. 1974. Plaidoyer pour le Chat sylvestre ou dix excellentes raisons pour proteger cet animal meconnu en Belgique et ailleurs. L'Homme at la Nature, 10: 1 - 15
- Patronek G.J. 1998. Free-roaming and feral cats – their impact on wildlife and human beings. Special report. JAVMA, 212(2): 218 – 226
- Perušek M. in Zeiler H. 2001. Gospodarjenje z gozdom in divji petelin: stanje na Kočevskem in primerjava z Avstrijo. Gozdarski vestnik, 59: 139 - 146
- Phillips D.M., Harrison D.J. in Payer D.C. 1998. Seasonal changes in home range area and fidelity of martens. Journal of Mammalogy, 79: 180 – 190
- Piechocki R. 1986. Ausbreitung, Verluste, Gewichte und Masse der Wildkatze (*Felis silvestris* Schreber 1777). Hercynia, 23: 125 – 145
- Piechocki R. 1990 Die Wildkatze. Die neue Brehm Bücherei, A. Ziemsen Verlag, Wüttemberg Lutherstadt: 232 str.
- Pierpaoli M., Biró Sz., Herrmann M., Hupe K., Fernandes M., Ragni B., Szemethy L. In Randi E. 2003. Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. Molecular Ecology, 12: 1585 – 1598
- Pocock R.I. 1951. Catalogue of the genus *Felis*. British Museum of Natural History, London: 298 str.
- Potočnik H. in Kos I. 2000b. Razširjenost in ocena velikosti populacij divje mačke (*Felis silvestris*) in risa (*Lynx lynx*) v Sloveniji. Poročilo. Ministrstvo za okolje in prostor: 46 str.

- Potočnik H. in Kos, I. 2000a. Življenjski prostor, razporejanje in ogroženost divje mačke (*Felis silvestris*) v območju dinarskega gozda. V: Ohranitev ogroženih vrst divjadi in drugih prostoživečih živali. M. Adamič (ur.), Ljubljana: Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, 29 str. loč. pag.
- Potočnik H. in Kos I. 2001. Divja mačka – skrivna vrsta gozdov. Gozdarski vestnik, 59: 328 - 332
- Potočnik, H. 2002. Prostorsko razporejanje in socialna organizacija divje mačke (*Felis silvestris*) v dinarskih gozdovih južne Slovenije. Magistrsko delo. Biotehniška fakulteta, Oddelek za Biologijo, Ljubljana: 125 str.
- Potočnik H., Skrbinšek T., Kljun F., Račnik J., Adamič M. in Kos I. 2002. Experiences obtained box-trapping wildcats in Slovenia. Acta Theriologica, 47: 211 – 219
- Prelesnik A. 1992. Kočevsko z Gornjo kolpsko dolino in obrobjem Bele krajine. Geodetski zavod Slovenije, Ljubljana: 11 str.
- Puncer I. 1980. Dinarski jelovo bukovi gozdovi na Kočevskem. Razprave XII/6, Slovenska akademija znanosti in umetnosti, Ljubljana: 407 – 561
- Puzachenko A.Y. 1992. On the taxonomic status of *Felis silvestris* Schreber 1777 of the Caucasus with some comments on the variation between the European and the African wildcat. V: Seminaire sur la biologie et la conservation du chat sauvage (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 sept. 1992. Conseil de l'Europe : 71 - 77
- Puzachenko A.Y. in Vasiliev A.G. 1994. V: Status and conservation of the wildcat in Europe and around the Mediterranean rim. Council of Europe, Strasbourg: 76 str.
- Rabzelj T. 2002. Vzorci razporejanja in aktivnosti divje mačke (*Felis silvestris*) jeseni in pozimi. Diplomsko delo, Biotehniška fakulteta, Ljubljana: 62 str.
- Račnik J, Skrbinšek T., Tozon N., Nemeč A., Potočnik H., Kljun F., Kos I. in Bidovec A. 2004. Blood and urine values of free-living European wildcats in Slovenia. Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 50: 44-47.
- Ragni B. 1978. Observations on the ecology and behaviour of the wild cat (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in Italy. Carnivore Genetics Newsletter, 3: 270 - 274
- Ragni B. 1981. Gatto selvatico *Felis silvestris* Schreber, 1777. V: Distribuzione e Biologia di 22 specie di mammiferi in Italia., Consiglio nazionale delle Ricerche, Roma: 105 - 113
- Ragni B. 1981. Gatto selvatico, *Felis silvestris* Schreber, 1777. V: Distribuzione e biologia di 22 mammiferi in Italia, Consiglio de la Ricerche, Roma: 105 – 113
- Ragni B. 1984. Definizione di modelli morfologici di *Felis*. Bolletín Zoologici, 51: 91
- Ragni B. 1992. The crucial problem on in vivo identification of wild cat and recognition of hybrids with domestic cats V: Seminaire sur la biologie et la conservation du chat

- sauvage (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 sept. 1992. Conseil de l'Europe : 82 - 84
- Ragni B. in Randi E. 1986. Multivariate analysis of craniometric characters in European wild cat, domestic cat and African wild cat (genus *Felis*). *Zeitschrift für Säugtierkunde*, 51: 243 – 251
- Randi E. 2003. Conservation genetics of carnivores in Italy. *C.R. Biologies*, 326: 54 – 60
- Randi E. in Ragni B. 1991. Genetic variability and biochemical systematics of domestic and wild cat populations (*Felis silvestris*: Felidae). *J. of Mamm.* 72:79 - 88
- Randi E., Pierpaoli M., Beaumont M., Ragni B. in Sforzi A. 2001. Genetic identification of wild and domestic cats (*Felis silvestris*) and their hybrids using Bayesian clustering methods. *Molecular Biology and Evolution*, 18: 1679 – 1693
- Ray N., Lehmann A. in Joly P. 2002. Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation*, 11: 2143 – 2165
- Reutter B.A., Helfer V., Hirzel A.H. in Vogel P. 2003. Modelling habitat-suitability on the base of museum collections: an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps. *Journal of Biogeography*, 30: 581 – 590
- Rhymer J.M. in Simberloff D. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27:83 – 109
- Riols C. 1988. Etude du regime alimentaire du Chat forestier (*Felis silvestris*) dans l'est de la France. *Bull. Mens. O.N.C.*, 121: 22 - 27
- Robinson R. 1982. Evolution of the domestic cat. *Carnivore*, 5: 4-13
- Rodriguez A., Crema, G., Delibes M. 1997. Factors affecting crossing of red foxes and wildcats through non-wildlife passages a high-speed railway, *Ecography* 20: 287-294
- Sarmiento P. 1996. Feeding ecology of the European wildcat *Felis silvestris* in Portugal, *Acta Theriologica*, 41 (41): 409 – 414
- Savage, R.J.G. 1978. Carnivores. V: Evolution of African mammals. Maglio, V.J. in Cooke H.B.S. (ur.). Harvard Univ. Press, London: 249 - 259
- Schadt S., Knauffer F., Kaczensky P., Revilla E., Wiegand T. in Trepl L. 2001. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the eurasian lynx. *Ecological Applications*, 12: 1469 – 1483
- Schadt S., Revilla E. Wiegand T., Knauer F., Kaczensky P., Breitenmoser U., Bufka L., Červený J., Huber T., Stanisa C. in Trpl L. 2002. Assessing the suitability of human-dominated landscape for a conflict large carnivore: the case of Eurasian lynx in Germany. *Journal of Applied Ecology*, 32, 189 – 203

- Schaller G.B. 1967. The deer and the tiger: a study of wildlife in India. University of Chicago Press, Chicago: 375 str.
- Schaller, G. 1967. The Deer and the Tiger. Chicago and London, The University of Chicago Press: 211 str.
- Schauenberg P. 1977. La statute du Chat forestier *Felis silvestris* Schreber , et la variabilite morphologique de l'espece. Rev. Suisse Zool., 84: 323 - 337
- Schauenberg P. 1981. Element d'ecologie du chat forestier d'Europe (*Felis silvestris* Schreber 1777). Terre et Vie, 35: 3 - 36
- Schöner T.W. 1981. An empirically based estimate of home range. Theoretical population biology, 20: 281 - 325
- Schuh J., Tietze F. in Schmidt P. 1971. Beobachtungen zum Aktivitätsverhalten der Wildkatze (*Felis silvestris* Schreber). Hercynia, 8: 201 – 107
- Schumaker N.H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. Ecology, 77: 1210 – 1225
- Scott R., Easterbee N. in Jefferies D. 1992. A radiotracking study of wild cats in western Scotland. V: Seminaire sur la biologie et la conservation du chat sauvage (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 sept. 1992. Conseil de l'Europe: 90 - 93
- Seaman D.E., Millspaugh J.J., Kernohan B.J. Brundige G.C., Raedeke K.J. in Gitzen R.A. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. Journal of Wildlife Management, 63: 739 – 747
- Seidel K.S. 1992. Statistical properties and applications of a new measure of joint space use for wildlife. M.S. Thesis. University of Washington, Seattle, Washington, USA
- Serpell J. A. 2000. Domestication and history of the cat. V: The Domestic Cat. The biology of its behaviour, Turner D.C. in Bateson P. (ur.), Cambridge, Cambridge University Press: 179 – 192
- Sket B. 1998. Živalstvo. V: Enciklopedija Slovenije. J. Stergar (ur.), Ljubljana, Mladinska knjiga: 221 - 232
- Skoberne P. 1997. Pregled mednarodnih organizacij in predpisov s področja varstva narave. Priročnik, MOP, Ljubljana: 108 str.
- Sladek J. 1973. Die in den letzten Jahrzehnten in der Slovakei eingetretenen Veränderung in der Verbreitung und Häufigkeit der Wildkatze (*Felis silvestris*). Folia Venatoria, 2: 15 - 19
- Sladek, J. 1970. Auswertung der Westkarpaten – Population der Wildkatze (*Felis silvestris*) vom Blickpunkt Ihrer Unterscheidungskriterien zur Hauskatze. Folia Venatoria, 9:12-15

- Smit C.J. in Wijngaarden A. Van. 1976. Threatened Mammals in Europe. Council of Europe, Strasbourg
- Smith R.L. in Smith T.M. 2001. Ecology and Field biology. 6th edition. Benjamin Cummings, San Francisco: 771 str.
- Sokolov V.E., Naidenko S.V. in Serbenyuk M.A. 1995. Marking behavior of the European Lynx (*Felis lynx*, Felidae, Carnivora). Russian Academy of Science, Biological Series, 3: 304 - 315
- Spassov N. in Spiridonov G. 1994. Bulgaria. V: Status and conservation of the wildcat in Europe and around the Mediterranean rim. Council of Europe, Strasbourg: 76 str.
- Spencer S.R., Cameron G.N. in Swihart R.K. 1990. Operationally defining home range: temporal dependence exhibit by hispid cotton rats. Ecology, 71: 1817 – 1822
- Stahl P. 1986. Le Chat forestier d'Europe (*Felis silvestris* Schreber, 1777). Exploitation des ressources et organisation spatiale. These Universite Nancy I, 357 str.
- Stahl P. in Artois M. 1994. Major problems and implications for conservation. V: Status and conservation of the wildcat in Europe and around the Mediterranean rim. Council of Europe, Strasbourg: 76 str.
- Stahl P., Artois M. In Aubert M.F.B. 1988. Organisation spatiale et déplacements des chats forestiers adultes (*Felis silvestris* Scherber, 1777) en Lorraine. Terre et Vie; 43: 113 - 132
- Štrbenc M. 2001. Imunohistokemična ocena spermatogeneze pri poljskem zajcu (*Lepus europaeus*). Veterinarske novice, 27: 316 – 319
- Stuart C. in Stuart T. 1991. The feral cat problem in southern Africa. African Wildlife, 45: 13 – 15
- Suminski P. 1962. Les caracteres de la forme pure du Chat sauvage *Felis silvestris* Schreber. Arch. Science, 15: 277 – 296
- Suminski P. 1962. Les caracteres se la forme pure de chat sauvage (*Felis silvestris* Schreber). Archives des Sciences, 15: 277 – 296
- Suminski P. 1977. Zur Problematik der Unterschiede zwischen der Wildkatze, *Felis silvestris* Shreber, 1777 und der hauskatze *Felis catus* Linné, 1758. Säugtierkunde Mitteilungen, 40: 236 - 238
- Swihart R.K. in Slade N.A. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. Ecology, 66: 1176 - 1184
- Szemethy L. 1989. Occurrences and densities of wild cat and badger in Hungary. Vobiologia, 3: 163 – 168

- Szemethy L. 1992. The actual status of the wild cat (*Felis silvestris*) in Hungary. V: Seminaire sur la biologie et la conservation du chat sauvage (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 sept. 1992. Conseil de l'Europe: 48
- Szemethy L. 1994. Hungary. V: Status and conservation of the wildcat in Europe and around the Mediterranean rim. Council of Europe, Strasbourg: 76 str.
- Tabachnik B.G. in Fidell L.S. 1999. Using multivariate statistics, Harper Collins, New York: 778 str.
- Tester. J.R. 1987. Changes in daily activity rhythms of some free ranging animals in Minnesota. The Canadian Field Naturalist, 101: 13 – 21
- Tetley H. 1941. On the Scottish wild cat. Proceeding of Zoological Society: 13 - 23
- Theobald D.M. 2002. Modeling functional landscape connectivity. Proceedings of the ESRI user Conference, 11.7.2002, San Diego, Canada: 23 – 30
- Tomkies M. 1991. Wildcats. Whittet, London: 231 str.
- Trilar T. 1991. Populacijska gostota, biomasa in reprodukcija malih seslancev v dinarskem bukovo-jelovem gozdu na Snežniku v letih 1988 do 1990. Magistrsko delo. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 84 str.
- USFWS. United States Fish and Wildlife Service. 1980. Habitat as a basis for environmental assesment. ESM 101, Washington D.C., Department of Interior, USFWS, Division of Ecological Services: 110 str.
- USFWS. United States Fish and Wildlife Service. 1981. Habitat evaluation procedures. ESM 102, Washington D.C., Department of Interior, USFWS, Division of Ecological Services: 74 str.
- Vogt D. 1985. Aktuelle Verbreitung und Lebensstätten der Wildkatze (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in den linksrheinischen Landesteilen von Rheinland-Pfalz und Beiträge zur ihrer Biologie. Beitr. Landespflege Rheinland-Pfalz, 10: 130 - 165
- Waser P.M. 1996. Patterns and consequences of dispersal in gregarious carnivores. V: Carnivore behavior, ecology and evolution. J.L. Gittleman (ur.), Cornell University Press, New York: 267 – 298
- White G.C in Garrot R.A. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego, California, USA
- Wilson J.D., Evans J., Browne S.J. in King J.R. 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. Journal of Applied Ecology, 34: 1462 – 1478
- Worton B.J. 1987. A review of models of home range for animal movement. Ecological Modelling, 38: 277 – 298

- Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilisation, distribution in home-range studies. *Ecology*, 70: 164 - 168
- Wozencraft C. 1989. Classification of the recent carnivora. V: *Carnivore behavior, ecology and evolution*, J.L Gittleman (ur.), Chapman et Hall, London: 644 str.
- Wraber M. 1969. Fitocenoze kot podlaga za ekološke raziskave. *Biološki vestnik*, 17: 69-78
- Yee T.W. in Mitchell N.D. 1991. Generalized additive models in plant ecology. *Journal of Vegetation Science*, 2: 587 – 602
- Young K.A., Zirkin B.R. in Nelsen R.J. 2000. Testicular regression in response to food restriction and short photoperiod in white footed mice (*Peromyscus leucopus*) is mediated by apoptosis. *Biological Reproduction*, 62: 347 – 354
- Zakšek K., Podobnikar T. in Oštir K. 2005. Solar radiation modelling. *Computers and Geosciences* 31: 233 - 240
- Zimmermann F. in Breitenmoser U. 2002. A distribution model for the Eurasian lynx in the Jura Mountains, Switzerland. *Predicting species occurrences: Issues of Accuracy and Scale*, Island press, Covelo, CA: 653 – 659
- Zimmermann F. 2004. Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape – habitat models, dispersal and potential distribution. Dissertation, Faculte de biologie et de medecine de l'Universite de Lausanne, Lausanne: 179 str.
- Žerdin M., Šot-Pavlovič L., Potočnik H., Kos I., Grgič T. in Kljun F. 2005. Monitoring prehajanja vrst prostoživečih populacij preko Hitre ceste na odseku Vipava – Selo. Zaključno poročilo. Aquarius d.o.o., Ljubljana: 78 str.

ZAHVALA

Zahvaljujem se doc.dr. Ivanu Kosu za mentorstvo in podporo pri izdelavi naloge, za pomoč na terenu, za vse nasvete in za kritičen pregled rokopisa.

Recenzentoma prof. dr. Petru Trontlju in prof. dr. Đuru Huberju se zahvaljujem za podroben, kritičen pregled rokopisa ter konstruktivne predloge, ki so pripomogli k boljši in jasnejši nalogi.

Prof. dr. Mihu Adamiču se zahvaljujem za zaupanje in povabilo k sodelovanju pri raziskovalnem projektu 'Ohranjanje ogroženih vrst divjadi in drugih prostoživečih živali' s čemer je omogočil začetek proučevanja divje mačke v Sloveniji.

Zavodu za gozdove RS se zahvaljujem za posredovanje nekaterih tematskih kart proučevanega območja. G. Miranu Bartolu in LPN Medved se zahvaljujem za sodelovanje pri odlovu. LPN Jelen Snežnik in g. Antonu Marinčiču se zahvaljujem za posredovanje podatkov o opažanjih divjih mačk. Enako velja zahvala LPN Snežnik - Kočevska Reka, g. Janezu Curlu, ki nam je bil vedno pripravljen pomagati.

Franciju hvala za izdelavo pasti, za pomoč na terenu in za številne drobne stvari, ki jih je naredil zato, ker dela to s srcem. Tomažu in Jožku hvala za nova znanja, vzpodbude in neprecenljivo strokovno pomoč ter nova znanja. Brez vas in brez Tine, Jureta, Bojane, Saške, Saše, brata Boštjana in čudovitih sodelavcev na Katedri za ekologijo in varstvo okolja ter nekaterih študentov biologije bi naloga ne bila kakršna je.

Za vsestransko pomoč, ko nisem bil z družino ter vzpodbude pri pisanju naloge se lepo zahvaljujem Majinima staršema.

Ateku in mamci HVALA za to, da sem se in da se lahko vedno zanesem na Vaju.

Nazadnje se najtopleje zahvaljujem svoji mladi družini za ves trud, podporo in odrekanja. HVALA Tebi Maja, da se z mano veseliš dela, ki ga imam rad. ZALA IN JAN, HVALA, DA SE IGRATA Z MANO!

S hvaležnostjo vsem,

PRILOGE

Priloga 1

Preglednica 22: Odlov in potek odlovnega postopka divjih mačk (*F. s. silvestris*), risa (*L.lynx*) in domače mačke (*F. s. catus*).

datum	dni pred(+); po(-) ščipu	čas alarma	čas do prihoda k pasti (min)	trajanje postopka				skupen čas (min)	uporaba antidota (doza)***	spol	starost	poškodbe****
				čas do uspavanja (min)	čas uspavanja (min)	čas okrevanja (min)	čas do uspavanja (min)					
27.08.99	0	0720	145	343	62	>125	>530	0,4	f	adult	moa	
27.09.99	+2	0755	120	351	100	>300	>751	0,8	m	adult	moa	
28.09.99	+3	2130	140	120	104	>110	>434	0	m	adult	brez	
26.10.99	+2	2130	120	15	67	100	182	0	f	adult	brez	
11.02.00	-8	0835	125	19	107	120	246	0,4	m	adult	mfl	
25.02.00	*	1455	125	15	50	60	125	0,5	m	adult	brez	
10.03.00	-10**	2120	125	19	68	30	117	0,6	f	subad.	brez	
21.03.00	+1	1155	110	15	73	107	195	0,6	m	adult	mfa	
29.03.00	+9	0805	75	15	58	70	143	0,5	m	subad.	brez	
15.09.00	+2	0935	100	24	65	75	164	0,5	m	adult	mol	
07.03.01	-2	0905	90	18	62	45	125	0,5	m	adult	brez	

*nerelevantno, ujet ob skednju, domača mačka

**ris

***1 doza je definirana kot 1 x volumen priporočene doze (0,1ml/kg) Domitorja v uspavalni mešanici za divjo mačko in risa

**** moa- odrgnine okoli oči; mfa-odrgnine čela; mol-ureznine okoli oči; mfl-ureznine načelu; (odrgnine, ureznine krajše od 2 cm)

Priloga 2

Preglednica 23: Značilne razlike deležev rabe posameznih razredov vegetacijskih in reliefnih parametrov divjih mačk v posameznih obdobjih ter med samci in samicami.

primerjalni testi	razvojna faza			vegetacijski tip			reliefni tip			orientiranost			nadmorska višina			naklon		
	razred	P	*	razred	P	*	razred	P	*	razred	P	*	razred	P	*	razred	P	*
hladna* - topla polovica leta										S	0,016	∩	600-680	0,05	∩			
										JZ	0,026	∩	840-920	0,016	∩			
													1000-1080	0,05	∩			
													1080-1160	0,028	∩			
1. leto* - 2. leto (hladna polovica)							R3	0,027	∩	S	0,049	∩	520-600	0,029	∩	19-28	0,01	∩
										JZ	0,014	∩	760-840	0,014	∩	37-46	0,05	∩
										SZ	0,027	∩	1000-1080	0,013	∩			
													1080-1160	0,014	∩			
neaktivne* - aktivne				VG1	0,05	∩	R3	0,017	∩				1160-1240	0,032	∩			

Priloga 3

Preglednica 24: Statistična značilnost razlik v rabi prostora divjih mačk glede na vegetacijske in reliefne parametre prostora (χ^2 - test).

primerjalni testi	razvojne faza		vegetacijski tip		reliefni tip		orientiranost pobočij		nadmorska višina		naklon	
	chi ²	P	chi ²	P	chi ²	P	chi ²	P	chi ²	P	chi ²	P
vse lokacije referenčne							140,20	0,001	200,08	0,001	54,51	0,001
hladno toplo	27,72	0,001	19,55	0,001	13,63	0,01	15,07	0,001	46,04	0,001	16,37	0,01
sn.zima zel.zima	18,69	0,001	36,04	0,001	42,15	0,001	12,31	NS	41,50	0,001	19,69	0,001
nočne dnevne	7,83	NS	14,76	0,05	22,89	0,001	2,89	NS	8,61	NS	4,27	NS
pasivne aktivne	37,92	0,001	32,36	0,001	66,15	0,001	6,01	NS	14,13	0,05	7,32	NS
T<0 T>25	143,50	0,001	112,87	0,001	26,94	0,001	21,82	0,001	13,69	NS	16,46	0,01
samice samci	39,36	0,001	85,65	0,001	139,28	0,001	12,07	NS	11,84	NS	3,15	NS

Priloga 4

Preglednica 25: Matrika vrednosti t-testa ter statistična značilnost razlik rabe pobočij glede na njihovo orientiranost med posameznimi pobočji pri divjih mačkah na območju Glažute.

pobočje	t-test	SZ	ravnina	S	SV	V	JV	J	JZ	Z
SZ		-83.275	14.002	-34.868	-63.046	-55.797	-36.940	-85.797	-23.865	
	P	0.0000	0.1785	0.0026	0.0000	0.0000	0.0017	0.0000	0.0022	
ravnina		83.275	22.267	-10.664	0.2445	-27.487	-0.8327	-83.275	8.453	
	P	0.0000	0.0390	0.3003	0.8096	0.0132	0.4159	0.0000	0.234	
S		14.002	-22.267	-24.151	-23.276	-25.120	-23.812	-93.046	-76.485	
	P	0.1785	0.0390	0.0266	0.0318	0.0218	0.0285	0.0000	0.0000	
SV		34.868	10.664	24.151	0.9509	-24.408	0.8883	-55.797	24.576	
	P	0.0026	0.3003	0.0266	0.3543	0.0252	0.3861	0.0000	0.0318	
V		63.046	-0.2445	23.276	-0.9509	-21.874	-0.8167	-61.046	6.457	
	P	0.0000	0.8096	0.0318	0.3543	0.0422	0.4248	0.0000	0.3371	
JV		55.797	27.487	25.120	24.408	21.874	30.796	-33.276	16.734	
	P	0.0000	0.0132	0.0218	0.0252	0.0422	0.0065	0.0023	0.0923	
J		36.940	0.8327	23.812	-0.8883	0.8167	-30.796	-51.797	29.856	
	P	0.0017	0.4159	0.0285	0.3861	0.4248	0.0065	0.0000	0.0252	
JZ		85.797	83.275	93.046	55.797	61.046	33.276	51.797	73.275	
	P	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0023	0.0000	0.0000	
Z		23.865	-8.453	76.485	-24.576	-6.457	-16.734	-29.856	-73.275	
	P	0.0022	0.2354	0.0000	0.0318	0.3371	0.0923	0.0252	0.0000	

Priloga 5

Preglednica 26: Matrika vrednosti t-testa ter statistična značilnost razlik rabe pobočij glede na naklon med posameznimi naklonskimi razredi pri divjih mačkah na območju Glažute.

nakloni	t-test	0-9	9-19	19-28	28-37	37-46	46-56
0-9			-17.140	-27.700	-27.364	-0.0078	16.712
	P		0.1374	0.0324	0.0339	0.9941	0.1457
9-19		17.140		-13.635	-17.196	0.2263	18.378
	P	0.1374		0.2217	0.1363	0.8285	0.1157
19-28		27.700	13.635		-15.194	0.4531	23.073
	P	0.0324	0.2217		0.1795	0.6664	0.0605
28-37		27.364	17.196	15.194		0.5878	23.818
	P	0.0339	0.1363	0.1795		0.5781	0.0546
37-46		0.0078	-0.2263	-0.4531	-0.5878		10.703
	P	0.9941	0.8285	0.6664	0.5781		0.3256
46-56		-16.712	-18.378	-23.073	-23.818	-10.703	
	P	0.1457	0.1157	0.0605	0.0546	0.3256	

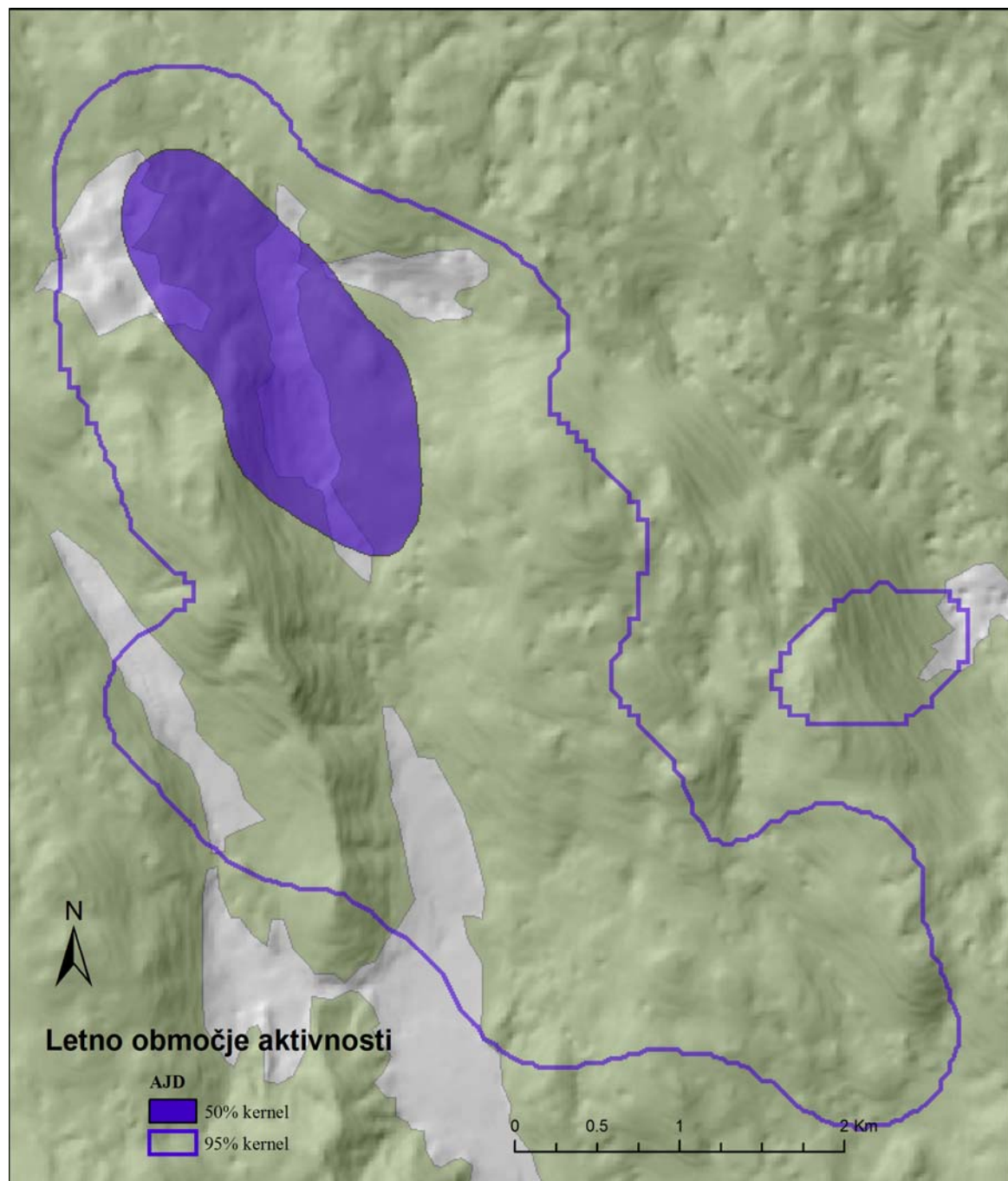
Priloga 6

Preglednica 27: Matrika vrednosti t-testa ter statistična značilnost razlik rabe pobočij glede na nadmorsko višino med posameznimi višinskimi razredi pri divjih mačkah na območju Glažute.

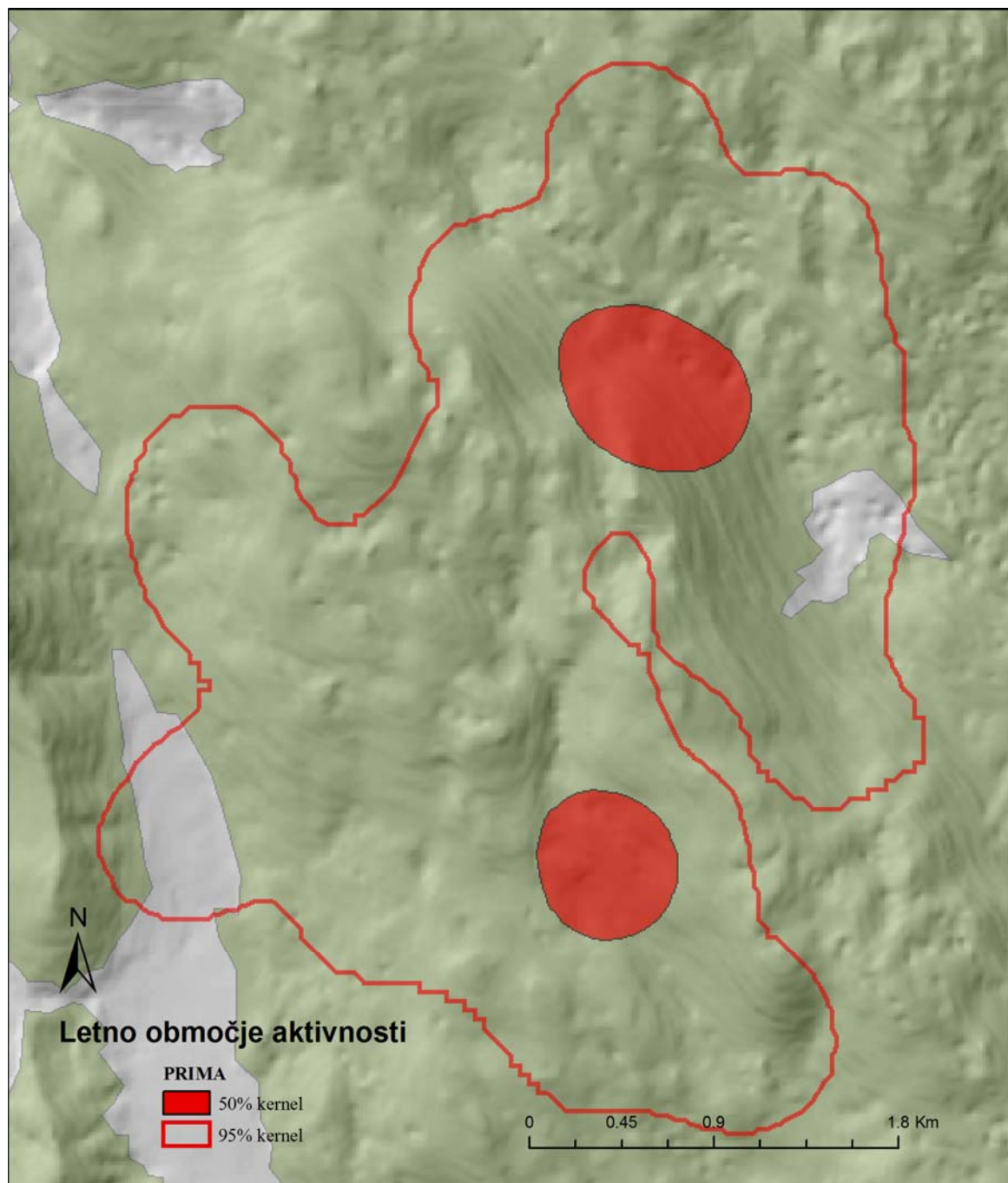
višine	t-test	440-600	600-760	760-920	920-1080	1080-1240
440-600			-36.791	-35.787	-24.161	-11.769
	P		0.0103	0.0117	0.0521	0.2838
600-760		36.791		-16.675	20.151	16.565
	P	0.0103		0.1465	0.0905	0.1487
760-920		35.787	16.675		36.536	19.940
	P	0.0117	0.1465		0.0107	0.0932
920-1080		24.161	-20.151	-36.536		0.9528
	P	0.0521	0.0905	0.0107		0.3775
1080-1240		11.769	-16.565	-19.940	-0.9528	
	P	0.2838	0.1487	0.0932	0.3775	

Priloga 7

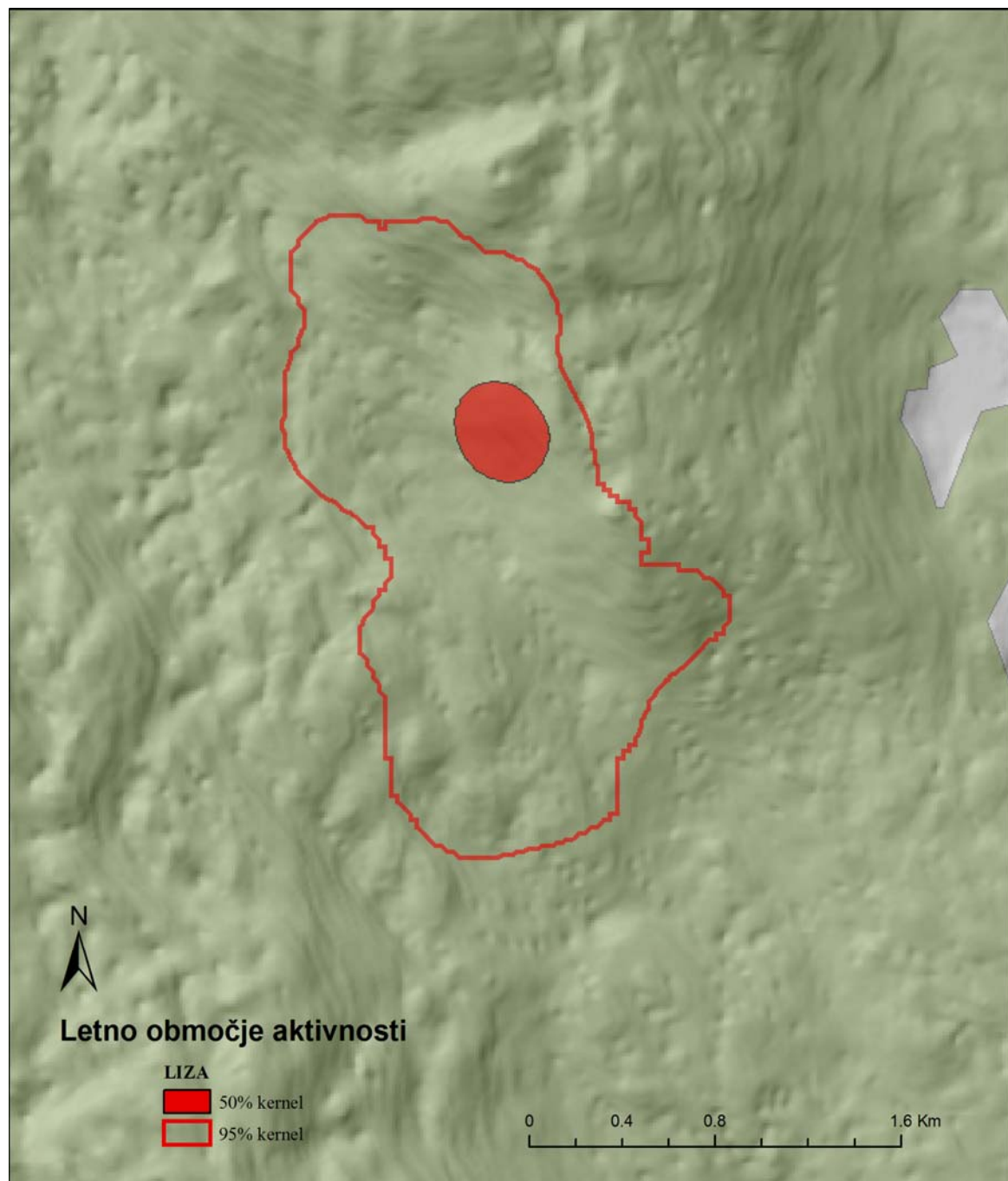
Letna območja aktivnosti divjih mačk na območju Glažute (50 % in 95 % kernel).



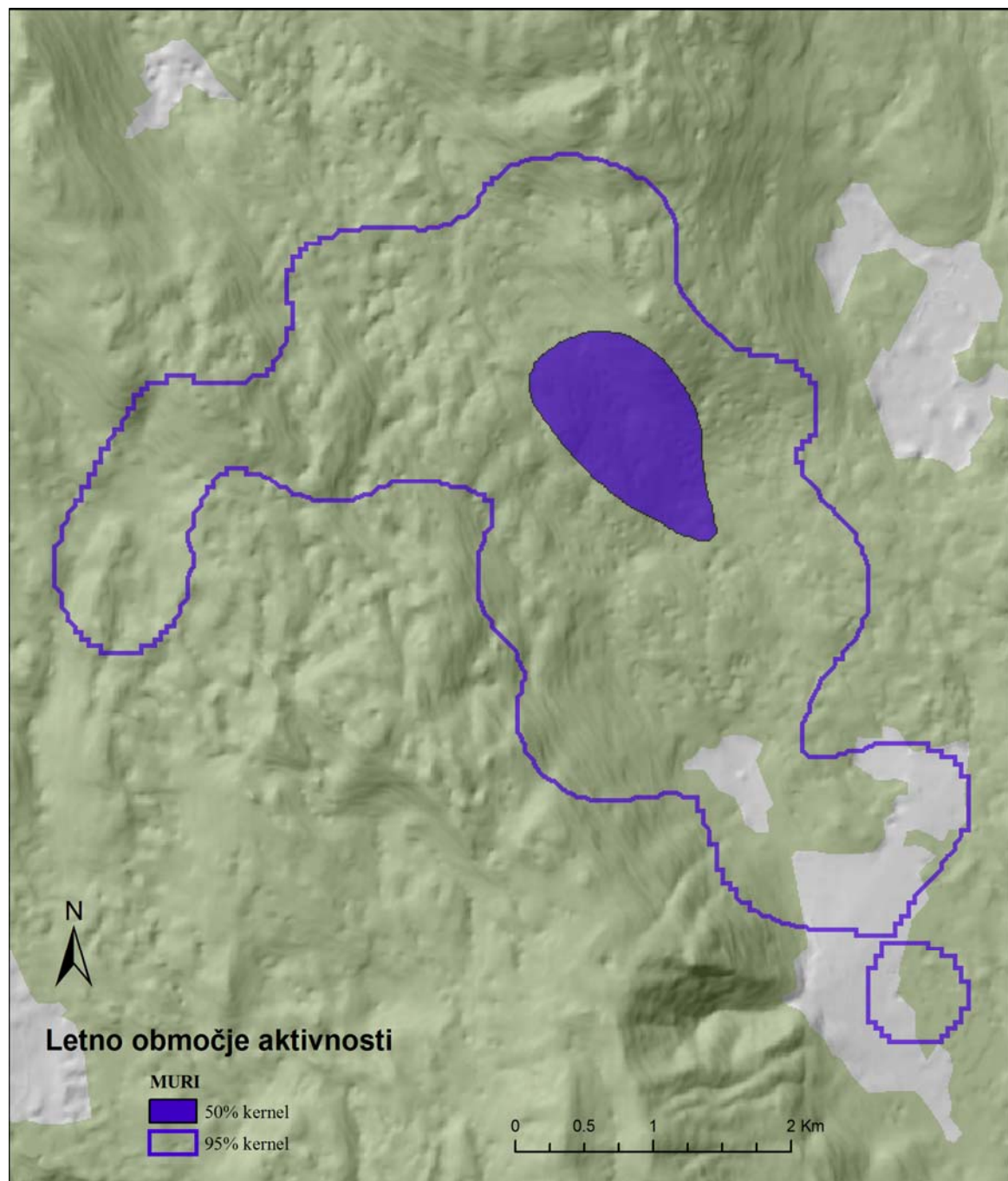
Slika 54: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Ajda na območju Glažute.



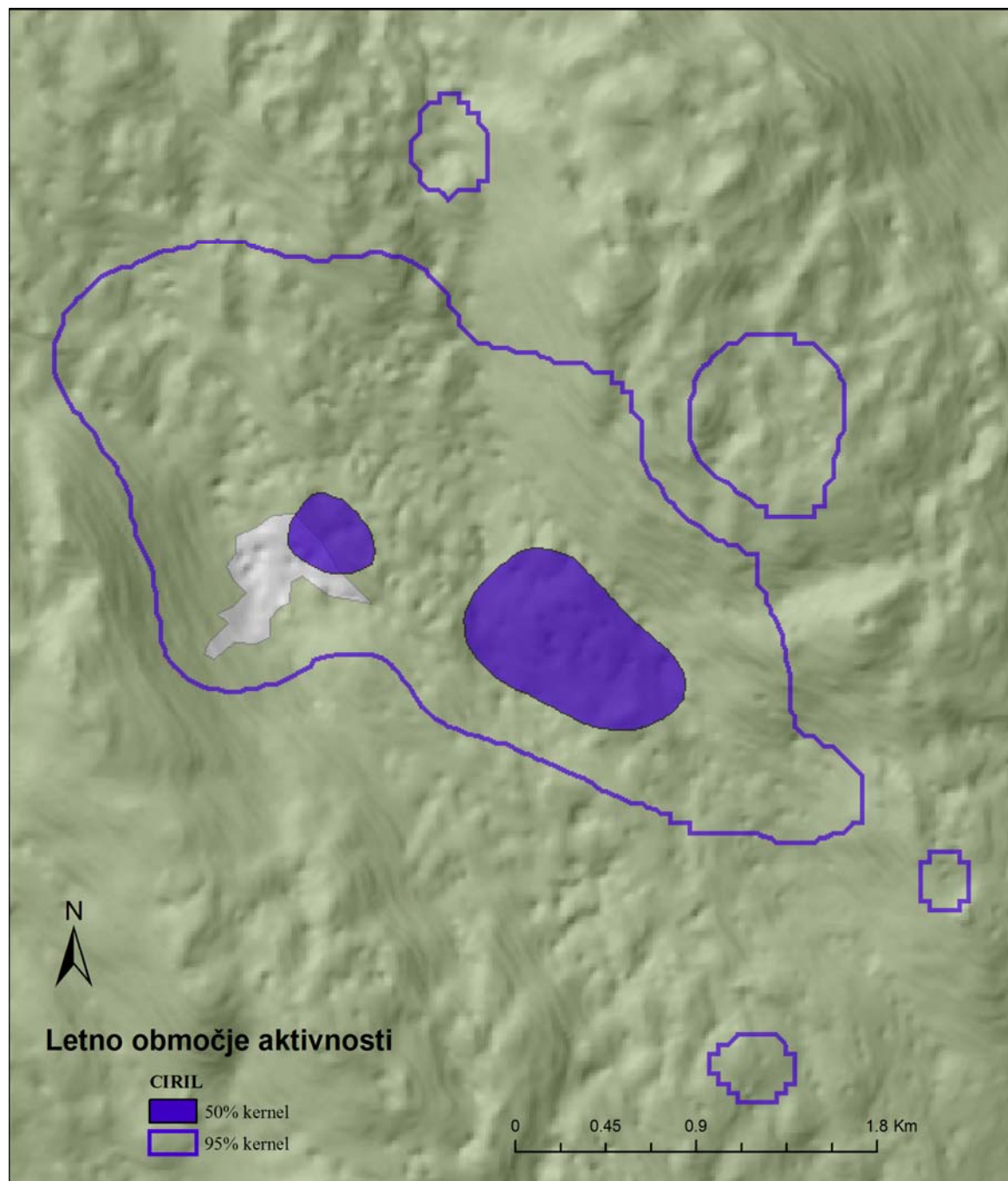
Slika 55: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samice Prime na območju Glažute.



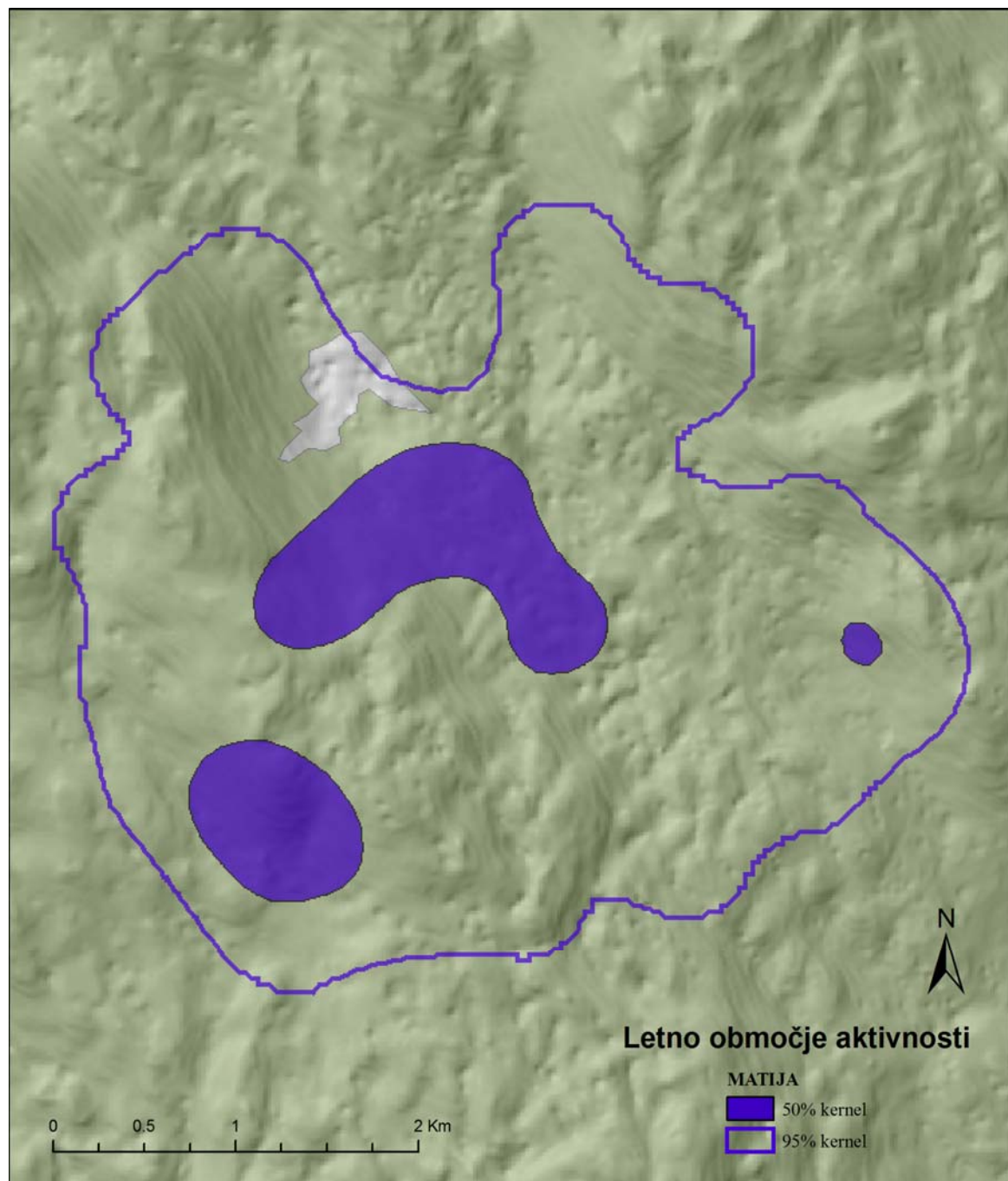
Slika 56: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samice Lize na območju Glažute.



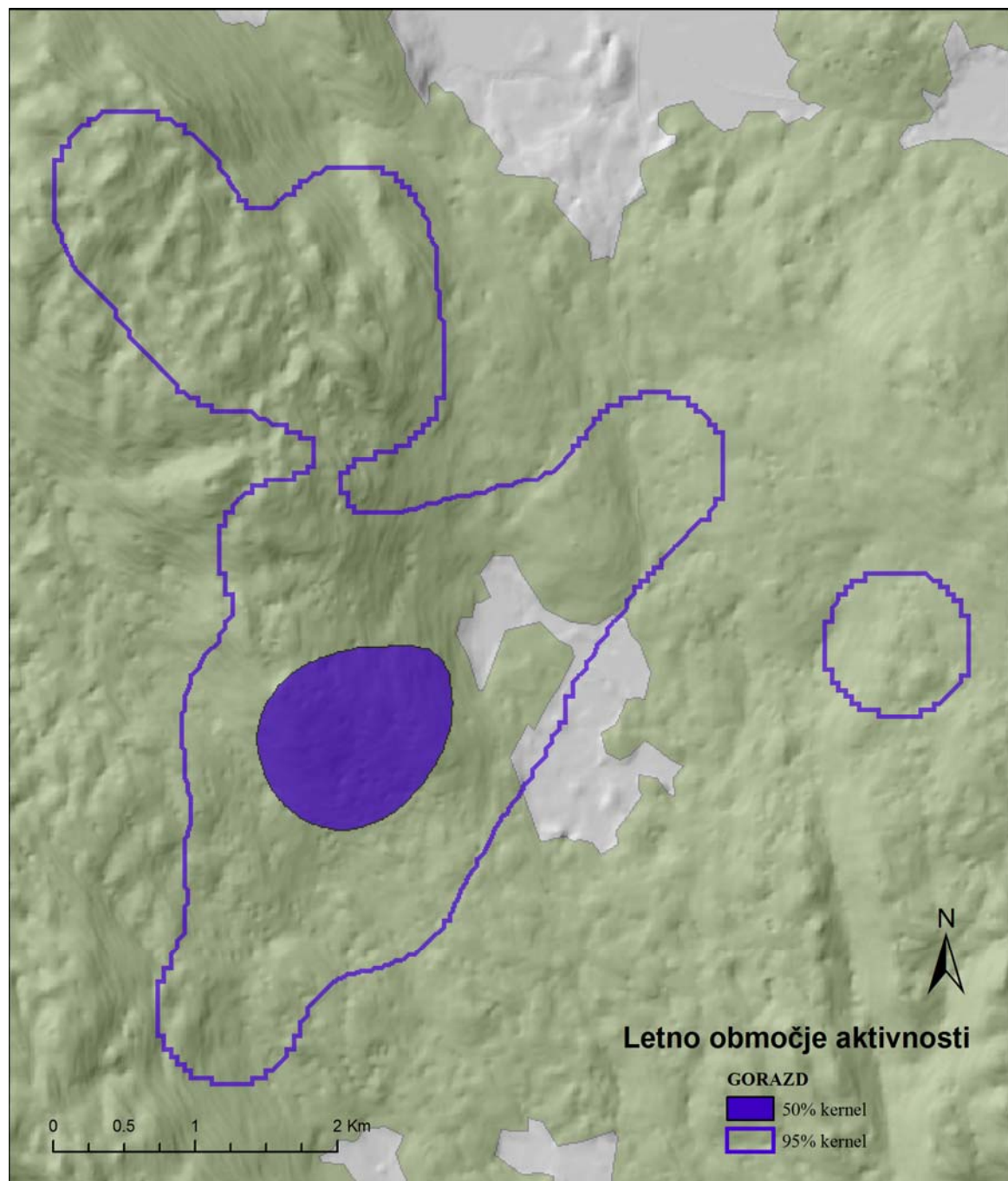
Slika 57: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Murija na območju Glažute.



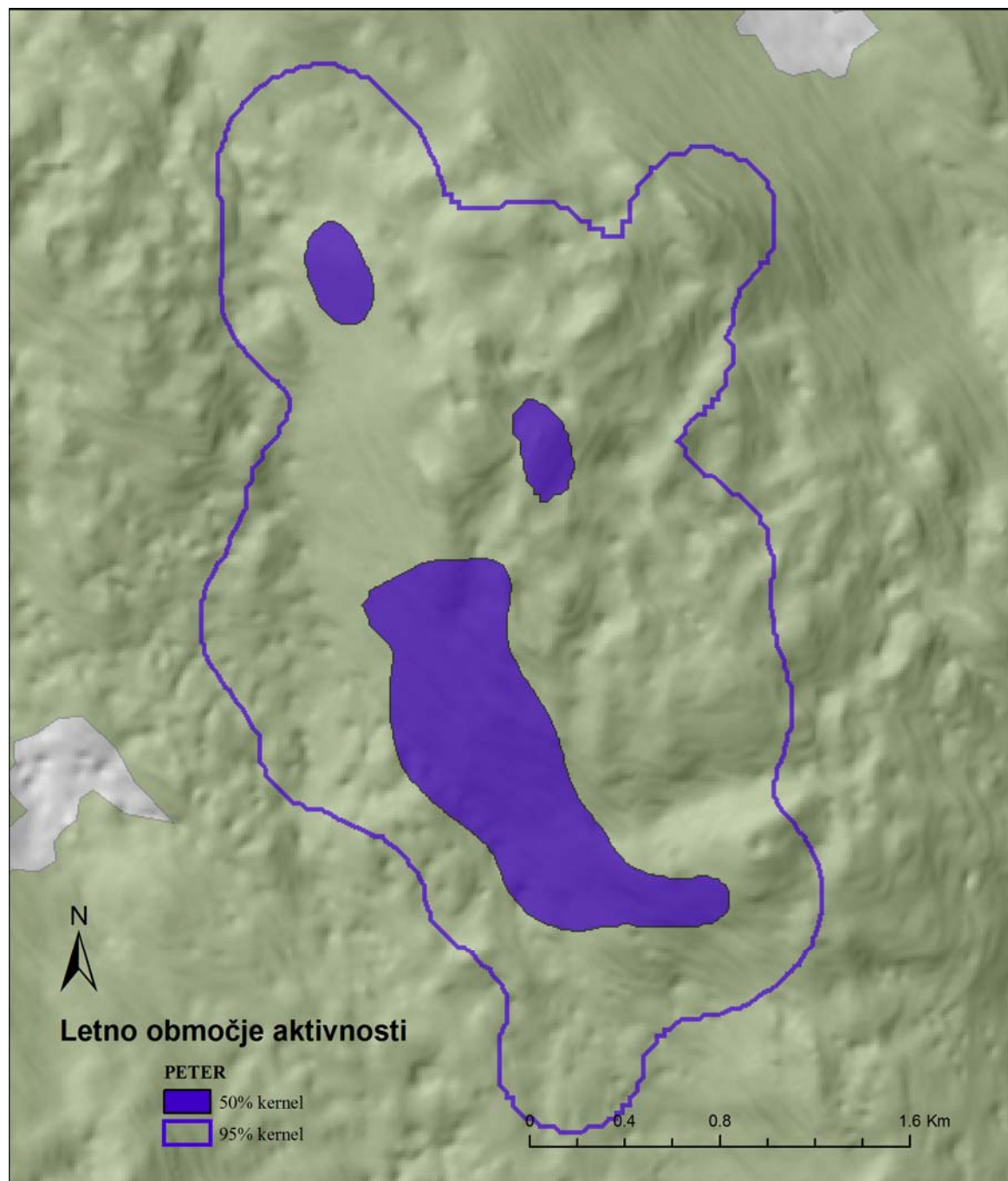
Slika 58: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Cirila na območju Glažute.



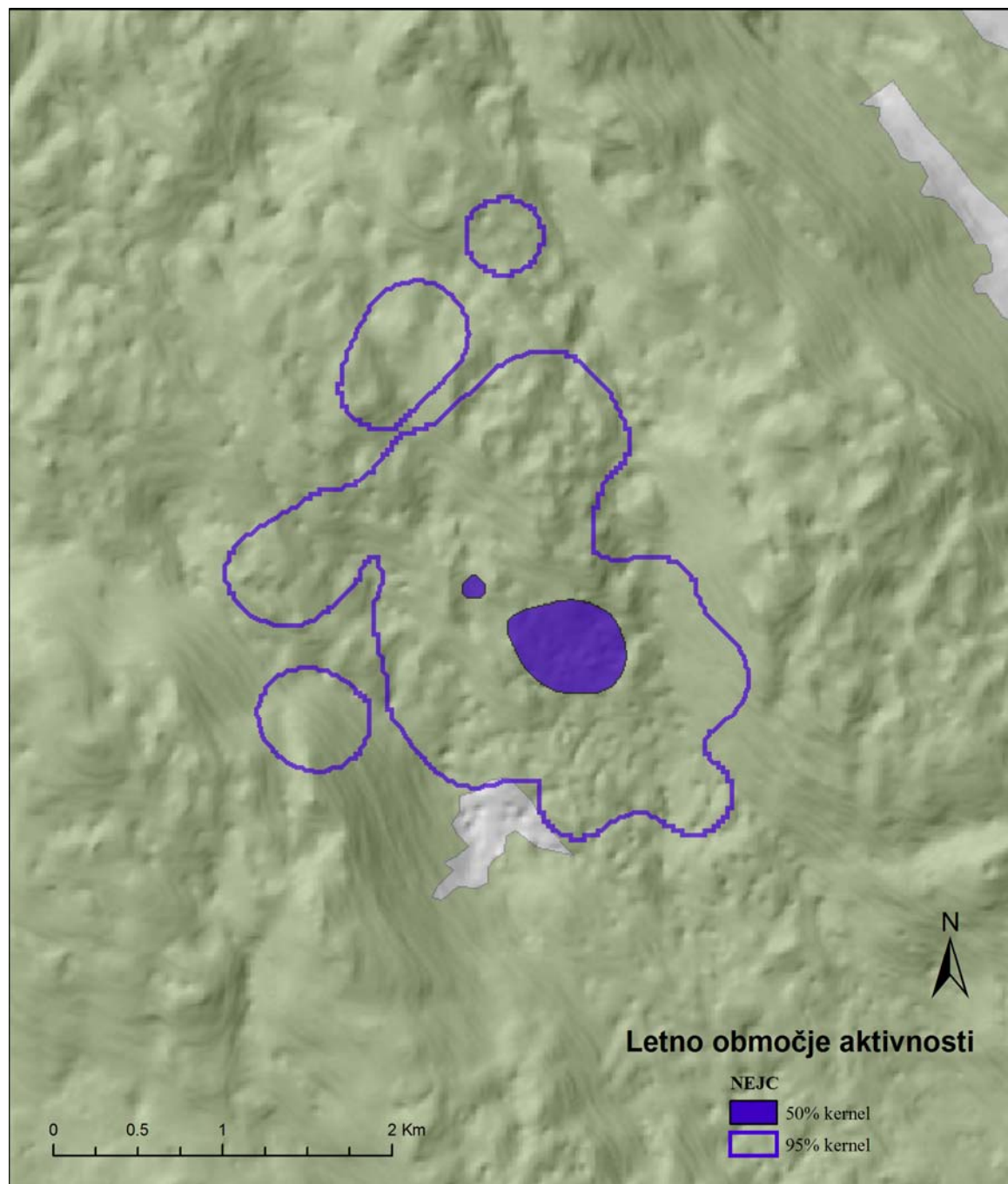
Slika 59: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Matija na območju Glažute.



Slika 60: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Gorazda na območju Glažute.



Slika 61: Letno območje aktivnosti (50% in 95% kernel) samca Petra na območju Glažute.



Slika 62: Letni domači okoliš (50% in 95% kernel) samca divje mačke Nejca.

Priloga 8

Preglednica 10: Deleži površin posameznih razredov reliefnih parametrov domačih okolišev (MCP) osebkov divjih mačk na območju Glažute.

reliefni parametri	delež (%)									
	PRIMA	AJD	LIZA	MURI	CIRIL	MATIJA	PETER GORAZD	NEJC		
naklon (°)	0-9	22	23	21	31	23	26,5	22	22	27
	9-19	40	38	42	39	40	39,5	41	40	39,5
	19-28	27	28	27	23	28	25	27,5	27,5	25,5
	28-37	10	10	9	6	8	8	8,5	9,5	7
	37-46	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	46-56	0,01	0,01	0	0	0	0,01	0	0	0
orientiranost	0	5	6	8	8	9	6,5	8,5	7	8,5
	S	5	7	3	7	5	6	4	5	6
	SV	15	12	11	28	12	21,5	11,5	8,5	20
	V	13	15	19	20	11	16,5	15	17	15,5
	JV	7	6	14	9	11	8	12,5	10	10
	J	9	8	12	6	10	7,5	11	10	8
	JZ	24	27	24	10	26	17	25	25,5	18
	Z	16	15	6	7	11	11,5	8,5	10,5	9
SZ	6	4	3	5	5	5,5	4	3,5	5	
nadmosrka višina (m)	440-520	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	520-600	0	0	0	11	0	5,5	0	0	5,5
	600-680	0	0	4	20	0	10	2	2	10
	680-760	5	3	30	13	6	9	18	16,5	9,5
	760-840	11	10	27	14	42	12,5	34,5	18,5	28
	840-920	17	22	18	11	16	14	17	20	13,5
	920-1000	22	23	13	11	10	16,5	11,5	18	10,5
	1000-1080	15	16	7	6	11	10,5	9	11,5	8,5
	1080-1160	20	19	1	5	10	12,5	5,5	10	7,5
1160-1240	10	7	0	0	5	5	2,5	3,5	2,5	

Priloga 9

Preglednica 28: Matrika vrednosti t-testa ter statistična značilnost razlik rabe pobočij glede na njihovo orientiranost med posameznimi pobočji znotraj domačih okolišev divjih mačk na območju Glažute.

pobočja	t-test	S-SV	V-JV	J-JZ	Z-SZ
S-SV			-15.521	-13.627	0.0555
	P		0.1956	0.2447	0.9584
V-JV		15.521		-0.6547	11.183
	P	0.1956		0.5484	0.3260
J-JZ		13.627	0.6547		22.175
	P	0.2447	0.5484		0.0909
Z-SZ		-0.0555	-11.183	-22.175	
	P	0.9584	0.3260	0.0909	

Preglednica 29: Matrika preferenčnih rangov orientiranosti pobočij lokacij divjih mačk znotraj njihovih domačih okolišev na območju Glažute, izračunanih z multivariatno kompozicijsko analizo. Vrednost ranga je seštevek pozitivnih vrednosti po orientiranosti posameznih pobočij (t-test; 3- statistično značilna razlika, 1- neznačilna razlika)

pobočja	S-SV	V-JV	J-JZ	Z-SZ	rang
S-SV		-1	-1	1	1
V-JV	1		-1	1	2
J-JZ	1	1		1	3
Z-SZ	-1	-1	-1		0

Preglednica 30: Matrika vrednosti t-testa ter statistična značilnost razlik rabe pobočij glede na njihov naklon med posameznimi naklonskimi razredi znotraj domačih okolišev divjih mačk na območju Glažute.

višina	t-test	440-600	600-760	760-920	920-1080	1080-1240
440-600			-45.624	-39.585	-39.196	-39.844
	P		0.0103	0.0167	0.0173	0.0163
600-760		45.624		-0.6824	-0.5053	-0.5931
	P	0.0103		0.5325	0.6399	0.5850
760-920		39.585	0.6824		0.1367	-0.3962
	P	0.0167	0.5325		0.8979	0.7122
920-1080		39.196	0.5053	-0.1367		-0.5882
	P	0.0173	0.6399	0.8979		0.5880
1080-1240		39.844	0.5931	0.3962	0.5882	
	P	0.0163	0.5850	0.7122	0.5880	

Preglednica 31: Matrika preferenčnih rangov nadmorskih višin pobočij lokacij divjih mačk znotraj njihovih domačih okolišev na območju Glažute, izračunanih z multivariatno kompozicijsko analizo. Vrednost ranga je seštevek pozitivnih vrednosti po orientiranosti posameznih pobočij (t-test; 3- statistično značilna razlika, 1- neznačilna razlika)

višina	440-600	600-760	760-920	920-1080	1080-1240	rang
440-600		-3	-3	-1	-1	0
600-760	3		-1	1	1	3
760-920	3	1		3	1	4
920-1080	1	-1	-3		1	2
1080-1240	1	-1	-1	-1		1