



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI UDINE

DOTTORATO DI RICERCA IN
ECONOMIA, ECOLOGIA E TUTELA DEI SISTEMI AGRICOLI
E PAESISTICO AMBIENTALI
CICLO XXV

TESI DI DOTTORATO DI RICERCA

**PRESENZA E USO MULTISCALARE DELL'HABITAT
DA PARTE DELLO SCIACALLO DORATO (*Canis aureus*)
IN UN'AREA DI NEOCOLONIZZAZIONE
DELL'ITALIA NORD-ORIENTALE**

DOTTORANDO: *Dott. Andrea CABONI*

SUPERVISORE: *Dott Stefano FILACORDA*

ANNO ACCADEMICO 2011-2012

Sommario

Sommario	1
1 Introduzione	5
1.1 Premessa	6
1.2 Biologia ed ecologia dello Sciacallo.....	7
1.2.1 Tassonomia.....	7
1.2.2 Filogenesi	8
1.2.3 Origine della specie in Europa	9
1.2.4 Morfologia.....	10
1.2.5 Distribuzione	12
1.2.6 Habitat	17
1.2.7 Dieta	18
1.2.8 Etologia.....	21
1.2.9 Interazioni Interspecifiche e Competitori	27
1.2.10 Conflitti con l'uomo.....	28
1.2.11 Stato di Conservazione	29
1.3 Sistemi di Rilevamento di canidi selvatici.....	31
1.4 Analisi dell'uso dell'habitat.....	34
1.5 Finalità della ricerca.....	38
2 Materiali e Metodi.....	40
2.1 Area di studio.....	41
2.1.1 Inquadramento Generale:Il Friuli Venezia Giulia.....	41
2.1.2 Strategia di Campionamento	42
2.1.3 Macrozone	44
2.2 La Tecnica del Jackal-Howling:Protocollo di Monitoraggio.....	51
2.2.1 Strumentazione	54

2.2.2	Georeferenziazione dei siti di risposte ottenute mediante Jackal Howling.....	55
2.3	Uso dell'habitat.....	57
2.3.1	Selezione degli indici ambientali.....	57
2.3.2	Calcolo degli indici ambientali.....	62
2.3.3	Analisi ambientali con approccio scalare.....	78
2.4	Elaborazioni Spaziali.....	79
2.5	Analisi Statistiche.....	80
2.5.1	Il Modello logistico di selezione delle risorse ambientali.....	81
3	Risultati.....	83
3.1	Jackal Howling.....	84
3.2	Confronto tra Macroaree.....	87
3.3	Analisi dell'Uso dell'Habitat.....	89
3.3.1	Confronti degli Indici ambientali Corine Land Cover.....	89
3.3.2	Confronti degli Indici relativi alle macro-categorie ambientali.....	92
3.3.3	Confronti degli Indici di densità della rete stradale.....	95
3.3.4	Confronti Indici Idrografici.....	95
3.3.5	Confronti Indici di eterogeneità e Indici di diversità.....	96
3.3.6	Confronti Indici Altimetrici e Indice di Rugosità.....	98
3.3.7	Confronti Indici di Prede Potenziaie e Indici di Biomassa.....	99
3.3.8	Confronti Indici di disponibilità potenziale di animali dall'allevamento.....	104
3.4	Analisi Ambientali con approccio scalare.....	108
3.5	Modelli di selezione ambientale.....	116
	Macrozona Carso.....	116
3.5.1	Modelli di selezione ambientale su base scalare.....	121
4	Discussione.....	122
4.1	Presenza dello Sciacallo e protocollo di monitoraggio.....	123
4.2	Analisi dell'habitat.....	125

4.3	Analisi dell'habitat approccio multiscalare	132
4.4	I Modelli Spaziali.....	136
5	Conclusioni.....	140
6	Bibliografia.....	144
7	ALLEGATI e APPENDICI	161

ABSTRACT

Lo Sciacallo Dorato (*Canis aureus*) è una delle specie di canidi con la più ampia diffusione al mondo (Jhala e Moehlman, 2008). Nelle ultime decadi anche in Europa si è assistito a una progressiva espansione della specie, con sempre maggiori segni di presenza anche in area in cui non era stata mai segnalata (Arnold *et al.*, 2011).

L'Italia nord-orientale, costituisce attualmente osservatorio privilegiato per lo studio di questa specie, poiché è una delle aree di nuova colonizzazione in cui il processo di espansione della specie è tuttora in atto.

Nel presente lavoro abbiamo verificato la distribuzione della specie in un'area campione (1350 km² = 149 quadranti da 3x3 km²) dell'Italia nord-orientale attraverso 5 sessioni (2 invernali e 3 estive) di monitoraggi sistematici mediante *survey* bioacustici.

I dati di presenza ottenuti nelle prime 4 sessioni di monitoraggio sono stati utilizzati per analizzare l'uso del territorio da parte della specie *target*, sia con un approccio spaziale sia con un approccio multi-scalare. L'analisi spaziale è stata effettuata su 142 quadranti da 3x3 km², in ognuno dei quadranti sono state misurate 82 variabili ambientali. Mentre l'analisi multiscalare è stata effettuata su buffer a 4 intervalli di grandezza (250, 500, 1000 e 2000 metri di raggio), in cui sono state calcolate 34 variabili ambientali. Abbiamo testato l'influenza delle diverse variabili ambientali sulla presenza dello sciacallo mediante analisi statistiche univariate e multivariate.

I risultati mostrano come lo Sciacallo Dorato sia distribuito in maniera discontinua nel territorio analizzato, tuttavia l'accertata presenza della specie in tutte e 4 le sessioni di monitoraggio e la presenza verificata di branchi riproduttivi, sembrano indicare un *trend* positivo della specie nell'area campione. Le analisi delle variabili ambientali hanno confermato la grande plasticità ecologica della specie *target*, che tuttavia nella nostra area di studio sembra prediligere, complessivamente, gli ambienti aperti (prati/pascoli) e le aree con copertura vegetale in evoluzione.

1 Introduzione

1.1 **Premessa**

Ancora oggi quando, si parla di Sciacallo Dorato, il pensiero dei più va a paesi lontani e ad altri continenti. In realtà nelle ultime decadi, questo animale è diventato a tutti gli effetti una nuova acquisizione della teriofauna italiana.

Il progetto “Sciacallo Dorato”, avviato dall’Università degli Studi di Udine, ha preso avvio due anni e mezzo orsono, con l’obiettivo di implementare il quadro conoscitivo di questa specie in Europa e di analizzare il processo di colonizzazione in corso nell’Italia nord-orientale.

Data l’assenza di piani di monitoraggi sistematici sulla specie target, il primo obiettivo del progetto è stato quello di standardizzare un protocollo d’indagine idoneo a rilevare la presenza dello sciacallo nella nostra area campione. Tutti i dati di presenza utilizzati in questo elaborato sono stati raccolti dal nostro gruppo di ricerca attraverso monitoraggi diretti mediante survey bioacustici.

Nonostante un grande sforzo di campionamento, sia in termini di superfici coperte che di notti/operatore, il numero di presenze accertate risulta, a oggi, ancora limitato a causa principalmente della bassa densità e della distribuzione discontinua della specie nell’area investigata, oltreché al periodo di indagine relativamente limitato.

Inoltre, la letteratura scientifica con analoghe finalità è molto esigua su questa specie, soprattutto in ambienti simili alla area di studio oggetto di questa indagine.

Viste queste doverose premesse, il presente lavoro vuole fornire un contributo alle conoscenze relative alla distribuzione dello sciacallo dorato e all’uso dell’habitat da parte dello stesso, mediante un approccio di analisi spaziale e multi scalare dei dati di campo dai noi stessi raccolti. I risultati ottenuti, se pur parziali, potranno rappresentare una base conoscitiva importante per il proseguimento del Progetto Sciacallo Dorato dell’Università di Udine, nonché per lo sviluppo di nuove indagini in contesti simili.

1.2 **Biologia ed ecologia dello Sciacallo**

1.2.1 **Tassonomia**

Per la classificazione sistematica dello sciacallo è stato preso come riferimento l'albero tassonomico proposto da Wilson e Reede (2005), come di seguito riportato.

PHYLUM Chordata LINNEO, 1758

CLASSE Mammalia LINNEO, 1758

ORDINE Carnivora BOWDICH, 1821

FAMIGLIA Canidae FISCHER 1817

GENERE Canis LINNEO, 1758

SPECIE Canis aureus LINNEO, 1758

SOTTOSPECIE Canis aureus moreoticus I. GEOFFROY SAINT HILAIRE, 1835

Lo Sciacallo Dorato è una specie con diffusione spaziale molto ampia. In accordo con la classificazione di Ginsberg e Macdonald (1990), oltre a *Canis aureus moreoticus*, sottospecie a cui alcuni autori (Giannatos, 2004; Lapini *et al.*, 2009) attribuiscono l'appartenenza della popolazione oggetto di studio, allo stato attuale vengono riconosciute altre 10 sottospecie:

Canis aureus algirensis (Algeria e Tunisia)

Canis aureus anthus (Senegal)

Canis aureus aureus, (Asia Centrale, Afghanistan, Iran, Iraq, Penisola araba, Belucistan)

Canis aureus bea (Kenya, Tanzania Settentrionale)

Canis aureus lupaster (Egitto)

Canis aureus maroccanus (Marocco)

Canis aureus naria (India meridionale e Sri Lanka)

Canis aureus riparius (Somalia, Etiopia, Eritrea)

Canis aureus soundaicus (Sudan e parte della Somalia)

Canis aureus syriacus (Israele e Giordania occidentale)

Tuttavia, è necessario evidenziare che in bibliografia vengono contemplate diverse sottospecie la cui attribuzione e validità risulta ad oggi incerta, pertanto il quadro d'insieme è ancora lacunoso e molto confuso (Wilson e Redeer, 2005).

In Europa lo Sciacallo Dorato viene chiamato con diversi nome comuni, di seguito riportiamo i più utilizzati:



Figura 1. Primo piano di Sciacallo Dorato (foto di Arpit Deomuri (2011)).

- **Francese:** Chacal Doré
- **Greco:** Tóáêáë
- **Inglese:** Golden Jackal,
- **Rumeno:** Sacalul auriu
- **Serbo/Croato:** Cagalj
- **Sloveno:** Šakal
- **Tedesco:** Schakal, Goldschakal
- **Spagnolo:** Chacal; Cagalj

1.2.2 Filogenesi

Da un punto di vista filogenetico lo Sciacallo Dorato forma un gruppo monofiletico con altre tre specie di canidi: il Lupo (*Canis lupus*), il Coyote (*Canis latrans*) e il Lupo Etiope (*Canis simensis*) (Fig. 2). Al contrario, lo Sciacallo dalla Gualdrappa (*Canis mesomelas*) e lo Sciacallo Striato (*Canis adustus*) formano un sister taxa ma non un gruppo monofiletico con lo Sciacallo Dorato (Wang Xiaoming *et al.*, 2004). In bibliografia sono riportati diversi casi di ibridazione con il coyote (*Canis latrans*), con il quale pare che la specie target possa incrociarsi almeno fino alla seconda generazione (Seitz, 1965). Questa specie risulta essere, inoltre, interfecunda sia con il lupo sia con il cane domestico (Herre, 1971; Schleifenbaum, 1976 citato da Lapini, 2010). Ibridi derivanti da

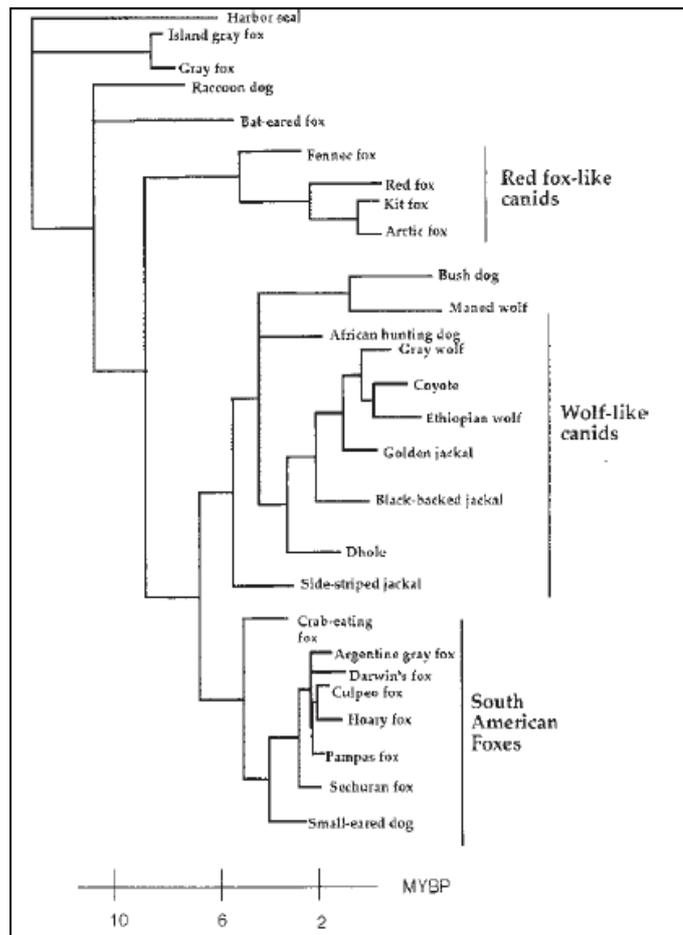


Figura 2. Albero genealogico di 26 specie di canidi basata sull'analisi del Dna mitocondriale. (tratto da: Wang *et al.*, 2004).

Ibridi derivanti da

incroci tra sciacalli dorati del Turkmenistan e cani da lavoro di razza Siberian Husky sono utilizzati già da diversi anni in Russia nella sicurezza aeroportuale, per le eccezionali qualità del loro olfatto che risulta particolarmente sensibile (Briggs, 2002). Questi esemplari sono conosciuti tra i cinofili con il nome di “Cani di Sulimov”, essendo stati ottenuti per la prima volta da Kim Sulimov nel 1975.

Gli studi dedicati alla filogenesi di questa specie sono decisamente limitati, fornendo, purtroppo un quadro generale ancora frammentario. Appare pertanto evidente la necessità di intraprenderericerche finalizzate allo studio delle caratteristiche genetiche della specie, con particolare attenzione alle popolazioni naturali (Zachos *et al.*, 2009).

1.2.3 Origine della specie in Europa

L'origine dello Sciacallo Dorato viene fatta risalire a circa 1,5-1,7 milioni di anni fa, probabilmente nell'area compresa tra il Nord Africa e il Medio Oriente. Si suppone che, durante le glaciazioni del tardo Pleistocene, la specie abbia raggiunto in un primo momento l'Europa meridionale attraverso l'Anatolia, probabilmente tramite un ponte di terre sul Bosforo, e che si sia successivamente diffusa in tutta l'Asia meridionale e centrale, fino a raggiungere la Thailandia, il Myanmar e parte dell'Indo-Cina (Jhala e Moehlman, 2004). Al contrario di quanto accaduto nel continente asiatico, la diffusione degli sciacalli in Europa è stata limitata, a causa dell'eccessiva copertura arborea e della presenza di popolazioni di lupi (*Canis lupus*). Probabilmente gli sciacalli hanno occupato inizialmente gli habitat costieri e le steppe della penisola balcanica, ricoperte da macchia mediterranea, e in seguito a modificazioni delle condizioni ambientali hanno espanso il loro areale verso l'interno del continente europeo (Rosevear, 1974).

1.2.4 Morfologia

Lo Sciacallo Dorato è un canide di mezza taglia, considerato da alcuni autori il più tipico rappresentante del genere *Canis* (Clutton-Brock *et al.*, 1976).

La sua pelliccia è generalmente di colore dorato (Fig.4), come indica il nome, ma può variare dal giallo crema pallido al grigio sporco fino al nerastro, a seconda della stagione (Jhala e Moehlman, 2004). Il dorso, in particolare, è fornito di peli lunghi ed

eretti di colore nero, bianco e castano che si estendono anche sui fianchi fino alla metà superiore della parte laterale dell'animale, coprendo buona parte della parte alta delle zampe. Per questa ragione alcuni individui possono avere un aspetto molto simile a quello dello sciacallo dalla gualdrappa (*Canis mesomelas*). Il muso (Fig.3) è generalmente tra il castano e l'ocra con una striscia nera sopra gli occhi, la maschera facciale ha una forma regolare, con sfumatura bianca nell'area sopralabiale e golare, mentre le labbra e il naso sono neri e al di sopra della bocca, la colorazione sfuma in un grigio-rossastro. Il ventre e il petto sono bianchi così come la faccia interna degli arti, il perineo è rossastro. Gli sciacalli che abitano terreni



Figura 3. Sciacallo Dorato in livrea estiva (foto di Stefano Pecorella).



Figura 4. Sciacallo Dorato nel Carso Goriziano (foto di Stefano Pecorella).

montuosi e/o rocciosi, possono avere pellicce con sfumature marcatamente grigiastre (Sheldon, 1992).

La coda è folta con la punta nera. Il colore e la lunghezza del pelo possono variare fortemente in funzione della stagione e da popolazione a popolazione.

In bibliografia viene riportata la presenza, se pur sporadica, sia d'individui melanici che di individui albi (Jhala e Moehlman, 2004).

Lo sciacallo effettua la muta due volte all'anno, in primavera e in autunno. Il

mantello estivo è più chiaro e meno folto di quello invernale, che si presenta invece grigio-bruno con le estremità dei peli più scure, nerastre o rosso ruggine (Jhala e Moehlman, 2004). Morfologicamente, la specie risulta dotata di gambe slanciate, corpo lungo e snello, cranio affusolato, muso contenuto e padiglioni auricolari di grosse dimensioni. Il cranio è molto simile a quello del coyote (*Canis latrans*), del lupo (*Canis lupus*) e dello sciacallo dalla gualdrappa (*Canis mesomelas*) e, naturalmente, a quello dello sciacallo striato (*Canis adustus*) e del lupo etiopico (*Canis simensis*) (Clutton-Brock *et al.* 1976).

La formula dentaria è $3/3-1/1-4/4-2/3=42$.

Tra gli sciacalli, quello dorato presenta maggiori dimensioni corporee, con una lunghezza che può variare tra i 74 e i 110 cm, un'altezza (misurate al garrese) tra i 38 e i 50 cm e un peso compreso tra i 7 e i 18 kg. Il peso medio della popolazione di sciacalli diffusa in Europa centro meridionale risulta essere di 14,9 kg per i maschi e 12,2 kg per le femmine (Lapini, 2003), mentre la popolazione indiana sembrerebbe di dimensioni leggermente inferiori, con un peso medio di 8,8 kg per i maschi e di 7,3 kg per le femmine, e un'altezza al garrese che non supera mai i 100 cm (Jhala e Moehlman, 2004).



Figura 5. Zampa anteriore destra di Sciacallo Dorato (foto di Andrea Caboni).

Il dimorfismo sessuale non è molto accentuato, generalmente si attesta intorno al 12%, con il maschio che è leggermente più grande della femmina (Jhala e Moehlman, 2004); il dimorfismo stagionale risulta essere invece abbastanza marcato:

durante la stagione estiva la lunghezza e il colore del pelo sono generalmente più chiari e così gli animali appaiono oltre che più alti e slanciati, con collo più lungo e coda più corta (Lapini, 2003).

A livello sensoriale la specie pare essere fornita di una discreta vista, un udito e un olfatto eccezionalmente sviluppati e sensibili.

Le zampe hanno piccoli cuscinetti plantari e unghie rigide tronco coniche; tra il 3^a e il 4^a dito hanno un ponte carnoso che unisce i due polpastrelli nella parte posteriore, similmente al lupo e contrariamente alla volpe e ai cani domestici (Fig. 5).

1.2.5 Distribuzione

Lo Sciacallo Dorato, dopo la Volpe (*Vulpes vulpes*) presente in ben 5 continenti e il Lupo (*Canis lupus*) presente in 62 nazioni diverse, è il canide più diffuso al mondo, grazie alla sua presenza in Asia, Europa e Africa (Sillero e McDonald, 2004). Risulta infatti presente nel Nord e nel Nord-Est dell’Africa, in Marocco, Algeria, Libia nel nord, Nigeria, Chad, Tanzania nel sud, Egitto fino alla costa orientale, Senegal, nella costa ovest. Inoltre, lo si ritrova nella Penisola Arabica, in Europa, in Turchia, Siria, Iraq, Iran, in Asia Centrale e nell'intero subcontinente Indiano, fino allo Sri Lanka, alla Thailandia e all'Indo-Cina (Fig. 6) (Jhala e Moehlman, 2004).

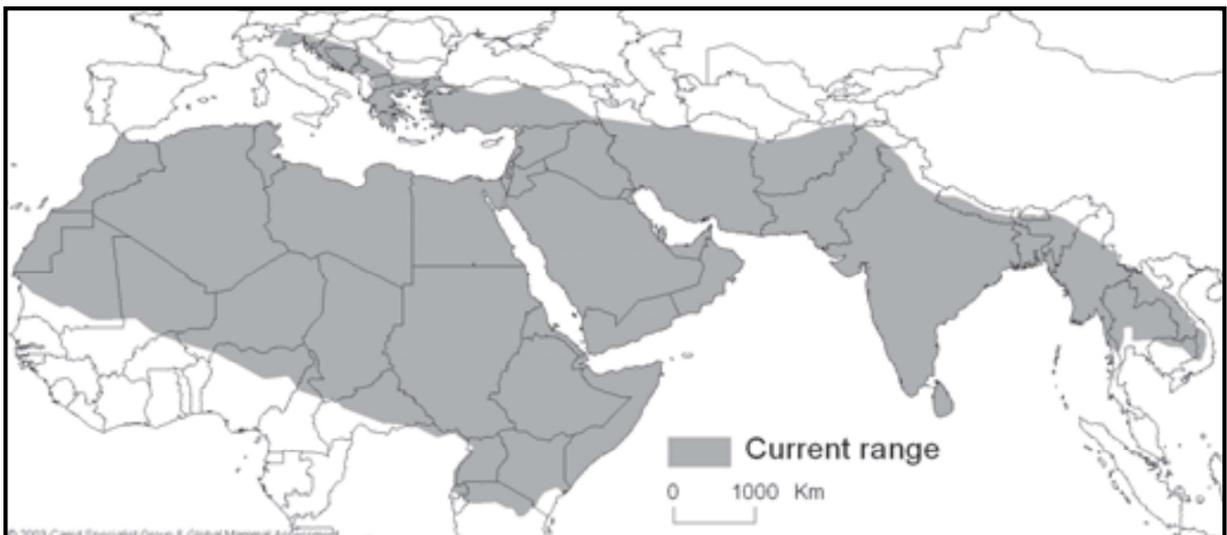


Figura 6. Mappa della distribuzione mondiale dello Sciacallo Dorato (tratta da Jhala e Moehlman, 2004).

Distribuzione in Europa

In Europa la distribuzione della specie è ancora oggi molto dinamica (Fig.7), in quanto nelle ultime decadi la popolazione di sciacallo ha subito variazioni significative sia nella distribuzione sia nell'abbondanza (Kryštufek *et al.*, 1997). I dati a disposizione risultano molto spesso frammentari, confusi o difficilmente reperibili (Arnold *et al.*, 2011) e in alcuni casi è difficile distinguere tra animali vaganti e popolazioni stabili (Zachos *et al.*, 2009).

In generale, gli studi mostrano un *trend* positivo per la specie a partire dagli anni '70, quando si è registrata un'espansione della popolazione nei Balcani e in Europa centrale (Kryštufek *et al.*, 1997), mentre contemporaneamente si è registrata una forte contrazione della popolazione greca tra il 1970 e il 1990 (Giannatos *et al.*, 2005). Analizzando la presenza dello Sciacallo Dorato in Europa, allo stato attuale di conoscenza si possono individuare diverse popolazioni disgiunte. In generale, possiamo affermare che la popolazione di maggiori dimensioni si trova sulle rive del Mar Nero e si estende dal Nord della Turchia, attraverso la Bulgaria e la Romania, fino alla Moldavia ed al sud dell'Ucraina. Un'altra popolazione è sicuramente presente in Grecia, a sud-est della precedente, ed è composta da diversi nuclei isolati in forte decremento numerico. Lungo la costa orientale dell'Adriatico è presente una terza popolazione che si espande dalla costa dell'Albania a sud, fino all'Istria ed al Friuli Venezia Giulia a nord ovest. Infine, una quarta popolazione è sicuramente presente in Ungheria e nei paesi limitrofi. Data la carenza di studi organici dedicati, è al momento impossibile definire se e come queste popolazioni sono tra loro in contatto.



Figura 7. Mappa della distribuzione dello Sciacallo Dorato in Europa (Arnold *et al.* 2011). Le aree ombreggiate mostrano territori con popolazione stabili e riproduzioni accertate. I punti bianchi, invece, indicano lo località in cui la presenza di animali vaganti è stata verificata.

Qui di seguito vengono riportati i dati disponibili relativi alla distribuzione della specie in alcuni Paesi europei, nel tentativo di fornire un quadro più esaustivo.

Albania. Le informazioni a disposizione sono datate e, in generale, mancano dati riguardanti lo stato recente della popolazione (Kryštufek *et al.*, 1997; Arnold *et al.*, 2011). Tuttavia, sembra che la specie sia discretamente diffusa lungo le coste del Paese (Kryštufek *et al.*, 1997).

Austria. Esistono diverse segnalazioni di individui vaganti a partire dagli anni '80 (Humer, 2006 in Arnold, 2011), mentre non ci sono evidenze che ci siano popolazioni stabili. Nel 2007 sono stati accertati alcuni eventi riproduttivi. Nel 2009 la presenza della specie è stata documentata mediante immagini ottenute con la tecnica del fototrappolaggio (Arnold *et al.*, 2011).

Bosnia e Erzegovina. Esistono pochissimi dati recenti relativi a quest'area, tuttavia la presenza della specie viene riportata in almeno un'area (Jhala e Moehlman 2008).

Bulgaria. Ospita senza dubbio la principale popolazione europea (Arnold *et al.*, 2011), oltre che la popolazione più numerosa dell'intero continente (Kryštufek *et al.*, 1997). La crescita della popolazione e la sua espansione sono iniziate nei primi anni '70 in seguito all'aumento delle disponibilità trofiche, alla protezione legale accordata agli sciacalli dal 1962 per la loro rarità e al declino della popolazione di lupi in seguito alla forte pressione antropica. Il rapidissimo incremento di sciacalli ha reso necessario un sistema di controllo che ha previsto importanti prelievi venatori. Inoltre, è stato instaurato un sistema di taglie (2000-5000 capi abbattuti all'anno), il quale, tuttavia, non sembra abbia inciso sulla popolazione, che attualmente è costituita da circa 10000 individui (Spasov, 2007). Alla fine degli anni '80 si sono verificate delle migrazioni verso nord-ovest fino al confine con la Germania, pertanto si ipotizza che la recente espansione dell'areale europeo dello sciacallo abbia preso avvio proprio da quest'area (Arnold *et al.*, 2011).

Croazia. La specie si è diffusa a partire dalle coste. Allo stato attuale sono conosciute 3 popolazioni distinte: in Istria (Krofel, 2008; Krofel, 2009); nella regione intorno a Zara e nella penisola di Sabbioncello (Radovic e Kovacic, 2010); nella parte centrale della Dalmazia (dove la prima segnalazione di sciacallo risale addirittura al 1491). La specie è presente anche in alcune isole adriatiche (Kryštufek *et al.*, 1997).

Grecia. La popolazione greca costituisce un caso di studio molto interessante in quanto è in contro tendenza rispetto al trend generale europeo, che indica un'espansione delle popolazioni di sciacallo praticamente ovunque (Arnold *et al.*, 2011). In Grecia, al contrario, si è assistito ad un declino della specie, che ha portato questo animale ad essere

il canide più raro del Paese (Giannatos *et al.*, 2005). Questo decremento numerico è stato causato sia dalle persecuzioni perpetrate durante gli anni '70-'80, che hanno visto l'utilizzo di bocconi avvelenati, sia dagli importanti cambiamenti delle pratiche agro-pastorali, che nelle ultime decadi hanno portato ad un aumento delle coltivazioni intensive e ad un'intensa urbanizzazione. Tali cambiamenti hanno determinato una riduzione degli habitat idonei e della disponibilità trofiche per la specie target (Giannatos, 2004; Giannatos *et al.*, 2005). In seguito al declino della popolazione, la specie è ora presente in maniera discontinua e frammentata in sette aree differenti: Calcidica, Serres, Evros e Xanthi, nella parte settentrionale del Paese; Peloponneso e Focide, nella parte centrale della Grecia; nelle isole di Samo, Icaria e Fournoi nell'Egeo orientale (Giannatos *et al.*, 2005).

Macedonia. Gli sciacalli sono stati dichiarati estinti nei primi anni '60 (Kryštufek *et al.*, 1997). Tuttavia le segnalazioni di alcuni animali vaganti e la vicinanza con la popolazione balcanica fanno pensare con ottimismo al prossimo futuro (Arnold *et al.*, 2011).

Romania. Dagli anni '70 si hanno popolazioni stabili nei distretti di Costanza e di Tulcea, sulle coste del Mar Nero, nel distretto di Olt e nella pianura della Valacchia (Kryštufek *et al.*, 1997). Inoltre ci sono segnalazioni della presenza di questa specie sia sulla riva sinistra che nel delta del Danubio. La popolazione della Romania risulta essere una di quelle in maggior salute ed è stimata in circa 600 individui (Arnold *et al.*, 2011).

Serbia. La specie è stata localizzata nella zona nord-orientale al confine con la Bulgaria e nel distretto della Sirmia (sud-ovest del Paese) (Kryštufek *et al.*, 1997; Arnold *et al.*, 2011). Recenti indagini indicano che le 2 popolazioni sono geneticamente molto simili (Zachos *et al.*, 2009; Arnold *et al.*, 2011).

Slovenia. Nuclei riproduttivi di sciacallo dorato sono stati identificati nella zona della Carniola interna e del Carso (Kryštufek *et al.*, 1997; Krofel, 2008; Lapini *et al.*, 2009). Studi recenti, inoltre, hanno confermato la presenza di gruppi di sciacalli nel territorio sloveno nella zona di Lubiana (Krofel, 2009), oltre che nella zona di Bovec (Giuseppe Mattelig, comm. pers.).

Ungheria. Gli sciacalli (specie indigena) si sono estinti nella prima metà del ventesimo secolo. Tuttavia a partire dagli anni '80, animali vaganti sono riapparsi spontaneamente grazie a fenomeni migratori naturali, ricostituendo una popolazione vitale a partire dal 1991-1992 (Szabo *et al.*, 2009). Successivamente, la popolazione è stata in costante espansione fino ai giorni nostri, con una *cora area* situata nel sud della nazione (Szabo *et al.*, 2009). Nel 2007, la popolazione ungherese è stata stimata in 1510 individui, dopo appena 16 anni dal primo evento riproduttivo accertato *post* estinzione (Tóth *et al.*, 2009).

Turchia. In Tracia la specie è diffusa lungo le coste, eccetto nell'area tra Istanbul e Tekirdağ e negli altopiani centrali; la sua presenza è accertata anche a sud, nella zona del lago İznik. La popolazione più numerosa si trova lungo le coste del Mar Nero (Kryštufek *et al.*, 1997).

E' necessario infine ribadire come i dati appena illustrati siano spesso parziali, poiché manca un programma standardizzato e organico per il censimento delle diverse popolazioni nei diversi stati. In alcuni casi i dati sono frutto di segnalazioni aneddotiche, in altri provengono da riviste venatorie e spesso non sono verificati dalla comunità scientifica (Kryštufek *et al.*, 1997). Talvolta, infine, il dato è talmente impreciso da rendere arduo perfino stabilire una distinzione tra animali vaganti e popolazioni stabili (Zachos *et al.*, 2009).

Distribuzione in Italia

Le conoscenze sulla presenza della specie in Italia sono, tuttora, frammentarie e incomplete a causa della mancanza di un sistema di monitoraggio sistematico estensivo. La maggior parte dei dati riportati in bibliografia sono stati raccolti in maniera occasionale o in seguito al rinvenimento di animali deceduti per cause antropiche (bracconaggio, investimenti, etc.).

Le prime segnalazioni di sciacallo fanno pensare che la specie sia arrivata in Italia all'inizio degli anni '80. Il primo evento riproduttivo accertato è stato nel 1985, nei dintorni di Udine (Lapini e Perco, 1989). Le prime segnalazioni risalgono al 1984 in Veneto, nella provincia di Belluno. Nel 1992, lo sciacallo è stato segnalato anche in provincia di Treviso (Lapini *et al.*, 1993). Contemporaneamente la sua presenza è stata accertata sul Carso triestino (Lapini *et al.*, 1993) e nel medio corso del Tagliamento, in provincia di Udine (Lapini, 2003). Nel corso del 1994 la sua presenza è stata ancora accertata sul Carso triestino, nel Carso goriziano e nella provincia di Belluno (Lapini, 2003). Presenze occasionali sono state successivamente appurate specialmente in Friuli Venezia Giulia, più raramente in Veneto ed in Alto Adige (Lapini, 2003). Nel 2011, è stata accertata, per la prima volta, la presenza della specie anche in Trentino, nella provincia di Trento, grazie al recupero di un esemplare investito da parte del personale della provincia di Trento (Groff C., comm. pers.).

Secondo alcuni studiosi, le condizioni che hanno permesso questa recente colonizzazione dell'Italia, territorio in cui la presenza dello Sciacallo Dorato non era mai stata accertata (Riga, 2002), sono riconducibili al fenomeno espansivo che coinvolge la specie praticamente in tutta Europa (Arnold *et al.*, 2011), oltre che all'assenza del lupo, competitore diretto e specie dominante sullo sciacallo, nel settore nord-est del nostro Paese (Kryštufek e Tvrtkovic, 1990; Lapini, 2003).

Sicuramente la diffusione in Italia di questa specie è tuttora sottostimata, nonostante la sua presenza in Friuli Venezia Giulia e in Veneto sia assodata da tre decenni e più di recente in Trentino Alto Adige. La presenza di piccole popolazioni frammentate, costituite anche da sporadiche coppie riproduttive, fanno ipotizzare un andamento positivo, con un popolazioni in espansione in tutto il nord-est dell'Italia (Lapini *et al.*, 2009).

1.2.6 Habitat

Lo Sciacallo Dorato può vivere con successo in una grande varietà di habitat, essendo un animale estremamente adattabile a climi aridi e ad una dieta onnivora. Grazie a questa grande plasticità ecologica, la specie può occupare nicchie trofiche molto differenti tra loro, dalle savane africane alle montagne del Caucaso, dalle foreste dell'India alle zone fortemente urbanizzate in Israele, passando per aree sub-desertiche, foreste di mangrovie e zone intensamente coltivate. Inoltre, pur non essendo adattata ai climi freddi, è in grado di resistere anche a temperature molto rigide (Jhala e Moehlman, 2004).

Generalmente è più facile incontrare gli sciacalli dalla fascia pedemontana fino al livello del mare (Giannatos *et al.*, 2005), tuttavia in condizioni particolari possono occupare anche ambienti di alta quota, specialmente in Asia (oltre i 2000 m in India) ed in Africa (3600 m in Etiopia) (Jhala e Moehlman, 2004). La presenza della specie è stata registrata a quote elevate anche in ambienti alpini e subalpini, fino a 950 m in Italia (Lapini *et al.*, 1993) e, addirittura, oltre i 1000 m in Turchia e in Caucaso, dove la vegetazione arbustiva è ancora presente grazie al particolare clima (Demeter e Spassov, 1993).

I pochi studi europei disponibili indicano che gli sciacalli prediligono vivere nelle colline boschive, nei terreni pianeggianti con fitta macchia e/o in ambienti umidi con canneti e adeguata copertura vegetale. Essi sono in grado di sfruttare al meglio anche i territori misti con patch di piccole coltivazioni e area seminaturali, a patto che la presenza umana non sia troppo invasiva ed esistano comode zone arbustate che possano fungere da aree rifugio (Giannatos, 2004). In Europa centrale, la specie occupa sia zone miste con un forte prevalenza di zone agricole intramezzate da piccoli patch o filari forestali, sia zone protette a forte naturalità con prevalenza di foreste umide e boschi golenali (Lanski e Heltai, 2002). Alcuni autori riportano, infine, come questa specie non gradisca occupare i boschi montani, in quanto la presenza di una copertura nevosa che si protrae per lunghi periodi dell'anno rappresenta un forte ostacolo al reperimento di risorse trofiche, quali i micro - mammiferi (Lapini *et al.*, 1992).

Vista la grande variabilità di habitat utilizzati dagli sciacalli, le uniche vere costanti che sembrano influenzare la scelta dell'habitat sono la disponibilità di cibo/acqua e la presenza di aree, anche di piccole dimensioni, coperte da fitta vegetazione, che possano fungere da zona rifugio. Mentre le risorse trofiche possono essere condivise, se sufficienti, da più branchi che svolgono l'attività di foraggiamento nei medesimi luoghi, le zone di rifugio sembrano essere invece esclusive di ogni branco e sono difese attivamente, soprattutto nel periodo riproduttivo e durante l'allevamento dei cuccioli. In particolare, negli ambienti antropizzati il numero di individui è fortemente dipendente dalla quantità delle risorse fruibili e dalla disponibilità di zone di riposo diurno (Yom-Tov *et al.*, 1995; Giannatos *et al.*, 2005). Infatti, nei casi in cui gli sciacalli vivono vicino ad agglomerati urbani e/o in zone rurali antropizzate, essi sfruttano il surplus alimentare di origine antropica e cercano nutrimento nelle discariche. Oltre a ciò è accertato che l'assenza di aree con fitta vegetazione (anche di piccolissime dimensioni), in grado di fornire alla specie la "protezione" necessaria ad evitare incontri con gli esseri umani durante il giorno, è uno dei fattori limitanti per la permanenza di questa specie nelle vicinanze di aree antropizzate (Jaeger *et al.*, 2007).

In Italia, le poche segnalazioni finora verificate indicano che i principali habitat utilizzati dalla specie sono le foreste mesofile, cioè ambienti temperati costituiti da un mix di conifere e di latifoglie, le zone umide, le vallate prealpine (ad esempio le Valli del Natisone), le aree di pianura alluvionale (in Veneto) e alcune periferie urbane (come i dintorni di Udine) (Lapini, 2003).

1.2.7 Dieta

Lo Sciacallo Dorato è un carnivoro opportunisto la cui dieta, grazie alla grande plasticità ecologica che caratterizza la specie, può avere un importante apporto vegetale e varia a seconda dell'habitat, della stagione e della disponibilità trofica sia di origine naturale sia di origine antropica (Macdonald, 1979).

Il suo comportamento alimentare è molto flessibile e, generalmente riflette la varietà, la disponibilità e la facilità di utilizzo delle risorse presenti nei territori in cui vive. Pertanto, la specie viene ritenuta capace di sfruttare un'ampia gamma di risorse alimentari in relazione alla disponibilità locale delle stesse (Macdonald, 1979; Yom-Tov *et al.*, 1995; Lanszki *et al.*, 2010).

Alcuni autori descrivono la specie come prevalentemente carnivora, indicando che in media il 60-70% della dieta è costituito da carne (in particolare piccoli mammiferi, uccelli, rettili) e il

restante 30-40% è rappresentato da frutta, vegetali, insetti (Schaller, 1967; Jhala e Moehlman, 2004).

Trattandosi di un carnivoro generalista, lo sciacallo è un animale estremamente versatile, sfrutta al meglio le risorse alla sua portata dimostrando una grande flessibilità trofica, relazionabile sia alle condizioni ambientali sia alle disponibilità stagionali (Lanszki *et al.*, 2009), oltrechè, in casi particolari, alla disponibilità di risorse alimentari di origine antropica (Yom-Tov e Mendelssonh, 1988; Yom-Tov, 2003).

Normalmente predilige prede di piccola- media taglia, raramente e solo quando è in branco, caccia animali di grandi dimensioni; generalmente le prede designate sono individui molto giovani o malati. Questo animale utilizza spesso risorse facilmente accessibili come, ad esempio, quelle derivanti da attività umane (surplus agricoli, carcasse di animali di allevamento, piccoli mammiferi che si trovano in abbondanza nelle zone agricole, rifiuti, scarti di macellazione) (Macdonald, 1979; Yom-Tov *et al.*, 1995; Lanszki *et al.*, 2010; Borkowski *et al.*, 2011). L'attività di necrofago, per cui è tristemente conosciuto, sembra in realtà occasionale o limitata ai territori in cui la specie risulta simpatica con altri grandi carnivori (Volozhennin, 1972).

Diversi studi condotti in Uzbekistan (Volozhennin, 1972), in Bangladesh (Jaeger *et al.*, 2007) e in Ungheria (Lanszki e Heltai, 2002), indicano che i micro-mammiferi sono la componente principale della dieta degli sciacalli che vivono in questi territori.

In Grecia (Giannatos *et al.*, 2009) e Israele (Borkowski *et al.*, 2011) la componente principale della dieta sembra invece essere rappresentata da animali domestici, in particolare pollame (in Israele) e ovini (in Grecia), probabilmente in relazione allo smaltimento illegale dei animali morti negli allevamenti.

Nel Nord della Croazia (Krystufek e Tvrtkovic, 1990) le prede preferenziali, anche a causa della scarsità di piccoli roditori, sembrano essere la lepre comune (*Lepus europeus*) e la quaglia (*Coturnix coturnix*) ma vengono riportati anche saltuari attacchi alle pecore domestiche (*Ovis aries*). Nella Dalmazia centrale (Radavic e Kovacic, 2010) le fonti alimentari principali sono il muflone (*Ovis musimon*) e il cinghiale (*Sus scropha*) anche se la lepre comune (*Lepus europeus*) rimane una componente importante della dieta.

In Bangladesh (Poche *et al.*, 1987), Ungheria (Lanszki *et al.*, 2010), Croazia (Radavic e Kovacic, 2010) e Grecia (Giannatos *et al.*, 2010), è stata verificata l'esistenza di un'importante porzione vegetale nella dieta degli sciacalli; inoltre viene riportato un consistente utilizzo della disponibilità alimentare presente nelle discariche, abusive e non.

In Africa in corrispondenza delle nascite degli gnu e di altri ungulati selvatici, gli sciacalli sono stati osservati mentre si nutrono delle placente di questi animali, comportamento che è stato osservato anche nei riguardi di alcune specie di ungulati domestici (Kingdon, 1977).

In Ungheria, dove gli sciacalli utilizzano ambienti caratterizzati da campi di cereali e boschi misti, la principale fonte di cibo è rappresentata da animali selvatici (micro-mammiferi e ungulati selvatici); mentre in Israele, area in cui la specie *target* utilizza ambienti urbani o suburbani, la maggior parte della dieta è costituita da animali domestici, quali capre e pecore, grazie alla grande disponibilità di carcasse e altro cibo di origine antropica, reso disponibile dall'intensivo utilizzo dell'ambiente da parte dell'uomo (Borkowski *et al.*, 2011).

In Italia, si hanno ancora poche informazioni riguardo alla dieta di questo animale vista l'assenza di studi specifici, ma i primi dati sembrano rilevare un buon utilizzo di piccoli mammiferi e di piccoli di ungulati selvatici come il capriolo (Lapini, 2003).

Diversi autori riportano che l'eccedenza alimentare viene spesso sotterrata dagli sciacalli in apposite "dispense", per poter essere utilizzato nei momenti di scarsa disponibilità alimentare (Rosevear, 1974; Kingdon, 1977).

Negli ambienti fortemente antropizzati e/o intensamente utilizzati per la produzione di derrate alimentari, l'importante aumento di disponibilità di cibo di origine antropica può innescare un drastico incremento della densità degli sciacalli, oltre che un probabile aumento delle interazione e conseguentemente dei conflitti con le attività antropiche (Macdonald, 1979; Yom-Tov *et al.*, 1995; Lanszki *et al.*, 2010; Borkowski *et al.*, 2011).

1.2.8 Etologia

Come abbiamo già descritto, lo Sciacallo Dorato è un animale estremamente flessibile sia dal punto di vista trofico sia dal punto di vista territoriale e questa peculiarità è riscontrabile anche per quanto riguarda le abitudini comportamentali, le quali possono variare a seconda della distribuzione e disponibilità delle risorse trofiche e spaziali (Macdonald 1979; Moehlman 1983, 1984, 1987, 1989; Jhala e Moehlman, 2004).

L'unità sociale di base è composta dalla coppia riproduttiva con la cucciolata dell'anno, ma è possibile che, dove le condizioni ambientali lo consentano e/o lo richiedano, la coppia sia coadiuvata da uno o più giovani dell'anno precedente che assolvono alla funzione di *helper* della coppia riproduttiva (Moehlman 1983, 1984, 1989). Gli *helper* o allogenitori (Mainardi, 1992) sono giovani che rinunciano alla propria riproduzione e aiutano la coppia riproduttiva nell'allevamento dei cuccioli, collaborando alla ricerca del cibo necessario alla femmina in allattamento, sorvegliando e alimentando i cuccioli una volta svezzati, difendendo il territorio del branco. Questo comportamento incide positivamente sulla fitness del branco, sia indirettamente diminuendo il carico di lavoro della coppia riproduttiva sia direttamente permettendo di allevare un maggior numero di cuccioli. Diversi studi dimostrano, infatti, come la presenza degli *helper* aumenta la probabilità di sopravvivenza dei cuccioli (Ginsberg e Macdonald, 1990; Jhala e Moehlman, 2004). Questa particolare forma di collaborazione è riportata per diverse specie oltre allo sciacallo e ha corrispettivi in altri gruppi di animali: negli uccelli, ad esempio la Ghiandaia della Florida (*Aphelocoma coerulescens*); nei mustelidi, ad esempio la mangusta nana (*Helogale parvula*); in molti invertebrati sociali, quali api (*Apis spp.*), termiti (*Isoptera spp.*) e formiche (*Formicidae spp.*) (Mainardi, 1992).

Gli allogenitori spesso sono imparentati con i genitori naturali e/o con i cuccioli, ma non obbligatoriamente. Esistono diversi casi documentati di altre specie animali in cui gli *helper* possono non avere nessun vincolo genetico con la "famiglia" in cui collaborano, come osservato ad esempio per il martino pescatore bianco e nero (*Ceryle rudis*). È accertato, infatti, che la coppia riproduttiva può accettare anche *helper* non imparentati, in particolare nei casi in cui la collaborazione è strettamente necessaria ad assicurarsi il successo riproduttivo (Mainardi, 1992).

Il ricorso agli *helper* è determinato principalmente dalla distribuzione delle risorse trofica e/o spaziale, oltre che dal reperimento di partner per formare una nuova coppia. Tuttavia capita che in assenza di una di queste due componenti sia più vantaggioso per i giovani rimanere all'interno di un branco già riproduttivo e contribuire alla crescita dei cuccioli, con i quali

spesso condividono parte del patrimonio genetico, ottenendo, così, un vantaggio in termini di fitness indiretta. Anche qualora l'*helper* non sia imparentato con i riproduttori, può comunque trarre vantaggi dalla collaborazione, sostituendo in un secondo momento uno dei due riproduttori o ereditandone il territorio. È stato inoltre rilevato che i giovani sciacalli che rimangono come *helper* in famiglia, grazie all'osservazione diretta delle cure parentali messe in atto dai genitori, sono in grado di apprendere quei comportamenti che aumenteranno successivamente la probabilità di sopravvivenza della loro futura prole (Krebs e Davies, 2002).

Normalmente, le femmine sono più propense a ricoprire il ruolo di *helper*, mentre i maschi giovani o subadulti tendono a lasciare il proprio gruppo familiare di origine a circa un anno di età, iniziando a spostarsi verso nuovi territori in cerca di femmine. Proprio questi spostamenti in fase giovanile sono alla base del processo di dispersione che porta alla formazione di nuovi branchi, oltretutto alla colonizzazione di nuove aree. I maschi sono portati a dispersioni spaziali maggiori rispetto alle femmine; quest'ultime, infatti, si spostano molto meno dai luoghi di nascita, dando sovente origine a gruppi familiari che per lo più si insediano vicino al proprio branco di origine (Lapini, 2010).

La composizione dei branchi è perciò molto variabile. In Tanzania, ad esempio, gli esemplari di Sciacallo Dorato di norma formano coppie che rimangono assieme per buona parte della vita, entrambi gli animali collaborano nell'attività di caccia, marcano e difendono attivamente il territorio, cercano il cibo e collaborano nell'allevamento dei cuccioli (Moehlman 1983, 1986, 1989). Dall'altro lato, uno studio specifico condotto in India, nelle regioni di Bhal e Kutch, ha dimostrato una notevole variabilità nel numero di individui per ciascun branco: il 35% degli animali monitorati apparteneva a gruppi sociali composti da due individui, il 14% apparteneva a gruppi sociali composti da 3 individui, il 20% circa apparteneva a gruppi sociali composti da più di 3 individui, mentre il restante 30% circa era formato da animali solitari (Jhala e Moehlman, 2004).

La marcatura territoriale, effettuata sia attraverso l'urina che attraverso le feci, è un comportamento abbastanza diffuso e generalmente più intenso nei dintorni delle tane e sulle vie di spostamento usate più frequentemente. Spesso è possibile trovare punti di marcatura in corrispondenza di incroci di sentieri o sul bordo di strade forestali ricadenti all'interno del territorio del branco e tali marcature sembrano avere un ruolo fondamentale nella difesa territoriale e nella distribuzione dei branchi contigui. In generale, il comportamento territoriale risulta, comunque, molto flessibile e l'organizzazione sociale può variare a seconda della disponibilità di cibo, delle aree rifugio e della densità della specie. A tal proposito sono

riportati in bibliografia sia casi di utilizzo esclusivo di un territorio da parte di un branco, come avviene in Tanzania (Moehlman, 1983), sia assembramenti in grosse comunità, la cui organizzazione sociale è tutt'ora poco chiara, come avviene in Israele (Borkowski *et al.*, 2011) e in India (Jhala e Moehlman, 2004).

In situazioni trofiche favorevoli e/o con risorse trofiche concentrate (discariche, grosse colonie di roditori, colture agricole), recenti studi telemetrici sembrano indicare una sovrapposizione dei territori di caccia di branchi differenti, mentre la difesa territoriale si intensifica, facendola diventare di fatto esclusiva, nella *core area* e in prossimità della tana (Jhala e Moehlman, 2004).

Anche l'estensione dell'*home range* può variare moltissimo in dipendenza soprattutto della disponibilità delle risorse trofiche. In bibliografie sono segnalate dimensioni di *home range* che vanno da un minimo di 0,11 Km² nel caso di sovrabbondanza di cibo, come per esempio le aree peri-urbane, ad un massimo 23 Km² (Macdonald, 1979). Singoli animali monitorati mediante telemetria, hanno mostrato comunemente spostamenti giornalieri anche di 12-15 Km, finalizzati alla ricerca del cibo o di habitat idonei (Jhala e Moehlman, 2004). Animali vaganti o membri non riproduttivi di un branco possono permanere diversi giorni nei pressi di una carcassa, anche a svariati chilometri di distanza dal loro territorio d'origine, al quale faranno ritorno non appena la risorsa alimentare sarà esaurita (Poche *et al.*, 1987).

Lo Sciacallo Dorato è considerato un animale crepuscolare. Si tratta infatti di una specie attiva principalmente al tramonto e all'alba, tuttavia può essere diurna in aree incontaminate, soprattutto in presenza di carnivori più grandi, o diventare strettamente notturna nelle aree fortemente antropizzate e/o disturbate (Rosevear, 1974; Ginsberg e Macdonald, 1990).

Le interazioni sociali sono composte da *pattern* comportamentali altamente ritualizzati, che si basano su *display* visivi e acustici standardizzati. Il *grooming* e il gioco sono attività fondamentali anche per stabilire e confermare le gerarchie all'interno del branco. I branchi hanno spesso cerimonie di saluto e vocalizzi corali che contribuiscono a rafforzare i legami di gruppo.

Comunicazione Acustica

La comunicazione acustica rappresenta uno dei *pattern* comportamentali di maggiore interesse dello Sciacallo Dorato, infatti questa specie è in grado di esprimere un repertorio vocale estremamente complesso e variabile, che non ha eguali tra i canidi, con notevoli differenze tra popolazioni diverse, branchi differenti e persino tra diversi individui.

Nel repertorio vocale dello sciacallo sono comuni 4 categorie di vocalizzi:

- **abbaio** (*bark*), un'emissione corta che viene emessa come minaccia o segnale di allarme ad intensità medio-bassa; quando ha funzione di allarme l'aria viene espulsa rapidamente dalla bocca e dal naso e si hanno più abbaia acuti in rapida successione;
- **abbaio-ululato** (*bark-howl*), caratterizzato da bassa frequenza e modulazione, è costituito da una breve serie di abbaia ravvicinati insieme, la cui funzione è quella di avvisare della presenza di una minaccia rilevante;
- **ululato** (*howl*), si tratta di vocalizzi di grande intensità e modulazione preceduti da abbaia, la cui funzione si ritiene essere quella di contatto tra individui; il singolo ululato può essere udito ad una distanza compresa tra i 7 e i 13 km di distanza e nonostante la grande variabilità intra-individuale è molto difficile, per l'uomo, riuscire a percepire le differenze tra i diversi individui;
- **ululato di gruppo** (*group howl*), più individui emettono ululati simultanei o in alternanza, seguendo schemi anche molto complessi; l'ululato corale inizia, generalmente, con un individuo che emette un lungo ululato monotono, il resto del branco si unisce in successione sovrapponendo ululati a varie frequenza e intensità, intramezzate da abbaia e guaiti sempre più frequenti, soprattutto nella parte finale; le funzioni di questa vocalizzazione sono quelle di rinforzare i legami all'interno del gruppo e di difendere il proprio territorio.

Queste ultime 2 tipologie di vocalizzazioni sono più comuni nel periodo riproduttivo, quando gli individui hanno la necessità di contattare conspecifici per formare nuove coppie, e nel periodo post riproduttivi quando la difesa dei cuccioli del territorio assumono un'importanza cruciale, mentre le prime due solo legate a situazioni di allarme (Jhala e Moehlman, 2004).

Nei territori in cui lo sciacallo convive con grandi predatori come tigri, iene e lupi viene riportato un segnale di allarme specifico che differisce dal normale repertorio acustico della specie (Jhala e Moehlman, 2004).

Appare pertanto evidente come, per questa specie, le vocalizzazioni assumano diverse e complesse funzioni: dal semplice e indispensabile segnale d'allarme ad una complessa serie di interazioni sociali quali la difesa del territorio, la ricerca del partner, il rinforzo della coesione e della gerarchie all'interno del gruppo.

Diversi autori (Giannatos, 2004; Jaeger *et al.*, 2007) riportano come i branchi di sciacallo siano maggiormente propensi a utilizzare l'ululato come difesa territoriale negli areali in cui la specie è presente con popolazioni consistenti. La frequenza delle risposta alle stimolazioni acustiche è, infatti, densità-dipendente in quanto nei territori in cui sono presenti numerosi

branchi ravvicinati gli ululati sono funzionali alla difesa del territorio, mentre laddove la densità è bassa è meno probabile che gruppi diversi entrino in competizione territoriale e abbiano la necessità di difendere attivamente il proprio *home range* (Lapini, 2010).

Occorre aggiungere che gli animali solitari, tendenzialmente, rispondono meno rispetto agli individui che compongono un branco (Giannatos *et al.*, 2005). Una possibile spiegazione a questo fenomeno è che gli individui solitari sono generalmente sub-adulti in dispersione, che quindi hanno interesse a passare il più possibile inosservati per evitare probabili interazioni aggressive da parte dei branchi residenti in una determinata area. I branchi e i loro componenti, al contrario, hanno tutto l'interesse a rispondere agli stimoli acustici, sia per segnalare la propria presenza e posizione rispetto al resto del gruppo, sia per manifestare la presenza di un branco territoriale agli eventuali rivali (Lapini, 2010).

Alcuni autori riportano che in India gli ululati spontanei sono più frequenti nel periodo tra dicembre e aprile rispetto al resto dell'anno. Questo comportamento porta a ipotizzare che i vocalizzi abbiano anche un importante ruolo nella definizione dei territori, oltre che nella difesa degli stessi (Jaeger *et al.* 1996). Altri autori riportano, invece, come nell'area dei Balcani le vocalizzazioni spontanee sono più frequenti nel periodo estivo, probabilmente in relazione all'uscita dalla tana dei cuccioli, i quali sono maggiormente propensi sia a vocalizzare che a rispondere alle vocalizzazioni (Giannatos, 2005; Radovic e Kovacic, 2010).

Comportamento Riproduttivo

Lo Sciacallo Dorato, come la maggior parte dei canidi, si riproduce generalmente una volta all'anno, anche se in bibliografia vengono riportati casi in cui lo stesso branco ha avuto più cucciolate nello stesso anno (Jhala e Moehlman, 2004). La durata del periodo riproduttivo varia a seconda della zona geografica e della popolazione, al fine di concentrare le nascite nel periodo di maggiore disponibilità trofica (Jhala e Moehlman, 2004). La notevole variabilità riscontrata anche in questo importante aspetto biologico dimostra ulteriormente la grande plasticità di questa specie. Ad esempio, in Tanzania il periodo riproduttivo va da ottobre a dicembre in coincidenza con la nascita delle Gazelle di Thomson (*Eudorcas thomsoni*) (Moehlman 1983; Ginsberg e Macdonald 1990); in India i parti avvengono tra febbraio a marzo in coincidenza con la fine dei monsoni; in Israele da ottobre a marzo (Jhala e Moehlman, 2004); in Bangladesh da dicembre a febbraio (Jaeger *et al.*, 1996); in Europa continentale generalmente tra aprile e maggio in coincidenza con le nascite degli ungulati e dei lagomorfi selvatici (Giannatos, 2004; Lapini, 2010).

Tra il momento in cui si forma la coppia e la monta possono passare anche diversi mesi, durante i quali la coppia affina l'affiatamento, collaborando nella caccia, nella marcatura e nella difesa territoriale, oltreché nella ricerca della tana. Gli sciacalli raramente scavano una tana *ex novo*, generalmente utilizzano cavità naturali o riadattano, se necessario, tane di altri animali come volpi (*Vulpes vulpes*) o tassi (*Meles meles*); in alcuni casi partoriscono in giacigli approntati in area con copertura vegetale fitta e impenetrabile. Le tane, quando sono scavate nel terreno, presentano solitamente più ingressi (da 1 a 3), sono composte da un corto corridoio con una stanza di circa 2-3 m di diametro e sono profonde 0,5-1 m.

La copula generalmente dura solo pochi secondi, tuttavia gli esemplari possono rimanere forzatamente uniti per diverso tempo dopo l'eiaculazione a causa di un aumento di volume del pene congestionato, come accade in altri canidi.

La gestazione dura circa 63 giorni e generalmente vengono partoriti dai 2 agli 8 piccoli con medie differenti a seconda della zona geografica. La crescita dei cuccioli è rapida: nati ciechi, aprono gli occhi tra il nono ed il tredicesimo giorno di vita, mentre già all'undicesimo giorno di vita iniziano ad avere i primi denti. Le prime uscite dei cuccioli all'esterno della tana avvengono solitamente tra la seconda e la terza settimana di vita (Moehlman e Hofer, 1997).

L'allattamento dura tra le 8 e le 10 settimane a seconda delle aree e della disponibilità trofica, ma i piccoli sono in grado di digerire la carne già alla terza settimana di vita. Durante l'allattamento il maschio e gli eventuali *helper* si occupano di procacciare il cibo e di portarlo alla tana per la femmina che non abbandona mai i piccoli. Questi ultimi, durante la fase di svezzamento, possono essere spostati in diverse tane (2-4) prima di poter seguire i genitori in maniera indipendente (Jhala e Moehlman, 2004).

La maturità sessuale viene raggiunta a circa 11 mesi per le femmine e intorno all'anno di età per i maschi (Kingdon, 1977); in linea di massima l'anno di età è anche il periodo in cui i giovani maschi lasciano il proprio gruppo familiare di origine, iniziando a spostarsi in nuovi territori in cerca di femmine. Le femmine invece sembrano più propense a restare a lungo con il gruppo familiare di origine, assumendo non di rado il ruolo di *helper* nell'allevamento dei cuccioli dell'anno successivo.

1.2.9 Interazioni Interspecifiche e Competitori

Lo Sciacallo Dorato nel suo ampio areale ha interazioni con un gran numero di specie e di contesti ecologici. Ad esempio, l'esistenza di tre specie simpatriche di sciacallo nell'Africa dell'est è parzialmente spiegabile grazie al grado di diversità relativamente alto che caratterizza gran parte degli ambienti africani, oltreché da una parziale ripartizione delle risorse sfruttabili da parte delle tre specie. Pertanto, la convivenza tra le differenti specie di sciacallo risulta essere relativamente pacifica, anche se in bibliografia sono riportati atti di infanticidio da parte di esemplari di Sciacallo Dorato nei confronti di cucciolate di Sciacallo Striato (Jhala e Moehlman, 2004; Loveridge *et al.*, 2004).

Come già riferito in precedenza, lo Sciacallo dorato ha la tendenza ad occupare le tane scavate da altri animali, quali la volpi, isticci e tassi, talvolta scacciandoli attivamente (Jhala e Moehlman, 2004).

In presenza di grandi predatori quali leoni (*Panthera leo*), tigri (*Panthera tigris*), leopardi (*Panthera pardus*), iena maculata (*Crocuta crocuta*) e dhole (*Cuon alpinus*), lo sciacallo assume frequentemente il ruolo di spazzino, attività che lo porta ad avere interazioni violente con predatori di maggiori dimensioni (Moehlman 1986; Jhala 1994). In diversi studi condotti in India, ad esempio, lo sciacallo è stato osservato seguire branchi di lupi in caccia e nutrirsi delle loro prede ma non è stata rilevata alcuna reazione ostile dei lupi nei confronti degli sciacalli (Jhala 1991 e 1994). In Europa al contrario viene riportata una competizione diretta tra le 2 specie, essendo stati osservati branchi di lupi che scacciano attivamente gli sciacalli dal proprio territorio (Giannatos, 2004). Inoltre, pare che lo Sciacallo Dorato mostri una predilezione per le aree non utilizzabili dal lupo, quali ad esempio la costa dalmata (Krofel, 2009), e incrementi sia spazialmente che numericamente la propria popolazione nelle aree in cui la popolazione di lupo è assente o in declino (Riga, 2002; Giannatos, 2005).

Per quanto riguarda l'interazione con altri predatori, in Europa lo Sciacallo Dorato entra in competizione in particolare con la volpe rossa, essendovi una larga sovrapposizione delle relative nicchia ecologiche (Lanszki e Heltai, 2002). In questo caso si assiste generalmente ad una diminuzione delle popolazioni di volpe in relazione all'aumentare della presenza dello sciacallo (Scheinin *et al.*, 2006).

Lo Sciacallo Dorato, infine, costituisce una preda e una fonte di cibo abituale per la iena striata (*Hyaena hyaena*) e per la iena maculata (*Crocuta crocuta*), oltreché una preda preferenziale per il pitone (*Python morulus*), ma non si esclude che la specie target possa essere predata occasionalmente anche da altri grandi carnivori. Viene infine riportato come gli

sciacalli, soprattutto le popolazioni che vivono in prossimità d'insediamenti umani, vengono frequentemente inseguiti e talvolta uccisi anche da cani domestici e/o inselvaticiti (Jhala e Moehlman, 2004).

1.2.10 Conflitti con l'uomo

La maggiore fonte dei conflitti tra le popolazioni di Sciacallo Dorato e l'attività antropica è rappresentata dalle predazioni da parte della specie *target* su animali domestici, specialmente piccoli animali da cortile e ovicaprini. In alcune aree rurali, inoltre, gli sciacalli possono creare ingenti danni a orti e colture agricole specifiche, quali i campi di meloni, i vigneti, le piantagioni di caffè, canna da zucchero e di ananas, come accade frequentemente in Israel, Bangladesh ed India (Jhala e Moehlman, 2004). A causa dei danni da predazione, lo sciacallo si è attirato, localmente, l'ostilità di agricoltori e allevatori, con conseguenze estreme come le campagne di eradicazione della Grecia negli anni '70 (Giannatos *et al.*, 2005) e quella avvenuta in Israele nel 1963 (Yom-Tov e Mendelsohn, 1988).

In generale comunque i danni all'attività agricola e/o zootecnica sono concentrati nelle zone in cui si ha un'alta densità di sciacalli. Si possono avere conflitti accentuati anche nelle località in cui la specie *target* mostra una maggior abitudine alla presenza umana, spesso in conseguenza alla grande facilità di accesso alle risorse trofiche di origine antropica (come i rifiuti) o dove sono state attuate manipolazioni dell'habitat che hanno portato ad un incremento innaturale della popolazione (Yom-Tov *et al.*, 1995; Giannatos, 2004).

Lo Sciacallo Dorato non è una specie particolarmente ambita per il mondo venatorio, infatti la letteratura non segnala casi di pressioni venatorie consistenti e/o di traffici commerciali legati a questa specie e/o a parti di essa, tuttavia, in alcuni contesti, sono segnalate attività di bracconaggio organizzato e conseguente commercializzazione delle pelli e delle code, oltreché la caccia ad uso alimentare in alcuni contesti tribali dell'India (Jhala e Moehlman, 2004). Gli sporadici conflitti con il mondo venatorio sono noti in quanto lo sciacallo è ritenuto responsabile di incidere in maniera negativa su specie di interesse venatorio come capriolo, lagomorfi e fasanidi.

Un ultimo, ma non meno importante, motivo di conflitto può essere sicuramente quello di ordine sanitario. Lo sciacallo infatti può costituire un vettore di trasmissione di importanti zoonosi come la rabbia silvestre e il cimurro. Non è raro, infatti, che sciacalli rabidi, nell'India rurale, attacchino animali domestici, cani e perfino persone. In alcuni studi condotti in Tanzania, infine, lo sciacallo dorato è risultato positivo a diversi patogeni trasmissibili e

talvolta fatali per i cani domestici, come parvovirus canino, herpesvirus canino, coronavirus canino e adenovirus canino (Jhala e Moehlman, 2004).

1.2.11 Stato di Conservazione

Lo stato di conservazione della specie è, allo stato attuale di conoscenze, abbastanza controverso: la tendenza mondiale, ad eccezione che nelle aree protette e nei santuari, sembra essere in declino (Jhala e Moehlman, 2004). Il declino sembra essere imputabile, principalmente, al cambiamento di gestione delle aree agricole nelle aree storiche di presenza della specie; in queste aree le piccole fattorie non irrigate con presenza degli animali da cortile, a cui lo sciacallo si era ben adattato, stanno venendo rapidamente sostituite dall'agricoltura intensiva o da aree fortemente industrializzate, portando ad una progressiva sottrazione di *habitat* idoneo per la specie. In alcuni casi la specie, grazie alla grande plasticità ecologica, riesce a sopravvivere in piccole popolazioni disgiunte, mentre in altri casi si estingue localmente, al pari di altre specie selvatiche (Jhala e Moehlman, 2004). In alcune realtà locali, come in Israele, esistono inoltre dei piani di eradicazione della specie anche attraverso campagne di avvelenamento (Jhala e Moehlman, 2004).

In Europa, al contrario, il trend negli ultimi 20 anni sembra essere positivo, fatta eccezione per la popolazione greca. La specie, in seguito ad un forte declino, ha infatti mostrato una buona capacità di espansione in tempi brevi e una grande attitudine al recupero, grazie a condizioni ambientali favorevoli (Giannatos, 2004). Per questa ragione, lo sciacallo non è protetto in gran parte dell'areale e non è compreso nelle più restrittive Appendici della Direttiva Habitat 42/93 CEE, nè nelle prime Appendici della CITES (International Convention on Trade of Endangered Species). A livello internazionale, la specie è stata inserita nella lista rossa della IUCN, classificata al livello *least concern* (LC), ritenuta cioè a basso rischio di estinzione (Jhala e Moehlman, 2008).

In Europa sono state definite diverse strategie conservative nelle varie nazioni e in linea di massima ogni Paese ha adottato una diversa linea d'azione riguardo a questa specie. In Bulgaria, ad esempio, il rapido aumento della popolazione ha comportato l'esclusione della specie dalla lista degli animali protetti, oltreché a campagne di contenimento numerico (Riga, 2002); anche nei Paesi balcanici l'aumento della specie, in relazione alla contrazione dell'areale del lupo, ha comportato la richiesta di specifici piani di abbattimento (Riga, 2002). La tendenza generale nei Paesi europei, almeno a livello legislativo, è favorevole alla presenza e conservazione di questo canide. Ciò è dimostrato dal fatto che molti paesi, in cui la specie è stata una "recente" acquisizione, come Austria e Slovenia, ne hanno imposto la

protezione inserendola in liste di conservazione nazionali, anche se con modalità diversa. Nonostante questo intervento si hanno ancora casi di abbattimenti illegali di sciacalli durante i prelievi venatori che riguardano la volpe (Krofel e Potocnik, 2008).

In Italia la specie è sotto la tutela dalla legge 157/92 “Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio”, non può essere pertanto cacciata o abbattuta in nessun modo. Nonostante lo stato di specie particolarmente protetta, anche in Italia sono noti abbattimenti illegali e uccisioni involontarie causate da errori di riconoscimento da parte dei cacciatori, in particolare durante le battute di caccia alla volpe (Riga, 2002).

In gran parte del suo areale di distribuzione, come in Italia, gli investimenti stradali sono una delle maggiori cause di mortalità per questa specie, specialmente nella stagione riproduttiva e durante la dispersione dei sub-adulti. Anche la pratica illegale, localmente ancora diffusa, dell'impiego di bocconi avvelenati e/o dell'utilizzo di anticoagulanti per la derattizzazione, possono costituire un'ulteriore minaccia per la sopravvivenza e l'espansione della specie in Italia.

1.3 **Sistemi di Rilevamento di canidi selvatici**

Il primo problema che si presenta a chi vuole intraprendere uno studio su una specie rara e/o elusiva è quello di trovare un opportuno sistema per rilevarla. Le tecniche potenzialmente impiegabili sono molteplici, la scelta pertanto deve essere fatta in funzione di un'ottima conoscenza della biologia della specie e degli obiettivi che si vogliono perseguire, oltreché sulla base della disponibilità economica e di forza lavoro di cui si dispone.

Diverse tecniche sono, usualmente, impiegate per rilevare la presenza e l'abbondanza dei canidi selvatici quali ad esempio: il fototrappolaggio, la ricerca di segni di presenza su transetti, passando per il rilevamento delle fatte, il campionamento della mortalità su strada, la radiotelemetria, i questionari somministrati a cacciatori, agricoltori e/o altri portatori d'interesse. Il monitoraggio mediante la registrazione di risposte a stimolazioni bioacustiche (ululato indotto) è una delle tecniche più comuni (Gese, 2004). La tecnica è stata sviluppata, inizialmente, per monitorare la presenza del lupo, *Wolf-Howling*, secondo le linee guida tracciate sperimentalmente da Harrington e Mech (1982) ed in seguito è stata stato utilizzato ampiamente in molti studi condotti su tale specie (Fuller e Sampson, 1988; Llaneza *et al*, 2005; Marucco *et al*, 2009). Questo tipo di monitoraggio è stato in seguito adattato e applicato anche su altre specie di canidi, come i coyote (Gese e Ruff, 1998) e gli sciacalli (Giannatos, 2004; 2005; Krofel, 2007; 2008; 2009). Sebbene ad oggi non esistano lavori sperimentali che quantifichino l'efficienza del *Jackal Howling* (equivalente al Wolf Howling, ma applicato al monitoraggio dello sciacallo) nel rilevare la presenza della nostra specie *target*, l'utilizzo di stimolazioni bioacustiche è comunemente accettata come una delle tecniche più efficienti per stimare l'abbondanza relativa dei canidi che utilizzano gli ululati per comunicare (Gese, 2004).

Nello specifico, la tecnica prevede la riproduzione mediante playback di ululati specie specifici pre-registrati, attraverso appositi emettitori, al fine di stimolare una risposta della specie oggetto del monitoraggio e registrarne gli eventuali ululati di risposta indicativi della presenza. In alcuni protocolli utilizzati per il lupo è previsto che sia lo stesso operatore a imitare con la propria voce l'ululato (Gese, 2004). Questo metodo di monitoraggio si basa sull'assunto che i canidi in generale, e gli sciacalli nel nostro caso specifico, siano predisposti a rispondere ad emissioni con frequenza analoga a quelle del loro ululato, poiché per queste specie le vocalizzazioni hanno funzioni, oltre che sociali, anche di difesa del territorio e/o delle risorse (cuccioli, prede, tane etc.), come già riportato in precedenza (paragrafo 1.10.1).

Inoltre, il corretto utilizzo di questa tecnica richiede la capacità dell'operatore di discriminare le risposte di specie diverse di canidi, ad esempio degli sciacalli da quelle di cani o lupi, oltreché quella di distinguere gli ululati dei cuccioli da quelli degli adulti.

Questa tecnica consente, pertanto, di verificare la presenza della specie *target*, stimare il numero minimo di gruppi familiari, accertare eventi riproduttivi e localizzare i *randez-vous* presenti nell'area di studio. E' necessario tuttavia precisare che, se una risposta attribuibile con certezza alla specie *target* è una indicazione inequivocabile della sua presenza, l'assenza di risposte non implica automaticamente l'assenza della specie *target*. È possibile, infatti, che gli animali possano non rispondere alla stimolazione, a causa di svariati motivi, come ad esempio: la lontananza dalla *core area*, la paura, il periodo di stimolazione errato; oppure la loro eventuale risposta potrebbe non essere udibile dall'operatore perché proveniente da una distanza troppo elevata o perché le condizioni d'ascolto non sono ottimali (ad es. con vento contrario). Il *Jackal-Howling* è una tecnica d'indagine che non permette, pertanto, di effettuare stime precise del numero di individui e/o di branchi della specie di interesse in una determinata area, tuttavia risulta essere un efficace metodo per determinare il numero minimo di individui, di branchi e di eventi riproduttivi.

Si tratta comunque di una tecnica che, pur nella sua semplicità, risulta influenzata da diverse variabili, quali la tipologia dello stimolo, l'etologia della specie oggetto di studio, la formazione degli operatori, le condizioni ambientali e quelle operative. Analizzeremo adesso più nel dettaglio le diverse variabili menzionate al fine di capire in che modo esse possono influenzare l'efficacia di un piano di monitoraggio basato sul *Jackal-Howling*:

1. **Tipologia dello stimolo.** L'emissione può essere corale o singola, la qual cosa può indurre tipi di risposte diverse da parte di gruppi e/o individui solitari. Anche il volume di emissione può essere una variabile determinante in quanto, ad esempio, gli animali potrebbero essere inibiti in caso di emissioni effettuate a volumi troppo alti.

2. **Etologia della specie.** Gli individui solitari tendono a rispondere meno rispetto ai gruppi familiari, soprattutto quando vengono stimolati con registrazioni di ululati corali. Come già descritto nell'introduzione (paragrafo 1.10.1), secondo alcuni autori la frequenza di risposta alle stimolazioni è densità dipendente (Macdonald, 1979; Jhala e Moehlman, 2004; Giannatos, 2005; Krofel, 2008), ciò implica che i gruppi che occupano le zone più marginali dell'areale di distribuzione di una popolazione hanno un tasso di risposta inferiore rispetto ai gruppi che vivono al centro delle stesse. Un altro

fattore che influenza la frequenza delle risposte è sicuramente legato all'età degli individui, è infatti dimostrato come i cuccioli e i giovani siano tendenzialmente più inclini a vocalizzare rispetto agli adulti. Infine, anche la stagionalità influenza in maniera significativa il tasso di risposta: durante il periodo riproduttivo (gennaio-marzo) e nel periodo in cui i cuccioli escono dalla tana (giugno-agosto) il tasso di risposta è più elevato rispetto ad altri periodi dell'anno.

3. **Formazione dell'operatore.** Si tratta della capacità della persona di udire e discriminare gli ululati e di attribuirli correttamente alla specie. E' stato stimato che la massima distanza a cui è possibile udire una risposta di sciacallo è di 2-2,5 km in ambiente aperto mentre si riduce in bosco e in ambiente montuoso (Giannatos *et al.*, 2005). Risulta, pertanto, fondamentale calibrare il piano sperimentale in modo che gli operatori possano operare in condizioni ideali.

4. **Condizioni ambientali.** Le condizioni climatiche (vento, pioggia, nebbia, etc.) possono influenzare la diffusione del suono oltre che la capacità dell'operatore di percepire le eventuali risposte. La morfologia e l'orografia dell'area di studio possono avere una forte influenza sulla dispersione del suono, fungendo da canali o da barriere per la diffusione delle vocalizzazioni.

5. **Variabili operative.** L'orario in cui si eseguono le emissioni è un fattore fondamentale per la riuscita dei piani di monitoraggio: i tassi di risposta generalmente sono massimi durante le ore notturne, periodo in cui diminuiscono le fonti di disturbo antropico e si ha una minor probabilità di interazioni con la popolazione umana.

Anche l'eventuale presenza e/o vicinanza di fonti di disturbo, quali strade, torrenti, fiumi, ferrovie, etc, può condizionare significativamente sia l'emissione che la registrazione dei suoni.

1.4 **Analisi dell'uso dell'habitat**

I modelli descrittivi/predittivi di distribuzione spaziale delle specie (Boyce e McDonald, 1999, Guisan e Zimmermann, 2000), chiamati anche funzione di selezione delle risorse (Manly *et al.*, 1993), hanno costituito, nel recente passato, un campo d'indagine in forte espansione poiché costituiscono un valido strumento per facilitare la comprensione delle esigenze vitali delle specie (a livello di nicchia ecologica) e della loro distribuzione potenziale (Hierzel *et al.*, 2006). In generale, questi modelli consentono di analizzare la relazione tra la presenza di una specie *target* in una data area e le variabili (biotiche ed abiotiche) che definiscono la stessa area (Guisan e Zimmermann, 2000).

In particolare nel recente passato, i modelli di preferenza dell'habitat sono stati largamente utilizzati per quantificare le relazioni habitat-animale (Beyer *et al.*, 2010). Gli animali generalmente sono spinti da esigenze contrastanti o difficilmente conciliabili, come il bisogno di mangiare, di difendere un territorio, di trovare un partner sessuale e di evitare i predatori. La necessità di bilanciamento tra queste esigenze viene generalmente mediata dall'animale stesso attraverso un continuo adattamento della propria posizione nello spazio (Hebblewhite e Merrill, 2009). Attraverso l'analisi delle dinamiche relative all'utilizzo degli habitat, distribuiti eterogeneamente nello spazio, si può iniziare a comprendere le esigenze complesse che influenzano il comportamento e di conseguenza la fitness dell'animale (Rosewanzweig, 1991; Morrissi, 2003; Gaillard *et al.*, 2010). Studi di questo tipo, già di per sé articolati, necessitano di essere ben definiti sulla base di precise scale spaziali. Johnson (1980), a tal proposito, ha introdotto il concetto di ordine di selezione delle risorse, attraverso il quale ha evidenziato la necessità di vincolare l'analisi della selezione delle risorse, da parte di una specie *target*, a precisi ordini di grandezza strutturati gerarchicamente. L'autore sostiene che un processo è gerarchicamente superiore ad un altro se quest'ultimo ne è condizionato dal di sopra (ad esempio la scelta dell'habitat all'interno dell'home range è di livello superiore rispetto alla scelta degli habitat dell'home range). Con tali presupposti l'autore classifica i processi di selezione secondo 4 ordini di grandezza che possono essere descritti come segue:

- **1°Ordine di selezione.** È il raggio d'azione fisico e geografico di una data specie.
- **2°Ordine di selezione.** Determina l'home range di un individuo o gruppo sociale.
- **3°Ordine di selezione.** Investiga l'utilizzo dei vari habitat all'interno dell'home range.
- **4°Ordine di selezione.** Analizza l'utilizzo dei prodotti alimentari tra quelli disponibili.

Questo tipo di approccio è poi stato ripreso da numerosi altri autori. È noto, infatti, come molte specie animali siano condizionate nei loro pattern comportamentali in maniera differenziale a seconda della variabile ambientale e della scala a cui vengono investigate, pertanto le relazioni tra il paesaggio e l'utilizzo dello stesso da parte degli animali spesso necessitano di indagini multi-scalari (Johnson, 1980; Anderson *et al.*, 2005; Boyce, 2006). Questo approccio diventa ancora più importante quando si esamina la dinamica di selezione delle risorse in habitat frammentati o in paesaggi antropizzati (Anderson *et al.*, 2005).

Sebbene i primi tentativi di creare dei modelli per studiare la correlazione tra la distribuzione di una specie e il clima sembrano risalire al 1924, è grazie allo sviluppo delle scienze informatiche e statistiche, nonché dal contemporaneo sviluppo teorico dell'ecologia predittiva, che questi modelli sono stati implementati, diventando un importante strumento per gli studi ecologici (Visintin, 2012). L'implementazione dei modelli in ambiente GIS, infine, ha reso possibile un utilizzo degli stessi su ampia scala, di conseguenza negli ultimi tempi è sensibilmente cresciuto anche il numero di pubblicazioni scientifiche sull'argomento e/o su argomenti correlati (Beyer *et al.*, 2010).

In questo contesto il modello logistico rappresenta una delle metodologie più utilizzate per formulare una Funzione di Selezione delle Risorse, cioè un'espressione matematica in grado di sintetizzare il processo di selezione dell'habitat di una specie al fine di prevederne la distribuzione (Boyce & McDonald 1999; Manly *et al.* 2003; Meriggi *et al.*, 2011).

Tuttavia, nonostante l'immenso potenziale applicativo di questi modelli, anche questa tecnica non è indenne da problematiche e limiti.

In prima luogo, l'applicazione dei modelli può essere fortemente limitata o influenzata dal dato di partenza. I modelli basati su dati empirici, ad esempio, sono di gran lunga i più potenti, tuttavia raccogliere i dati in maniera opportuna può risultare molto dispendioso in termini di tempo denaro e forza lavoro. Generalmente i modelli empirici mettono in relazione la presenza di una specie con una serie di variabili ambientali, predittive o descrittive, che potrebbero descrivere la selezione o la preferenza specie-specifica per alcuni tipi di variabili. In secondo luogo, quando si utilizzano i modelli per descrivere la selezione delle risorse da parte degli animali generalmente si fa un confronto tra: dati di presenza e dati di assenza della specie nell'unità campionaria; dati di presenza e disponibilità di unità campionarie; dati di assenza e disponibilità di unità campionarie (Manly *et al.*, 2002). Tuttavia, mentre la maggior parte dei sistemi di monitoraggio/censimento lasciano pochi dubbi sui dati relativi alla presenza di una specie, l'affidabilità del dato di assenza è influenzata dalle caratteristiche

biologiche ed ecologiche della specie, dalla capacità di rilevarla, nonché dalla strategia di campionamento selezionata (Mackenzie e Royle, 2005).

Inoltre, come evidenziato da Mackenzie e colleghi (2002), la maggior parte dei modelli descrittivi/predittivi si costruisce a partire dai dati di presenza di una specie, tuttavia non sempre la probabilità di rilevamento di una specie è uguale ad 1. Al contrario, nella maggior parte dei casi la capacità di rilevamento di una specie mediante le normali tecniche di censimento/monitoraggio comporta implicitamente una capacità di rilevamento della specie < 1 . Questo problema ha delle grosse implicazioni metodologiche, poiché animali presenti ma non censiti possono portare ad errori nel campionamento delle aree non utilizzate e/o disponibili, con conseguente perdita di capacità descrittiva/predittiva da parte del modello (Mackenzia *et al.*, 2002; 2003; 2005). Al fine di limitare questo problema, i ricercatori suggeriscono una metodologia di stima dell'“*occupancy*”, attraverso la quale è possibile calcolare, a partire da un campionamento finalizzato e dalla probabilità di rilevamento specifica del campionamento, una stima dell'uso del territorio che tenga conto anche della frazione di animali presenti ma non censiti. Sfortunatamente, come ammesso dagli stessi autori, gli assunti necessari per applicare queste analisi sono spesso troppo stringenti per i comuni *design* di studio. Inoltre, la fase analitica può risultare molto complessa per un naturalista e spesso necessiterebbe della collaborazione di statisti esperti (Mackenzie e Royle, 2005).

Un'altra rilevante problematica correlata a questo tipo di metodologia è la dipendenza dei risultati dalla scelta soggettiva di cosa viene ritenuto una potenziale risorsa per gli animali.

Nel recente passato, infatti, diversi autori (Manly *et al.*, 2002; Keating e Cherry, 2004; Johnson *et al.*, 2006), hanno proposto un acceso dibattito sull'opportunità di utilizzare la regressione logistica per gli studi di selezione dell'habitat. Il dibattito verte, in particolare, sull'opportunità di utilizzare questo tipo di analisi quando si utilizzano dei protocolli di raccolta dati del tipo uso vs. disponibilità. La regressione logistica applicata a questa tipologia di protocollo, contemplata da Manly e colleghi (2002) seppur entro ben definiti assunti pratici e analitici, viene, infatti, caldamente sconsigliata da Keating e Cherry (2004) poiché i due autori attribuiscono alla metodologia due ordini di problemi: il primo è un problema teorico relativo all'utilizzo dell'applicazione della regressione logistica per massimizzare la verosimiglianza dei modelli di uso vs disponibilità; il secondo concerne la possibile contaminazione del campione relativo alle risorse disponibili, con la presenza di unità campionarie utilizzate ma non classificate come tali a causa di limiti impliciti della tecnica di campionamento. Johnson e colleghi (2006), infine, dimostrano che, sebbene le preoccupazioni

manifestate da Keating e Cherry (2004) siano valide da un punto di vista concettuale, al lato pratico la maggioranza dei casi di studio reali abbiano dimostrato una buona robustezza per entrambi i problemi descritti.

In generale, si può affermare che determinare l'uso/preferenza di una risorsa comparando i dati di presenza di un animale con i dati relativi alle risorse disponibili può comportare errori importanti derivanti dalla scelta iniziale delle variabili da considerare, come evidenziato da diversi autori (Johnson, 1980; Manly *et al.*, 2002; Johnson *et al.*, 2006; Beyer *et al.*, 2010). In particolare, Beyer e colleghi (2010) hanno dimostrato chiaramente come le deduzioni che possono risultare dai modelli di utilizzo delle risorse sono influenzate dalla soggettività nel definire cosa è disponibile per un animale e dal problema di quantificare l'accessibilità locale alle risorse disponibili.

Nonostante i problemi appena illustrati, i modelli di preferenza sono stati applicati a numerosi studi di matrice ecologica come la ricerca biogeografica, l'analisi della disposizione degli home range, l'analisi delle interazioni intra ed inter-specifiche spazialmente mediate, l'analisi dell'uso dello spazio all'interno del home-range, le dinamiche di popolazione, i modelli meccanicistici di movimento, il miglioramento dei *design* dei corridoi ecologici (Beyer *et al.*, 2010). Diversi autori hanno evidenziato come l'applicazione di modelli basati sulla selezione delle risorse possa, in generale, rappresentare un potente strumento per la gestione della fauna selvatica e per gli studi di tipo ecologico, a patto che venga programmata attentamente a partire dal protocollo di raccolta dati e che le deduzioni tratte dai modelli siano attentamente "pesate", soprattutto in relazione alla loro estensione nello spazio e nel tempo. come evidenziato anche da altri autori (Manly *et al.*, 2002; Keating e Cherry, 2004; Johnson *et al.*, 2006; Beyer *et al.*, 2010).

1.5 **Finalità della ricerca.**

Il presente lavoro si prefigge di contribuire ad implementare il quadro conoscitivo su presenza e utilizzo dell'habitat da parte dello Sciacallo Dorato nell'Italia nord orientale.

Vista la limitata disponibilità di informazioni pregresse sull'argomento, il primo obiettivo dell'attività di ricerca effettuata è stato quello di applicare un protocollo di monitoraggio standardizzato, basato sulla tecnica del Jackal Howling, allo scopo di accertare la presenza e l'eventuale persistenza della specie nell'area di studio. La tecnica di monitoraggio adottata ha consentito di eseguire una stima, vincolata temporalmente al periodo di studio, della popolazione minima presente nell'area campione.

La seconda parte del lavoro è stata finalizzata a investigare eventuali correlazioni tra la presenza dello Sciacallo Dorato e alcune variabili ambientali. Lo scopo è stato quello di verificare se esistono processi di selezione positiva o negativa, da parte della specie *target*, per specifici parametri ambientali biotici (copertura forestale, presenza di prede potenziali, presenza di competitori, etc.), abiotici (altitudine, rugosità, etc.) o perturbazioni di origine antropica (densità della viabilità stradale, presenza di centri abitati, attività agricole etc.). Mediante opportune analisi Gis, a partire da poche banche dati georiferite (Carta Corine Land Cover del FVG, DTM Regionale del FVG) e da alcuni database sviluppati su base comunale (Censimenti venatori del FVG, Censimento generale dell'Agricoltura- ISTAT 2010), sono stati definiti alcuni indici ambientali che descrivono le caratteristiche del territorio che sembrano influenzare la selezione e l'uso del territorio da parte dello Sciacallo Dorato.

Infine, sono stati sviluppati alcuni semplici modelli descrittivi dell'uso dell'habitat da parte della specie nell'area di studio.

Il presente progetto di ricerca non si prefigge di fornire un prodotto finito, né tantomeno un quadro esaustivo sulle conoscenze relative alla specie *target*. Infatti, in questa fase dello studio, riteniamo estremamente arduo riuscire a fornire un censimento esaustivo della popolazione di Sciacallo Dorato in Friuli Venezia Giulia e ancora più improbabile riuscire a sviluppare dei modelli predittivi in grado di spiegare, in maniera completa, l'utilizzo dell'habitat da parte della specie oggetto di questo studio.

Ciò nonostante, col presente elaborato, ci auspichiamo di fornire indicazioni utili ad approfondire il quadro conoscitivo sulla specie raccogliendo informazioni che, a partire da

dati empirici, possano essere propedeutiche a successive e più approfondite indagini scientifiche oltrechè a fornire indicazioni utili in chiave gestionale e conservativa.

1 Tabella riassuntiva degli obiettivi del lavoro con relative ipotesi e metodologie.

Obiettivo	Ipotesi	Metodologia seguita
Verificare la presenza e persistenza dello sciacallo dorato nell'area di studio.	<ul style="list-style-type: none"> Lo sciacallo dorato è presente nell'area di studio non solo occasionalmente (con animali vaganti) ma anche con branchi riproduttivi più o meno stabili. 	<ul style="list-style-type: none"> Monitoraggio esaustivo dell'area di studio mediante la tecnica del <i>Jackal Howling</i>.
Individuazione di idonei indici in grado descrivere le relazioni tra presenza della sciacallo e variabili ambientali.	<ul style="list-style-type: none"> Alcune variabili ambientali possono essere selezionate positivamente o negativamente dalla specie <i>target</i>. Esse sono rappresentate diversamente nelle aree frequentate dagli sciacalli rispetto alle aree in cui la loro presenza non è stata accertata. 	<ul style="list-style-type: none"> Definizione di idonei indici descrittivi mediante i quali quantificare le diverse variabili ambientali potenzialmente correlate alla presenza dello sciacallo. Spazializzazione dei risultati ottenuti. Confronto, mediante analisi statistiche, tra le caratteristiche ambientali delle aree con presenza di sciacalli e delle aree di controllo.
Creazioni di semplici modelli descrittivi in grado di fornire indicazioni sull'utilizzo del territorio da parte della specie <i>target</i>	<ul style="list-style-type: none"> Il territorio viene utilizzato dallo sciacallo in maniera differenziale a seconda delle variabili ambientali che lo caratterizzano. L'importanza delle variabili ambientali per la specie <i>target</i> varia a seconda della scala d'indagine a cui si lavora. 	<ul style="list-style-type: none"> Analisi delle funzioni di preferenza delle caratteristiche ambientali mediante l'applicazione di modelli di selezione dell'habitat.

2 Materiali e Metodi

2.1 Area di studio

2.1.1 Inquadramento Generale: Il Friuli Venezia Giulia

La regione Friuli Venezia Giulia è situata nella parte nord-orientale della penisola italiana (Figura 8). Confina a Nord con l'Austria e a est con la Slovenia. A sud si affaccia sul mare Adriatico e ad ovest confina con la regione Veneto. Da un punto di vista strettamente geomorfologico la regione può essere suddivisa in 4 zone predominanti (Figura 9):

- **zona montana:** è situata nella parte Nord della regione e comprende le Prealpi Carniche a nord-ovest, le Alpi Carniche a nord, le Alpi Giulie e le Prealpi Giulie a nord-est. Questa zona è caratterizzata principalmente da vasti boschi di conifere e di faggio, pascoli d'alta quota, laghi di montagna e una fitta rete idrografica a carattere torrentizio.
- **zona collinare:** è situata a sud dell'area montana e nel settore est della regione, lungo il tratto centrale del confine con la Slovenia. Si tratta in prevalenza di aree coperte da boschi collinari, con vegetazione fortemente differenziata in relazione ai suoli, al grado di umidità e all'esposizione (AAVV, 2008).
- **zona di pianura:** situata tra la zona collinare e la zona costiera, è attraversata dalla fascia delle risorgive, che la divide in alta e bassa pianura friulana. L'intera zona di



Figura 8 Mappa dell'Italia con la regione FVG ed i suoi confini messi in evidenza.

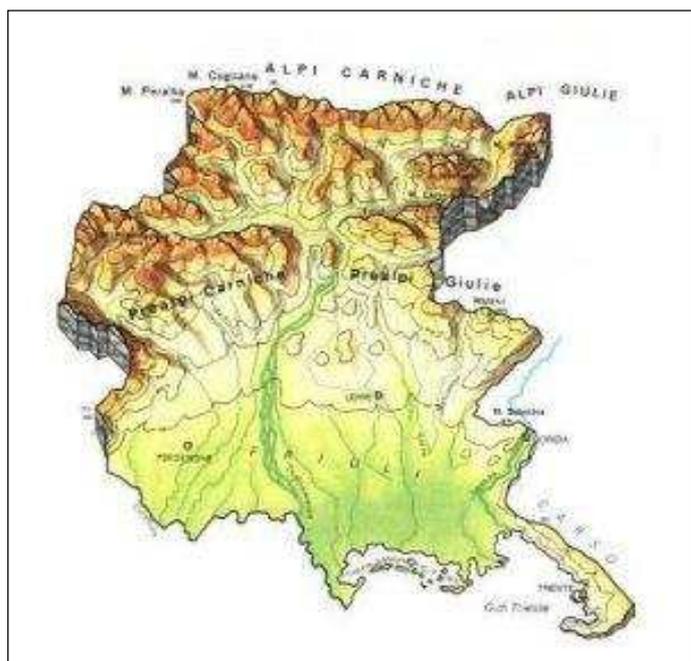


Figura 9 Mappa del Friuli Venezia Giulia con rappresentate le 4 principali categorie geomorfologiche presenti.

pianura risulta essere fortemente antropizzata e/o a forte vocazione agricola. Esiste tuttavia un ambiente di grande importanza naturalistica anche nella zona di pianura: la prateria arida o Magredi. I Magredi costituiscono un ambiente simile alle steppe dell'Asia centrale, anche se una differenza sostanziale è costituita dall'origine dei Magredi che al contrario delle steppe asiatiche non si originano per la siccità, visto che il Friuli è una delle regioni più piovose d'Italia, ma a causa del fortissimo potere drenante dei terreni (AAVV, 2008).

- **zona costiera:** può essere ulteriormente suddivisa in due sotto-aree, quella occidentale e quella orientale, separate dalla foce del fiume Isonzo. A ovest della foce la costa è bassa e sabbiosa con ampie lagune, mentre a est la costa sale verso le scogliere, dove l'altopiano carsico incontra l'Adriatico. L'altopiano carsico, che si estende nell'entroterra delle province di Trieste e Gorizia, è caratterizzato da numerose cavità e alcuni fiumi sotterranei.

Il Friuli Venezia Giulia è caratterizzato da un'elevata diversità paesaggistica, frutto della grande diversità morfologica e dalla coesistenza di aree a differente carattere bioclimatico. La diversità paesaggistica del territorio regionale è elevata a tal punto che sono state descritte ben quattro ecoregioni al suo interno: l'ecoregione alpina, l'ecoregione dinarica, l'ecoregione illirica e l'ecoregione padana. Le ecoregioni sono ampie aree della superficie terrestre ecologicamente omogenee, all'interno delle quali specie e comunità naturali interagiscono in modo discreto con i caratteri fisici dell'ambiente.

Il clima delle montagne è tipicamente alpino, d'inverno le temperature raggiungono -10/-20°C mentre d'estate la temperatura non è mai molto elevata. L'area montana è particolarmente piovosa poiché i venti umidi sciroccali attraversano la pianura fino a scontrarsi con i rilievi alpini, dove l'aria trasportata si raffredda, l'umidità si condensa e si trasforma in abbondanti precipitazioni. Il Friuli Venezia Giulia è la regione più piovosa della penisola italiana. Nella località di Musi, ad esempio, il valore medio delle precipitazioni annue è di 3313 mm.

La fascia della pianura centrale è interessata da clima continentale, mentre l'altopiano carsico presenta particolari caratteristiche climatiche dovute al soffiare del vento gelido di Bora, che discende dai valichi delle Alpi Giulie e interessa tutto il golfo di Trieste.

2.1.2 Strategia di Campionamento

Il primo obiettivo del presente lavoro è di verificare la presenza della specie *target* nel Friuli Venezia Giulia. Data la sporadicità delle segnalazioni, negli ultimi trenta anni, e considerando

la marginalità della nostra area di studio rispetto alle zone in cui vivono le principali popolazioni europee, abbiamo ritenuto di dover monitorare una specie a bassa densità, la cui localizzazione e persistenza sul territorio erano sconosciute.

Dato il quadro generale appena descritto, in accordo con quanto suggerito da MacKenzie e Royle (2005) per il monitoraggio di specie rare ed elusive, abbiamo optato per monitorare, compatibilmente alla nostra disponibilità logistica, il più alto numero di unità di campionamento (quadranti) possibile limitando al minimo il numero di repliche all'interno dello stesso quadrante.

Il territorio del Friuli è stato suddiviso, pertanto, su base GIS in una griglia dall'origine geografica casuale composta di quadrati di $3 \times 3 \text{ km}^2$, mediante il programma open source QGIS (Quantum GIS 1.8.0-Lisboa-> Vettore-> Strumenti di Ricerca->Reticolato vettoriale), ogni quadrante è stato identificato con un ID univoco.

Il protocollo di campionamento ha dovuto tenere conto anche dell'esigenza di minimizzare i costi (in termini di spostamenti di veicoli e di notti/uomo) e massimizzare le superfici coperte con il monitoraggio. Per la selezione dei quadranti da monitorare, analogamente a quanto realizzato da Giannatos e colleghi (2005) in Grecia, abbiamo selezionato le aree di monitoraggio a partire dalle segnalazioni storiche delle specie ed estendendo la ricerca alle aree limitrofe e ad altre aree potenzialmente vocate, a parere d'esperto.

L'area di studio è composta pertanto dai 149 quadranti monitorati nelle 5 sessioni di Jackal Howling, in totale è stata monitorata un'area complessiva di circa 1350 km^2 (corrispondenti a circa il 15% della superficie del Friuli Venezia Giulia).

Le analisi sull'uso dell'habitat, tuttavia, sono state limitate unicamente ai 142 quadranti monitorati nell'ambito delle prime 4 sessioni, per una superficie totale di 1278 km^2 . Questa decisione è stata effettuata, poiché mentre nelle prime 4 sessioni è stato applicato un protocollo di monitoraggio estensivo, nella 5 sessioni abbiamo adottato un protocollo differente concentrato intorno alle aree in cui la presenza della specie target era già stata rilevata. Pertanto i dati relativi alla 5 sessione sono stati utilizzati unicamente per le analisi riguardanti alla presenza della specie *target*.

I 142 quadranti da $3 \times 3 \text{ km}$ (9 km^2) sono stati ritenuti scelti come unità campionaria per lo studio dell'habitat poiché hanno una superficie in grado di rappresentare con una discreta approssimazione un potenziale home range della specie *target*, in cui lo sforzo di campionamento è stato, entro impliciti limiti logistici, costante.

Successivamente, col fine di investigare eventuali effetti scalari nella selezione dell'habitat, abbiamo affiancato ai 40 punti di presenza certa della specie, ottenuti mediante le 4 sessioni di

Jackal Howling (paragrafo 3.1), 284 punti random "di controllo", ricadenti sempre all'interno dei 142 quadranti monitorati, ottenuti attraverso un'elaborazione base del Software Qgis (Qgis 1.8->Vettore-> Strumenti di ricerca-> Punti Casuali). Il numero di punti casuali è stato calcolato in modo tale che, in ogni macrozona, si mantenesse un rapporto di almeno 1:3 tra le localizzazioni accertate ed i punti di controllo, e che il rapporto tra le macrozone ed il numero di punti fosse proporzionale alle dimensioni delle macrozone stesse.

Analogamente a quanto proposto da Boyce e colleghi (2003) sono state calcolate 4 scale spaziali intorno a ciascun punto mediante il calcolo di buffer (Qgis 1.8->Vettore-> Strumenti di Geoprocessing-> Buffer) rispettivamente da 250 m, 500m, 1000 m e 2000 m di raggio.

2.1.3 Macrozone

Alla luce delle enormi diversità ambientali presenti nella regione Friuli Venezia Giulia, abbiamo ritenuto opportuno considerare, all'interno dell'area di studio, sei macrozone definite sulla base di una maggior coerenza geografica, morfologica ed ecologica.

Le macrozone sono state identificate e utilizzate nell'intento di verificare eventuali utilizzi differenziali dell'habitat a una scala di dettaglio più raffinata. La definizione delle macrozone è stata effettuata sulla base delle conoscenze pregresse dell'area di studio (a parere d'esperto), e successivamente validata attraverso opportune analisi statistiche.

Pertanto le macrozone utilizzate nel presente studio sono state:

- **Macrozona Carso**

Il nome Carso deriva dalla parola tedesca "Karst", che a sua volta rimanda alla parola indoeuropea "Kar" che significa rupe, roccia. Il Carso è infatti un ambiente caratterizzato da forme geomorfologiche estremamente peculiari, dovute alle caratteristiche chimiche e strutturali delle rocce che ne formano il substrato, oltreché all'azione dell'acqua e degli agenti atmosferici che agiscono su di esse.

Il termine carsismo, oggi utilizzato in tutto il mondo per definire l'insieme di fenomeni correlati all'erosione chimico-fisica delle rocce carbonatiche e della speleogenesi, è stato coniato proprio per descrivere questi luoghi e successivamente esteso per descrivere processi analoghi presenti in altre aree.

In generale, il carsismo è un fenomeno correlato a zone temperate e con estese precipitazioni. In queste condizioni, l'acqua agisce sulla roccia sia meccanicamente, erodendola attraverso lo scorrimento superficiale e sotterraneo, sia chimicamente, favorendo il processo di

dissoluzione del carbonato di calcio. Il calcare subisce, infatti, tanto più l'azione corrosiva dell'acqua quanto più è puro e quanto più l'acqua è acida. Lo sviluppo dei fenomeni carsici, pertanto, varia a seconda delle caratteristiche chimiche e strutturali delle rocce calcaree, del grado di purezza della roccia, delle caratteristiche geomorfologiche del territorio, oltreché naturalmente in funzione delle caratteristiche climatiche della zona.

L'insieme di questi fattori condiziona in maniera importante la morfologia superficiale di quest'area, determinando la formazione di particolari forme geomorfologiche. Le doline, ad esempio, sono conche imbutiformi di larghezza variabile più o meno profonde, i cui versanti sono di solito scarsamente ricoperti di vegetazione mentre il fondo è generalmente coperto da terra rossa e può nascondere uno o più inghiottitoi, ossia fessure di differente ampiezza e forma, attraverso le quali defluiscono le acque piovane per poi confluire nel sottosuolo. Altro tipico esempio di forma carsica di superficie sono i cosiddetti "campi solcati", ovvero solchi erosivi generalmente paralleli e più o meno profondi, che ricordano i solchi lasciati sul terreno dalle ruote dei carri. Tuttavia, il più conosciuto fenomeno carsico è rappresentato dalle grotte, la cui origine è dovuta principalmente al flusso delle acque nelle falde sotterranee.

Da un punto di vista climatico, la macrozona Carso è caratterizzato da inverni freddi ed estati calde con scarse precipitazioni, e da un'intensa piovosità primaverile e autunnale. In realtà esistono importanti variazioni microclimatiche legate a particolari situazioni topografiche e geomorfologiche, come ad esempio nelle doline più ampie, in cui spesso si registra il fenomeno dell'inversione termica: la parte più alta della dolina è più calda e secca rispetto al fondo della dolina stessa dove l'ombra e un maggior tasso di umidità spesso contribuiscono ad un clima più fresco. Questi diffusi fenomeni microclimatici influiscono in maniera importante anche sulla presenza delle associazioni vegetali che caratterizzano questa macroarea.

Il Carso presenta alcune formazioni vegetazionali caratteristiche, strettamente associate a quest'area quali ad esempio: il bosco carsico e la landa carsica.

Il bosco carsico è costituito da numerose specie di latifoglie in cui, generalmente, dominano il carpino nero (*Ostrya carpinifolia*) e l'orniello (*Fraxinus ornus*); in associazione con queste è possibile incontrare anche specie introdotte dall'uomo, come il pino nero (*Pinus nigra*) e la robinia (*Robinia pseudoacacia*). Il bosco carsico è quasi sempre ridotto a una boscaglia non particolarmente fitta e appare frammentato e luminoso rispetto a un comune bosco di latifoglie europeo situato allo stesso orizzonte altimetrico. La situazione attuale è dovuta ad anni di sovra-sfruttamento di questo habitat da parte dell'uomo, che ha portato il bosco carsico ad essere ridotto, appunto, ad una macchia discontinua; nel recente passato, con l'intento di

porre rimedio al disboscamento intensivo perpetuato, sono state inserite alcune delle specie alloctone sopra citate, che hanno portato però un ulteriore scompenso.

La landa carsica, invece, è un ambiente caratterizzato dalla presenza di pascoli di grandi estensioni, sebbene recentemente, anche in seguito alla drastica diminuzione della pastorizia, è stato invaso da arbusti e cespugli in grado di sopravvivere bene anche in terreni poveri e poco profondi. Nonostante la turbativa portata degli impatti antropici, la landa carsica è tutt'oggi un ambiente ricco di biodiversità, nel quale fioriscono molte specie vegetali rare e/o endemiche.

Anche le doline e i loro immediati dintorni presentano un microclima e di conseguenza una copertura vegetale quantomeno peculiare: nelle doline più ampie e/o poco profonde si ritrova una vegetazione simile a quella di superficie, mentre in quelle molto profonde vi è la presenza di specie vegetali alpine e continentali, a causa del già citato fenomeno dell'inversione termica (durante l'inverno in una dolina profonda sessanta metri, ad esempio, si può avere la stessa temperatura che in montagna si ha a 1500-1600 metri di quota).

- **Macrozona Val Aupa- Glazzat**

La Val Aupa, benché venga comunemente considerata all'interno delle Alpi Carniche, è in realtà la congiunzione tra queste ultime e le Alpi Giulie, e proprio in relazione alla sua posizione geografica "privilegiata" presenta caratteristiche comuni ad entrambi i gruppi montuosi. Il territorio della Val Aupa è suddiviso tra i comuni di Pontebba e di Moggio Udinese, entrambi in provincia di Udine.

Analogamente alle sette valli costituenti la Carnia, la Val Aupa è una valle di origine fluviale, attraversata dall'impetuoso torrente omonimo. Sovrastata dal complesso roccioso del Monte Sernio, che con i suoi 2187 m rappresenta una delle cime meno elevate dell'area, presenta caratteristiche geologiche e bioclimatiche specifiche. L'area è caratterizzata da estesi affioramenti di rocce carbonatiche sedimentarie, appartenenti ad un periodo compreso tra il Carbonifero superiore e il Permiano inferiore.

Il clima prevalente è caratterizzato da temperature medie annuali piuttosto basse e precipitazioni abbondanti, soprattutto durante il periodo invernale.

La vegetazione è quella tipica dell'arco alpino: è presente una fascia inferiore occupata da estese faggete, dove l'abete rosso (*Picea abies*) e l'abete bianco (*Abies alba*) si mescolano al faggio (*Fagus sylvatica*). Questo tipo di vegetazione sparisce gradualmente lasciando il posto, ad un'altitudine di 1400 m slm, alla pecceta pura ad abete rosso. Oltre questa zona vi sono vaste praterie umide, nelle quali spicca la presenza del pino mugo (*Pinus mugo*) e della

Genista radiata. Questa macrozona è oggi scarsamente abitata in seguito al progressivo abbandono delle montagne ed è poco sfruttata da attività antropiche, anche a causa delle frequenti frane e delle periodiche alluvioni.

- **Macrozona Prealpi Carniche e Alta Val Tagliamento**

Questa macrozona si sviluppa intorno al corso settentrionale del fiume Tagliamento, oltreché su alcuni versanti montuosi a occidente del fiume stesso.

Il paesaggio predominante è quello caratteristico delle Prealpi Orientali, determinato da un contorno dolomitico e da vallate strette e lunghe. Circondata dalle Alpi Carniche che le fanno da contorno, l'alta Val Tagliamento è costituita da rocce calcaree, dolomie e selci.

Il clima è caratterizzato da inverni rigidi ed estati fresche, con abbondanti precipitazioni e talvolta forti venti. Dal punto di vista vegetazionale, è possibile osservare diverse associazioni vegetali in relazione a differenti fasce altitudinali: al di sotto dei 400-500 metri di quota si ha la prevalenza di boschi di rovere (*Quercus petraea*) e castagno (*Castanea sativa*), che lasciano il posto man mano che si sale di quota a faggete, pinete (boschi mesofili e submesofili) ed infine ad abetaie e lariceti. Al di sopra dei 1500 metri si ha una rarefazione dello strato arboreo fino al raggiungimento del limite altimetrico della vegetazione d'alto fusto che si attesta intorno ai 1700 metri (il più basso di tutta la zona alpina a causa delle correnti fredde che arrivano dalle regioni siberiane e danubiane), oltre il quale si trovano i pascoli montani arricchiti da rododendro rosso (*Rhododendron ferrugineum*), genziane selvatiche (*Genziana* spp.), mughetti (*Pinus mugo* spp.) e arbusteti di mirtillo (*Vaccinium* spp.) ed erica (*Erica* spp.). Oltre i 2000 metri, infine, si hanno paesaggi di roccia calcarea dove solo poche piante erbacee riescono a vivere.

L'intera area è caratterizzata dai cicli alluvionali del Tagliamento e dei suoi principali affluenti quali il Lumiei, il Fella, il Degano e il But.

- **Macrozona Prealpi Giulie**

Il complesso montagnoso delle Prealpi Giulie è costituito dall'insieme delle alture che, situate dell'estrema parte orientale del Friuli Venezia Giulia, precedono le Alpi e si estendono dalle Prealpi Carniche fino al Carso goriziano. Il territorio delle Prealpi Giulie è limitato a sud-ovest dalla pianura friulana e a nord-est dalla val Resia e dalla sella del monte Guarda. Tra le cime più importanti si segnalano il Monte Canin (2587 m), la cima più alta delle Alpi Giulie a ridosso delle Prealpi, il Monte Plauris (1958 m), il Monte Lavara (1907 m), i Monti Musi (1878 m), il Monte Guarda (1760 m), il Monte Cuzzer (1463 m) e il Monte Chila (1421 m).

La natura carbonatica dei suoi massicci ha permesso la formazione di diffusi e importanti fenomeni carsici, inoltre l'evoluzione della regione alpina avvenuta nel corso dei millenni ha fortemente caratterizzato questa area, in cui è possibile trovare a poca distanza l'una dall'altra sia morfologie fluviali, sia morfologia tipicamente carsiche oltre a quelle tipicamente glaciali. Nelle parti superiori delle valli, sono ancora ben visibili antichi archi glaciali perfettamente conservati e in particolare, immediatamente a Nord della cima del M.te Canin, persiste un piccolo residuo di ghiacciaio.

Nella zona delle Prealpi del Torre è stato istituito, nel 1996, il Parco Naturale delle Prealpi Giulie che ha una superficie di circa 10.000 ettari.

Il territorio è caratterizzato da elevata piovosità, sui Monti Musi in particolare si registrano tra le più abbondanti precipitazioni a livello europeo; le temperature relativamente miti e le escursioni termiche limitate concorrono a determinare un regime climatico di tipo oceanico che favorisce, assieme alla particolare natura dei terreni (substrato geologico), lo sviluppo di una vegetazione ricca e diversificata.

In generale in questa macrozona, soprattutto sui suoli evoluti, predominano faggi (*Fagus sylvatica*), abeti rossi (*Picea abies*), castagni (*Castanea sativa*), larici (Gen. *Larix*), e boschi di latifoglie. Nelle zone più calde e sui suoli più primitivi, quindi più poveri, permeabili o poco profondi, predominano carpini neri (*Ostrya carpinifolia*) ed ornielli (*Fraxinus ornus*). Il patrimonio floristico è costituito da più di 1200 specie e sottospecie, con oltre 60 endemismi.

- **Macrozona Pianura**

La macrozona Pianura costituisce, tra quelle prese in considerazione in questo lavoro, quella più dispersa spazialmente. Caratterizzata da una discreta presenza antropica e da una forte vocazione agricola, presenta zone di pregio e ad alta naturalità, come ad esempio i magredi, il medio corso del fiume Tagliamento e del torrente Torre, alcune interessanti zone di risorgiva. Con i suoi 170 km di lunghezza e un bacino idrico di quasi 3000 km², il Tagliamento è il fiume più importante del Friuli Venezia Giulia, oltre ad essere uno dei pochi in Europa (e l'unico dell'arco alpino) ad avere una morfologia a canali intrecciati, cioè un letto ghiaioso molto ampio, lungo il cui percorso si intrecciano numerosi canali, che permettono la formazioni di isole vegetate e barre ghiaiose. E' ritenuto un ecosistema estremamente prezioso, in quanto costituisce un corridoio fluviale praticamente integro, essendo privo di interventi strutturali antropici nell'intero suo bacino.

E' costituito da ghiaie di differente natura e origine, che riflettono la composizione litografica del bacino montano. L'alveo del fiume è caratterizzato da una importante permeabilità, che

determina la diminuzione della sua portata lungo il corso dell'alta pianura, mentre nella bassa pianura il fiume recupera gran parte delle acque e mantiene una portata piuttosto regolare fino alla foce, soprattutto grazie alla presenza di diverse risorgive.

Per quanto riguarda la vegetazione, il fiume rappresenta un corridoio naturale che mette in comunicazione gli ambienti montani e quelli di pianura, permettendo l'instaurarsi di associazioni vegetali tipiche dei ghiaioni di montagna; questo fenomeno è chiamato dealpinismo. A seconda della distanza dai canali attivi del fiume e quindi alla probabilità di inondazione in caso di piena, si possono osservare diverse zone ognuna con una vegetazione caratteristica:

- il greto attivo, caratterizzato da una vegetazione pionieristica erbacea in grado di resistere alle frequenti inondazioni;
- i banchi ghiaiosi più elevati, dove si ha una frequenza di inondazione inferiore e le isole vegetate che separano i diversi canali tra loro sono caratterizzate dalla presenza di arbusti, pioppi neri (*Populus nigra*) e salici bianchi (*Salix alba*).
- gli spazi golenali più esterni, dove si hanno inondazioni solo in casi eccezionali e dove la vegetazione permanente è principalmente costituita da pioppi bianchi (*Populus alba*) e ontani neri (*Alnus glutinosa*).

Anche il torrente Torre, se pur con proporzioni notevolmente inferiori, è caratterizzato da abbondanza di materiale solido, trasportato durante gli eventi di piena o sottratto alle sponde franose, che forma un ampio letto ghiaioso spesso asciutto. Per queste sue caratteristiche il Torre costituisce un importante ambiente naturale, con un paesaggio molto eterogeneo caratterizzato dalla presenza di una importante zona planiziale. Il paesaggio è dominato da boschi di acacie (*Acacia* spp.) e da faggete ed è soggetto al fenomeno del carsismo.

I Magredi, infine, il cui nome significa "terra magra", sono caratterizzati da un'area a copertura erbosa composta da specie adattate a vivere su un suolo estremamente permeabile e arido, nonostante il Friuli Venezia Giulia sia la regione più piovosa d'Italia. Si tratta di un'area in provincia di Pordenone, situata nel punto dell'alta pianura dove le acque dei torrenti Cellina e Meduna sprofondano nella falda; infatti, i depositi ghiaiosi di questi torrenti hanno originato una serie di coni detritici che si allargano nella pianura e costituiscono l'ossatura principale sulla quale si sviluppa l'ambiente dei Magredi.

L'elemento più caratteristico di questo ambiente sono i sassi, che con la loro permeabilità, fanno scomparire l'acqua e la convogliano poi nella zona delle risorgive; da ciò deriva la singolarità di questo paesaggio, il suo microclima e di conseguenza la vegetazione.

Questa macrozona è costituita da vaste praterie di graminacee e arbusti, che danno un aspetto steppico al paesaggio, caratteristica che è accentuata dalle frequenti alluvioni, dal disboscamento attuato dall'uomo e dall'azione degli animali al pascolo.

- **Macrozona Valli del Natisone**

Le Valli del Natisone si trovano nella parte più orientale della regione Friuli Venezia Giulia e costituiscono la dorsale meridionale delle Prealpi Giulie. Sono formate dalla valle del Natisone propriamente detta e da quelle percorse dai suoi affluenti: l'Alberone, il Cosizza e l'Erbezzo da un lato; il Rio Bianco, il Cernavoda e il Namlen dall'altro, secondo un sistema vallivo a ventaglio, convergente verso sud. Il percorso del Natisone è particolarmente tortuoso e attraversa valli profonde, lambendo il Monte Mia e il Monte Matajur. Lungo il suo percorso riceve numerosi affluenti, tra i quali il torrente Lerada ed il rio Namlen.

Il paesaggio di quest'area è caratterizzato da basse montagne (800-1200 m s.l.m) di forma tondeggiante, costituite principalmente da formazioni eoceniche di marne e arenarie (flisch eocenico) e da affioramenti calcareo - dolomitici in corrispondenza delle sommità dei rilievi. Tra i rilievi svetta la cima del monte Matajur (1641 m) ma tra le cime più elevate sono da annoverare anche il monte Joanaz (1167 m), il monte Vogu (1124 m) ed il monte Mia (1244 m).

Il clima è temperato, con temperature minime pari a -13°C e massime pari a $+36^{\circ}\text{C}$. Le precipitazioni sono elevate, con medie di 2000 mm l'anno, con le massime in primavera ed autunno.

La vegetazione, tipica dei terreni sfruttati in passato per la produzione di legna da ardere, è costituita, nella zona pedemontana, da boschi di castagno (*Castanea sativa*) o cedui di nocciolo (*Corylus avellana*) con acero (*Acer pseudoplatanus*) e frassino maggiore (*Fraxinus excelsior*). Nella fascia vegetazionale più alta si trovano, invece, vasti boschi di faggio (*Fagus sylvatica*), talvolta sostituiti da peccete ad abete rosso (*Picea abies*), spesso di origine antropica. Nelle fasce culminanti le peccete lasciano posto ad estesi pascoli magri a *Molinia arundinacea*, talvolta colonizzati da ginepro (*Juniperus communis*). Nei fondovalle trovano posto scarse coltivazioni, per lo più a mais, mele e patata, alcuni frutteti e vigneti e ampie zone a pascolo, là dove persiste la zootecnia a gestione familiare.

2.2 La Tecnica del Jackal-Howling: **Protocollo di Monitoraggio**

Per il presente studio è stato sviluppato un apposito protocollo d'indagine, ispirato a quello utilizzato da Giannatos *et al.* (2005) e replicato in Slovenia (Krofel, 2007); abbiamo, tuttavia introdotto alcune modifiche al fine di calibrare il monitoraggio sulle caratteristiche della nostra area di studio e su uno sforzo di campionamento sostenibile dal nostro gruppo di ricerca.

Il nostro protocollo ha previsto l'emissione di ululati pre-registrati in orario notturno, da un'ora dopo il tramonto ad un'ora prima dell'alba, al fine di concentrare lo sforzo di campionamento nel periodo della giornata in cui l'attività degli animali è massima e il disturbo antropico è minimo.

Le dimensioni dei quadranti sono state appositamente ridotte, rispetto a quelle dei protocolli utilizzati in Grecia ed in Slovenia (Giannatos *et al.*, 2005; Krofel, 2007), usualmente da 4x4 km², poiché abbiamo ritenuto che, data la morfologia accidentata della nostra area di studio, il raggio medio d'ascolto di ogni singola stazione d'emissione non superasse la dimensione di 1,5 km (contro gli 2/2,5 Km stimati da Giannatos (2005) in territori aperti).

In linea generale è stata posizionata una stazione in ognuno dei quadranti monitorati. Nei quadranti in cui la morfometria è risultata particolarmente accidentata e/o erano presenti importanti fonti di disturbo (fiumi, autostrade etc.), sono state posizionate ulteriori stazioni allo scopo di garantire una copertura ottimale dell'intera area di studio.

Le stazioni di stimolazione sono state selezionate con un criterio semi-opportunistico, in modo tale che:

- ogni punto di emissione fosse posizionato il più centralmente possibile e fosse localizzato in una posizione dominante in modo da favorire la diffusione del suono;
- le stazioni fossero posizionate lontano da fonti di disturbo sia antropico (strade, ferrovie, paesi) che naturale (fiumi, torrenti, cascate),
- le stazioni fossero, comodamente, raggiungibili in automobile o con brevi tragitti a piedi, al fine di ottimizzare il lavoro degli operatori.

Ogni stazione è stata identificata univocamente con un nome e un codice, oltreché con precise coordinate raccolte mediante l'utilizzo di un GPS cartografico. Infine, tutte le stazioni sono

state accorpate in transetti di 6-10 unità, al fine di razionalizzare gli spostamenti e ottimizzare i tempi di percorrenza.

Il protocollo applicato in questo studio ha previsto che ognuno dei transetti venisse percorso da una squadra composta da almeno 2 operatori per due notti consecutive. La direzione di percorrenza e il punto di partenza sono stati invertiti (l'ultima stazione della prima notte era il punto di partenza della seconda notte), al fine di minimizzare l'effetto dell'orario sul tasso delle risposte. In ogni stazione di emissione, gli operatori si premuravano di minimizzare il disturbo nei confronti della specie *target* limitando l'utilizzo dei fanali della macchina, i rumori e l'utilizzo di luci frontali durante le stimolazioni. Come ulteriore precauzione, gli operatori attendevano circa 2 minuti prima di iniziare la sessione di stimolazione acustica. Ogni sessione di stimolazione acustica era costituita da 5 playback (o trial) di tracce preregistrate della durata di 30 secondi ciascuno, che venivano riprodotti a volumi crescenti e con intervalli di 3 minuti tra un trial ed il successivo. La 1° emissione è stata eseguita a un volume basso, poi la 2° e la 3° con un volume crescente, la 4° e la 5° al massimo volume; per evitare distorsioni il volume dell'MP3 è stato mantenuto costante mentre si lavorava sul volume dell'emettitore.

Terminato l'ultimo trial, gli operatori aspettavano ulteriori 10 minuti al fine di registrare eventuali risposte di animali con tempi di refrattarietà allo stimolo più lunghi della media.

In caso di risposta certa da parte della specie *target*, il protocollo veniva interrotto immediatamente (indipendentemente dal numero di trial effettuati), evitando in tale modo successive interazioni potenzialmente invasive per gli esemplari monitorati. Per ogni stimolazione, gli operatori registravano su un'apposita scheda di campo (Allegato 1) i dati relativi ad ogni sessione di stimolazione acustica, nello specifico:

- data
- condizioni meteorologiche
- fase lunare
- transetto
- nome degli operatori
- nome delle stazioni di emissione.

Inoltre, per ogni stazione venivano registrate:

- ora d'inizio delle stimolazioni
- presenza, direzione e intensità del vento
- eventuali fonti di disturbo.

Infine, nel caso di risposta da parte di animali, per ogni risposta venivano riportate:

- la specie
- il numero di animali (animale singolo o gruppo)
- il trial di risposta
- la durata della risposta
- la direzione della risposta in gradi azimut
- la distanza stimata della risposta
- la presenza/assenza di eventuali cuccioli

Non sempre è stato possibile attribuire con sicurezza la risposta alla specie *target*, pertanto alcune risposte sono state classificate come dubbie. Nello specifico sono state classificate dubbie le risposte che gli operatori non attribuivano con certezza (probabilità del 100%) alla specie *target*. Ciò può accadere quando le risposte provengono da distanze superiori a 2 km o in condizioni d'ascolto non ottimale (es. presenza di fonti di disturbo, etc.). Le risposte dubbie non sono state utilizzate per le analisi. Per quanto riguarda le risposte certe, sono state definite risposte di branco, unicamente quelle risposte in cui due o più animali hanno risposto contemporaneamente da una stessa direzione; sono state definite risposte di animali singoli, le risposte in cui è stato possibile distinguere la risposta di un solo animale; infine sono stati ritenuti appartenenti a branchi riproduttivi, solo le risposte in cui è stato possibile distinguere, senza alcun dubbio, le vocalizzazioni dei cuccioli e degli adulti in risposte contemporanee.

Infine, precisiamo che per limitare le incertezze non sono state effettuate stimolazioni nelle giornate di pioggia e/o di vento medio-forte. Le informazioni riportate sulle singole schede, sono state inserite in un unico database creato mediante l'utilizzo di un foglio di lavoro Excel e organizzate in modo tale da poter essere comodamente estratte per le analisi statistiche.

2.2.1 Strumentazione

Emettitore

Tutte le stimolazioni acustiche sono state effettuate utilizzando appositi emettitori (Fig. 10).

Gli strumenti utilizzati per la realizzazione del nostro protocollo di ricerca sono stati costruiti appositamente ad una ditta specializzata con caratteristiche tecniche in grado di riprodurre il più fedelmente possibile suoni della frequenza acustica degli ululati. Nello specifico ogni emettitore era costituito da una tromba esponenziale ad alta qualità di dimensioni 280x170x215 mm, un amplificatore da 20 W di potenza collegato ad uno specifico circuito equalizzatore che garantisce uno spettro di frequenze ottimale compreso tra 550 Hz e 3000 Hz. L'intero impianto era alimentato da una batteria da 12 volt ricaricabile, posizionata all'interno dello strumento



Figura 10. Emettitore utilizzato per il protocollo di monitoraggio mediante la tecnica del monitoraggio

stesso per renderlo comodamente trasportabile. All'emettitore veniva collegato un comune lettore MP3 di uso commerciale contenente le tracce registrate, tramite l'apposito jack.

Tracce Audio

Per le stimolazioni sono state utilizzate tracce di sciacallo preregistrate in Slovenia e in Grecia; durante una stessa sessione è stata utilizzata sempre la stessa traccia. Per l'intero progetto di monitoraggio sono state utilizzate principalmente 2 tipi di tracce della durata di 30 secondi:

- **Tracce corali:** contenenti la registrazione di un ululato di un branco composto da 3/4 esemplari;
- **Tracce di coppia:** contenenti la registrazione di un ululato di una coppia.

La scelta di utilizzare differenti tracce, nei due differenti periodi dell'anno monitorati, è una modifica da noi apportata al protocollo, basata sulle conoscenze biologiche della specie.

In estate, quando i branchi di sciacalli raggiungono il numero più alto di esemplari in concomitanza con la nascita dei cuccioli, abbiamo ritenuto di utilizzare le tracce corali, poiché si è pensato potessero costituire uno stimolo maggiore per branchi con importanti risorse da difendere (tana, cuccioli). Mentre in inverno è stata utilizzata una traccia con un ululato di coppia nel tentativo di stimolare anche le risposte di animali singoli in dispersione, che si è ritenuto potessero essere intimoriti dall'ululato di branchi numerosi, ma avrebbero potuto rispondere, con più probabilità, a pochi animali data la necessità di trovare un partner sessuale.

GPS

La georeferenziazione di tutte le stazioni di emissione, i percorsi dei transetti ed i gradi azimut delle risposte sono stati registrati utilizzando un GPS Cartografico modello Garmin Oregon 450.

2.2.2 Georeferenziazione dei siti di risposte ottenute mediante Jackal Howling

Al fine di determinare con precisione la distribuzione degli sciacalli sul territorio si è voluto calcolare il punto di provenienza di ogni risposta della specie *target*. A tale scopo è stata utilizzata una semplice formula trigonometrica che, a partire dalle coordinate in formato UTM-WGS 84 della stazione di emissione, grazie alla conoscenza dell'angolo azimut da cui provengono le risposte oltreché alla stima della distanza, permette di ottenere le coordinate della posizione da cui la risposta registrata proveniva.

Questa metodologia di calcolo, per sua natura, può essere condizionata da un'importante fonte d'errore implicito: la stima della distanza e della direzione di provenienza delle risposte. La stima di questi parametri viene, infatti, fatta empiricamente dall'operatore che può essere indotto in errori anche considerevoli sia per la poca esperienza che per alcune variabili ambientali non controllabili (orografia, rumore di fondo etc.). Al fine di minimizzare questi errori gli operatori, durante la fase di addestramento, verificavano le posizioni assegnate alle risposte di cani provenienti da località note. Inoltre anche la maglia di campionamento ristretta, rispetto ad altri lavori (Giannatosos, 2005; Krofel 2008, 2009), si ritiene possa contribuire a minimizzare l'errore.

Cio nonostante non essendo stato possibile verificare sperimentalmente l'errore reale (ad esempio attraverso la stima della posizione di animali radiocollari) è possibile che queste misurazioni abbiano delle imprecisioni anche importanti.

Pertanto per calcolare le localizzazione delle risposte sono state utilizzate le seguenti formule:

$$X_1 = X_0 + D \cdot \cos(A^\circ)$$

$$Y_1 = Y_0 + D \cdot \sin(A^\circ)$$

dove:

X_0 e Y_0 = rispettivamente la longitudine e la latitudine della stazione di emissione.

D = distanza stimata, calcolata in metri, tra la stazione di emissione ed il punto da cui proveniva la risposta

A° = angolo azimut, espresso in radianti da cui la risposta proveniva.

Per ogni risposta, perciò, sono state ottenute le coordinate X_1 e Y_1 corrispondenti rispettivamente alla longitudine e alla latitudine dei punti da cui provenivano le risposte. Tutte le risposte sono state georeferenziate attraverso la creazione di appositi shape file mediante il software open source Quantum GIS (Qgis 1.8- Lisboa); gli shape file sono stati utilizzati come base per le elaborazioni su base GIS relative alla selezione dell'habitat da parte degli sciacalli.

2.3 Uso dell'habitat

2.3.1 Selezione degli indici ambientali

Al fine di investigare le interazioni tra le variabili ambientali e la presenza dello Sciacallo Dorato nella nostra area di studio, in primo luogo è stato necessario definire alcuni indici da utilizzare per quantificare le risorse presenti nelle unità campionarie. In una prima fase abbiamo utilizzato come unità campionarie i 142 quadranti investigati nelle prime 4 sessioni di monitoraggio, infatti, abbiamo considerato i quadranti da 3x3 (9 km²) una superficie in grado di rappresentare con una discreta approssimazione un potenziale home range della specie *target* e in cui lo sforzo di campionamento è stato, entro impliciti limiti logistici, costante.

Le variabili ambientali prese in considerazione sono state diverse, poiché in bibliografia non sono disponibili informazioni in merito a quelle che possono essere realmente prioritarie per la specie *target*. Pertanto, abbiamo deciso di investigarne un buon numero di parametri, in modo da individuare i più efficaci e scartare le restanti in un secondo momento.

In primo luogo, abbiamo considerato che lo sciacallo, pur essendo una specie dalla grande plasticità ecologica, ha plausibilmente esigenze ben precise da un punto di vista ambientale e trofico. Perciò, abbiamo caratterizzato su base GIS i quadranti monitorati, attraverso la creazione di **indici ambientali** creati sulla base della carta *Corine Land Cover 2000* del Friuli Venezia Giulia alla scala di 1:50:000 (ISPRA, 2009), al fine di verificare se esistesse un uso differenziale (positivo o negativo) da parte della specie *target* di una o più categorie ambientali (presenti nell'area di studio) e quindi evidenziarne eventuali preferenze ambientali. Diversi lavori finalizzati allo studio dell'utilizzo dell'habitat da parte di differenti specie di canidi sono stati condotti su scale di dimensioni trans-regionali, nazionali e trans-nazionali (Corsi *et al.*, 1999; Glenz *et al.*, 2001; Jedrzejewski, 2004, 2005, 2008). Tuttavia quando si lavora a queste ampie scale può diventare difficile reperire dati di dettaglio; pertanto spesso vengono utilizzate delle macro-categorie ambientali generali, omogenee per caratteristiche e utilizzo potenziale. Date tali premesse e analogamente ad altri lavori disponibili in letteratura (Corsi *et al.*, 1999; Glenz *et al.*, 2001; Cagnacci *et al.*, 2004; Jedrzejewski, 2008), abbiamo perciò ritenuto opportuno utilizzare in un secondo momento delle macro-categorie al fine di verificare l'esistenza di preferenze ambientali da parte della nostra specie *target* ad una scala di dettaglio meno definita rispetto a quello della *Corine Land Cover*. Tale approccio è sembrato necessario vista anche l'assenza di dati pregressi in grado di definire, con assoluta

certezza, quale sia la scala di indagine ottimale per la specie oggetto di questo studio (es. lo sciacallo potrebbe utilizzare il bosco di latifoglie preferenzialmente rispetto a quello di conifere, ma potrebbe anche evitare semplicemente i boschi di qualsiasi tipo).

Diversi lavori bibliografici hanno indagato l'importanza delle **viabilità** sulla presenza e distribuzione delle specie animali (Miller *et al.*, 1997). Le strade, in particolare autostrade e strade a scorrimento veloce, possono costituire per i carnivori importanti barriere ecologiche (Jerina *et al.*, 2003; Kobler e Adamic, 2000; Schadt *et al.*, 2002; Swenson *et al.*, 2000). In particolare, come dimostrato efficacemente da Swenson e collaboratori (2000) in uno studio riguardante l'orso bruno, non sono le strutture e le infrastrutture stradali a disturbare di per sé gli animali, quanto l'aumento della pressione antropica collegata a queste infrastrutture. Infatti, un reticolo stradale sviluppato implica una maggiore probabilità di investimenti, una maggior facilità per le attività di caccia e di bracconaggio, oltreché un maggiore disturbo correlato alla presenza e alla permanenza fisica degli esseri umani (attività turistica, attività agricola, sfruttamento forestale) sul territorio (Linnel *et al.*, 2007). Visintin (2012) ipotizza, al contrario, che in Friuli la permeabilità ambientale, per alcuni carnivori come l'orso e la lince, possa essere favorita dalla presenza di una diffusa rete stradale minore (es. strade di penetrazione forestale). In alcuni casi è stato osservato, infatti, come queste strade vengono utilizzate dai grandi carnivori per gli spostamenti di lungo e medio raggio, specie nei mesi invernali e/o durante la notte.

Data la mancanza di lavori bibliografici riguardanti l'effetto delle strade su presenza e distribuzione dello sciacallo, abbiamo ricercato dati relativi ad altre specie di canidi: innumerevoli lavori su coyote (*Canis latrans*) e sui lupo (*Canis lupus*) dimostrano importanti relazioni tra l'utilizzo del territorio da parte di queste specie e la viabilità del territorio stesso (Massolo e Meriggi, 1998; Tigasa *et al.*, 2002; Jedrzejewski *et al.*, 2005; 2008). La densità delle strade, in quanto indice indiretto del disturbo antropico (Corsi *et al.*, 1999), risulta essere una caratteristica ambientale selezionata negativamente in tutti i lavori appena elencati. Tuttavia, in particolare nei modelli sviluppati in Polonia, sembra emergere un'importanza differenziale del reticolo stradale, sulla base della tipologia stradale e del volume di traffico veicolare (Jedrzejewski *et al.* 2005; 2008). Infatti se la densità delle strade principali e/o a scorrimento veloce ha sempre mostrato una correlazione negativa con la presenza del lupo (Mech *et al.*, 1988), la stessa relazione non sempre si è dimostrata statisticamente significativa per quanto riguarda le strade secondarie e/o con volumi di traffico automobilistico ridotto (Jedrzejewski *et al.*, 2008).

Un altro importante indice ambientale che può essere correlato con la presenza di una specie animale in un territorio è il **reticolo idrografico** dell'area. Diversi autori riportano uno stretto legame tra la presenza dello Sciacallo Dorato e gli ambienti umidi, in particolare canneti, boschi ripariali o altri habitat caratterizzati dalla presenza di fiumi. Nel delta del Danubio (Banea e Gargarea, 2011), in Istria (Krofel, 2009), in Ungheria (Lanski e Heltai, 2002) e in Italia (Lapini, 2011), il reticolo idrografico sembra ricoprire una certa importanza per la distribuzione e la diffusione della specie. Diversamente, Jedrezejewski e colleghi (2004) riportano che i fiumi, specialmente se di grandi dimensioni, possono costituire un'importante barriera ecologica nella selezione degli habitat da parte del lupo, pur non trovando in realtà nessuna relazione statisticamente rilevante per questa variabile. Per quella che è la nostra esperienza, infine, sebbene si parli di osservazioni di campo sporadiche, empiricamente sembra ci sia una relazione tra i fiumi e la presenza dello Sciacallo Dorato anche nella nostra area di studio.

Diversi lavori riportano come la presenza, la ricchezza e l'abbondanza di molte specie di vertebrati siano spesso in stretta relazione con la disponibilità di risorse, la composizione della vegetazione, la struttura e la dimensione delle *patches* di habitat (Willson, 1974; Cody, 1985). Inoltre, nel recente passato è emerso, in maniera sempre più evidente, come la **frammentazione degli habitat** può essere impattante per molte specie e può contribuire in modo sostanziale alla perdita di biodiversità, sia a scala regionale che a scala globale (Harris, 1984). È noto come la perdita di biodiversità, sia strettamente legata alla perdita, riduzione o alterazione dell'habitat (MacGarical *et al.*, 1995; Ewers e Didham, 2006).

Per analizzare questo fenomeno, l'ecologia del paesaggio ha fornito una solida base concettuale e teorica per la comprensione della struttura, della funzione e della variazione del paesaggio (Forman e Godron, 1986; Urbana *et al.*, 1987; Turner, 1989). Grazie allo sviluppo dei sistemi GIS (sistemi informativi geografici) si ha oggi una varietà di strumenti analitici specifici per l'analisi e la gestione dei paesaggi su diverse scale. Recentemente, questi strumenti sono stati utilizzati anche nell'ambito dello studio della fauna selvatica, sulla base dell'assunto che i processi ecologici che interessano le popolazioni e le comunità animali spesso operano a scale spaziali locali (Dunning *et al.*, 1992). La complessità dell'argomento è affrontata, oggi, con l'ausilio di strumenti tecnologici in rapida e costante evoluzione. I metodi adottati prevedono l'analisi del paesaggio prevalentemente attraverso l'applicazione di indici, oramai solidamente confermati dalla letteratura, che "testano" in modo coerente e replicabile le diverse caratteristiche del paesaggio. Attraverso il software Fragstat, ad esempio, è possibile calcolare diversi indici che quantificano la struttura del paesaggio sulla

base della complessità della forma delle *patches*, sia a livello di classe ambientale che a livello di paesaggio. Tale aspetto è di particolare importanza, in quanto le interazioni tra forma e dimensione delle *patches* sembrano influire a diversi gradi su importanti processi ecologici (MacGarical *et al.*, 1995). Diversi studi, ad esempio, hanno dimostrato come la forma delle *patches* può influenzare diversi processi ecologici quali, ad esempio, la migrazione dei piccoli mammiferi (Buechner, 1989), la colonizzazione di nuove aree da parte della vegetazione (Hardt e Forman, 1989) e le strategie di foraggiamento degli animali (Forman e Godron, 1986). Inoltre, l'importanza primaria della forma nel determinare la natura delle *patches* in un paesaggio sembra essere correlata strettamente all'"effetto bordo"(MacGarical *et al.*, 1995). Date tali premesse, nel presente studio abbiamo utilizzato gli indici di frammentazione ed omogeneità per verificare eventuali correlazioni tra l'eterogeneità ambientale e la presenza dello sciacallo.

Oltre agli indici di struttura appena citati, in ecologia sono molto utilizzati anche gli indici di omogeneità (o diversità), che misurano un altro aspetto fondamentale della struttura del paesaggio basandosi sulla misura della superficie coperta dalle diverse tipologie ambientali (McGarical e Marks, 1995). Diversi studiosi hanno proposto, in passato, indici di dominanza per indagini di tipo paesaggistico-ecologico (O'Neill *et al.*, 1988; Turner *et al.*, 1989; Turner, 1990a); tuttavia, gli indici di Omogeneità (esprimibili anche come: 1 - Indice di dominanza) sono oggi gli indici più ampiamente utilizzati.

Anche il **gradiente altitudinale** costituisce un importante parametro fisico che, specialmente nel mondo vegetale, impone dei veri e propri vincoli alla presenza e distribuzione delle specie. Nel mondo animale questi vincoli non sono altrettanto ferrei, principalmente perché gli animali hanno la capacità di muoversi, ciò nonostante anche le specie animali si sono evolute e adattate a determinate nicchie trofiche cui restano tendenzialmente legate.

Come abbiamo descritto nell'introduzione (paragrafo 1.8), il limite altitudinale dello sciacallo sembra variare molto a seconda anche della latitudine. In Europa generalmente la specie occupa territori compresi tra il livello del mare ed i 1500 m s.l.m. (Lapini, 2010), in India vengono segnalate presenze stabili di sciacalli a quote superiori ai 2000 m (Prater, 1980), mentre in Etiopia questi animali sono stati avvistati anche a 3800 m s.l.m. (Sillero-Zubiri, 1996). Date tali premesse abbiamo ritenuto opportuno, nell'ambito del presente studio, investigare un indice altitudinale al fine di verificare se nella nostra area di studio il gradiente altitudinale può influenzare la selezione dell'habitat da parte delle specie *target*.

Inoltre, per meglio definire l'importanza del fattore orografico nella selezione dell'habitat da parte della specie *target*, abbiamo deciso di calcolare per ogni quadrante monitorato anche un **indice di rugosità** (Rugosity Index), ossia un indice atto a stimare l'irregolarità topografica del paesaggio, che può essere derivato a partire dalla superficie (reale) del territorio esaminato. Diversi studi evidenziano, infatti, forti correlazioni tra presenza/distribuzione di una specie e l'indice di rugosità dell'aree occupate. Ad esempio, la presenza del Bighorn americano (*Ovis canadensis canadensis*) (Wakelyn, 1987) e del Bighorn del deserto (*Ovis canadensis mexicanus*) (Gionfriddo e Krausman, 1986) sembra essere strettamente correlata a valori alti dell'indice di rugosità; mentre specie di ungulati come il cervo coda bianca (*Odocoileus virginianus texanus*) (Wiggers e Beasom, 1986) o di alcuni canidi come la volpe pigmea americana (*Vulpes macrotis mutica*) (Warrick e Cypher, 1998) prediligono territori con un indice di rugosità basso.

Infine, per qualsiasi specie animale uno degli aspetti più importanti per la selezione dell'habitat è sicuramente la **disponibilità trofica**.

Nel presente lavoro abbiamo tentato di quantificare la disponibilità trofica nei singoli quadranti mediante la creazione di specifici indici in cui, per esigenze di sintesi, abbiamo tenuto conto unicamente della componente delle prede potenziali. In realtà, data la plasticità ecologica della specie, lo sciacallo potrebbe mangiare qualsiasi animale di media e piccola taglia, oltreché i cuccioli di molti animali di grossa taglia. In linea con i principali lavori disponibili in bibliografia (Lanszki *et al.*, 2010; Radovic e Kovacic, 2010; Borkowski *et al.*, 2011), abbiamo ritenuto opportuno restringere ulteriormente il campo e investigare solamente la disponibilità di alcune specie animali d'importanza rilevante come gli ungulati, i lagomorfi e i fasanidi selvatici.

Gli unici dati esaustivi disponibili a livello regionale, su queste specie, sono rappresentati dai censimenti venatori delle riserve di caccia. Tali censimenti sono in realtà delle stime numeriche complessive, condotte su tutta la superficie venabile di ogni singola riserva, che non fanno alcun riferimento a sottozone paragonabili ai nostri quadranti da 3x3 km², pertanto abbiamo deciso di creare *ad hoc* un indice di **disponibilità di prede potenziali** (IPP).

Oltre alle prede potenziali, si è deciso di valutare con lo stesso metodo anche la presenza dell'unico potenziale competitore presente nella nostra area di studio, ossia la volpe (*Vulpes vulpes*), definendo un indice di **presenza di competitore potenziale** (IPC) (Lanski e Heltai, 2002; Giannatos, 2004).

Infine abbiamo cercato di determinare degli indice di **biomassa annua potenziale** (BI), con l'intento di indagare oltre alla mera presenza numerica delle prede, anche il loro potenziale contributo, in termini di biomassa, alla disponibilità trofica delle aree indagate. Diversi studi dimostrano, ad esempio, che la biomassa potenziale disponibile risulta essere un importante parametro per la selezione dell'habitat da parte dei rapaci (Rogers *et al.*, 2006), di alcuni grandi felini come i leoni (Croes *et al.*, 2011) e più in generale per gran parte dei grandi carnivori africani (Hayward *et al.*, 2007).

2.3.2 Calcolo degli indici ambientali

Nei seguenti paragrafi descriveremo le procedure attraverso le quali sono stati calcolati gli indici utilizzati nel presente lavoro per caratterizzare, dal punto di vista ambientale, i quadranti della nostra area di studio. Gli indici saranno di seguito associati sulla base della metodologia di calcolo.

- **Indici delle categorie ambientali e macro-categorie ambientali**

Abbiamo caratterizzato i quadranti del nostro piano di monitoraggio sulla base delle categorie ambientali, intersecando (QGIS 1.8.0 -> Vettore -> Strumenti di Geoprocessing -> Intersezione) lo shape dei nostri 142 quadranti con lo shape della carta *Corine Land Cover 2000* del Friuli Venezia Giulia alla scala di 1:50:000 (ISPRA, 2009).

Ognuno dei 142 quadranti è stato definito, pertanto, calcolando la superficie percentuale di ogni categoria ambientale "*Corine*" presente al suo interno. Utilizzando la percentuale di superficie abbiamo potuto standardizzare anche i quadranti incompleti, per assenza di dati o perché comprendenti aree di confine, considerando sempre su base percentuale unicamente la superficie realmente descritta nella carta.

Nell'intera area di studio sono state individuate 28 categorie ambientali (Tabella1) tra quelle presenti nella carta *Corine Land Cover 2000*, rappresentate con percentuali diverse nei 142 quadranti da 3x3 km² monitorati (Figura 11).

2.1 Elenco dei codici dei 28 indici ambientali tratti dalla carta *Corine Land Cover 2000* (ISPRA, 2009) presenti nei 142 quadranti monitorati.

Legenda			
Cod	Ambiente	Cod	Ambiente
112	Tessuto urbano discontinuo	311	Boschi di latifoglie
121	Aree industriali o commerciali	312	Boschi di conifere
122	Reti stradali e ferroviarie e spazi accessori	313	Boschi misti
123	Aree portuali	321	Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota
124	Aeroporti	322	Brughiere e cespuglieti
131	Aree estrattive	324	Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione
141	Aree verdi urbane	331	Spiagge, dune, sabbie
142	Aree sportive e ricreative	332	Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti
211	Seminativi in aree non irrigue	333	Aree con vegetazione rada
221	Vigneti	334	Aree percorse da incendi
222	Frutteti e frutti minori	411	Paludi interne
231	Prati stabili	511	Corsi d'acqua, canali e idrovie
242	Sistemi colturali e particellari complessi	512	Bacini d'acqua
243	Aree prevalentemente occupate da colture agrarie	523	Mari e oceani

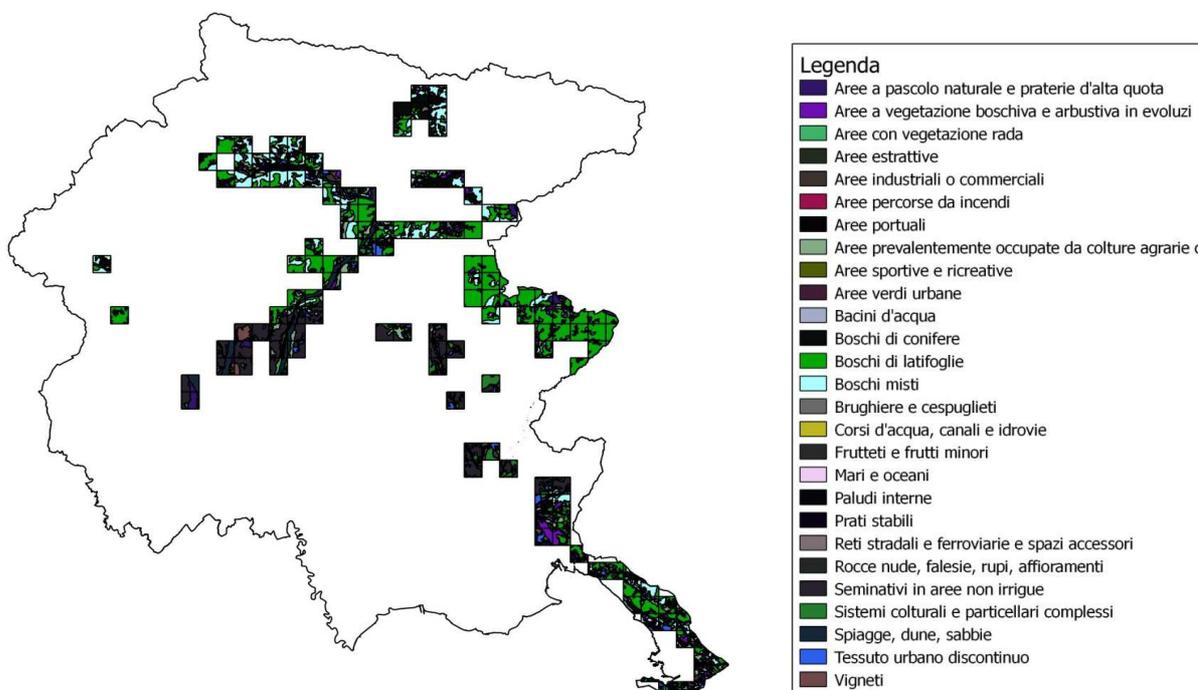


Figura 11. Carta dei 142 quadranti da 3x3 km² monitorati, caratterizzati attraverso l'utilizzo delle categorie ambientali della carta *Corine Land Cover 2000*.

Successivamente, a partire dallo shape file della carta *Corine Land Cover* 2000, abbiamo dissolto le 28 categorie ambientali in 7 macro-categorie (QGIS 1.8.0 -> Vettore-> Strumenti di Geoprocessing -> Dissolvenza). In seguito, abbiamo intersecato il nuovo shape file con la griglia di quadranti da 3x3 km² utilizzata per il nostro piano di monitoraggio (QGIS 1.8.0 -> Vettore -> Strumenti di Geoprocessing -> Intersezione). In questo modo, ognuno dei 142 quadranti monitorati è stato caratterizzato calcolando la superficie percentuale di ogni macro-categoria presente al suo interno.

Le macro-categorie utilizzate nel presente lavoro, similmente a quanto riscontrabile in alcuni lavori analoghi (Cavallini e Lovari, 1994; Massolo e Meriggi, 1998; Jedrzejewski, 2005) sono state, pertanto, definite come segue:

- 1-Urbanizzato, contiene le categorie ambientali *Corine Land Cover*:
 - 112 Zone residenziali a tessuto discontinuo e rado
 - 121 Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati
 - 122 Reti stradali, ferroviarie e infrastrutture tecniche
 - 123 Aree portuali
 - 124 Aeroporti
 - 131 Aree estrattive
 - 141 Aree verdi urbane
 - 142 Aree ricreative e sportive

- 2-Agricolo, contiene le categorie ambientali *Corine Land Cover*:
 - 211 Seminativi in aree non irrigue
 - 221 Vigneti
 - 222 Frutteti e frutti minori
 - 242 Sistemi colturali e particellari complessi
 - 243 Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti

- 3-Boschi, contiene le categorie ambientali *Corine Land Cover*:
 - 311 Boschi di latifoglie
 - 312 Boschi di conifere
 - 313 Boschi misti di conifere e latifoglie

- 4-Macchia e Cespugliato, contiene le categorie ambientali *Corine Land Cover*:
 - 322 Brughiere e cespuglieti
 - 324 Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione
 - 333 Aree con vegetazione rada

- 5-Prati/Pascoli, contiene le categorie ambientali *Corine Land Cover*:
 - 231 Prati stabili
 - 321 Aree a pascolo naturale e praterie

- 6-Altro, contiene le categorie ambientali *Corine Land Cover*:
 - 331 Spiagge, dune e sabbie
 - 332 Rocce nude, falesie, rupi affioramenti
 - 334 Aree percorse da incendio

- 7-Acque, contiene le categorie ambientali *Corine Land Cover*:
 - 411 Paludi interne
 - 511 Corsi d'acqua, canali e idrovie
 - 512 Bacini d'acqua

- **Indici di Densità del reticolo stradale e Indice idrografico**

Nel presente lavoro sono stati creati ed analizzati 4 indici relativi alla densità del reticolo stradale. Infatti, abbiamo deciso di calcolare sia un indice complessivo, sia indici specifici in grado di misurare separatamente la densità delle strade a scorrimento veloce, della viabilità ordinaria e della viabilità secondaria. Per fare ciò, mediante il software Qgis (Quantum Gis 1.8.0 - Lisboa) e a partire dal layer degli assi stradali del Friuli Venezia Giulia (Reti di trasporto:Assi stradali_CRN_2006line; Irdato FVG), abbiamo creato altri 3 layers, uno per ogni categoria stradale da investigare. Una volta creati i 3 nuovi layers, abbiamo intersecato (Figura12) ognuno dei 4 layers stradali con il nostro reticolo di monitoraggi (Qgis→Vettore→Strumenti di Geoprocessing→Intersezione). Infine, per ogni quadrante del reticolo monitorato, abbiamo calcolato la lunghezza totale in metri delle 4 categorie stradali prese in considerazione (Qgis→Vettore→Strumenti di Analisi→Somma lunghezze linee) e, al fine di calcolare la densità, in ultimo, abbiamo suddiviso ognuna delle lunghezze per l'area effettiva dei quadranti.

Gli indici relativi alle densità stradali utilizzati nel presente studio sono pertanto:

1. Indice di densità stradale totale (dens_st_tot)
2. Indice di densità delle strade a scorrimento veloce (dens_st_tot)
3. Indice di densità delle strade prioritarie (dens_st_prior)
4. Indice di densità delle strade secondarie (dens_st_second)

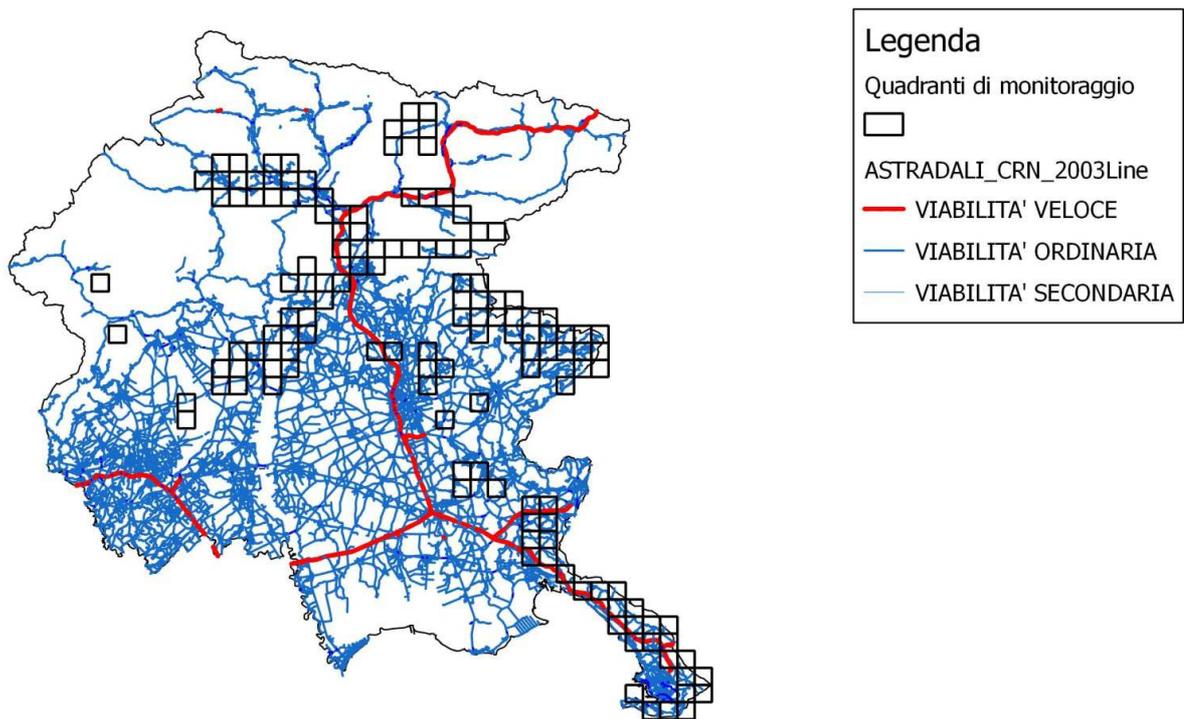


Figura 12. Mappa della viabilità del Friuli Venezia Giulia con la griglie dei quadranti monitorati.

Analogamente a quanto effettuato per la rete viaria, abbiamo deciso di creare indici stratificati anche per quanto concerne il reticolo idrografico. Per fare ciò, mediante il software Qgis (Quantum Gis 1.8.0 - Lisboa) e a partire dal layer dei corsi d'acqua del Friuli Venezia Giulia, liberamente scaricabile dal portale WebGIS della regione (Reti di trasporto:Corsi_Acqualine; Irdato FVG), abbiamo creato altri 3 layers relativi rispettivamente ai corsi d'acqua di primo ordine (Fiumi e torrenti principali), ai corsi d'acqua di secondo ordine (Rogge, canali, scoli) e ai corsi d'acqua di terzo ordine (Rii e affluenti minori), sulla base della classificazione contenuta nello stesso shape file di partenza. Successivamente abbiamo intersecato ognuno dei 4 layers con lo shape file delle nostre unità campione (Qgis:Vettore:Strumenti di Geoprocessing: Intersezione). Per ogni quadrante del reticolo monitorato, abbiamo calcolato la lunghezza totale in metri delle 4 categorie del reticolo idrografico prese in considerazione (Qgis:Vettore:Strumenti di Analisi: Somma lunghezze linee), ottenendo in questa maniera un indice della lunghezza dei corsi d'acqua di ogni ordine d'importanza, per ogni quadrante monitorato. Gli indici relativi all'idrografia utilizzati nel presente studio sono pertanto:

1. Idrografia 1° ordine
2. Idrografia 2° ordine
3. Idrografia 3° ordine
4. Idrografia Totale

- **Indici di frammentazione e di diversità**

Alcuni semplici indici di eterogeneità relativi ai quadranti da 3x3 km² monitorati sono stati calcolati attraverso l'utilizzo del software open source dedicato: il Fragstat 4.1. Attraverso questi indici, abbiamo verificato se la selezione dell'habitat da parte della nostra specie *target* può essere influenzata da caratteristiche ambientali quali la dimensione della *patch* e /o l'eterogeneità degli habitat. Esiste una grande varietà di indici di eterogeneità di complessità e precisione variabile, tuttavia nel presente lavoro abbiamo optato per utilizzare alcuni degli indici più semplici e comuni tra quelli convenzionalmente utilizzati nei lavori faunistici.

Di seguito vengono descritti brevemente gli indici di frammentazione da noi utilizzati:

NP Index (Number of patches)

Il Numero di *patches* (NP Index) è un indice semplice in grado di misurare l'eterogeneità del territorio e quindi fornire indicazioni sull'eterogeneità spaziale del paesaggio analizzato. Sebbene il numero di *patches* per classe ambientale può essere di fondamentale importanza per una serie di processi ecologici, spesso se considerato singolarmente, ha un valore limitato in quanto non fornisce alcuna informazione circa l'area, la distribuzione e la densità delle *patches*. Tuttavia può risultare un indice utile per interpretare il paesaggio se l'area del landscape preso in considerazione e/o le singole unità di monitoraggio sono mantenute costanti.

Il valore NP di un particolare tipo di habitat può influenzare ad esempio il numero di sottopopolazioni in una popolazione spazialmente dispersa o metapopolazione, per le specie esclusivamente associate a un certo tipo di habitat (MacGarical *et al.*, 1995). Secondo Kareiva (1990) il numero di *patches* può anche alterare la stabilità delle interazioni sia nel sistema predatore-preda che in altre interazioni competitive. L'entità della suddivisione degli habitat, infine, può influenzare la propagazione delle perturbazioni in un paesaggio (Franklin e Forman, 1987), ma potrebbe anche influire sulla mitigazione dei disturbi intensi localizzati solo in alcuni habitat (ad esempio habitat sfruttati dalle attività turistiche).

L'indice NP viene generalmente utilizzato come base per il calcolo di altri indici più interpretabili.

TE Index (Total Edge)

L'indice TE è una delle cosiddette *edge-based metrics* (metriche basate sul bordo), a cui appartengono tutti gli indici che si basano sulla misurazione dei margini delle *patches*, sia a

livello di classe ambientale che a livello di paesaggio. Gli indici relativi ai margini, solitamente, sono considerati dei buoni indicatori per quanto riguarda la composizione del paesaggio, anche se non sono spazialmente espliciti.

L'indice TE misura il perimetro totale di tutte le *patches* appartenenti ad ogni singola classe ambientale. Esso viene calcolato come la somma delle lunghezze (in metri) del bordo di ogni *patches* contenuta nell'area di campionamento. L'indice TE è una misura assoluta della lunghezza dei bordi presente in una unità di paesaggio (Blood, 2002).

E' stato dimostrato che la quantità dell'estensione totale dei margini in un paesaggio può essere importante per molti fenomeni ecologici (MacGarical *et al.*, 1995). In particolare, molti studi sono stati effettuati per descrivere le relazioni tra la fauna selvatica e i margini degli habitat (Thomas *et al.*, 1978, 1979; Strelke e Dickson 1980; Morgan e Gates 1982; Logan *et al.*, 1985). In molti di questi lavori di ecologia, in cui è stata studiata l'interazione tra habitat e pattern spaziali degli animali, è emerso che il cosiddetto "effetto margine" ha un ruolo di primaria importanza.

Anche nella nostra ricerca, al fine di testare se "l'effetto margine" ha un ruolo nella selezione dell'habitat da parte dello sciacallo, abbiamo utilizzato l'indice TE. Nelle applicazioni che richiedono confronto di paesaggi di varie dimensioni, questo indice potrebbe non essere così utile come l'indice di densità di bordo. Tuttavia, quando si confrontano unità spaziali di dimensioni identiche, come ad esempio la griglia di quadranti da 3x3 km² utilizzata nel presente lavoro, l'indice TE viene ritenuto un indice di eterogeneità efficace.

AWMSI Index (Area-Weighted Mean Shape Index)

Tra gli indici di forma, l'indice MSI (Mean Shape Index) misura la forma media delle *patches* attraverso il rapporto medio tra il perimetro e l'area delle *patches* di un paesaggio. L'indice AWMSI (Mean Area-Weighted Shape Index), utilizzabile sia a livello di classe ambientale che a livello di paesaggio, ha lo stesso scopo ma si differenzia in quanto pondera l'indice in base alle dimensioni delle *patches* presenti nel paesaggio (Macgarical *et al.*, 1995). Nello specifico, le *patches* più grandi sono considerate "più pesanti" delle *patches* piccole quando si effettua il calcolo di questo indice. L'indice AWMSI è generalmente più appropriato dell' MSI quando le grandi *patches* giocano un ruolo dominante nel paesaggio, in relazione al fenomeno preso in considerazione. Le differenze tra gli indici MSI e AWMSI possono essere particolarmente evidenti quando le dimensioni del campione sono piccole.

AWMPFD Index (Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension)

Un altro indice di forma molto utilizzato è l'indice AWMPFD, il cui calcolo è basato sulle dimensioni frattali delle *patches*. L'analisi frattale viene comunemente applicata al mosaico paesaggistico attraverso l'utilizzo del rapporto tra perimetro e area di una *patch* secondo la relazione $A = k \cdot P^2/d$, dove k è una costante e d è la dimensione frattale (Burrough, 1986). L'indice AWMPFD è la versione ponderata, in base alla dimensione della *patch*, dell'indice frattale MPFD (Mean Patch Fractal Dimension). L'indice AWMPFD può essere utilizzato sia a livello di classe ambientale che a livello di paesaggio. Questo indice può essere particolarmente significativo se il focus dell'analisi è sulle caratteristiche di ciascuna *patch*, cioè quando a livello di *patch* i fenomeni sono considerati più importanti e la forma della *patch* può risultare particolarmente significativa.

LSI Index (Landscape Shape Index)

L'indice LSI è un altro indice di forma del paesaggio e può essere applicato sia a livello di classe ambientale che a livello di paesaggio. Questo indice misura il rapporto tra perimetro e area del paesaggio nel suo complesso. L'indice LSI è identico all'indice di diversità di habitat proposta da Patton (1975), ma diversamente da quest'ultimo esso può essere calcolato anche al livello di classe. Questo indice quantifica la quantità di bordo presente in un paesaggio rispetto a quello che sarebbe presente in un paesaggio delle stesse dimensioni ma con una forma geometrica semplice (cerchio nel caso di un vettoriale, quadrato quando si utilizza una griglia raster).

Nel nostro caso l'indice LSI fornisce probabilmente solo un valore indicativo e risulta scarsamente interpretativo poiché non sempre il margine dell'area di studio coincide con i veri margini delle forme del paesaggio. Quando, invece, ciò accade l'indice LSI risulta particolarmente importante a livello interpretativo per la forma del paesaggio, soprattutto se si confrontano paesaggi di dimensioni differenti.

Con procedure analoga a quella appena descritta per gli indici di frammentazione, sono stati calcolati, per tutti i 142 quadranti, anche due dei più comuni indici di omogeneità (o diversità) utilizzati negli studi ecologici, che vengono di seguito riportati:

SHEI Index (Shannon's Evenness Index)

L'indice di Shannon (H') (Shannon, 1948) è uno dei principali indici di diversità utilizzati in ecologia, pur essendo basato sulla teoria dell'informazione (Shannon e Weaver, 1949). È un

indice che considera sia il numero di classi ambientali sia la loro frequenza (abbondanza relativa) all'interno dell'area di studio. Il valore dell'indice aumenta all'aumentare della diversità, quindi alti valori dell'indice di Shannon sono associati ad un paesaggio diversificato. I valori di H' variano da un minimo di zero, in corrispondenza al quale la comunità sarà caratterizzata dalla presenza di una sola specie animale, ad un massimo che dipende dal numero di specie riscontrate e dal loro grado di equi-distribuzione. L'indice di diversità di Shannon non è particolarmente significativo come valore assoluto, al contrario è un ottimo indicatore quando è usato come indice relativo per confrontare paesaggi differenti o lo stesso paesaggio in tempi diversi. Tuttavia, è importante che i paesaggi confrontati abbiano una scala di misura simile.

MSIEI Index (Modified Simpson's Evenness Index)

L'indice di diversità di Simpson (SIDI) è un altro indice di diversità molto utilizzato in ecologia, ma, al contrario dell'indice di Shannon, non si basa sulla teoria dell'informazione (Simpson, 1949). L'indice di Simpson è meno sensibile alla presenza di "eventi rari", tuttavia si può interpretare in maniera molto più intuitiva rispetto all'indice di Shannon. Il valore dell'indice di Simpson rappresenta, in sostanza, la probabilità che due *patches* scelte a caso all'interno del campione risultino diverse: maggiore è il suo valore, maggiore è la diversità del paesaggio. Dato che l'indice di Simpson è sostanzialmente una probabilità, può essere interpretato sia come valore assoluto che come valore relativo (McGarigal & Marks, 1995).

I due indici possono, non di rado, fornire risposte diametralmente opposte; ciò è dovuto al fatto che ponderano diversamente le due componenti analizzate: lo SHEI attribuisce un peso maggiore alla ricchezza del paesaggio, MSIEI alla sua equitabilità. L'indice di Simpson può pertanto essere considerato come un indice di dominanza.

• Indici Altimetrici e Indice di Rugosità

Nel presente lavoro abbiamo analizzato la componente orografica in relazione alla presenza degli sciaccali, caratterizzando da un punto di vista altitudinale e della rugosità ognuno dei 142 quadranti monitorati. Gli indici altitudinali e della rugosità sono stati calcolati sulla base del modello digitale del terreno (DTM) della regione Friuli Venezia Giulia (risoluzione 40 m). Sul DTM sono state calcolate prime le superfici reali del territorio oggetto di monitoraggio e successivamente il rapporto tra superficie reale e area planimetrica della griglia di

monitoraggio, attraverso l'utilizzo del plugin "*DEM Surface Tools*" (versione 2.1.298 per ArcGis, Jeness 2004). Ogni quadrante monitorato è stato, infine, caratterizzato attraverso il *tool* di Arcgis "*Zonal Statistics*"(ArcGis 9.3-> Spatial Analyst Tools-> Zonal-> Zonal Statistics).

Gli indici ricavati e utilizzati per il presente lavoro sono pertanto:

Alt_min: Altezza minima rilevata all'interno del quadrante

Alt_max: Altezza massima rilevata all'interno del quadrante

Alt_med: Altezza media rilevata all'interno del quadrante

IR_min: Indice di rugosità minimo rilevato all'interno del quadrante

IR_max: Indice di rugosità massimo rilevato all'interno del quadrante

IR_med: Indice di rugosità medio rilevato all'interno del quadrante

- **Indici di Prede Potenziali (IPP) e Indici di Biomassa (BI)**

Nel presente lavoro, le specie prese in considerazione per la stima degli indici trofici sono state il capriolo (*Capreolus capreolus*), il camoscio (*Rupicapra rupicapra*), il cervo (*Cervus elaphus*), il cinghiale (*Sus scrofa*), il fagiano (*Phasianus colchichus*) e la lepre comune (*Lepus europaeus*) come potenziali prede, oltre alla volpe (*Vulpes vulpes*) come potenziale competitore.

Al fine di stimare gli indici di presenza delle prede e dei competitori potenziali, sono stati presi in considerazione i dati concernenti i censimenti delle stagioni venatorie 2009-2010 e 2010-2011, periodo in cui sono stati svolti i monitoraggi finalizzati a determinare la presenza della nostra specie *target*. Tutti i dati utilizzati sono stati reperiti sul sito ufficiale della regione FVG (www.regione.fvg.it/rafvfg/cms/RAFVG/ambiente-territorio/tutela-ambiente-gestione-risorse-naturali/gestione-venatoria/).

In particolare, per calcolargli indici abbiamo utilizzato i valori medi delle due annate prese in considerazione, ottenuti dai dati dei censimenti effettuati nelle singole riserve di caccia. Per le specie capriolo, camoscio, cervo, cinghiale, lepre e volpe sono stati utilizzati i dati relativi ai censimenti primaverili; mentre, per quanto riguarda la specie fagiano, al fine di valutarne meglio la disponibilità reale, abbiamo sommato per ogni riserva di caccia i dati relativi al censimento primaverile con il totale degli animali immessi nella medesima riserva. Per tutte le specie, inoltre, abbiamo preso in considerazione anche i dati ufficiali dei capi abbattuti in ogni singola riserva di caccia, in modo da poter aver un dato di controllo rispetto ai censimenti effettuati dai cacciatori che non sempre offrono precisione e/o attendibilità ottimali.

Una volta ottenuto le stime numeriche sia degli animali presenti (censiti) che di quelli abbattuti, abbiamo calcolato la densità di ciascuna specie nelle diverse riserve, dividendo il numero degli animali censiti, o abbattuti, per la superficie in km² della riserva stessa (individui/km²).

Le densità di ogni singola specie, in ogni riserva di caccia ricadente totalmente o parzialmente nell'area di studio, sono state quindi georeferenziate mediante l'implementazione del Layer delle riserve di caccia reperibile nella cartografia regionale (Gestione venatoria: riserve di caccia; Irdata-FVG). Successivamente, grazie al programma *open source* Qgis, abbiamo intersecato (Qgis 1.8-> Vettore-> Strumenti di Geoprocessing-> Intersezione) la nostra griglia di monitoraggio da 3x3 km² con il Layer delle riserve di caccia implementato con i dati delle densità per riserva. Abbiamo poi caratterizzato ogni singolo quadrante monitorato, individuando le diverse riserve di caccia in esso presenti e calcolando la percentuale di quadrante occupata da ciascuna di esse. Infine, per ogni specie presa in considerazione, abbiamo moltiplicato le percentuali così acquisite per le relative densità (Individuo/km² in riserva) e abbiamo sommato i valori calcolati per ottenere l'IPP e l'IPC di ogni quadrante analizzato, secondo la formula:

$$IPP(Q_n)=(A_1*D_1)+(A_2*D_2)+\dots+(A_r*D_r)$$

dove:

IPP(Q_n)= Indice di Prede Potenziali del quadrante n

A₁= percentuale di territorio del quadrante n occupato dalla riserva 1

D₁= densità nella riserva 1 della specie considerata

In realtà, per ogni specie e in ogni quadrante, sono stati calcolati sia gli indici IPP e IPC partire dalla stima di densità basata sui censimenti, sia gli indici IPPA e IPCA a partire dalla stima di densità degli abbattimenti. Il procedimento di calcolo di questi indici è analogo, pertanto l'IPP si differenzia dal corrispondente IPPA unicamente perché il primo viene calcolato a partire dalla densità di presenza di animali in una data area (censimenti), mentre il secondo viene calcolato a partire dalla densità di animali abbattuti nella medesima area.

Gli indici di prede potenziali sviluppati e utilizzati per le analisi del presente lavoro sono pertanto:

1. IPP e IPPA capriolo
2. IPP e IPPA camoscio
3. IPP e IPPA cervo
4. IPP e IPPA cinghiale
5. IPP e IPPA fagiano
6. IPP e IPPA lepre
7. IPC e IPCA volpe

Il calcolo degli Indici di Biomassa è stato più articolato e differenziato, infatti sono stati creati 4 indici di biomassa (BI) specie specifici e altri 3 creati dalla somma dei 4 indici BI, al fine di analizzare la disponibilità trofica effettiva. In questa fase, il cervo ed il camoscio non sono stati considerati poiché non esistono dati bibliografici che supportano una predazione diretta su queste due specie da parte dello Sciacallo Dorato. Pertanto, nel presente studio il cervo ed il camoscio sono state considerate delle prede potenziali, ma estremamente occasionali.

Normalmente, gli indici di biomassa delle prede tengono conto del peso vivo medio degli animali predati e della loro densità sul territorio, e sono espressi in g/Ha o Kg/ km² (Hayward *et al.*, 2007). Nel calcolo degli indici da noi contemplati, abbiamo invece voluto tenere conto anche della disponibilità potenziale fruibile dallo sciacallo e per fare ciò abbiamo conteggiato per ogni specie solo la frazione di popolazione potenzialmente cacciabile dalla specie *target*.

Di seguito descriveremo come abbiamo ottenuto i singoli indici di biomassa:

- Indice di Biomassa Capriolo (BI Ca). Alcuni studi riportano occasionali atti predatori su ungulati da parte degli sciacalli, in particolare quando questi sono in branco (Jhala e Moehlman, 2004). E' inoltre probabile che lo sciacallo come la volpe (Panzacchi *et al.*, 2008) utilizzi il capriolo come preda soprattutto nelle classi d'età giovanili e sub-adulte.

Abbiamo pertanto ritenuto che, per lo sciacallo, in una popolazione ideale di capriolo siano potenzialmente "fruibili" solo le classi d'età 0 e 1, composte generalmente da esemplari con un peso inferiore ai 15 Kg. Questa porzione di popolazione costituisce statisticamente circa il 50% della popolazione totale (Mustoni *et al.*, 2002). Il peso medio (PM) degli animali presi in considerazione è stato stimato in 8,25 Kg (min 1,5 Kg alla nascita; max 15 Kg, massima dimensione stimata cacciabile dallo sciacallo).

Quindi, l'indice di biomassa potenziale per la specie capriolo è stato calcolato con la formula:

$$\mathbf{BI_Ca= DM/2*PM}$$

dove:

DM= densità media, calcolata come animali censiti/km²

PM = peso medio della popolazione predabile

- Indice di Biomassa Cinghiale (BI Ci). Il cinghiale, rispetto al capriolo, è probabilmente una preda più ostica per lo sciacallo, sia per la struttura più robusta che per il peso, che nell'adulto è notevolmente più alto. E' tuttavia probabile che lo sciacallo possa predare attivamente la categoria degli striati (0-6 mesi). In bibliografia è riportato, infatti, come il cinghiale sia una componenti importante della dieta degli sciacalli negli habitat in cui i cinghiali sono ben diffusi, come in Grecia e in Ungheria, specialmente in primavera ed in estate (Lanszki *et al.*, 2010). Abbiamo pertanto considerato come prede potenziali per la nostra specie *target*, all'interno della popolazione di cinghiale, solo la classe degli striati con un peso medio inferiore ai 15 Kg. Nel definire le prede potenziali per questa specie, abbiamo inoltre considerato che gli striati non sono presenti uniformemente nell'arco dell'anno, ma la loro presenza è concentrata nei 5/6 mesi successive alle nascitee che il cinghiale, rispetto ad altri ungulati, non ha una stagione del parto circoscritta, ma al contrario le nascite risultano sempre più distribuite in un arco di tempo piuttosto ampio (Boitani *et al.*,1995; Macchi *et al.*, 2010). Quindi, per stimare l'indice BI_CI abbiamo deciso di considerare solo i lattonzoli di ogni annata, dalla nascita ai 6 mesi d'età. Perciò considerando una sex ratio della specie di 1:1, abbiamo preso un numero medio di lattonzoli (MCP), approssimato per difetto per essere maggiormente conservativi, di 5 esemplari per femmina (Perco, 1987). Il peso medio (PM) degli striati è stato considerato pari a 7,75 Kg (min 0,7 Kg alla nascita; max 15 Kg) come suggerito anche da altri autori (Gaillard *et al.*, 1992; Busatta *et al.*, 2007). L'indice di biomassa potenziale per la specie cinghiale è stato calcolato con la formula:

$$\mathbf{BI_Ci= DM/2*MCP*PM}$$

dove:

DM= densità media, calcolata come animali censiti/km²

PM = peso medio della popolazione predabile

MCP= media cuccioli per parto (citazione)

- Indice di Biomassa Lepre (BI_Le). La lepre, al contrario dei due ungulati considerati precedentemente, è una preda fruibile per lo sciacallo in qualsiasi periodo dell'anno e in qualunque classe d'età, pertanto per stimare il BI_Le abbiamo deciso di considerare l'intera popolazione censita in ogni riserva di caccia. Il peso medio (PM) della lepre è stato stimato pari a 3,4 Kg (Riga *et al.*, 2001). Premesso questo, l'indice di biomassa potenziale per la specie lepre è stato calcolato con la formula:

$$\mathbf{BI_Le = DM * PM}$$

dove:

DM= densità media, calcolata come animali censiti/km²

PM = peso medio della popolazione predabile

- Indice di Biomassa Fagiano (BI_Fa). Il fagiano, come la lepre, è una preda fruibile per lo sciacallo in qualsiasi periodo dell'anno, pertanto per stimare il BI_Fa abbiamo deciso di considerare l'intera popolazione censita in ogni riserva di caccia. In questo caso, non sono stati presi in considerazioni gli animali rilasciati, poiché questi hanno una permanenza sul territorio spesso molto limitata nel tempo. Il peso medio (PM) della popolazione di fagiani è stato stimato pari a 1,3 Kg (min 0,8 Kg alla nascita; max 1,5 Kg) (Bagliacca *et al.*, 2004). Premesso questo, l'indice di biomassa potenziale per la specie fagiano è stato calcolato con la formula:

$$\mathbf{BI_Fa = DM * PM}$$

dove:

DM= densità media, calcolata come animali censiti/km²

PM = peso medio della popolazione predabile

I tre indici generali, calcolati sommando gli indici fino ad ora illustrati, sono:

- Indice di Biomassa Totale:

$$\mathbf{Bi_tot = Bi_Ca + Bi_Ci + Bi_Le + Bi_Fa}$$

- Indice di Biomassa senza cinghiale:

$$\mathbf{Bi_Nci = Bi_Ca + Bi_Le + Bi_Fa}$$

- Indice di Biomassa piccola selvaggina:

$$\mathbf{Bi_ps = Bi_Le + Bi_Fa}$$

Tutti gli indici di biomassa potenziale sono stati calcolati per ogni singola riserva di caccia, considerata l'unità spaziale migliore per definire le densità delle specie in base ai censimenti. Quindi, mediante il programma Software QGis (Qgis 1.8.0- Lisboa), abbiamo intersecato (Qgis 1.8 -> Vettore-> Strumenti di Geoprocessing-> Intersezione) la nostra griglia di

monitoraggio da 3x3 km² con il Layer delle riserve di caccia, implementata con i dati relativi agli indici di biomassa calcolati. Quindi, sono stati calcolati gli indici di biomassa per ciascun quadrante monitorato, con una procedura analoga a quanto descritto per l'indice IPP in questo stesso paragrafo (pag.67). Gli indici così ottenuti sono stati utilizzati per verificare se esistessero delle correlazioni tra la presenza degli sciacalli e i diversi livelli di disponibilità di prede potenziali analizzati.

Ci sembra necessario precisare che gli indici da noi prodotti hanno implicitamente associato un ampio margine d'errore, dovuto sia alla potenziale imprecisione dei censimenti venatori, sia all'approssimazione spaziale implicita nella loro realizzazione. Riteniamo tuttavia che, data la scarsa conoscenza del fenomeno investigato, il nostro approccio investigativo possa comunque contribuire ad implementare il quadro conoscitivo complessivo.

- **Indici di densità degli animali domestici.**

Diversi autori hanno evidenziato come un'importante risorsa trofica per gli sciacalli può essere costituita dagli animali d'allevamento, sia attraverso una predazione diretta (Kingdon, 1977), sia, più spesso, attraverso un accesso facile a scarti di macellazione, carcasse, placente, etc. (Macdonald, 1979; Yom-Tov *et al.*, 1995; Lanszki *et al.*, 2010; Borkowski *et al.*, 2011). In relazione alle indicazioni bibliografiche, abbiamo ritenuto opportuno investigare anche nella nostra area di studio la disponibilità potenziale degli animali dall'allevamento e, successivamente, ricercare eventuali correlazioni tra la disponibilità di domestici e la presenza della nostra specie *target*. Data la vastità dell'area di studio è risultato impossibile ottenere un dato puntuale della presenza di animali domestici, pertanto abbiamo deciso di utilizzare i dati relativi al 6° Censimento Generale dell'Agricoltura (ISTAT, 2010) accorpati per comuni, come già proposto da Corsi e colleghi (2001).

le conoscenze disponibili in bibliografia sulle relazioni tra lo Sciacallo Dorato e gli animali d'allevamento in Europa, ed in particolare nella nostra area di studio, risultano allo stato attuale scarse e frammentarie; pertanto, nel tentativo di fornire un quadro il più esaustivo possibile, abbiamo ritenuto necessario considerare tutte le categorie di animali domestici censite dall'ISTAT. Nello specifico sono stati presi in considerazione i dati relativi agli allevamenti di bovini, bufalini, equini, ovini, caprini, suini, avicoli e conigli; inoltre a partire dai medesimi dati abbiamo calcolato anche le categorie ovicaprini (ovini + caprini) e animali da cortile (avicoli + conigli). Il database ISTAT utilizzato fornisce per ciascuna delle categorie sopraelencate il numero di capi censiti in ciascun comune del Friuli Venezia Giulia.

A partire da questo dato, abbiamo calcolato per ciascuna categoria la densità su base comunale (N° capi specie (X)/area del comune in km²). Quindi, per ciascuna delle categorie sopra indicate, è stato calcolato un valore di densità relativo ad ognuno dei quadranti monitorati, attraverso un procedimento analogo a quello utilizzato per calcolare gli indici delle prede potenziali a partire dalle densità delle prede stesse (paragrafo 2.4.1).¹

Riassumendo, ogni quadrante è stato caratterizzato dai seguenti indici di densità di domestici:

- Dens_bov: densità bovini;
- Dens_buf: densità bufalini;
- Dens_eq: densità equini;
- Dens_ov: densità ovini;
- Dens_ca: densità caprini;
- Dens_sui: densità suini;
- Dens_avi: densità avicoli;
- Dens_con: densità conigli;
- Dens_ovca: densità ovicapri;
- Dens_cort: animali da cortile.

Si fa presente inoltre che il database dell'ISTAT a nostra disposizione è risultato in alcuni casi incompleto, poiché nella banca dati in questione non erano disponibili i dati relativi ad alcuni comuni compresi nella nostra area di studio. Pertanto, gli indici di densità dei domestici nei quadranti parzialmente sovrapposti a questi comuni sono stati calcolati senza tenere conto della frazione di quadrante in cui il dato è risultato assente. In un solo caso un quadrante è risultato interamente compreso all'interno dell'area di un comune non censito dall'ISTAT; a questo quadrante sono state attribuite le densità medie relative alla macrozona in cui era compreso.²

¹ *Ovviamente il dato così elaborato porta con sé un errore implicito, in quanto gli animali domestici non sono distribuiti uniformemente sull'intero territorio comunale, ma sono maggiormente concentrati in prossimità degli allevamenti. Questo errore sarà ancora più sensibile per alcune tipologie di allevamento: è infatti noto come l'allevamento di categorie quali i suini, gli avicoli e i conigli, avviene principalmente in allevamenti intensivi al chiuso o comunque in spazi confinati, pertanto la loro distribuzione sul territorio comunale risulterà fortemente polarizzata. Ciò nonostante riteniamo che questi indici, debitamente considerati, possano dare delle indicazioni attendibili alla nostra scala d'indagine, soprattutto se il mero dato numerico sarà interpretato anche in relazione all'esperienza maturata sul campo e alla conoscenza dettagliata delle aree di studio.*

² *Il quadrante in oggetto peraltro ricadeva della Macrozona Prealpi Giulie e non ha fatto registrare la presenza della specie target; pertanto le densità attribuite convenzionalmente sono state utilizzate unicamente nelle analisi dell'intera area di studio.*

Anche in questo caso ci sembra doveroso, infine, evidenziare come anche gli indici di densità degli animali domestici possono avere associati ampi margini d'errore, che sono legati principalmente alla differente accessibilità che gli sciacalli possono avere alla risorsa secondo la tipologia di allevamento (ad es.: polli allevati in batteria risulteranno sicuramente meno accessibili rispetto ai conspecifici allevati allo stato semibrado o in un pollaio tradizionale). È pertanto possibile che gli indici da noi calcolati possano non rappresentare i descrittori più affidabili della disponibilità reale. Tuttavia, riteniamo che, data la scarsa conoscenza del fenomeno analizzato, il nostro approccio investigativo possa anche in questo caso contribuire a fornire quantomeno indicazioni preliminari al quadro conoscitivo complessivo.

2.3.3 Analisi ambientali con approccio scalare

Successivamente abbiamo calcolato alcuni indici relativi ai buffer, al fine di verificare se una o più componenti ambientale risultassero selezionate in maniera differenziale in relazione alla scala investigata. Le 4 scala investigate rappresentano delle unità di misura che vanno da un ipotetico *home range* (buffer ai 2000 m) ad una ipotetica *core area* (buffer ai 250 m), i buffer da mille 1000 e da 500 m sono misure intermedie che mantengono la stessa valenza. Con questo tipo di approccio

Ogni singolo buffer è stato successivamente "intersecato" con la carta Corine della copertura del suolo del Friuli Venezia Giulia al fine di caratterizzare l'intorno di ogni punto da un punto di vista ambientale con un procedimento analogo a quanto già effettuato per i quadranti (paragrafo 2.3.2).

Sulla base dei buffer abbiamo calcolato unicamente gli indici relativi agli habitat tratti dalla carta *Corine Land Cover*, e gli indici calcolati per le macrocategorie ambientali, in quanto abbiamo ritenuto poco attendibile, in relazione anche ai dati di partenza, un calcolo degli altri indici ad una scala inferiore a quella dei 1000 m.

I buffer in cui a causa della vicinanza con il confine o con la costa è stato impossibile calcolare un indice che rappresentasse almeno il 50% della superficie reale, non sono stati utilizzati per le analisi statistiche.



Figura 13. Mappa dei Buffer ai 250 m dei punti di preenza e dei punti di controllo calcolati sull'intera area di studio (basata sulla Cartografia fornita da Google Earth 30/11/2012).

2.4 Elaborazioni Spaziali

Tutte le elaborazioni dei dati spaziali, del presente lavoro, sono state effettuate principalmente mediante il *software open source* Quantum GIS. Nello specifico sono stati utilizzati due versioni dello stesso *software*: il Qgis 1.7.3- Wrocław e il Qgis 1.8.0- Lisboa; la necessità di utilizzare le due versioni di uno stesso *software* si è presentata poiché alcuni dei *plugin* impiegati per analisi specifiche non sempre erano utilizzabili in entrambe le versioni.

Gli indici di rugosità e le caratteristiche altimetriche dei quadranti sono stati calcolati mediante l'utilizzo del software ArcGis 9.3 ed in particolare grazie all'utilizzo del *plugin* DEM Surface Tools (versione 2.1.298 per ArcGis) (Jenness, 2004).

Gli indici di frammentazione/eterogeneità e di omogeneità diversità, infine sono stati calcolati mediante l'apposito programma open source Fragstat 4.1.

2.5 Analisi Statistiche

Tutti le analisi statistiche del presente lavoro sono state effettuate mediante il programma SPSS 17.0.0 (2008).

Le sole analisi relative alla stima delle potenze dei test sono state effettuate mediante il software open source GPOWER (versione 3.1.5).

Nel presente elaborato, anche in relazione alla grande mole di dati, sono stati utilizzati diversi test statistici, nel tentativo di descrivere e mettere in evidenza le più importanti caratteristiche trofiche e ambientali che caratterizzano le aree in cui la presenza dello sciacallo è stata accertata. Nello Specifico abbiamo utilizzato:

- 1) Test Z di Kolmogorov-Smirnov. La distribuzione dei dati di tutte le variabili fino a qui descritte sono stati sottoposti al test di Kolmogorov-Smirnov al fine di verificare la normalità (SPSS 17.0-> Analyze-> Descriptive Statistics-> Explore-> Plots-> Normality plots with test).
- 2) Confronti tra medie. Tutte le variabili descritte come ad esempio la coperture degli habitat e dei macroambienti, le caratteristiche geomorfologiche (altitudine, rugosità), gli indici di frammentazione, gli indici di disponibilità trofica, le densità del reticolo idrografico e stradale sono state calcolate per singolo quadrante monitorato. Successivamente si è preceduto a confrontare i quadranti in cui la presenza della nostra specie target è stata accertata con i restanti quadranti monitorati con il T test (SPSS 17.0-> Analyze-> Compare Means-> Independent- Samples T Test), in presenza di una distribuzione dei dati parametrica, o con il Mann-Whitney U test (SPSS 17.0-> Analyze-> Nonparametric Tests-> 2 Independent- Samples-> Mann-Whitney U test), quando la distribuzione dei dati è risultata essere non normale. Mediante il T-Test ed il Mann Whitney U test sono stata verificate, per ogni variabile ambientale presa in considerazione, le ipotesi:
 H_0 : I quadranti (o buffer) con presenza di sciacalli sono = ai quadranti (o buffer) in cui la presenza degli sciacalli non è stata accertata.
 H_1 : I quadranti (o buffer) con presenza di sciacalli sono \neq dai quadranti (o buffer) in cui la presenza degli sciacalli non è stata accertata.
- 3) Analisi della Power: Le variabili in cui l'analisi delle medie non hanno mai rilevato differenze statisticamente rilevanti, sono state sottoposto ad analisi formale della potenza dei Test. La potenza di un Test è utile per verificare la possibilità di un test di incorrere nell'errore che si compie quando un'ipotesi alternativa è vera ma la conclusione del test è

quella che non è possibile escludere l'ipotesi nulla, ovvero, l'errore che si compie non rifiutando un'ipotesi nulla falsa. Questo errore in statistica è chiamato errore di tipo II. La probabilità di commettere un errore di secondo tipo viene generalmente indicato con il simbolo β . La probabilità complementare, $(1-\beta)$, ossia la probabilità di rifiutare correttamente un'ipotesi nulla falsa, si chiama potenza del test. Maggiore è la potenza di un test, maggiore sarà la possibilità del test di identificare come corretta l'ipotesi alternativa quando questa è effettivamente vera.

- 4) Analisi della varianza: Le differenze tra le Macroaree sono state testate attraverso l'analisi della varianza non parametrica di Kruskal-Wallis (SPSS 17.0-> Analyze-> Nonparametrics Tests-> K Independents- Samples-> Kruskal-Wallis H test).

Mediante il test di Kruskal-Wallis sono stata verificate, per ogni variabile ambientale presa in considerazione, le ipotesi:

H_0 : Le 6 macrozone analizzate non differiscono tra loro per i valori degli indici ambientali relativi agli habitat e alle macrocategorie ambientali.

H_1 : Le 6 macrozone prese in considerazione differiscono differiscono tra loro per i valori degli indici ambientali relativi agli habitat e alle macrocategorie ambientali.

2.5.1 Il Modello logistico di selezione delle risorse ambientali.

Vista la natura binaria dei nostri dati (presenza accertata/presenza non accertata della specie *target*), abbiamo optato per l'Analisi di Regressione Logistica Binaria (ARLB) al fine di selezionare le variabili ambientali che meglio sono in grado di descrivere le caratteristiche ambientali correlate alla presenza della nostra specie *target*. Questo modello ha il vantaggio di includere un numero di variabili molto ridotto rispetto a quello di una funzione discriminante formulata sugli stessi casi. Per selezionare le variabili che contribuiscono all'equazione del modello logistico, è stata utilizzata la procedura forward stepwise (SPSS-> Regression-> Binary logistic-> Forward stepwise method), che comporta, dato un insieme di n variabili indipendenti (variabili ambientali), l'aggiunta successiva e sequenziale di ciascuna variabile al modello, in una serie di passaggi iterativi. Poiché usando la procedura stepwise nel modello logistico posso essere incluse variabili correlate tra loro, sono stati individuati sottogruppi di variabili non correlate ($P > 0,05$), grazie al calcolo di una matrice di correlazione di Spearman. La procedura è stata eseguita per blocchi di variabili omogenee (copertura del suolo; macro-categorie ambientali; indici di eterogeneità; indici di biomassa; indici di prede potenziali, indici geomorfologici). Le attendibilità dei vari modelli sono state confrontate

mediante il criterio di Akaike (AIC, Akaike Information Criterion; Akaike, 1973), utilizzando più precisamente il valore dell'AIC corretto (AICc), il cui uso è consigliato nel caso la numerosità sia $n/k < 40$ (dove k è il numero di parametri del modello) (Anderson *et al.*, 2000; Massolo e Meriggi, 2007; Meriggi *et al.*, 2010).

Nel presente lavoro sono stati creati dei modelli spaziali (sulla base dei quadranti), con il metodo sopraindicato, per ogni macrozona in cui è stata accertata la presenza degli sciacalli, oltrechè per l'intera area di studio. Le variabili risultate significative nelle selezionate dei singoli modelli nelle singole macrozone, sono successivamente state utilizzate per creare un modello globale dell'intera area di studio.

Sempre con la stessa procedura sono stati creati anche 4 modelli scalari (uno per ogni categoria di buffer) tenendo conto unicamente delle variabili relative agli habitat *Corine* di copertura del suolo e delle macro-categorie ambientali.

3 Risultati

3.1 Jackal Howling

Per il presente lavoro sono stati presi in considerazione i dati relativi a 4 sessioni di monitoraggio: Estate 2010, Inverno 2011, Estate 2011, Inverno 2012.

Tutte le sessioni di stimolazione sono state effettuate da operatori formati dal nostro gruppo di ricerca. I dati di presenza sono in parte già stati elaborati nell'ambito di due lavori di tesi (Confalonieri, 2011; Travain, 2011), svolti nell'ambito del Progetto "Sciacallo Dorato" dell'Università di Udine.

Un'ulteriore sessione di monitoraggio è stata svolta nell'estate 2012 ma i dati ottenuti sono stati presi in considerazione solo per quanto riguarda la mera presenza della specie, in quanto quest'ultima sessione non ha avuto una natura estensiva uguale alle precedenti ma è stata concentrata solo in alcune aree specifiche al fine di verificare la presenza degli esemplari individuati precedentemente.

3.1 Sforzo di campionamento e risultati del Jackal Howling suddiviso per le 5 sessioni di monitoraggio. Totale complessivo dei dati e sottotale dei dati delle 4 sessioni utilizzate per individuare le aree di presenza dello Sciacallo Dorato.

Sessione	Stimolazioni	Quadranti monitorati	Quadranti con Presenza	Risposte certe	Risposte dubbie
Estate 2010	168	85	6	6	14
Inverno 2011	126	66	9	12	1
Estate 2011	197	101	7	11	12
Inverno 2012	126	63	6	11	8
Estate 2012	172	87	3	8	8
Totale	789	149	19	48	43
Totale prime 4 sessioni	617	142	17	40	45

Pertanto tutte le successive analisi relative alla selezione dell'habitat da parte della specie *target* sono state svolte considerando i dati ottenuti nell'area monitorata durante le prime 4 sessioni; da questo monitoraggio sono stati derivati anche i dati di presenza.

In totale è stata monitorata un'area complessiva di circa 1350 km², tuttavia l'analisi ambientale è stata svolta solo sui 142 quadranti monitorati nell'ambito delle prime 4 sessioni, per una superficie totale di 1278 km².

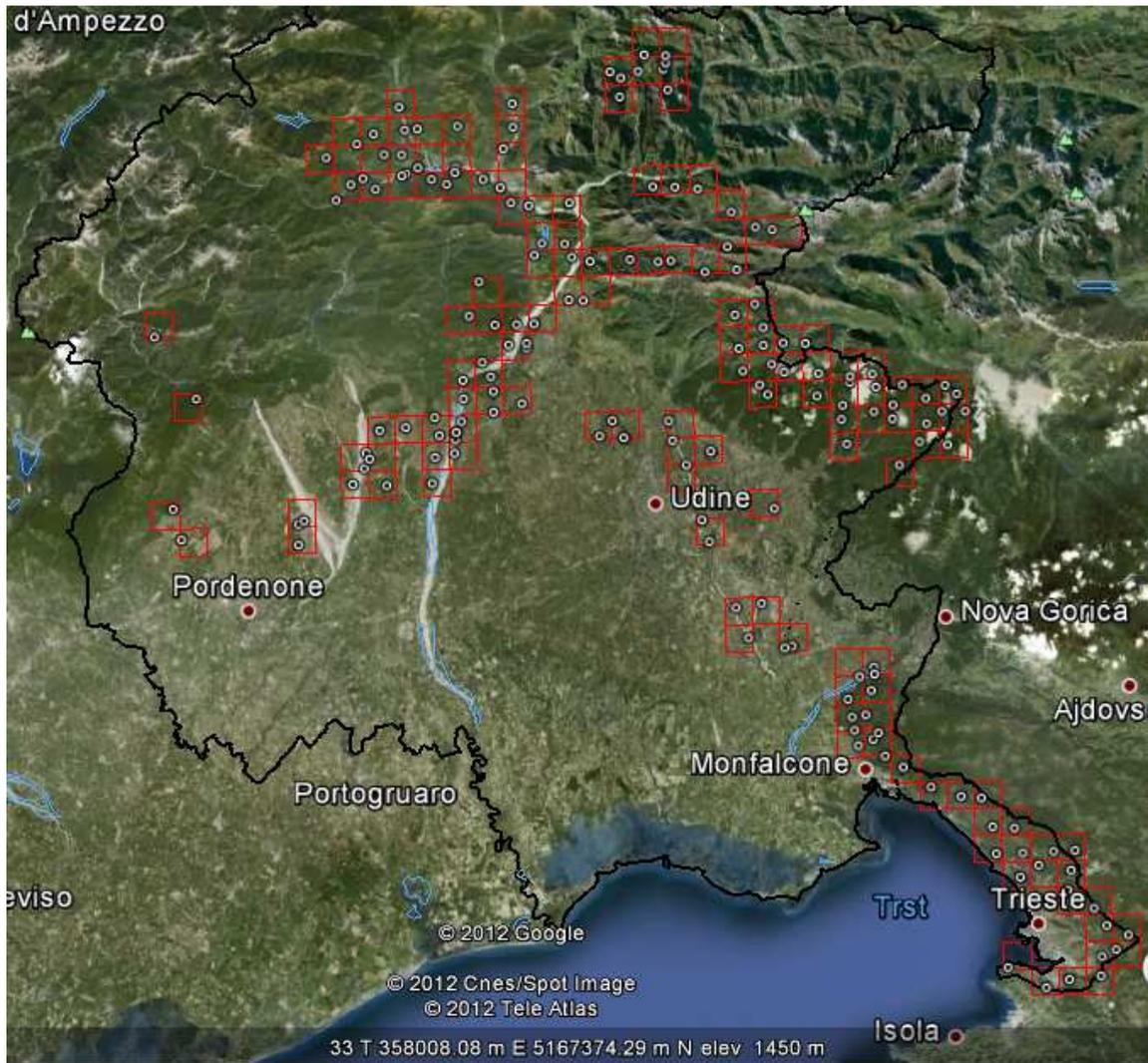


Figura 14. Carta del FVG (basata sulla Cartografia fornita da Google Earth 30/11/2012) con le 182 stazioni di monitoraggio (punti bianchi) ed i 149 quadranti (griglia rossa) monitorati nelle 5 sessioni di monitoraggio dello sciacallo effettuato con la tecnica del Jackal Howling.

Nell'ambito del monitoraggio abbiamo ottenuto 48 risposte certe da parte della specie *target* (18 risposte di esemplari singoli e 30 risposte di branchi), di queste solo le 40 risposte (14 risposte di esemplari singoli e 26 risposte di branchi) ottenute nelle prime 4 sessioni sono state utilizzate per l'analisi della selezione dell'habitat da parte della specie *target*.

Nell'ambito del monitoraggio sono state registrate anche 45 risposte dubbie da parte della specie *target*. Ognuna delle 40 risposte certe è stata georeferenziata mediante il software Qgis (paragrafo 2.2.2). Dall'intersezione tra le posizioni delle risposte degli sciacalli e la griglia di monitoraggio, è stata accertata la presenza della specie *target* in 17 (19 se si considera anche la 5° sessione di monitoraggio) dei 142 (149) quadranti monitorati, nei restanti 127 (130) quadranti la presenza della specie *target* non è stata accertata, pertanto questi ultimi sono stati utilizzati come aree di controllo.

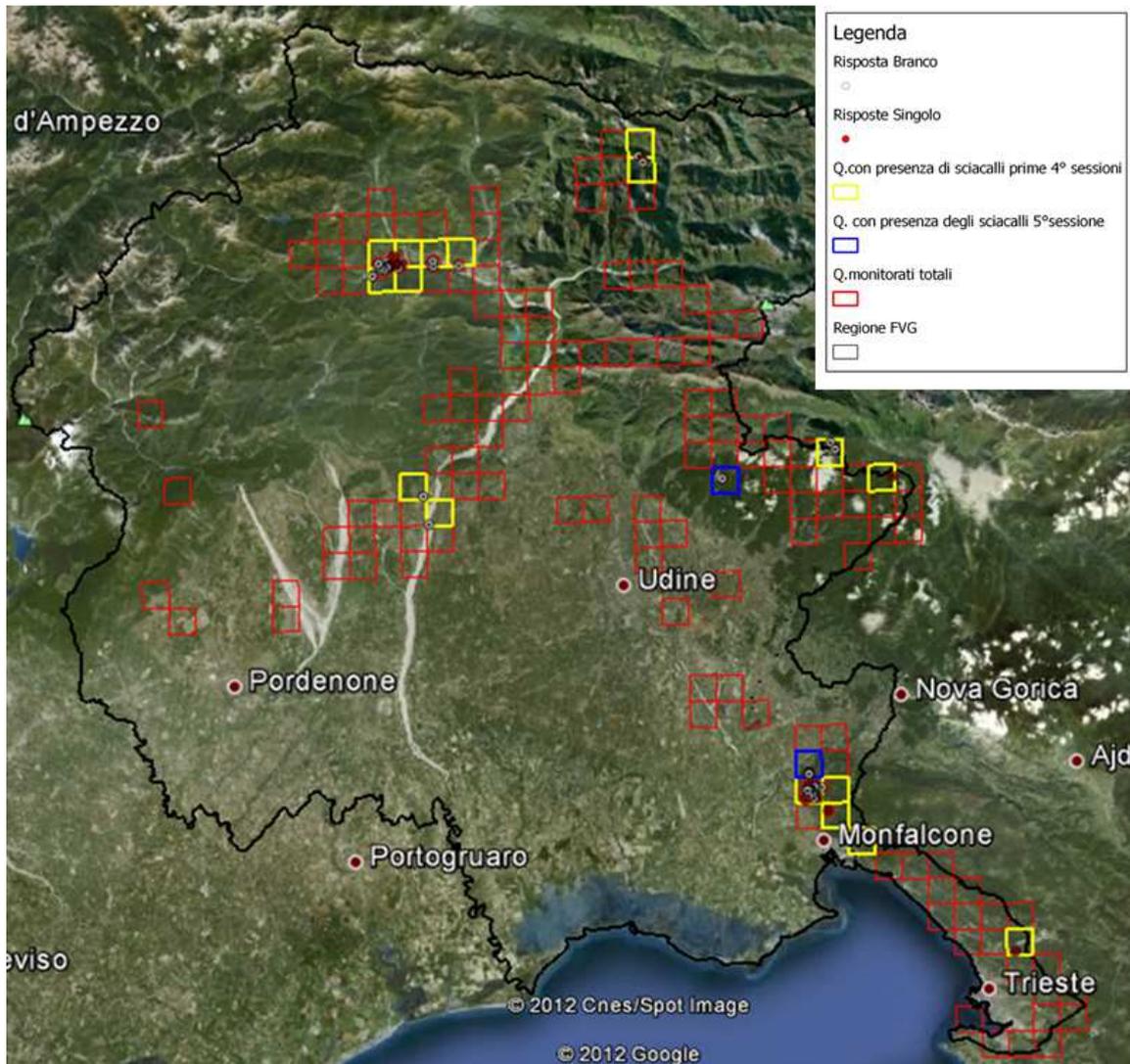


Figura 15. Carta del FVG (basata sulla Cartografia fornita da Google Earth 30/11/2012) in cui sono rappresentati i quadranti monitorati, i quadranti in cui è stata accertata la presenza della specie *target* e tutte le risposte suddivise in risposte di branco e risposte di esemplari singole.

Gli sciacalli sono stati individuati in 5 delle sei macroaree monitorate, nella sola Macroarea Prealpi Giulie non si hanno avuto risposte certe da parte della specie *target*.

In tutte e 5 le macroaree in cui la presenza della specie è stata accertata abbiamo registrato la presenza sia di esemplari singoli che di branchi; spesso è stata accertata anche la riproduttività dei branchi poiché sono state registrate le risposte dei cuccioli.

In totale, attraverso il solo monitoraggio diretto mediante la tecnica del Jackal Howling, nelle 4 sessioni di monitoraggio sono stati individuati almeno 5 branchi riproduttivi (6/7 se si considera anche la 5 sessione), più un minimo di 6 animali singoli.

Sulla base di questi dati per ognuno dei 142 quadranti monitorati, è stato attribuito un indice di presenza dello sciacallo: Pres =1 per i quadranti con presenza accertata; Pres =0 per i quadranti con presenza non verificata. Indice di presenza (Pres.).

3.2 Confronto tra Macroaree

I 142 quadranti presi in considerazione nel presente lavoro sono stati attribuiti, in base alle nostre conoscenze dell'area di studio, alle 6 Macrozone precedentemente descritte (paragrafo 2.1) come indicato nella seguente tabella:

3.2 Aree e numero di quadranti monitorati suddivisi per macrozone.

Macrozona	N° Quadranti	Area (km ²)
Carso	29	261
Val Aupa- Glazzat	7	63
Prealpi Carniche	28	252
Prealpi Giulie	13	117
Pianura	35	315
Valli del Natisone	28	252
Altro	2	18
Totale	142	1278

Al fine di verificare l'esistenza di differenze statisticamente significative tra la composizione dei quadranti nelle diverse macroaree, abbiamo per prima cosa testato la normalità dei dati. Il test di Kolmogorov-Smirnov (SPSS Statistic 17.0) ha evidenziato come i dati relativi alle categorie ambientali *Corine* prese in considerazione nell'intera area di studio hanno una distribuzione non normale.

3.3 Test di normalità (Kolmogorov-Smirnov Test) delle 27 categorie ambientali presenti nell'intera area di studio.

CAT. A	Statistic	df	Sig.	CAT. A	Statistic	df	Sig.
A112	,275	142	,000	A312	,334	142	,000
A121	,491	142	,000	A313	,202	142	,000
A122	,526	142	,000	A321	,376	142	,000
A123	,533	142	,000	A322	,460	142	,000
A131	,529	142	,000	A324	,273	142	,000
A141	,526	142	,000	A331	,339	142	,000
A142	,526	142	,000	A332	,518	142	,000
A211	,398	142	,000	A333	,429	142	,000
A221	,439	142	,000	A334	,526	142	,000
A222	,526	142	,000	A411	,526	142	,000
A231	,400	142	,000	A511	,532	142	,000
A242	,327	142	,000	A512	,513	142	,000
A243	,202	142	,000	A523	,520	142	,000
A311	,134	142	,000				

I quadranti suddivisi nelle 6 macroaree sono risultati divisi in gruppi fortemente disomogenei, pertanto si è optato per l'analisi della varianza non parametrica di Kruskal Wallis (SPSS Statistic 17.0), al fine di evidenziare la presenza di differenze statisticamente rilevanti.

3.4 Analisi della Varianza non parametrica di Kruskal Wallis utilizzata per evidenziare differenze statisticamente rilevanti tra le 6 macrozone per quanto riguarda le 27 categorie ambientali *Corine* presenti .

	A112	A121	A122	A123	A131	A141	A142	A211	A221
Chi-Square	60,015	7,215	3,828	11,649	9,835	3,828	3,828	108,319	35,528
df	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Asymp. Sig.	,000	,205	,574	,040	,080	,574	,574	,000	,000
	A222	A231	A242	A243	A311	A312	A313	A321	A322
Chi-Square	3,000	17,129	37,390	35,139	86,670	75,389	67,472	36,902	25,038
df	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Asymp. Sig.	,700	,004	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	A324	A331	A332	A333	A334	A411	A511	A512	A523
Chi-Square	28,050	56,328	45,470	49,490	19,000	3,828	4,933	12,051	19,697
df	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Asymp. Sig.	,000	,000	,000	,000	,002	,574	,424	,034	,001

Il Test di Kruskal-Wallis ha evidenziate come le 6 macrozone si differenziano tra loro, in maniera statisticamente rilevante, per 18 delle 27 categorie *Corine* prese in esame. A causa di questa forte disomogeneità degli ambienti nelle sei macroarea, le elaborazioni successive, finalizzate allo studio della selezione dell'habitat da parte della specie *target*, sono state perciò effettuate per tutte le variabili prese in considerazione in questo lavoro.

3.3 Analisi dell'Uso dell'Habitat

3.3.1 Confronti degli Indici ambientali Corine Land Cover

Nel confronto dei 27 indici ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 1) ricavati dalle categorie *Corine Land Cover* per l'intera area di studio, i quadranti con presenza di sciacalli (N=17) hanno mostrato una maggior presenza degli habitat ambientali 231 (Prati Stabili), 312 (Boschi di Conifere) e 411 (Paludi Interne) rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=125).

3.5 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 27 indici ambientali *Corine Land Cover* dei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), calcolati per l'intera area di studio.

	A112	A121	A122	A123	A131	A141	A142	A211	A221
Mann-Whitney U	1043,00	986,00	1054,00	1018,00	1042,00	1054,00	1054,00	892,00	1011,00
Wilcoxon W	1196,00	8861,00	1207,00	8893,00	8917,00	1207,00	1207,00	1045,00	1164,000
Z	-,131	-,876	-,369	-1,123	-,370	-,369	-,369	-1,318	-,524
Asymp. Sig.	,896	,381	,712	,262	,712	,712	,712	,188	,600
	A222	A231	A242	A243	A311	A312	A313	A321	A322
Mann-Whitney U	1054,00	720,00	970,50	845,00	1020,00	761,00	872,00	1033,50	986,50
Wilcoxon W	1207,00	8595,00	1123,50	8720,00	1173,00	8636,00	8747,00	8908,50	1139,50
Z	-,369	-2,647	-,638	-1,389	-,268	-2,207	-1,218	-,219	-,708
Asymp. Sig.	,712	,008*	,523	,165	,789	,027*	,223	,826	,479
	A324	A331	A332	A333	A334	A411	A511	A512	A523
Mann-Whitney U	909,00	959,00	1053,00	1018,00	1054,00	1000,00	1028,50	1020,00	1020,00
Wilcoxon W	8784,00	8834,00	8928,00	1171,00	1207,00	8875,00	1181,50	1173,00	1173,00
Z	-1,017	-,758	-,159	-,397	-,369	-2,712	-,745	-,836	-,836
Asymp. Sig.	,309	,449	,874	,691	,712	,007*	,456	,403	,403

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Carso

Nel confronto dei 22 indici ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 1) ricavati dalle categorie *Corine Land Cover* per la macrozona Carso, i quadranti con presenza di sciacalli (N=5) hanno mostrato una maggior presenza dell'habitat 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione) e dell'habitat 411 (Paludi Interne) rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=24).

3.6 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 22 indici ambientali *Corine Land Cover* dei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), calcolati per la macrozona Carso.

	A112	A121	A122	A123	A131	A141	A142	A211	A221	A231	A242
Mann-Whitney U	31,50	48,00	57,50	54,00	55,00	57,50	57,50	56,00	57,00	57,00	51,50
Wilcoxon W	46,50	348,00	72,50	354,00	355,00	72,50	72,50	356,00	357,00	72,00	66,50
Z	-1,653	-,978	-,456	-,655	-,481	-,456	-,456	-,385	-,289	-,220	-,501
Asymp. Sig.	,098	,328	,648	,512	,630	,648	,648	,700	,773	,826	,616
	A243	A311	A312	A313	A322	A324	A331	A333	A411	A511	A523
Mann-Whitney U	44,0	38,0	56,0	30,5	50,0	19,0	57,5	55,0	48,0	55,0	47,5
Wilcoxon W	59,0	338,0	71,0	45,5	350,0	319,0	72,5	70,0	348,0	70,0	62,5
Z	-,924	-1,270	-,231	-1,703	-1,314	-2,392	-,456	-,657	-2,191	-,657	-1,096
Asymp. Sig.	,356	,204	,817	,088	,189	,017*	,648	,511	,028*	,511	,273

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Val Aupa-Glazzat

Nel confronto degli 11 indici ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 1) ricavati dalle categorie *Corine Land Cover* per la macrozona Val Aupa Glazzat, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) hanno mostrato una maggior presenza dell'habitat 231 (Prati Stabili) rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=5).

3.7 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra gli 11 indici ambientali *Corine Land Cover* dei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), calcolati per la macrozona Val Aupa-Glazzat.

	A231	A311	A312	A313	A321	A322	A324	A331	A332	A333	A334
Mann-Whitney	0	2	4	1	4	3,5	4,5	4	4,5	2	4
Wilcoxon W	15	5	7	16	19	6,5	7,5	19	7,5	5	7
Z	-2,415	-1,162	-0,387	-1,549	-0,391	-0,586	-0,195	-0,483	-0,214	-1,162	-0,632
Asymp. Sig.	0,016*	0,245	0,699	0,121	0,696	0,558	0,845	0,629	0,831	0,245	0,527

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Prealpi Carniche

Nel confronto dei 16 indici ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 1) ricavati dalle categorie *Corine Land Cover* per la macrozona Prealpi Carniche, i quadranti con presenza di sciacalli (N=6) hanno mostrato una maggior presenza dell'habitat 231 (Prati Stabili) (che pur non essendo statisticamente rilevante, mostra un valore di p ($p=0,062$) molto vicino alla significatività) rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=22). Questo valore sembra più importante alla luce di quanto già osservato sia

nell'analisi dell'intera area di studio, sia nell'analisi della macrozona Val Aupa-Glazat, poiché in entrambi i casi la categoria 231 viene selezionata positivamente dalla specie *target*.

3.8 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 16 indici ambientali *Corine Land Cover* dei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), calcolati per la macrozona Prealpi Carniche.

	A112	A121	A211	A221	A231	A242	A243	A311
Mann-Whitney U	53	58,5	57	63	34	50	46,5	41
Wilcoxon W	306	311,5	78	84	287	303	299,5	62
Z	-0,807	-0,94	-0,938	-0,522	-1,866	-0,974	-1,093	-1,4
Asymp. Sig.	0,42	0,347	0,348	0,602	0,062	0,33	0,274	0,162
	A312	A313	A321	A322	A324	A331	A333	A512
Mann-Whitney U	44	51	52	45	45,5	40	65	54
Wilcoxon W	297	304	73	66	66,5	293	86	75
Z	-1,365	-0,84	-0,852	-1,546	-1,272	-1,49	-0,084	-1,104
Asymp. Sig.	0,172	0,401	0,394	0,122	0,203	0,136	0,933	0,27

Macrozona Pianura

Nel confronto dei 16 indici ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 1) ricavati dalle categorie *Corine Land Cover* per la macrozona Pianura, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) non hanno mostrato differenze statisticamente rilevanti nella distribuzione degli habitat rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=31). L'habitat 242 (Sistemi colturali e particellari complessi) ha mostrato un valore di p ($p=0,083$) vicino alla significatività e tende ad essere più esteso nelle aree in cui la presenza dello sciacallo non è stata accertata.

3.9 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 16 indici ambientali *Corine Land Cover* dei quadranti con presenza di sciacalli (N=2) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (N=31), calcolati per la macrozona Pianura.

	A112	A121	A131	A211	A222	A231	A242	A243
Mann-Whitney U	28,000	27,000	31,000	27,000	32,000	15,000	9,000	13,000
Wilcoxon W	589,000	30,000	34,000	30,000	35,000	576,000	12,000	574,000
Z	-,355	-,649	-,353	-,426	-,246	-1,511	-1,733	-1,459
Asymp. Sig. (2-tailed)	,722	,516	,724	,670	,806	,131	,083	,145
	A311	A313	A321	A322	A324	A331	A511	A512
Mann-Whitney U	23,500	26,000	28,000	26,000	24,000	32,000	31,000	32,000
Wilcoxon W	584,500	29,000	31,000	29,000	27,000	35,000	34,000	35,000
Z	-,779	-,712	-,584	-,712	-,832	-,072	-,353	-,246
Asymp. Sig. (2-tailed)	,436	,476	,559	,476	,405	,942	,724	,806

Macrozona Valli del Natisone

Nel confronto dei 10 indici ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 1) ricavati dalle categorie *Corine Land Cover* per la macrozona Valli del Natisone, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) hanno mostrato una maggior presenza dell'habitat 321 (Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota) rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=26).

3.10 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 10 indici ambientali *Corine Land Cover* dei quadranti con presenza di sciacalli (N=2) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (N=31), calcolati per la macrozona Valli del Natisone.

	A112	A121	A211	A231	A242
Mann-Whitney U	25,000	25,000	24,000	22,000	22,000
Wilcoxon W	28,000	28,000	27,000	25,000	25,000
Z	-,277	-,277	-,399	-,586	-,586
Asymp. Sig. (2-tailed)	,782	,782	,690	,558	,558
	A243	A311	A313	A321	A324
Mann-Whitney U	21,000	17,000	17,000	2,000	11,000
Wilcoxon W	372,000	20,000	20,000	353,000	362,000
Z	-,470	-,803	-,828	-2,430	-1,354
Asymp. Sig. (2-tailed)	,638	,422	,408	,015*	,176

* differenza statisticamente significativa.

3.3.2 Confronti degli Indici relativi alle macro-categorie ambientali

Nel confronto delle 7 macro-categorie ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 2) presenti nell'intera area di studio, i quadranti con presenza di sciacalli (N=17) hanno mostrato una maggior presenza della macro-categoria ambientale Prati/Pascoli rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=125).

3.11 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra le 7 macro-categorie ambientali dei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0) presenti nell'intera area di studio.

	Urbano	Agricolo	Boschi	Cespugliato	Prati/Pascoli	Altro	Acque
Mann-Whitney U	989,000	917,000	1002,500	965,000	694,000	944,000	1009,000
Wilcoxon W	8864,000	1070,000	1155,500	8840,000	8569,000	8819,000	1162,000
Z	-,492	-,918	-,378	-,626	-2,435	-,849	-,630
Asymp. Sig.	,623	,358	,706	,532	,015*	,396	,529

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Carso

Nel confronto delle 7 macro-categorie ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 2) presenti nella macrozona Carso, i quadranti con presenza di sciacalli (N=5) hanno mostrato una maggior presenza delle macro-categoria Agricolo e Cespugli rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=24).

3.12 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra le 7 macro-categorie ambientali dei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), presenti nella macrozona Carso.

	Urbano	Agricolo	Cespugliato	Boschi	Pascoli	Altro	Acque
Mann-Whitney U	55,000	26,000	19,000	50,000	57,000	57,500	56,000
Wilcoxon W	70,000	41,000	319,000	65,000	72,000	72,500	71,000
Z	-,289	-1,963	-2,392	-,577	-,220	-,456	-,293
Asymp. Sig. (2-tailed)	,772	,050	,017*	,564	,826	,648	,769

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Val Aupa-Glazzat

Nel confronto delle 4 macro-categorie ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 2) presenti nella macrozona Val Aupa Glazzat, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) non hanno mostrato alcuna differenza statisticamente rilevante rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=5).

3.13 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra le 4 macro-categorie ambientali dei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), presenti nella macrozona Val Aupa-Glazzat.

	Boschi	Cespugliato	Prati/Pascoli	Altro
Mann-Whitney U	4,000	2,000	1,000	4,000
Wilcoxon W	19,000	5,000	16,000	19,000
Z	-,387	-1,162	-1,563	-,402
Asymp. Sig. (2-tailed)	,699	,245	,118	,688

Macrozona Prealpi Carniche

Nel confronto delle 7 macro-categorie ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 2) presenti nella macrozona Prealpi Carniche, i quadranti con presenza di sciacalli (N=6) hanno mostrato una maggior presenza delle macro-categoria Prati/Pascoli e Cespugliato ($p=0,67$) rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=22).

3.14 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra le 7 macro-categorie ambientali dei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), presenti nella macrozona Prealpi Carniche.

	Urbano	Agricoli	Boschi	Cespugliato	Pascoli	Altro	Acque
Mann-Whitney U	53	58	46	34	27	40	54
Wilcoxon W	306	311	67	55	280	293	75
Z	-0,807	-0,448	-1,12	-1,834	-2,19	-1,49	-1,104
Asymp. Sig.	0,42	0,654	0,263	0,067*	0,029*	0,136	0,27

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Pianura

Nel confronto delle 7 macro-categorie ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 2) presenti nella macrozona Pianura, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) non hanno mostrato alcuna differenza statisticamente rilevante rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=33).

3.15 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra le 7 macro-categorie ambientali dei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), presenti nella macrozona Pianura.

	Urbano	Agricolo	Boschi	Cespugliato	Prati/Pascoli	Altro	Acque
Mann-Whitney U	32,000	17,000	25,500	19,000	21,000	32,000	30,000
Wilcoxon W	35,000	20,000	586,500	22,000	582,000	35,000	33,000
Z	-,071	-1,137	-,591	-1,123	-,945	-,072	-,439
Asymp. Sig.	,943	,256	,555	,261	,344	,942	,661

Macrozona Valli del Natisone

Nel confronto delle 5 macro-categorie ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 2) presenti nella macrozona Pianura, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) hanno mostrato una maggior presenza delle macro-categoria Prati/Pascoli rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=26).

3.16 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra le 5 macro-categorie ambientali dei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e di quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), presenti nella macrozona Valli del Natisone.

	Urbano	Agricolo	Boschi	Cespugliato	Pascoli
Mann-Whitney U	25,000	22,500	9,000	11,000	6,000
Wilcoxon W	28,000	373,500	12,000	362,000	357,000
Z	-,277	-,325	-1,517	-1,354	-1,939
Asymp. Sig. (2-tailed)	,782	,745	,129	,176	,052*

* differenza statisticamente significativa.

3.3.3 Confronti degli Indici di densità della rete stradale

Nel confronto dei 4 indici relativi alla densità della rete stradale (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 3), calcolati sull'intera area di studio, i quadranti con presenza di sciacalli (N=17) non hanno mostrato differenze statisticamente rilevanti rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=125).

3.17 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 4 indici relativi alla densità della rete stradale stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per l'intera area di studio.

	St_tot	St_vel	St_prio	St_alt
Mann-Whitney U	1055	1035,5	956	1008
Wilcoxon W	8930	8910,5	8831	1161
Z	-0,047	-0,17	-0,67	-0,343
Asymp. Sig.	0,962	0,865	0,503	0,732
Power (1-β)	0,07	0,05	0,07	0,13

A livello di Macrozone il *trend* si è dimostrato sostanzialmente identico a quello osservato nell'area di studio nella sua totalità. La potenza dei Test applicati è risultata, ad una verifica *Post hoc*, scarsa.

3.3.4 Confronti Indici Idrografici

Nel confronto dei 4 indici relativi all'estensione del reticolo idrografico (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 4), calcolati sull'intera area di studio, i quadranti con presenza di sciacalli (N=17) non hanno mostrato differenze statisticamente rilevanti rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=125).

3.18 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 4 indici relativi al reticolo idrografico stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per l'intera area di studio.

	Idrografia 1° ord	Idrografia 2° ord	Idrografia 3° ord	Idrografia 4° ord
Mann-Whitney U	955,000	981,000	953,000	929,000
Wilcoxon W	1108,000	8856,000	8828,000	8804,000
Z	-,679	-,630	-,692	-,840
Asymp. Sig.	,497	,529	,489	,401
Power (1-β)	0,06	0,06	0,18	0,11

A livello di Macrozone il *trend* si è dimostrato sostanzialmente identico a quello osservato nell'area di studio nella sua totalità. La potenza dei Test applicati è risultata, ad una verifica *Post hoc*, scarsa.

3.3.5 Confronti Indici di eterogeneità e Indici di diversità

Nel confronto dei 7 indici ambientali (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 5) relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale, calcolati per l'intera area di studio, i quadranti con presenza di sciacalli (N=17) hanno mostrato valori più alti per gli indici di frammentazione NP, TE, AWMSI, AWMPFD ed LSI rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=125). I due indici di diversità SHEI e MSIEI a questo livello non hanno mostrato differenze statisticamente rilevanti. I risultati sembrano indicare, a questa scala d'indagine, una preferenza da parte degli sciacalli per i territori a più alta eterogeneità ambientale.

- 3.19 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 indici relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per l'intera area di studio.

	NP	TE	AWMPFD	AWMPFD	LSI	SHEI	MSIEI
Mann-Whitney U	742,500	714,500	717,500	717,500	717,500	915,000	942,500
Wilcoxon W	8617,500	8589,500	8592,500	8592,500	8592,500	8790,000	8817,500
Z	-2,015	-2,187	-2,188	-2,188	-2,168	-,927	-,754
Asymp. Sig. (2-tailed)	,044*	,029*	,029*	,029*	,030*	,354	,451

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Carso

Nel confronto dei 7 indici ambientali relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 5), calcolati per la macrozona Carso, i quadranti con presenza di sciacalli (N=5) hanno mostrato valori più alti per gli indici di frammentazione AWMSI, AWMPFD mentre hanno registrato un valore minore per l'indice di diversità MSIEI rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=24). I risultati sembrano indicare, a questa scala d'indagine, una preferenza da parte degli sciacalli per i territori a più alta frammentazione ambientale, ma con scarsa diversità.

- 3.20 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 indici relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Carso.

	NP	TE	AWMPFD	AWMPFD	LSI	SHEI	MSIEI
Mann-Whitney U	37,500	37,500	24,500	24,000	39,500	29,500	21,500
Wilcoxon W	337,500	337,500	324,500	324,000	339,500	44,500	36,500
Z	-1,304	-1,299	-2,050	-2,111	-1,184	-1,764	-2,224
Asymp. Sig. (2-tailed)	,192	,194	,040*	,035*	,236	,078	,026*

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Val Aupa-Glazzat

Nel confronto dei 7 indici ambientali relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 5), calcolati per la macrozona Val Aupa Glazzat, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) non hanno mostrato differenze statisticamente rilevanti rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=5).

3.21 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 indici relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Val Aupa Glazzat.

	NP	TE	AWMSI	AWMPFD	LSI	SHEI	MSIEI
Mann-Whitney U	2,500	4,000	2,000	2,500	4,000	3,000	4,000
Wilcoxon W	17,500	19,000	17,000	17,500	19,000	6,000	7,000
Z	-,986	-,387	-,162	-,977	-,387	-,782	-,387
Asymp. Sig.	,324	,699	,245	,329	,699	,434	,699

Macrozona Prealpi Carniche

Nel confronto dei 7 indici ambientali relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 5), calcolati per la macrozona Prealpi Carniche, i quadranti con presenza di sciacalli (N=6) hanno mostrato valori più alti per gli indici di frammentazione TE, LSI e per l'indice di diversità MSIEI ($p=0,57$), rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=22). I risultati sembrano indicare, a questa scala d'indagine, una preferenza da parte degli sciacalli per i territori a più alta frammentazione con una buona diversità ambientale.

3.22 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 indici relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Prealpi Carniche.

	NP	TE	AWMSI	AWMPFD	LSI	SHEI	MSIEI
Mann-Whitney U	42,500	31,000	53,500	50,500	31,000	39,000	32,000
Wilcoxon W	295,500	284,000	306,500	303,500	284,000	292,000	285,000
Z	-1,321	-1,960	-,700	-,879	-1,960	-1,513	-1,906
Asymp. Sig.	,186	,050*	,484	,379	,050*	,130	,057*

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Pianura

Nel confronto dei 7 indici ambientali relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 5), calcolati per la macrozona Pianura, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) non hanno mostrato differenze statisticamente significative rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=33).

- 3.23 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 indici relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Pianura.**

	NP	TE	AWMSI	AWMPFD	LSI	SHEI	MSIEI
Mann-Whitney U	23,000	25,000	32,000	32,500	25,000	30,500	25,500
Wilcoxon W	26,000	28,000	35,000	35,500	28,000	591,500	586,500
Z	-,714	-,569	-,071	-,036	-,569	-,178	-,533
Asymp.	,475	,570	,943	,971	,570	,859	,594

Macrozona Valli del Natisone

Nel confronto dei 7 indici ambientali relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 5), calcolati per la macrozona Valli del Natisone, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) non hanno mostrato differenze statisticamente rilevanti rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=26).

- 3.24 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 indici relativi alla frammentazione e alla diversità ambientale stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Valli del Natisone.**

	NP	TE	AWMSI	AWMPFD	LSI	SHEI	MSIEI
Mann-Whitney U	21,000	26,000	17,500	15,500	18,000	18,000	18,000
Wilcoxon W	372,000	29,000	368,500	366,500	369,000	369,000	369,000
Z	-,448	,000	-,759	-,943	-,714	-,714	-,714
Asymp. Sig.	,654	1,000	,448	,346	,475	,475	,475

3.3.6 Confronti Indici Altimetrici e Indice di Rugosità

Nel confronto dei 6 indici ambientali relativi all'altimetria e alla rugosità ambientale (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 6) calcolati per l'intera area di studio, i quadranti con presenza di sciacalli (N=17) non hanno mostrato differenze statisticamente rilevanti rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata.

3.25 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 6 indici relativi alla altitudine e alla rugosità stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per l'intera area di studio.

	Alt_min	Alt_max	Alt_med	IR_min	IR_max	IR_Med
Mann-Whitney U	965,000	985,000	1034,000	1038,500	967,000	1011,500
Wilcoxon W	8840,000	8860,000	8909,000	1191,500	8842,000	8886,500
Z	-,613	-,487	-,179	-,156	-,600	-,320
Asymp. Sig.	,540	,626	,858	,876	,548	,749
Power (1-β)	0,23	0,12	0,07	0,05	0,05	0,07

A livello di Macrozone il *trend* si è dimostrato sostanzialmente identico a quello osservato nell'area di studio nella sua totalità. Pertanto sulla base dei dati in nostro possesso l'altimetria e la rugosità non sembrano dei buoni indicatori per la presenza dello sciacallo. Va evidenziato infine come la potenza dei Test applicati è risultata, ad una verifica *Post hoc*, scarsa.

3.3.7 Confronti Indici di Prede Potenziaie e Indici di Biomassa

Nel confronto dei 7 IPP (indici di prede potenziali), dei 7 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e dei 7 BI (indici di biomassa) (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 7), calcolati per l'intera area di studio, i quadranti con presenza di sciacalli (N=17) hanno mostrato valori più alti per gli indici di prede potenziali delle specie camoscio, cinghiale e cervo rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=125).

3.26 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 IPP (indici di prede potenziali), i 7 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e i 7 BI (indici di biomassa) stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per l'intera area di studio.

	BI_CA	BI_CI	BI_FA	BI_LE	BI_TOT	BI_NCI	BI_PS
Mann-Whitney	959,000	925,000	998,000	1060,000	925,000	1021,000	1011,000
Wilcoxon W	8834,000	8800,000	8873,000	1213,000	8800,000	8896,000	8886,000
Z	-,650	-,864	-,406	-,016	-,864	-,261	-,324
Asymp. Sig.	,515	,388	,685	,987	,388	,794	,746
	IPP_CA	IPP_CAM	IPP_CE	IPP_CI	IPP_FA	IPP_LE	IPC_VO
Mann-Whitney	834,000	765,500	763,000	724,500	933,500	1007,000	920,500
Wilcoxon W	8709,000	8640,500	8638,000	8599,500	1086,500	1160,000	8795,500
Z	-1,436	-2,001	-1,907	-2,124	-,811	-,349	-,892
Asymp. Sig.	,151	,045*	,057*	,034*	,417	,727	,372
	IPPA_CA	IPPA_CAM	IPPA_CE	IPPA_CI	IPPA_FA	IPPA_LE	IPPA_VO
Mann-Whitney	851,000	1024,500	879,500	926,000	899,000	902,000	895,000
Wilcoxon W	8726,000	8899,500	8754,500	8801,000	1052,000	1055,000	8770,000
Z	-1,329	-,278	-1,201	-,858	-1,029	-1,009	-1,053
Asymp. Sig.	,184	,781	,230	,391	,303	,313	,292

* differenza statisticamente significativa.

Il Mann-Whitney U Test ha evidenziato differenze statisticamente rilevanti per gli indici di prede potenziali delle specie camoscio, cinghiale e cervo; in particolare, le statistiche descrittive sembrano suggerire che gli sciacalli selezionano positivamente le aree in cui queste specie vivono a più alte densità.

Macrozona Carso

Nel confronto dei 7 IPP (indici di prede potenziali), dei 6³ IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e dei 7 BI (indici di biomassa) (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 7), calcolati per la macrozona Carso, i quadranti con presenza di sciacalli (N=5) hanno mostrato valori più alti per gli indici IPP e IPPA di capriolo e IPP camoscio rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=24). I risultati sembrano indicare, a questa scala d'indagine, una preferenza da parte degli sciacalli per i territori in cui c'è un'alta abbondanza relativa di camosci e di caprioli.

3.27 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 IPP (indici di prede potenziali), i 7 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e i 7 BI (indici di biomassa) stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Carso.

	IPP_CA	IPP_CAM	IPP_CE	IPP_CI	IPP_FA	IPP_LE	IPC_VO
Mann-Whitney U	20,000	33,000	37,500	42,000	37,000	55,000	46,000
Wilcoxon W	320,000	333,000	337,500	342,000	337,000	355,000	346,000
Z	-2,311	-2,076	-1,424	-1,039	-1,328	-,289	-,808
Asymp. Sig.	,021*	,038*	,155	,299	,184	,773	,419
	IPPA_CA	IPPA_CAM	IPPA_CE	IPPA_CI	IPPA_FA	IPPA_LE	IPPA_VO
Mann-Whitney U	19,000	51,000	,000	39,000	42,000	50,000	31,000
Wilcoxon W	319,000	351,000	,000	339,000	57,000	65,000	331,000
Z	-2,367	-1,182	,000	-1,213	-1,039	-,578	-1,676
Asymp. Sig.	,018*	,237	N.C.	,225	,299	,564	,094
	BI_CA	BI_CI	BI_FA	BI_LE	BI_TOT	BI_NCI	BI_PS
Mann-Whitney U	44,000	34,000	38,000	55,000	34,000	35,000	37,000
Wilcoxon W	344,000	334,000	338,000	355,000	334,000	335,000	337,000
Z	-,924	-1,501	-1,270	-,289	-1,501	-1,444	-1,328
Asymp. Sig.	,356	,133	,204	,773	,133	,149	,184

* differenza statisticamente significativa.

³Non è stato possibile calcolare l'IPPA per la specie cervo in questa macrozona in quanto la specie non è venabile in Carso e di conseguenza non esistono conteggi degli abbattimenti.

Macrozona Val Aupa e Glazzat

Nel confronto dei 6 IPP (indici di prede potenziali), dei 6 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e dei 6 BI (indici di biomassa)⁴ (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 7), calcolati per la macrozona Val Aupa e Glazzat, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) hanno mostrato valori più alti per tutti gli indici IPP, IPPA e BI (con le sole eccezioni dell'IPPA della specie di Lepre) e valori più bassi per l'IPC della specie volpe rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=5).

3.28 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 IPP (indici di prede potenziali), i 7 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e i 7 BI (indici di biomassa) stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Val Aupa e Glazzat.

	IPP CA	IPP CAM	IPP CE	IPP CI	IPP LE	IPC VO
Mann-Whitney U	0	0	0	0	0	0
Wilcoxon W	15	15	15	15	15	3
Z	-1,936	-1,936	-1,936	-1,936	-1,936	-1,936
Asymp. Sig.	0,053*	0,053*	0,053*	0,053*	0,053*	0,053*
	IPPA CA	IPPA CAM	IPPA CE	IPPA CI	IPPA LE	IPPA VO
Mann-Whitney U	0	0	0	0	2	0
Wilcoxon W	3	15	15	15	17	15
Z	-1,936	-1,936	-1,936	-1,954	-1,183	-1,954
Asymp. Sig.	0,053*	0,053*	0,053*	0,051*	0,237	0,051*
	BI CA	BI CI	BI LE	BI TOT	BI NCI	BI PS
Mann-Whitney U	0	0	0	0	0	0
Wilcoxon W	15	15	15	15	15	15
Z	-1,936	-1,936	-1,936	-1,936	-1,936	-1,936
Asymp. Sig.	0,053*	0,053*	0,053*	0,053*	0,053*	0,053*

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Prealpi Carniche

Nel confronto dei 7 IPP (indici di prede potenziali), dei 7 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e dei 7 BI (indici di biomassa)⁵ (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 7), calcolati per la macrozona Prealpi Carniche, i quadranti con presenza di sciacalli (N=6) hanno mostrato valori più alti per tutti gli indici per gli indici BI fagiano, IPP cinghiale e IPPA volpe, rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=22).

⁴La specie fagiano risulta non presente in questa macrozona, pertanto tutti gli indici relativi a questa specie non sono stati calcolati.

⁵La specie fagiano risulta non presente in questa macrozona, pertanto tutti gli indici relativi a questa specie non sono stati calcolati.

3.24 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test. tra i 7 IPP (indici di prede potenziali), i 7 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e i 7 BI (indici di biomassa) stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Prealpi Carniche.

	IPP_CA	IPP_CAM	IPP_CE	IPP_CI	IPP_FA	IPP_LE	IPC_VO
Mann-Whitney U	65,000	63,000	50,000	28,000	59,000	64,000	57,000
Wilcoxon W	86,000	316,000	303,000	281,000	312,000	317,000	310,000
Z	-,056	-,168	-,896	-,2128	-,392	-,112	-,504
Asymp. Sig.	,955	,867	,370	,033*	,695	,911	,614
	IPPA_CA	IPPA_CAM	IPPA_CE	IPPA_CI	IPPA_FA	IPPA_LE	IPPA_VO
Mann-Whitney U	55,000	35,000	53,500	49,000	52,000	48,000	27,500
Wilcoxon W	308,000	56,000	306,500	70,000	305,000	301,000	280,500
Z	-,616	-1,766	-,700	-,952	-,784	-1,008	-2,160
Asymp. Sig.	,538	,077	,484	,341	,433	,313	,031*
	BI_CA	BI_CI	BI_FA	BI_LE	BI_TOT	BI_NCI	BI_PS
Mann-Whitney U	65,000	65,000	27,000	64,000	65,000	65,000	55,000
Wilcoxon W	86,000	86,000	280,000	317,000	86,000	318,000	308,000
Z	-,056	-,056	-2,184	-,112	-,056	-,056	-,616
Asymp. Sig.	,955	,955	,029*	,911	,955	,955	,538

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Pianura

Nel confronto dei 7 IPP (indici di prede potenziali), dei 7 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e dei 7 BI (indici di biomassa)⁶ (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 7), calcolati per la macrozona Pianura, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) non hanno mostrato differenze statisticamente rilevanti rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=33).

3.29 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 IPP (indici di prede potenziali), i 7 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e 9 7 BI (indici di biomassa) stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Pianura.

	IPP_CA	IPP_CAM	IPP_CE	IPP_CI	IPP_FA	IPP_LE	IPC_VO
Mann-Whitney U	16,000	31,000	24,000	19,000	7,000	10,000	13,000
Wilcoxon W	577,000	34,000	585,000	580,000	10,000	13,000	574,000
Z	-1,208	-,353	-,756	-,995	-1,848	-1,635	-1,421
Asymp. Sig.	,227	,724	,450	,320	,065	,102	,155
	IPPA_CA	IPPA_CAM	IPPA_CE	IPPA_CI	IPPA_FA	IPPA_LE	IPPA_VO
Mann-Whitney U	20,000	32,000	27,000	11,000	11,000	14,000	8,000
Wilcoxon W	581,000	35,000	30,000	572,000	14,000	17,000	11,000
Z	-,924	-,246	-,649	-1,564	-1,563	-1,350	-1,777
Asymp. Sig.	,355	,806	,516	,118	,118	,177	,076
	BI_CA	BI_CI	BI_FA	BI_LE	BI_TOT	BI_NCI	BI_PS
Mann-Whitney U	25,000	25,000	25,000	27,000	25,000	32,000	28,000
Wilcoxon W	586,000	586,000	586,000	30,000	586,000	593,000	31,000
Z	-,569	-,569	-,569	-,426	-,569	-,071	-,355
Asymp. Sig.	,570	,570	,570	,670	,570	,943	,722

⁶La specie fagiano risulta non presente in questa macrozona, pertanto tutti gli indici relativi a questa specie non sono stati calcolati.

Macrozona Valli del Natisone

Nel confronto dei 7 IPP (indici di prede potenziali), dei 7 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e dei 7 BI (indici di biomassa)⁷ (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 7) calcolati per la macrozona Valli del Natisone, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) non hanno mostrato differenze statisticamente rilevanti rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=26)

3.30 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 7 IPP (indici di prede potenziali), i 7 IPPA (indici di prede potenziali abbattute) e i 7 BI (indici di biomassa) stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Valli del Natisone.

	IPP_CA	IPP_CAM	IPP_CE	IPP_CI	IPP_FA	IPP_LE	IPC_VO
Mann-Whitney U	19,000	16,000	9,000	12,000	3,000	21,000	20,000
Wilcoxon W	370,000	367,000	360,000	363,000	6,000	372,000	23,000
Z	-,625	-,989	-1,518	-1,250	-2,055	-,446	-,536
Asymp. Sig.	,532	,323	,129	,211	,060	,655	,592
	IPPA_CA	IPPA_CAM	IPPA_CE	IPPA_CI	IPPA_FA	IPPA_LE	IPPA_VO
Mann-Whitney U	20,000	23,500	14,000	18,000	10,000	23,000	19,500
Wilcoxon W	371,000	374,500	365,000	369,000	13,000	374,000	370,500
Z	-,536	-,280	-1,073	-,715	-1,488	-,268	-,591
Asymp. Sig.	,592	,780	,283	,475	,137	,788	,554
	BI_CA	BI_CI	BI_FA	BI_LE	BI_TOT	BI_NCI	BI_PS
Mann-Whitney U	18,000	18,000	16,000	24,000	18,000	20,000	22,000
Wilcoxon W	21,000	21,000	19,000	27,000	21,000	23,000	25,000
Z	-,714	-,714	-,893	-,178	-,714	-,535	-,357
Asymp. Sig.	,475	,475	,372	,858	,475	,592	,721

⁷La specie fagiano risulta non presente in questa macrozona, pertanto tutti gli indici relativi a questa specie non sono stati calcolati.

3.3.8 Confronti Indici di disponibilità potenziale di animali dall'allevamento

Nel confronto dei 10 Indici di Densità degli animali domestici (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 8), calcolati per l'intera area di studio, i quadranti con presenza di sciacalli (N=17) hanno mostrato valori più alti per gli indici relativi alla densità dei caprini (Dens_ca) e degli ovicaprini (Dens_ovca) rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=125).

3.31 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 10 Indici di Densità degli animali domestici stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0) per l'intera area di studio.

	Dens_bov	Dens_buf	Dens_eq	Dens_ov	Dens_ca
Mann-Whitney U	982,000	966,000	996,000	969,000	657,000
Wilcoxon W	8857,000	1119,000	8871,000	1122,000	8532,000
Z	-,506	-1,025	-,418	-,590	-2,554
Asymp. Sig. (2-tailed)	,613	,305	,676	,555	,011*
	Dens_sui	Dens_avi	Dens_con	Dens_ovca	Dens_cort
Mann-Whitney U	1053,500	1049,000	1046,000	731,500	1062,000
Wilcoxon W	8928,500	8924,000	8921,000	8606,500	1215,000
Z	-,057	-,086	-,106	-2,081	-,003
Asymp. Sig. (2-tailed)	,955	,932	,915	,037*	,997

* differenza statisticamente significativa.

I risultati sembrano indicare che lo Sciacallo Dorato preferisce aree con una buona densità di caprini e ovicaprini domestici.

Macrozona Carso

Nel confronto dei 9⁸ Indici di Densità degli animali domestici (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 8), calcolati per la Macrozona Carso, i quadranti con presenza di sciacalli (N=5) hanno mostrato valori più alti per il solo indice relativo alla densità degli ovini (Dens_ov) rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=24).

⁸ Nella Macroarea Carso è stato possibile calcolare solo 9 dei 10 indici relativi agli animali domestici previsti, poiché, secondo i dati ISTAT (2010), in questa macrozona non sono presenti allevamenti di bufali.

3.32 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 9 Indici di Densità degli animali domestici stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Carso.

	Dens_bov	Dens_buf	Dens_eq	Dens_ov	Dens_ca
Mann-Whitney U	44,000	N.C	56,000	23,000	56,000
Wilcoxon W	59,000		71,000	323,000	71,000
Z	-,924		-,231	-,2,137	-,231
Asymp. Sig. (2-tailed)	,355		,817	,033*	,817
	Dens_sui	Dens_avi	Dens_con	Dens_ovca	Dens_cort
Mann-Whitney U	52,000	43,000	36,000	36,000	40,000
Wilcoxon W	352,000	58,000	51,000	336,000	55,000
Z	-,462	-,982	-,1,387	-,1,386	-,1,155
Asymp. Sig. (2-tailed)	,644	,326	,165	,166	,248

* differenza statisticamente significativa.

I risultati sembrano indicare che lo Sciacallo Dorato preferisce aree con una buona densità di ovini domestici.

Macrozona Val Aupa-Glazzat

Nel confronto dei 9⁹ Indici di Densità degli animali domestici (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 8), calcolati per la macrozona Val Aupa-Glazzat, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) hanno mostrato valori più alti per gli indici relativi alla densità dei bovini (Dens_bov), dei suini (Dens_sui), degli avicoli (Dens_avi), dei conigli (Dens_con) e degli animali da cortile (Dens_cort) rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=5).

3.33 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test. tra i 9 Indici di Densità degli animali domestici stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Val Aupa- Glazzat.

	Dens_bov	Dens_buf	Dens_eq	Dens_ov	Dens_ca
Mann-Whitney U	,000	N.C	1,000	1,000	2,000
Wilcoxon W	15,000		4,000	4,000	5,000
Z	-,1,936		-,1,549	-,1,549	-,1,162
Asymp. Sig. (2-tailed)	,053*		,121	,121	,245
	Dens_sui	Dens_avi	Dens_con	Dens_ovca	Dens_cort
Mann-Whitney U	,000	,000	,000	1,000	,000
Wilcoxon W	15,000	15,000	15,000	4,000	15,000
Z	-,1,936	-,1,936	-,1,936	-,1,549	-,1,936
Asymp. Sig. (2-tailed)	,053*	,053*	,053*	,121	,053*

* differenza statisticamente significativa.

⁹ Val Aupa-Glazzat è stato possibile calcolare 9 dei 10 indici relativi agli animali domestici previsti, poiché, secondo i dati ISTAT (2010), anche in questa macrozona non sono presenti allevamenti di bufali.

I risultati sembrano indicare che lo Sciacallo Dorato preferisce utilizzare aree che mostrano una densità più alta della media di ciascuna delle categorie risultate significative.

Macroarea Prealpi Carniche

Nel confronto dei 9¹⁰ Indici di Densità degli animali domestici (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 8), calcolati per la macrozona Prealpi Carniche, i quadranti con presenza di sciacalli (N=6) hanno mostrato valori più alti per gli indici relativi alla densità dei bovini (Dens_bov), dei equini (Dens_eq), degli avicoli (Dens_avi), dei caprini (Dens_ca), dei conigli (Dens_con), degli ovicapri (Dens_ovca) e degli animali da cortile (Dens_cort), rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=22).

3.34 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 9 Indici di Densità degli animali domestici stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Prealpi Carniche.

	Dens_bov	Dens_buf	Dens_eq	Dens_ov	Dens_ca
Mann-Whitney U	7,000	N.C	18,000	49,000	11,000
Wilcoxon W	260,000		271,000	70,000	264,000
Z	-3,303		-2,687	-,968	-3,088
Asymp. Sig. (2-tailed)	,001*		,007*	,333	,002*
	Dens_sui	Dens_avi	Dens_con	Dens_ovca	Dens_cort
Mann-Whitney U	44,000	31,000	29,000	18,000	32,000
Wilcoxon W	297,000	284,000	282,000	271,000	285,000
Z	-1,232	-2,224	-2,498	-2,689	-2,110
Asymp. Sig. (2-tailed)	,218	,026*	,013*	,007*	,035*

* differenza statisticamente significativa.

I risultati sembrano indicare che lo Sciacallo Dorato preferisce utilizzare aree che mostrano una densità più alta della media di ciascuna delle categorie risultate significative.

Macrozona Pianura

Nel confronto dei 10 Indici di Densità degli animali domestici (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 8), calcolati per la macrozona Pianura, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) hanno mostrato valori più alti unicamente per l'indice relativo alla densità dei caprini (Dens_ca) rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=33).

¹⁰ Nella Macroarea Prealpi Carniche è stato possibile calcolare 9 dei 10 indici relativi agli animali domestici previsti, poiché, secondo i dati ISTAT (2010), anche in questa macrozona non sono presenti allevamenti di bufali.

3.35 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 9 Indici di Densità degli animali domestici stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Pianura.

	Dens_bov	Dens_buf	Dens_eq	Dens_ov	Dens_ca
Mann-Whitney U	23,000	25,500	16,000	19,000	6,000
Wilcoxon W	26,000	28,500	577,000	22,000	567,000
Z	-,711	-,560	-1,208	-,996	-1,924
Asymp. Sig. (2-tailed)	,477	,575	,227	,319	,054*
	Dens_sui	Dens_avi	Dens_con	Dens_ovca	Dens_cort
Mann-Whitney U	22,000	13,500	20,000	17,000	11,000
Wilcoxon W	25,000	16,500	23,000	578,000	14,000
Z	-,782	-1,387	-,928	-1,137	-1,564
Asymp. Sig. (2-tailed)	,434	,166	,354	,255	,118

* differenza statisticamente significativa.

Macrozona Valli del Natisone

Nel confronto dei 10 Indici di Densità degli animali domestici (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 8), calcolati per la macrozona Valli del Natisone, i quadranti con presenza di sciacalli (N=2) non hanno mostrato differenze statisticamente significative rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=26).

3.36 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test tra i 10 Indici di Densità degli animali domestici stimati nei quadranti con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0), per la macrozona Valli del Natisone.

	Dens_bov	Dens_buf	Dens_eq	Dens_ov	Dens_ca
Mann-Whitney U	26,000	26,000	17,000	22,000	13,000
Wilcoxon W	29,000	29,000	20,000	25,000	16,000
Z	,000	,000	-,803	-,363	-1,169
Asymp. Sig.	1,000	1,000	,422	,717	,242
	Dens_sui	Dens_avi	Dens_con	Dens_ovca	Dens_cort
Mann-Whitney U	14,000	14,000	13,000	14,000	13,000
Wilcoxon W	17,000	17,000	16,000	17,000	16,000
Z	-1,071	-1,089	-1,260	-1,074	-1,179
Asymp. Sig.	,284	,276	,208	,283	,238

3.4 Analisi Ambientali con approccio scalare

Nell'intera area di studio sono stati presi in considerazione 319¹¹ buffer (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 9).

3.37 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test dei 27 Indici ambientali Corine Land Cover stimati nei buffer con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0) nell'intera area di studio. Le analisi sono state effettuate a 4 scale di grandezza (2000, 1000, 500 e 250 m).

	Buffere 2000 m			Buffere 1000 m			Buffer 500 m			Buffer 250 m		
	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.
A112	-2,76	,006*	+	-1,757	0,079		-0,944	0,345		-1,838	0,06	-
A121	-1,177	0,23		-0,01	0,992		-0,542	0,588		-0,386	0,699	
A122	-0,921	0,357		-0,537	0,591		-0,382	0,702		-0,386	0,699	
A123	-1,315	0,188		-0,659	0,51		-0,382	0,702		n.r.	n.r.	
A124	-0,529	0,597		-0,379	0,704		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A141	-0,84	0,401		-0,379	0,704		-0,382	0,702		-0,386	0,699	
A142	-0,373	0,709		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A211	-0,837	0,402		-2,58	,010*	-	-2,778	,005*	-	-2,229	,026*	-
A221	-1,029	0,303		-1,121	0,262		-1,29	0,197		-0,954	0,34	
A222	-0,373	0,709		-0,379	0,704		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A231	-8,426	,000*	+	-8,547	,000*	+	-8,074	,000*	+	-6,455	,000*	+
A242	-1,011	0,312		-1,767	-0,923		-2,123	,034*	-	-2,264	,024*	-
A243	-2,836	,005*	+	-3,858	,000*	+	-4,536	,000*	+	-2,775	,006*	+
A311	-3,411	,001*	-	-3,841	,000*	-	-3,853	,000*	-	-2,931	,003*	-
A312	-5,59	,000*	+	-3,905	,000*	+	-2,338	,019*	+	-2,934	,003*	+
A313	-2,861	,004*	+	-0,88	0,379		-0,549	0,583		-0,563	0,573	
A321	-1,333	0,183		-0,45	0,653		-0,749	0,454		-0,12	0,905	
A322	-1,249	0,212		-1,683	0,092		-1,516	0,129		-1,303	0,193	
A324	-0,2	0,837		-0,708	0,479		-2,158	,031*	+	-3,421	,001*	+
A331	-3,304	,001*	+	-4,128	,000*	+	-6,223	,000*	+	-6,101	,000*	+
A322	-1,578	0,115		-1,013	0,311		-0,664	0,506		-0,547	0,584	
A333	-1,728	0,084		-2,325	0,201		-1,812	0,07		-1,174	0,24	
A334	-0,648	0,517		-0,537	0,591		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A411	-1,12	0,263		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A511	-1,06	0,286		-0,762	0,446		-0,664	0,506		-0,386	0,699	
A512	-0,92	0,357		-0,937	0,349		-0,768	0,442		-0,671	0,502	
A523	-1,578	0,115		-1,217	0,223		-1,217	0,423		-0,547	0,584	

Sel.= selezione; + = variabile ambientale più presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; - = variabile ambientale meno presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; n.r. = variabile ambientale non rilevata a questa scala di grandezza; * differenza significativa.

Nel confronto dei 27 Indici ambientali Corine Land Cover rilevati, i buffer con presenza di sciacalli (N=39) hanno mostrato, a tutte le scale di grandezza investigate, una maggior

¹¹ Sono stati eliminati i buffer in cui non è stato possibile calcolare almeno il 50% della superficie reale.

presenza degli ambienti 231 (Prati stabili), 243 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie), 312 (Boschi di conifere), , 331 (Spiagge, dune e sabbia), rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=280).

Al contrario, la categoria 311 (Boschi di latifoglie) è risultata, a tutte le scale di grandezza, meno presente nei buffer con presenza di sciacalli rispetto ai buffer con presenza di sciacalli non accertata. Lo stesso *trend* è stato rilevato nel caso della categoria 211 (Seminativi in aree non irrigue), a tutte le scale di grandezza con la sola eccezione dei buffer a 2000 m, e della categoria 242 (Sistemi colturali e particellari complessi) alle scale di grandezza più piccole (buffer a 250 e 500 m). Un'attenzione particolare merita, infine, l'ambiente 112 (Tessuto urbano discontinuo), che è risultato essere selezionato positivamente nei buffer con presenza di sciacalli alla scala di grandezza dell'home range (2000 m), mentre sembra essere selezionato negativamente alla scala di grandezza della *core area* (buffer a 250 m), con un valore del test di Mann-Whitney molto vicino alla significatività ($p = 0,06$). Anche l'ambiente 313 (Boschi misti) è selezionato positivamente ma unicamente alla scala dei 2000 m.

Macrozona Carso

Nella macrozona Carso sono stati presi in considerazione 71 buffer (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 9) su un'area complessiva di 261 km². Nel confronto dei 23 Indici ambientali *Corine Land Cover* rilevati, i buffer con presenza di sciacalli (N=12) hanno mostrato, a tutte le scale di grandezza investigate, una maggior presenza degli ambienti 231 (Prati stabili) e 324 (Area a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione) e una minor presenza dell'ambiente 313 (Boschi misti), rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=59).

Inoltre, alla scala di grandezza dell'*home range* (buffer a 2000 m), i buffer con presenza di sciacalli hanno mostrato una maggior presenza degli ambienti 221 (Vigneti) e 322 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie), mentre hanno evidenziato una minor presenza degli ambienti 211 (Seminativi in aree non irrigue) e 523 (Mari e oceani), rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata.

L'ambiente 112 (Tessuto urbano discontinuo) è statisticamente meno rappresentato nei buffer utilizzati dagli sciacalli, a tutte le scale di grandezza con la sola eccezione della scala di grandezza dell'home range (buffer 2000 m), mentre gli ambienti 242 (Sistemi colturali e particellari complessi) e 312 (Boschi di conifere) risultano meno rappresentati alle scale di

grandezza minori (rispettivamente 1000 e 500 m per l'ambiente 242; 500 e 250 m per l'ambiente 312).

L'ambiente 243 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie), infine, è risultato statisticamente ben rappresentato nelle aree frequentate dagli sciacalli, alla scala di grandezza della *core area* (buffer da 500 m).

3.38 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test dei 23 Indici ambientali *Corine Land Cover* stimati nei buffer con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0) nella macrozona Carso. Le analisi sono state effettuate a 4 scale di grandezza (2000, 1000, 500 e 250 m).

	Buffere 2000 m			Buffere 1000 m			Buffer 500 m			Buffer 250 m		
	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.
A112	-0,321	0,748		-2,251	,024*	-	-1,987	,047*	-	-1,979	,048*	-
A121	-0,276	0,783		-0,019	0,985		-0,522	0,602		n.r.	n.r.	
A122	-1,155	0,248		-0,692	0,489		-0,522	0,602		-0,541	0,589	
A123	-1,709	0,088		-0,854	0,393		-0,522	0,602		n.r.	n.r.	
A124	-0,648	0,517		-0,485	0,628		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A141	-1,047	0,295		-0,485	0,628		-0,522	0,602		-0,541	0,589	
A142	-0,455	0,649		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A211	-4,582	,000*	-	-0,019	0,985		-0,745	0,456		-0,541	0,589	
A221	-3,305	,001*	+	-0,172	0,864		-0,921	0,357		-0,772	0,44	
A231	-4,449	,000*	+	-4,359	,000*	+	-4,414	,000*	+	-3,67	,000*	+
A242	-0,989	0,322		-2,371	,018*	-	-2,003	,045*	-	-1,391	0,164	
A243	-1,465	0,143		-1,629	0,103		-2,119	,034*	+	-0,685	0,493	
A311	-0,483	0,629		-0,184	0,854		-0,282	0,778		-0,186	0,853	
A312	-0,375	0,707		-1,514	0,13		-2,796	,005*	-	-1,979	,048*	-
A313	-3,667	,000*	-	-3,407	,001*	-	-2,892	,004*	-	-2,242	,025*	-
A321	0	1		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A322	-2,198	,028*	+	n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A324	-4,803	,000*	+	-4,615	,000*	+	-4,665	,000*	+	-4,77	,000*	+
A331	-0,93	0,353		-0,854	0,393		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A333	-1,047	0,295		-0,692	0,489		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A411	-0,755	0,45		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A511	-0,799	0,424		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A523	-2,113	,035*	-	-1,651	0,099		-0,921	0,357		-0,772	0,44	

Sel.= selezione; + = variabile ambientale più presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; - = variabile ambientale meno presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; n.r. = variabile ambientale non rilevata a questa scala di grandezza; * differenza significativa.

Macrozona Val Aupa-Glazzat

Nella macrozona Val Aupa-Glazzat sono stati presi in considerazione 17 buffer (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 9) su un'area complessiva di 63 km². Nel confronto dei 13 Indici ambientali *Corine Land Cover* rilevati, i buffer con presenza di sciacalli (N=3) hanno mostrato una maggior presenza dell'ambiente 231 (Prati stabili) alle scale maggiori (buffer da 2000 e 1000 m), rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=14). I buffer con presenza di sciacalli hanno mostrato una maggior presenza degli ambienti 321 (Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota) alla scala dei 1000 m e dell'ambiente 312 (Boschi di conifera) alla scala della *cora area* (buffer 500 m). Infine, l'ambiente 311 (Boschi di latifoglie) è risultato meno presente nelle aree frequentate dagli sciacalli alle 3 scale di grandezza maggiori (buffer ai 2000, 1000 e 500 m). La scala di grandezza più piccola tra quelle investigate non ha fatto registrare differenze statisticamente rilevanti.

3.39 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test dei 13 Indici ambientali *Corine Land Cover* stimati nei buffer con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0) nella macrozona Val Aupa-Glazzat. Le analisi sono state effettuate a 4 scale di grandezza (2000, 1000, 500 e 250 m).

	Buffer 2000 m			Buffer 1000 m			Buffer 500 m			Buffer 250 m		
	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.
A112	-0,463	0,643		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A231	-2,611	,009*	+	-2,821	,005*	+	-1,125	0,261		-1,125	0,261	
A243	-0,675	0,5		-1,172	,241		-1,172	,241		-1,172	,241	
A311	-2,142	,032*	-	-2,125	,034*	-	-2,125	,034*	-	-2,116	,034	
A312	-1,261	0,207		-0,254	0,8		-2,046	,041*	+	-,193	,847	
A313	-1,512	0,131		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A321	-0,578	0,563		-2,116	,034*	+	n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A322	-0,386	0,699		-0,423	0,672		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A324	-1,015	0,31		-1,637	0,102		-1,327	0,185		-1,016	,310	
A331	-1,269	0,204		-0,675	0,5		-0,463	0,643		-,463	,643	
A332	-1,637	0,102		-1,172	0,241		-0,675	0,5		-,463	,643	
A333	-1,638	0,101		-1,637	0,102		-1,016	0,31		-,675	,500	
A334	-0,854	0,393		-0,675	0,5		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	

Sel.= selezione; + = variabile ambientale più presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; - = variabile ambientale meno presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; n.r. = variabile ambientale non rilevata a questa scala di grandezza;* differenza significativa.

Macrozona Prealpi Carniche

Nella macrozona Prealpi Carniche sono stati presi in considerazione 86 buffer (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 9) su un'area complessiva di 252 km². Nel confronto dei 15 Indici ambientali *Corine Land Cover* rilevati, i buffer con presenza di sciacalli (N=19) hanno mostrato, a tutte le scale di grandezza investigate, una maggior presenza degli ambienti 231 (Prati stabili), 243 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie), 312 (Boschi di conifere), 331 (Spiagge, dune, sabbie) e una minor presenza dell'ambiente 311 (Boschi di latifoglie), rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=57). Ancora, gli ambienti 121 (Aree industriali o commerciali), 313 (Boschi Misti), 321 (Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota) risultano statisticamente più presenti nelle aree utilizzate dagli sciacalli, alla scala di grandezza dell'*home range* (buffer ai 2000 m). La categoria ambientale 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione) è meno presente nelle aree utilizzate dagli sciacalli alla scala di grandezza dei 2000 e dei 1000 m. Infine, la categoria 243 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie) è maggiormente presente nei buffer con presenza di sciacalli a tutte le scale di grandezza investigate tranne alla scala più piccola (buffer ai 250 m). Va precisato infine che, come già osservato al livello di intera area di studio, la preferenza dell'ambiente 112 (Tessuto urbano discontinuo) cambia diametralmente tra le scale d'indagine maggiore (2000 e 1000m), in cui gli sciacalli sembrano preferire le aree con presenza di questo ambiente, e le scale d'indagine inferiore in cui gli sciacalli sembrano evitare l'habitat 112 (Tessuto urbano discontinuo).

3.40 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test dei 15 Indici ambientali *Corine Land Cover* stimati nei buffer con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0) nella macrozona Prealpi Carniche. Le analisi sono state effettuate a 4 scale di grandezza (2000, 1000, 500 e 250 m).

	Buffer2000 m			Buffer			Buffer 500 m			Buffer 250 m		
	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.
A112	-5,2	,000*	+	-6,029	,000*	+	-6,029	,000*	-	-6,029	,077	(-)
A121	-2,02	,043*	+	n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A211	-1,013	0,311		-0,822	0,411		-0,822	0,411		-0,822	0,411	
A221	-0,577	0,564		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A231	-5,511	,000*	+	-5,256	,000*	+	-5,256	,000*	+	-5,256	,000*	+
A242	-3,862	,000*	+	-1,925	,05*	+	-1,925	,05*	+	-1,925	0,477	
A243	-3,372	,001*	+	-3,451	,000*	+	-3,451	,001*	+	-3,451	,001*	+
A311	-5,824	,000*	-	-5,634	,000*	-	-5,634	,000*	-	-5,634	,000*	-
A312	-4,127	,000*	+	-3,235	,001*	+	-3,235	,001*	+	-3,235	,001*	+
A313	-2,406	,016*	+	-1,099	0,272		-1,099	0,272		-1,099	0,272	
A321	-3,689	,000*	+	-1,59	0,112		-1,59	0,112		-1,59	0,112	
A322	-1,854	0,064		-1,382	0,167		-1,382	0,167		-1,382	0,167	
A324	-2,944	,003*		-1,94	0,052*		-1,94	0,112		-1,94	0,311	
A331	-4,48	,000*	+	-5,736	,000*	+	-5,736	,000*	+	-5,736	,000*	+
A333	-1,484	0,138		-1,195	0,232		-1,195	0,232		-1,195	0,232	

Sel.= selezione; + = variabile ambientale più presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; - = variabile ambientale meno presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; n.r. = variabile ambientale non rilevata a questa scala di grandezza; * differenza significativa.

Macrozona Pianura

Nella macrozona Pianura sono stati presi in considerazione 73 buffer (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 9) su un'area complessiva di 315 km². Nel confronto dei 15 Indici ambientali *Corine Land Cover* rilevati, i buffer con presenza di sciacalli (N=2) hanno mostrato, alle scale di grandezza maggiori tra quelle investigate (buffer ai 2000 e ai 1000 m), una maggior presenza degli ambienti 231 (Prati stabili) e 243 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie), rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=71). Non sono state riscontrate differenze tra i buffer con presenza di sciacalli ed i buffer di controllo alle scale dei 250 e dei 500 m.

3.41 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test dei 19 Indici ambientali *Corine Land Cover* stimati nei buffer con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0) nella macrozona Pianura. Le analisi sono state effettuate a 4 scale di grandezza (2000, 1000, 500 e 250 m).

	Buffere 2000 m			Buffere 1000 m			Buffer 500 m			Buffer 250 m		
	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.
A112	-0,422	0,673		-0,422	0,673		-1,192	,233		-,776	,438	
A121	-0,888	0,375		-0,888	0,375		-,168	,867		-,168	,867	
A131	-0,597	0,55		-0,597	0,55		-,343	,732		-,239	,811	
A211	-0,676	0,499		-0,676	0,499		-,136	,892		-,283	,777	
A221	-1,137	0,256		-1,137	0,256		-,499	,618		-,343	,732	
A222	-0,168	0,867		-0,168	0,867		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A231	-2,394	,017*	+	-2,394	,017*	+	-,995	,320		-,386	,700	
A242	-0,661	0,508		-0,661	0,508		-1,164	,244		-,916	,360	
A243	-1,95	,051*	+	-1,95	,051*	+	-,602	,547		-,628	,530	
A311	-0,179	0,858		-0,179	0,858		-,597	,550		-,463	,643	
A312	-0,295	0,768		-0,295	0,768		-,386	,700		-,295	,768	
A313	-0,597	0,55		-0,597	0,55		-,295	,768		-,295	,768	
A321	-0,463	0,643		-0,463	0,643		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A322	-0,832	0,405		-0,832	0,405		-,343	,732		-,295	,768	
A324	-0,888	0,375		-0,888	0,375		-,386	,700		-,343	,732	
A331	-1,751	0,08		-1,751	0,08		-1,163	,245		-1,545	,122	
A333	-0,659	0,51		-0,659	0,51		-,239	,811		-,168	,867	
A511	-0,386	0,7		-0,386	0,7		-,295	,768		-,168	,867	
A512	-0,239	0,811		-0,239	0,811		-,168	,867		-,168	,867	

Sel.= selezione; + = variabile ambientale più presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; - = variabile ambientale meno presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; n.r. = variabile ambientale non rilevata a questa scala di grandezza; * differenza significativa.

Macrozona Valli del Natisone

Nella macrozona Valli del Natisone sono stati presi in considerazione 60 buffer (statistiche descrittive e test di normalità in Appendice 9) su un'area complessiva di 252 km². Nel confronto dei 11 Indici ambientali *Corine Land Cover* rilevati, i buffer con presenza di sciacalli (N=3) hanno mostrato una maggior presenza dell'ambiente 321 (Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota), rispetto ai quadranti in cui la presenza degli sciacalli non è stata rilevata (N=57), a tutte le scale di grandezza ad eccezione dei buffer ai 250 m. Al contrario l'ambiente 311 (Boschi di latifoglie) è risultato meno presente nelle aree frequentate dagli sciacalli alle scale di grandezza dei 2000 e dei 1000 m. Non sono state riscontrate differenze tra i buffer con presenza di sciacalli ed i buffer di controllo alla scala dei 250.

3.42 Confronto mediante Mann-Whitney U-Test dei 11 Indici ambientali *Corine Land Cover* stimati nei buffer con presenza di sciacalli (Gruppo=1) e in quelli con presenza di sciacalli non accertata (Gruppo=0) nella macrozona Valli del Natisone. Le analisi sono state effettuate a 4 scale di grandezza (2000, 1000, 500 e 250 m).

-	Buffere 2000 m			Buffere 1000 m			Buffer 500 m			Buffer 250 m		
	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.	Z	M-W Sig.	Sel.
A112	-0,546	0,585		-0,24	0,81		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A121	-0,236	0,814		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	
A211	-0,416	0,678		-0,24	0,81		n.r.	n.r.		-,209	,835	
A231	-0,604	0,546		-0,424	0,672		-0,204	0,838		n.r.	n.r.	
A242	-0,546	0,585		-0,343	0,732		-0,204	0,838		-,209	,835	
A243	-0,799	0,424		-1,472	0,141		-0,834	0,404		-,682	,495	
A311	-1,966	,049*	-	-1,935	,053*	-	-0,954	0,34		-,524	,600	
A313	-0,113	0,91		-1,336	0,182		-0,793	0,428		-,539	,590	
A321	-3,548	,000*	+	-4,078	,000*	+	-3,692	,000*	+	-1,991	,046	
A324	-1,154	0,248		-1,29	0,197		-0,751	0,453		-,682	,495	
A332	-0,236	0,814		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.		n.r.	n.r.	

Sel.= selezione; + = variabile ambientale più presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; - = variabile ambientale meno presente nei buffer con presenza di sciacallo rispetto alle aree di controllo; n.r. = variabile ambientale non rilevata a questa scala di grandezza;* differenza significativa.

3.5 **Modelli di selezione ambientale.**

In tutte e 5 le macrozone investigate sono stati ricercati modelli di selezione dell'habitat per i seguenti gruppi omogenei di variabili ambientali:

1. Categorie *Corine* di uso del Suolo (27 variabili);
2. Macro categorie Ambientali (7 Variabili);
3. Indici di frammentazione (7 Variabili)
4. Densità del reticolo stradale (4 Variabili);
5. Densità del reticolo Idrografico(4 Variabili);
6. Altimetria e Indice di Rugosità (2 Variabili)
7. Indice di Biomassa (7 variabili)
8. Indice di presenza delle prede potenziali (14 variabili)
9. Indici di densità degli animali d'allevamento

Il calcolo dei modelli logistici di regressione binaria ha fornito modelli di selezione dell'habitat in 4 delle 5 macrozone in cui è stata verificata la presenza degli sciacalli: la sola macrozona Val Aupa-Glazzat non ha fornito nessun modello. I modelli non hanno mai selezionato variabili ambientali relativi ai gruppi 4 (Densità del reticolo stradale), 5 (Densità del reticolo Idrografico) e 6 (Altimetria e Indice di Rugosità).

Macrozona Carso

Nella macrozona Carso, l'ARLB (Analisi di Regressione Logistica Binaria) ha selezionato modelli ambientali relativi ai gruppi di variabili 1 (Categorie *Corine* di uso del Suolo), 2 (Macro categorie Ambientali) e 8 (Indici di presenza prede potenziali). L'ARLB non ha, invece, selezionato variabili nei gruppi 3 (Indici di frammentazione), 7 (Indice di Biomassa) e 9 (Indici di densità degli animali d'allevamento).

3.43 Modelli di regressione logistica binaria per la selezione dell'habitat nella macrozona Carso.

Carso							
					% previste correttamente		
Modello	Variabili selezionate	N .Var.	AIC _c	ΔAIC _c	QSPA	QPA	Totale
Habitat Corine	112 (+)	22	9,666667	0	95,80%	60%	89,7
	311 (+)						
	324 (+)						
Macro_categoria	Cespugliato (+)	7	22,53254	12,86587	95,80%	40%	86,2
Indice_IPP_Abb	IPPA_CA (+)	7	25,52654	15,85987	95,80%	20%	82,80%

N.Var.= numero di variabili considerate; AIC_c = Akaike's information criterion corretto; ΔAIC_c = differenza rispetto all'AIC più basso; QSPA= quadranti senza presenza di sciacallo accertata; QPA= quadranti con presenza di sciacallo accertata; (+)=variabile selezionata positivamente dal modello.

I singoli modelli hanno selezionato 5 variabili descrittive: 3 nel gruppo di Categorie *Corine* di uso del Suolo, la 112 (Tessuto urbano discontinuo), la 311 (Boschi di latifoglie) e la 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione); 1 nella macro categoria Cespugliato e 1 tra gli Indici di Prede Potenziali (l'IPPA relativo alla specie capriolo). Tutte le variabili descrittive selezionate hanno mostrato una interazione positiva.

Macrozona Valli del Natisone

Nella macrozona Valli del Natisone, l'ARLB (Analisi di Regressione Logistica Binaria) ha selezionato modelli ambientali relativi ai soli gruppi di variabili 1 (Categorie *Corine* di uso del Suolo) e 2 (Macro categorie Ambientali).

3.44 Modelli di regressione logistica binaria per la selezione dell'habitat nella macrozona Valli del Natisone.

Valle del Natisone							
					% previste correttamente		
Modello	Variabili selezionate	N .Var.	AIC _c	ΔAIC _c	QSPA	QPA	Totale
Ambienti Corine	231(+)	12	13,905	0	100,00%	50%	92,90%
Macro_categorie	Prati/pascolo (+)	7	26,341	12,436	95,50%	50%	85,70%

N.Var.= numero di variabili considerate; AIC_c = Akaike's information criterion corretto; ΔAIC_c = differenza rispetto all'AIC più basso; QSPA= quadranti senza presenza di sciacallo accertata; QPA= quadranti con presenza di sciacallo accertata; (+)=variabile selezionata positivamente dal modello.

I singoli modelli hanno selezionato quali variabili descrittive del modello 1 Categoria *Corine* di uso del Suolo, la 321 (pascoli d'alta quota), e 1 macro categoria ambientale Prati/Pascoli.

Macrozona Prealpi Carniche

Nella macrozona Prealpi Carniche, l'ARLB (Analisi di Regressione Logistica Binaria) ha selezionato modelli ambientali relativi ai gruppi di variabili 1 (Categorie *Corine* di uso del Suolo), 2 (Macro categorie Ambientali), 3 (Indici di frammentazione), 7 (indici di biomassa), 8 (Indici di presenza prede potenziali) e 9 (Indici di densità degli animali d'allevamento).

3.45 Modelli di regressione logistica binaria per la selezione dell'habitat nella macrozona Prealpi Carniche.

Prealpi Carniche							
					% previste correttamente		
Modello	Variabili selezionate	N. Var.	AIC _c	Δ AIC _c	QSPA	QPA	Totale
Ambienti Corine	231 (+)	16	24,718	12,368	100,00%	66,7%	92,90%
Macro_categorie	Prati/pascolo(+)	7	26,341	13,991	95,50%	50%	85,70%
Indice_Bio	Bi_FA(+)	7	29,623	17,273	90,90%	16,7%	75,00%
Indice_Fram	LSI(+)	7	28,265	15,915	100,00%	33,3%	85,70%
IPP	IPP_CI (+)	13	22,231	9,881	90,00%	16,7%	89,70%
	IPPA_CA(+)						
Domestici	Dens_Bov(+)	9	12,35	0	95,50%	50,0	96,40%
	Dens_Avi (-)						

N.Var.= numero di variabili considerate; AIC_c = Akaike's information criterion corretto; Δ AIC_c = differenza rispetto all'AIC più basso; QSPA= quadranti senza presenza di sciacallo accertata; QPA = quadranti con presenza di sciacallo accertata; (+) = Variabile selezionata positivamente dal modello; (-) = Variabile selezionata negativamente dal modello).

I singoli modelli hanno selezionato 7 variabili descrittive: 3 nel gruppo di Categorie *Corine* di uso del Suolo, la 121 (Aree industriali o commerciali), la 311 (Boschi di latifoglie) e la 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione); 1 tra le macro categorie ambientali (Prati/Pascoli); 1 tra gli Indici di frammentazione (indice LSI): Anche alcuni Indici trofici sono stati selezionati come variabili descrittive dei modelli in questa macroarea: 1 indice di biomassa (BI relativo alla specie fagiano); 2 indici di Prede Potenziali (l'IPPA relativo alla

specie capriolo e l'IPP relativo alla specie cinghiale); 2 indici di densità degli animali domestici (l'indice di densità dei bovini e l'indice di densità degli avicoli). Tutte le variabili descrittive selezionate nei modelli hanno mostrato un' interazione positiva, con la sola eccezione della variabile relativa all'indice di densità del capriolo che ha mostrato invece una interazione negativa con la presenza della specie.

Macrozona Pianura

Nella macrozona Pianura l'ARLB (Analisi di Regressione Logistica Binaria) ha selezionato modelli ambientali relativi al solo gruppo di variabile 9 (Indici di densità degli animali d'allevamento).

3.46 Modelli di regressione logistica binaria per la selezione dell'habitat nella macro zona Pianura.

Pianura							
					% previste correttamente		
Modello	Variabili selezionate	N .Var.	AIC_c	ΔAIC_c	QSPA	Q.PA	Totale
Domestici	Dens_buf (-)	9	12,35	0	100%	100,0	100%
	Dens_eq (+)						
	Dens_ca (+)						
	Dens_sui (+)						

N.Var.= numero di variabili considerate; AIC_c = Akaike's information criterion corretto; ΔAIC_c = differenza rispetto all'AIC più basso; QSPA= quadranti senza presenza di sciacallo accertata; QPA = quadranti con presenza di sciacallo accertata; (+) = Variabile selezionata positivamente dal modello; (-) = Variabile selezionata negativamente dal modello).

In questa macrozona è stato selezionato un solo modello di selezione ambientale basato sul gruppo di variabili relative agli indici di densità degli animali domestici. In particolare sono stati selezionati, come variabili descrittive del modello, gli indici di densità degli animali domestici relativi agli equini e ai caprini e ai suini che hanno mostrato un'interazione positiva e la variabile relativa alla densità dei bufalini che, al contrario, ha mostrato un'interazione negativa rispetto alla presenza della specie.

Modello di selezione ambientale dell'intera area di studio

Nel modello globale, ottenuto utilizzando un numero di variabili ridotto, sono state inserite unicamente le variabili selezionate dai modelli di selezione dell'habitat calcolati nelle macroaree. L'ARLB ha selezionate 4 variabili descrittive del modello: la variabile 231 (prati

stabili), la variabile 321 (pascoli naturali) e la variabile 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione) tra le categorie *Corine* di uso del suolo; è stato selezionato inoltre l'indice di densità degli animali domestici relativo ai caprini. Tutte le variabili selezionate hanno mostrato un'interazione positiva.

3.47 Modello globale di regressione logistica binaria per la selezione dell'habitat nell'intera aria di studio.

Modello Globale							
					% previste correttamente		
Modello	Variabili selezionate	N.Var.	AIC _c	Δ AIC _c	QSPA	Q.PA	Totale
Globale	231(+)	15	85,75027273	0	100,00%	50%	92,90%
	321 (+)						
	324 (+)						
	Dens_ca (+)						

N.Var.= numero di variabili considerate; AIC_c = Akaike's information criterion corretto; Δ AIC_c = differenza rispetto all'AIC più basso; QSPA= quadranti senza presenza di sciacallo accertata; QPA = quadranti con presenza di sciacallo accertata; (+) = Variabile selezionata positivamente dal modello; (-) = Variabile selezionata negativamente dal modello).

3.5.1 Modelli di selezione ambientale su base scalare.

L'ARLB è stata utilizzata per analizzare i buffer alle 4 scale di grandezza prese in considerazione, ad ognuno degli intervalli spaziali investigati (250 m, 500 m, 1000 m, 2000 m) sono stati calcolati dei modelli in grado di descrivere la selezione delle variabili ambientali da parte della nostra specie target in 2 gruppi omogenei di variabili:

1. Categorie Corine di uso del Suolo (27 variabili);
2. Macro categorie Ambientali (7 Variabili);

3.48 Modelli di regressione logistica binaria per la selezione dell'habitat calcolati sull'intera area di studi a 4 differenti scale spaziali. Il rango del modello è selezionato sulla base criterio AIC corretto per i campioni di piccole dimensioni (AIC_c).

modello	N.Var.	-2log	AIC	AIC _c	ΔAIC _c	Variabili selezionate
Categorie ambientali Corine 2000 m	27	109,52	119,52	122,2473	0	231 ;312;324;331
Categorie ambientali Corine 1000 m	25	116,52	132,52	140,0989	17,852	231 ;243;312;313;321;324;331
Categorie ambientali Corine 500 m	22	143,997	159,997	167,5759	45,329	231 ;243;312;313;321;324;331
Macro categorie ambientali 1000 m	7	165,208	173,208	174,9471	52,700	amb_4;amb_5;amb6
Categorie ambientali Corine 250 m	20	163,691	177,691	183,291	61,044	231 ;243;312;313;324;331
Macro categorie ambientali 2000 m	7	176,338	184,338	186,0771	63,830	amb_4;amb_5;amb6
Macro Categorie ambientali 500 m	7	179,061	187,061	188,8001	66,553	amb_4;amb_5;amb6
Macro categorie ambientali 250 m	7	194,064	202,064	203,8031	81,556	amb_4;amb_5;amb6

N.Var.= numero di variabili considerate; AIC_c = Akaike's information criterion corretto; ΔAIC_c = differenza rispetto all'AIC più basso; (+) = Variabile selezionata positivamente dal modello; (-) = Variabile selezionata negativamente dal modello.

L'ARLB ha selezionato, sostanzialmente, le stesse variabili descrittive a tutte le scale di grandezza: nel gruppo delle macrocategorie ambientali sono state selezionate le categorie 4 (Macchia e Cespugliato), la categoria 5 (Prati/Pascolo) e la categoria 6 (altro). Per quanto riguarda le categorie Corine di copertura del suolo, invece, le variabili 231, 312, 324, 331 sono state selezionate come variabili descrittive a tutte le scale di grandezza. La categoria 321 risulta selezionata tra le variabili descrittive dei modelli degli intervalli spaziali intermedi (500 e 1000 m) ma non rilevante negli intervalli estremi (250 e 2000m). La categoria 243 e 313, infine, risultano selezionate come variabili descrittive in tutti i modelli calcolati con la sola eccezione del modello ai 2000m. Tutte le variabili sopracitate hanno mostrato un'interazione positiva nei diversi modelli.

4 Discussione

4.1 Presenza dello Sciacallo e protocollo di monitoraggio.

I risultati concernenti il monitoraggio diretto della specie (paragrafo 3.1) mostrano come la presenza dello sciacallo sia stata accertata in 5 delle 6 macrozone monitorate. Nella sola macrozona Prealpi Giulie, infatti, la presenza non è stata verificata con sicurezza, tuttavia anche in quest'area sono state registrate, nell'ambito del nostro piano di monitoraggio, delle risposte dubbie ed esistono segnalazioni di presenza di sciacalli in diverse aree limitrofe (aavv, com. pers.). I dati in nostro possesso sembrano indicare come la specie sia in espansione nell'area di studio, coerentemente a quanto riportato in bibliografia (Riga, 2002; Lapini, 2010; Arnold *et al.*, 2011). La presenza accertata di branchi riproduttivi (con presenza accertata di cuccioli) oltre che il numero sempre maggiore di segnalazioni occasionali e/o di animali rinvenuti morti, sembrano confermare questo *trend*. Tuttavia dei 5 branchi monitorati solo uno (il branco localizzato nel Carso goriziano) ha fatto registrare una presenza costante in tutte le sessioni di monitoraggio. Un secondo branco (il branco individuato nelle Prealpi Carniche) è stato localizzato nella stessa area durante 3 sessioni di monitoraggio mentre nel corso della 4^a sessione è stato individuato in località diverse da quelle utilizzate abitualmente; questa traslazione spaziale potrebbe essere messa in relazione con le intense attività di esbosco praticate di recente nell'area frequentata dal branco o con altri disturbi di origine antropica (bracconaggio, attività venatoria, investimenti stradali etc.), tuttavia ulteriori approfondimenti sono da ritenersi indispensabili al fine di accertare eventuali relazioni.

Gli altri 3 branchi (la cui presenza è stata accertata in tempi diversi nelle macrozone Pianura, Val Aupa- Glazzet e Valli del Natisone) hanno fatto registrare la loro presenza in maniera occasionale e/o discontinua. Nell'arco delle 4 stagioni di monitoraggio non si è mai registrata la risposta di più di un branco nella medesima macrozona, solo nell'ambito della 5 sessione è capitato una volta di sentire 2 risposte distinte nella macrozona Carso, che potrebbero far ipotizzare la presenza di un secondo branco, tuttavia data la vicinanza spaziale e l'occasionalità dell'evento, successivi approfondimenti sono sicuramente necessari.

Nel corso del monitoraggio sistematico abbiamo registrato anche la presenza di animali solitari, alcuni dei quali sembravano condurre una vita da animali "satelliti"¹² (Jhala and Moehlman, 2004), altri invece sono stati rinvenuti in aree in cui la presenza di branchi non è stata mai accertata ed è pertanto possibile che si trattasse di animali in dispersione (Lapini,

¹² Questi animali sono stati individuati diverse volte in prossimità dei branchi stanziali; in base a ciò si è supposto che gli sciacalli in questione conducessero una vita da animali satelliti.

2010). Va sottolineato, ancora, come questi dati ci forniscono solamente un'indicazione generale sulla popolazione di sciacallo presente nell'area di studio, infatti, vista la natura preliminare dei dati, e le modalità selezionate per il campionamento, è probabile che esista una parte di popolazione, difficilmente quantificabile, non rilevata. Naturalmente, come messo in evidenza da Mackenzie e colleghi (2002), questa parte di popolazione non rilevata può influenzare, anche in maniera consistente, l'analisi dell'uso dell'habitat. Tuttavia, come abbiamo più volte rilevato, nell'ambito di questo elaborato, la necessità di rilevare gli sciacalli è stata considerata l'esigenza prioritaria al momento della stesura del protocollo di campionamento. Il protocollo adottato, oltre alla limitata presenza della specie nell'area di studio, hanno fortemente limitato la possibilità di effettuare elaborazioni più complesse, come ad esempio la stima dell'"occupancy" (Mackenzie *et al.* 2002;2003; 2005).

Nel complesso, possiamo affermare che la nostra area di studio sembra tuttora coinvolta in un processo di colonizzazione da parte della specie *target*, che probabilmente non avviene attraverso un processo costante ma piuttosto attraverso un processo di occupazione del territorio "a macchia di leopardo".

Il piano di monitoraggio applicato, basato sull'utilizzo di *survey* bioacustici, è risultato sufficientemente efficiente al fine di rilevare la presenza minima della specie *target*, tuttavia per ottenere un quadro più esaustivo sarebbe opportuno integrare questo tipo di approccio con altre tecniche di monitoraggio, quali il fototrappolaggio, la *scat analysis* (Lanzisky e Heltai, 2006) e la telemetria. In altri studi i protocolli di monitoraggio hanno previsto la ripetizione dei transetti anche per 3 notti di seguito (Giannatos *et al.*, 2005; Krofel, 2007), tuttavia nel nostro caso i monitoraggi sono stati limitati a 2 notti. A tal proposito è necessario ricordare come lo scopo di questo lavoro non era quello di effettuare una stima accurata dei branchi riproduttivi presenti nell'area di studio e/o della densità degli animali, quanto piuttosto quello di individuare con certezza un numero di animali e di branchi minimo sul quale basare le successive analisi di selezione dell'*habitat*. Pertanto abbiamo ritenuto opportuno, sulla base dello sforzo logistico sostenibile (notti lavoro/uomo), incrementare il numero di quadranti monitorati, a discapito del numero di ripetizioni sul singolo quadrante (2 invece che 3). Naturalmente questa scelta comporta un rischio di non rilevamento di alcune unità della specie *target*; rischio che abbiamo ritenuto accettabile, in questa fase, a fronte dell'indubbio vantaggio logistico e della conseguente possibilità di implementare il numero di aree monitorate. Va sottolineato che il protocollo di Giannatos e colleghi (2005) prevedeva in realtà 6 emissioni, ma visti i risultati presentati da Krofel (2008), che indicano come non vi sia alcun incremento delle risposte tra protocolli con 5 o 6 trial, abbiamo ritenuto opportuno

limitarci a 5 trial visto il vantaggio logistico a fronte di una perdita d'informazione probabilmente scarsissima o nulla.

Nel presente lavoro, si è optato per utilizzare unicamente dati raccolti dal nostro gruppo di ricerca tuttavia, anche in relazione alle basse densità della specie nell'area di studio, lo sforzo di campionamento è risultato molto dispendioso sia in termini di forza lavoro (notte/operatore) sia in termini economici (km percorsi per il monitoraggio), a fronte di un successo di campionamento inferiore al 10 % (Confalonieri, 2011). Sarebbe pertanto auspicabile, in futuro integrare il dato di presenza anche mediante il recupero puntuale e la verifica dei dati occasionali (segnalazioni e fototrappole dei cacciatori, animali investiti etc.), allo scopo di fornire un quadro complessivo sempre più definito.

È necessario rilevare, infine, come i risultati relativi a questi monitoraggi sono alla base delle successive analisi di uso dell'habitat. Il numero di risposte positive relativamente basso (40 risposte certe) ha sicuramente limitato la gamma e la complessità delle analisi applicabili e ci ha costretto ad utilizzare un approccio generale semplificativo. I segni di presenza, ad esempio, sono stati equiparati, pertanto nelle successive analisi la presenza in un quadrante di un animale singolo in una singola sessione ha avuto un peso uguale alla presenza di un branco in tutte le sessioni di monitoraggio, quindi entrambi i quadranti sono stati considerati "con presenza di sciacallo". Naturalmente questa è una necessità imposta dai dati, ma è evidente che la valenza ecologica della risposta occasionale di un singolo animale non può essere paragonata alla risposta costante nel tempo di un branco, o a ripetuti eventi riproduttivi. Tuttavia, data l'impossibilità di stratificare il campione a causa dell'esiguità degli eventuali sotto campioni, non è stato possibile differenziare, da un punto di vista ecologico, la valenza dei segni di presenza. Ciononostante, riteniamo che i risultati delle successive analisi, se approfonditi con la dovuta cautela, possano comunque fornire informazioni funzionali all'approfondimento delle conoscenze sulla selezione dell'habitat da parte della specie *target*.

4.2 Analisi dell'habitat

Il confronto tra macrozone (paragrafo 3.2) ha evidenziato come l'area di studio sia estremamente eterogenea da un punto di vista ambientale, infatti l'analisi della varianza effettuate sulle 6 macrozone ha mostrato differenze statisticamente rilevanti per 18 delle 27 categorie ambientali prese in esame (tabella 3.4 pag.83). Il fatto che la presenza dello sciacallo sia stata accertata in 5 delle sei macroaree monitorate e che queste siano risultate differenziate tra loro dal punto di vista ambientale, conferma l'estrema plasticità ecologica della nostra specie *target*. Inoltre, la grande diversità ambientale osservata nelle macroaree in

cui è stata accertata la presenza dello sciacallo fornisce un'indicazione chiara sulla difficoltà di trovare delle variabili assolute in grado descrivere la selezione dell'habitat da parte della specie *target*. Pertanto l'approccio stratificato del presente studio, con le indagini ambientali effettuate sia al livello dell'intera area di studio che al livello delle singole macrozone, appare quanto mai opportuno.

Intera area di studio

A questo livello di indagine i confronti tra i quadranti con presenza accertata di sciacallo e i restanti quadranti monitorati in cui la presenza della specie *target* non è stata verificata hanno mostrato differenze statisticamente rilevanti per 3 categorie ambientali *Corine*: le categorie 231 (Prati stabili), 312 (Boschi di conifere) e 411 (Paludi interne). In base ai dati in nostro possesso, tutte e tre queste categorie, mostrando medie statisticamente più alte rispetto ai quadranti in cui la presenza dello sciacallo non è stata accertata, sembrano perciò essere selezionate positivamente dagli sciacalli. Tuttavia, è necessario precisare che, se le prime 2 categorie sono ben diffuse nell'intera area di studio, le paludi interne sono presenti in uno solo dei 142 quadranti monitorati (frequenza= 0,7), quindi resta il dubbio se questa relazione, pur coerente con quanto riscontrabile in bibliografia (Jhala e Moelmen, 2004; Banea, 2011), possa essere considerata reale anche nella nostra area di studio oppure sia frutto di una casualità.

Coerentemente a quanto appena detto, tra le macro-categorie ambientali considerate l'unica che sembra essere selezionata positivamente dagli sciacalli è la categoria Prati/pascoli, correlata fortemente con la categoria *Corine* 231 (Prati stabili), anch'essa selezionata positivamente.

E' noto come alte densità del reticolo stradale, in particolare delle strade a scorrimento veloce e/o intensamente trafficate, costituiscano generalmente un elemento di forte disturbo per specie affini agli sciacalli quali i lupi ed i coyote (Massolo and Meriggi, 1998; Tigasa *et al.*, 2002; Jedrzejewski *et al.*, 2004; 2005; 2008); tuttavia nel presente lavoro non è stata rilevata alcuna differenza statisticamente rilevante tra le aree utilizzate dalla specie *target* e le aree di controllo, relativamente alla densità del reticolo stradale. Sembrerebbe emergere come, anche nella nostra area di studio, coerentemente con quanto messo in evidenza in Israele da Yom-Tov e colleghi (1995), il traffico stradale ed il conseguente disturbo antropico possano essere ben tollerati dalla nostra specie *target*, o perlomeno non costituiscano un elemento limitante nella distribuzione della specie. In realtà è necessario precisare come la power calcolata per quest'analisi è risultata abbastanza bassa ($P=0.07$), ed è perciò probabile che, con i dati in nostro possesso, se anche esistesse una differenza per questa variabile essa non verrebbe

rilevata. Pertanto riteniamo opportuno effettuare ulteriori indagini dedicate alla verifica dell'effetto di questa variabile sulla presenza degli sciacalli.

Anche la densità del reticolo idrografico sembra non essere correlata con la presenza dello sciacallo nella nostra area di studio, nonostante diversi autori (Giannatos, 2004; Banea 2011) riportino come ambiente acquitrinosi e boschi ripariali siano normalmente habitat preferenziali per la specie. Anche in questo caso tuttavia va evidenziato come la scarsa power del test può sottindere la possibilità che esista un effetto ma che questo non sia stato rilevato.

Differenze fortemente significative sono state rilevate, al contrario, per quanto riguarda gli indici di eterogeneità: infatti gli indici NP, TE, AWMSI e AWMPFD, al livello dell'intera area di studio, hanno dimostrato univocamente una predilezione da parte della nostra specie *target* per le aree ad alta eterogeneità ambientale. Questo dato risulta perfettamente in linea con quanto riportato in bibliografia. E' noto, infatti come la specie prediliga territori eterogenei caratterizzati dalla presenza di diverse *patches* e di molteplici categorie ambientali in grado di offrire sia aree di rifugio che importanti risorse trofiche legate agli ambienti ecotonali (Giannatos, 2004).

Gli indici di rugosità e di altimetria non hanno fatto registrare differenze statisticamente rilevanti tra le aree frequentate dallo sciacallo e le restanti aree di controllo. La presenza degli sciacalli, nel presente lavoro, è stata rilevata a quote comprese tra i 40 ed i 1400 m slm, sia in terreni piani che accidentati, pertanto la nostra specie *target* ha confermato una grande adattabilità anche da un punto di vista geomorfologico. Ancora una volta, va evidenziato come la power del test si sia rivelata bassa, ed è possibile pertanto che esistano delle differenze che il test non è stato in grado di rendere evidenti.

Infine, per quanto riguarda la disponibilità trofica, sono risultati discriminanti gli indici di prede potenziali relativi alle specie cinghiale, cervo e camoscio e gli indici relativi alle densità di animali domestici per le categorie caprini e ovicaprini. Tutte queste categorie hanno mostrato valori medi più elevati nei quadranti in cui la presenza della nostra specie *target* è stata accertata. Va precisato, relativamente agli indici di prede potenziali, che mentre i cervi ed i cinghiali sono presenti rispettivamente in buona parte o in tutti i quadranti monitorati, i camosci risultano invece meno diffusi nella nostra area di studio, pertanto le differenze significativamente rilevanti per quest'ultimo indice di prede potenziali potrebbero essere correlati a valori puntuali.

L'utilizzo del cinghiale come fonte trofica, sia attraverso la predazione diretta che attraverso l'utilizzo degli scarti di macellazione degli animali abbattuti durante l'attività venatoria, è stata documentata in Ungheria (Lanszki e Heltai, 2002) ed in Croazia (Radavic e Kovacic,

2010), è pertanto probabile che il cinghiale possa costituire un'importante fonte trofica anche nella nostra area di studio.

Anche l'utilizzo degli ovini domestici come fonte alimentare è stata ampiamente documentata sia in Israele (Borkowski *et al.*, 2011) che in Grecia (Giannatos *et al.*, 2009), perciò anche la correlazione positiva tra la presenza degli sciacalli e le alte densità di ovicapriini è ritenuta un dato perfettamente in linea con l'ecologia della specie.

Macrozona Carso

Il Carso è sicuramente la macrozona in cui la presenza degli sciacalli è stata rilevata con più costanza e regolarità. In questa macroarea è stata, infatti, accertata la presenza di almeno un branco in tutte e 4 le sessioni di monitoraggio, il branco in questione inoltre ha mostrato un certa fedeltà territoriale essendo stato rilevato sempre in un'area relativamente circoscritta. Per questa ragione, riteniamo che le indicazioni fornite dai confronti tra i quadranti frequentati dagli sciacalli e i restanti quadranti in questa macroarea possano avere un peso maggiore nella compressione dell'ecologia di questa specie in Italia. Nello specifico, nella macroarea Carso, sono emerse differenze statisticamente significative per la categoria ambientale *Corine* 324 (Area a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione) e la correlata macro-categoria ambientale dei cespuglieti, che pare vengano selezionate positivamente dalla nostra specie *target*. Interessante anche il dato relativo alla macro-categoria dei terreni agricoli, che pur non essendo statisticamente significativo ($p = 0,07$), sembra indicare una selezione tendenzialmente negativa da parte degli sciacalli nei confronti delle aree coltivate. I confronti tra i 2 gruppi di quadranti hanno evidenziato altresì come gli sciacalli frequentino le aree con maggiore diversità ambientale, data la selezione positiva della specie *target* per i quadranti con gli indici MSIEI più alti.

Da un punto di vista trofico, infine, sembra che in questa macrozona lo sciacallo utilizzi in maniera preferenziale le aree con la maggior disponibilità di caprioli e di camosci, oltre che di ovini. Il dato della selezione positiva degli ambienti con alta densità di caprioli e di ovini, sembra coerente con le abitudini trofiche di questa specie riportate in bibliografia (Giannatos, 2004; Giannatos *et al.*, 2009; Lanziski *et al.*, 2009, 2010). Di recente inoltre il nostro gruppo di studio ricerca ha accertato alcune predazioni effettuate dagli sciacalli su ovini domestici, pertanto possiamo affermare con certezza che esiste, almeno occasionalmente, un utilizzo degli ovini domestici come fonte trofica.

Di più difficile lettura pare invece il dato relativo alla selezione dei territori con alta densità di camosci, poiché questi animali non sono in realtà una specie autoctona del Carso ma vi sono

stati introdotti a scopi venatori e sono presenti, se pur alte densità, unicamente in uno dei 5 quadranti in cui la presenza di sciacallo è stata rilevata. Va sottolineato tuttavia come alcuni lavori bibliografici abbiano accertato la selezione di risorse trofiche particolari in condizioni specifiche, un esempio su tutti potrebbe essere l'ampio consumo di mufloni in Dalmazia (Radavic e Kovacic, 2010), che ci induce a ritenere necessari ulteriori indagini al fine di determinare se la correlazione osservata tra la presenza della nostra specie target e la densità dei camosci possa essere considerata accidentale oppure reale.

Macrozona Val Aupa-Glazzat

In questa macroarea la presenza degli sciacalli è stata rilevata in maniera discontinua, tuttavia durante 2 sessioni di monitoraggio consecutive è stata accertata la presenza di almeno un branco. Inoltre, esistono diverse segnalazioni (fototrappole, etc.) opportunistiche che supportano una frequentazione quantomeno occasionale da parte della specie *target* di questa macroarea. Da un punto di vista ambientale la Val Aupa risulta essere la macrozona con l'altitudine media più elevata, oltreché la meno urbanizzata tra quelle in cui è stata rilevata la specie *target*. Dai confronti tra i quadranti frequentati dallo sciacallo e i restanti quadranti di controllo è emersa una selezione positiva da parte della specie *target* per la categoria ambientale *Corine* 231 (Prati stabili).

Da un punto di vista trofico, sembra che in questa macrozona gli sciacalli frequentino le aree con la più alta disponibilità di prede selvatiche e con un'alta densità di bovini, suini, conigli, avicoli. Va comunque sottolineato che, viste le piccole dimensioni di questa macroarea, anche in relazione alla scala di monitoraggio, la rappresentatività degli indici trofici potrebbe risultare scarsa, poiché essi potrebbero essere fortemente influenzati anche da oscillazioni puntuali.

Macrozona Prealpi Carniche

Dopo il Carso, questa è sicuramente la macrozona frequentata più stabilmente dalla nostra specie *target*. Anche in questa macroarea sono stati accertati eventi riproduttivi e la presenza dello sciacallo è stata confermata da diverse segnalazioni opportunistiche (investimenti stradali, fototrappole, avvistamenti diretti etc.), oltre che dai dati relativi al nostro piano di monitoraggio sistematico. In 3 delle 4 sessioni di monitoraggio, gli sciacalli sono stati rilevati in un'area ben definita, tuttavia nell'ultima sessione presa in esame in questo lavoro (inverno 2012) gli sciacalli sono stati individuati a diversi km di distanza dall'area utilizzata abitualmente, mentre nella sessione dell'estate 2012 (i cui dati non sono stati utilizzati nel presente elaborato) la specie *target* non è stata rilevata nella macroarea Prealpi Carniche.

Sembra pertanto che la specie abbia traslato l'area di frequentazione, dall'inizio del nostro piano di monitoraggio a oggi, forse in relazione a importanti lavori di esbosco effettuati nell'area in cui il branco si è riprodotto nell'estate 2011 o a qualche altro evento che influenzato negativamente la stabilità del nucleo riproduttivo (morte di uno dei componenti della coppia riproduttiva? disturbo antropico? alterazione della disponibilità trofica?).

I confronti tra i quadranti frequentati dagli sciacalli e i restanti quadranti di controllo hanno evidenziato come gli sciacalli in Carnia sembrano selezionare negativamente i boschi di latifoglie; inoltre, analogamente a quanto già osservato nell'intera area di studio e nella macrozona Val Aupa-Glazzat, anche nella macrozona Carnia sembra che gli sciacalli selezionino positivamente l'ambiente *Corine* Prati stabili ($p=0,06$). A livello di macro-categorie sono selezionati positivamente i pascoli e i cespuglieti, anche se quest'ultimi non in maniera staticamente significativa ($0,07$). Gli indici di eterogeneità TE e LSI hanno messo in evidenza come la nostra specie *target* prediliga, anche in Carnia, le aree con la maggiore diversità ambientale.

Infine, da un punto di vista trofico, la presenza degli sciacalli in questa macrozona sembra essere correlata alla presenza di fagiani e cinghiali, oltreché di bovini, caprini, ovicaprini, conigli e animali da cortile. Interessante anche la relazione positiva tra la presenza della nostra specie *target* e un potenziale competitore come la volpe: con ogni probabilità questa relazione è spiegabile grazie alla buona disponibilità trofica dell'area dovuta principalmente al buon numero di allevamenti principalmente di animali da cortile e di suini presenti. Durante le attività di monitoraggio abbiamo potuto accertare come diversi di questi allevamenti smaltiscano parte dei rifiuti *in loco*, fornendo di fatto un *surplus* alimentare di origine antropica facilmente utilizzabile da entrambe le specie.

Macrozona Pianura

La macrozona Pianura è sicuramente, tra quelle monitorate, quella più antropizzata. La presenza degli sciacalli è stata rilevata in maniera discontinua, tuttavia in 2 sessioni di monitoraggio è stata accertata la presenza di almeno un branco. Esistono anche per questa macrozona diverse segnalazioni opportunistiche che supportano l'ipotesi di una frequentazione quantomeno occasionale da parte della specie *target*. Da un punto di vista ambientale, questa macroarea è caratterizzata da zone industriali e estesi appezzamenti agricoli, quindi non esprime una grande naturalità, con la sola eccezione delle aree limitrofe al fiume Torre e al fiume Tagliamento, in prossimità del quale è stato accertata la presenza della specie. Dai confronti tra i quadranti frequentati dallo sciacallo e i restanti quadranti di

controllo è emersa una selezione blandamente positiva da parte della specie *target* per la categorie ambientale *Corine* 242 (Sistemi colturali e particellari complessi).

In questa macrozona, né gli indici trofici, né gli indici di frammentazione, né tantomeno gli indici geomorfologici hanno messo in evidenza alcuna differenza significativa tra quadranti frequentati dagli sciacalli e quadranti di controllo. Pertanto, risulta difficile, sulla base dei dati in nostro possesso, trovare delle relazioni tra le variabili ambientali e la presenza degli sciacalli in questa macrozona. E' ipotizzabile, tuttavia, che la specie *target* utilizzi il corso dei fiumi, ed in particolare il corso del Tagliamento, come corridoio ecologico per attraversare una zona fortemente antropizzata. Pertanto è possibile che questa macrozona costituisca un'area di transizione in cui gli animali, che pur sono stati rilevati, in realtà non hanno costituito territori stabili.

Macrozona Valli del Natisone

La presenza degli sciacalli è stata rilevata in maniera discontinua anche nelle Valli del Natisone, dove è stata accertata la presenza di almeno un branco nelle prime 2 sessioni di monitoraggio, ed esistono diverse segnalazioni occasionali (fototrappole e segnalazioni) che supportano una frequentazione di questa macrozona da parte della specie *target*. L'area in cui la specie è stata rilevata (M. Matajour) è posizionata sul confine con la Slovenia, pertanto la raccolta di dati puntuali risulta talvolta difficoltosa a causa dei vincoli territoriali che non ci consentono un monitoraggio diretto in territorio Sloveno. Da un punto di vista ambientale questa macroarea è caratterizzata dalla presenza di estesi boschi a latifoglie nella fascia collinare e scarse aree coltivate e antropizzate nei fondi valle. Dai confronti tra i quadranti frequentati dallo sciacallo e i restanti quadranti di controllo è emersa una selezione positiva da parte della specie *target* per la categorie ambientale *Corine* 321 (Aree a pascolo naturale e prateria d'alta quota) e per la macrocategoria ambientale 5 (Prati/pascoli).

In questa macrozona né gli indici trofici, né gli indici di frammentazione, né tantomeno gli indici geomorfologici hanno messo in evidenza differenze significative tra i quadranti frequentati dagli sciacalli e i quadranti di controllo. E' interessante tuttavia osservare come in un'area con grandi percentuali di copertura forestale risulta molto indicativa la selezione di aree aperte (pascoli naturali) analogamente a quanto riscontrato nelle macrozone Prealpi Carniche e la Val Aupa con la categoria ambientale 231 (Prati stabili).

Un altro aspetto interessante, anche se allo stato attuale di conoscenze non è supportato da prove scientifiche, è che la presenza degli sciacalli nelle Valli del Natisone è stata rilevata

solamente nelle prime 2 sessioni di monitoraggio (fino all'inverno 2011), e che successivamente nella stessa area è stata segnalata a più riprese la presenza, non confermata, del lupo. In realtà almeno uno esemplare di lupo è stato rinvenuto morto (investimento ferroviario) in località Mostana Soci – Slovenia (Giuseppe Mattielig, comunicazione personale), a pochi km in linea d'aria dalla località in cui abbiamo rilevato la presenza degli sciacalli. E' pertanto ipotizzabile che una delle cause della scomparsa degli sciacalli in quest'area sia la possibile competizione diretta col lupo, che potrebbe scacciare attivamente la nostra specie *target*, come accertato da Giannatos (2004) in Grecia. Maggiori approfondimenti sono da ritenersi indispensabili, possibilmente con uno sforzo transfrontaliero congiunto in grado di coordinare il monitoraggio da entrambe le parti del confine italo-sloveno.

4.3 Analisi dell'habitat approccio multiscale

L'approccio scalare ha messo in evidenza importanti variazioni nella selezione dell'habitat a seconda dell'intervallo di grandezza indagato. Come atteso, infatti, sia a livello dell'intera area di studio che nelle singole macroaree, sono state rilevate significatività differenti anche per la medesima variabile a diversi intervalli di grandezza.

Intera area di studio

A livello complessivo l'analisi multi-scalare delle differenze delle medie ha evidenziato dei *trend* di utilizzo del territorio piuttosto interessanti. I boschi di conifere (categoria ambientale 312) e soprattutto i prati stabili (categoria ambientale 231) sono due categorie ambientali selezionate positivamente a tutte le scale di grandezza, mentre i boschi di latifoglie, nonostante siano uno degli ambienti più diffusi in regione, sembrano essere tendenzialmente evitati dalla nostra specie *target*. Questo dato in particolare sembra concordare con quanto riportata da Lapini e colleghi (1992) sulla tendenza da parte della nostra specie *target* ad evitare i boschi montani. E' probabile che la selezione positiva dei prati sia correlata alla presenza di ambienti aperti in cui la specie *target* predilige cacciare (Mohelman, 1984), mentre risulta di più difficile interpretazione la selezione positiva delle foreste di conifere. Queste ultime tuttavia, nelle aree da noi studiate, costituiscono frequentemente piccole *patches* forestali (spesso artificiali) in ambienti aperti o degradati ed è pertanto possibile che vengano utilizzate dalla specie *target* come ambiente di rifugio. Sembrerebbe un dato anomalo la selezione positiva, a tutte le scale di grandezze, anche per l'ambiente 331

(Spiagge, dune e sabbia), in realtà la carta *Corine* comprende in questa categoria anche i greti fluviali, ampiamente utilizzati dalla specie principalmente nelle macrozone Prealpi Carniche e Pianura dove la specie è stata localizzata sempre in prossimità del fiume Tagliamento. Se si considerano le tre categorie agricole risultate significative, risulta molto interessante la selezione negativa a piccola scala (250 e 500 m) degli ambienti 211 (Seminati ed aree non irrigue) e 242 (Sistemi colturali e particellari complessi), e la selezione positiva a tutte le scale di grandezza dell'ambiente 243 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali). L'utilizzo contrastante delle 3 categorie agricole di copertura del suolo può essere attribuito alla natura stessa delle categorie: infatti se le prime due categorie sono utilizzate per classificare aree fortemente alterate o antropizzate (211, agricoltura industriale e intensiva; 242, piccoli campi e orti), la categoria 243 ha normalmente da un minimo del 25% ad un massimo del 75% della propria superficie coperto da ambienti naturali, e solo la restante superficie è coinvolta nelle attività agricole. E' pertanto normale che la categoria 243 rappresenti un ambiente preferenziale per la nostra specie *target* sia per la sua eterogeneità che per la disponibilità di aree di rifugio. Altro dato molto rilevante è l'utilizzo differenziale a diverse scale della categoria ambientale 112 (Tessuto urbano discontinuo), che risulta selezionata positivamente dallo sciacallo nei buffer ai 2000 m mentre sembra tendenzialmente evitata nei buffer ai 250 m. Questo *trend* ci permette di ipotizzare che, come riportato in bibliografia (Yom-Tov, 2003; Borkowski *et al.*, 2011), la specie possa occupare aree anche molto vicine agli insediamenti umani, magari sfruttando risorse trofiche di origine antropiche, a patto che esistano delle aree di rifugio sicure in cui il disturbo antropico sia limitato o nullo.

Infine, riteniamo che il riscontro di una selezione positiva della categoria ambientale 131 (Area estrattive) da parte degli sciacalli sia il frutto di una casualità piuttosto che di un reale utilizzo di questo tipo di ambiente, soprattutto in relazione alla bassissima frequenza di comparsa della categoria in questione nel campione statistico analizzato (solo il 3,6% dei campioni hanno un valore diverso da zero per questa categoria ambientale) oltrechè a ovvie implicazioni di tipo ecologico.

Macrozona Carso

In linea generale l'analisi multiscalare nella macroarea Carso ha sostanzialmente confermato i dati emersi nell'intera area di studio, ma ha evidenziato anche alcune importanti eccezioni. Gli ambienti 243 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi

naturali) e 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione) risultano selezionati positivamente a tutte le scale di grandezza. Anche i prati stabili (categoria ambientale 231) rimangono una categoria con medie statisticamente più elevate nelle aree frequentate dagli sciacalli, ma unicamente ai due intervalli spaziali più piccoli. Risultano ben presenti nelle aree frequentate da sciacalli anche gli ambienti 221 (Vigneti) e 322 (Brughiere e cespuglieti), ma unicamente alla scale spaziale più grande tra quelle investigate. I sistemi colturali e particellari complessi (categoria ambientale 242) e le aree non irrigue (categoria ambientale 211), anche in Carso, sono aree tendenzialmente selezionate negativamente dalla specie *target*. L'unica importante eccezione, rispetto a quanto osservato a livello dell'intera area di studio, è costituita dagli ambienti 312 (Boschi di conifere) e 313 (Boschi misti), che come abbiamo visto vengono selezionati positivamente nell'intera area di studio mentre a livello della macroarea Carso sono selezionati negativamente. E' possibile ipotizzare che in Carso gli sciacalli non hanno la necessità di utilizzare i boschi maturi che normalmente costituiscono degli ambienti meno ricchi rispetto a quelli ecotonali, vista la grande disponibilità di ambienti di transizione (categorie ambientali 324 e 243) e di brughiera, in grado di offrire sia una buona disponibilità trofica che ambienti di rifugio.

Macrozona Prealpi Carniche

Anche la macroarea Prealpi Carniche ha sostanzialmente confermato i dati emersi nell'intera area di studio. Gli ambienti 243 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali), 312 (Boschi di conifere) e 231 (Prati stabili) risultano statisticamente ben rappresentate nelle aree frequentate dalla nostra specie *target* selezionate positivamente. I sistemi colturali e particellari complessi (categoria ambientale 242), contrariamente a quanto osservato precedentemente, sembrano maggiormente utilizzati dalla nostra specie *target* in questa macroarea.

Un dato curioso è anche quello relativo alla selezione positiva da parte della nostra specie *target* della categoria 121 (Aree industriali o commerciali) nei buffer a 2000 m. Tale risultato è dovuto al fatto che la superficie corrispondente alla categoria in questione coincide con un impianto dismesso per la raccolta dei rifiuti (dove tra l'altro fonti locali affermano esista un alta densità di volpi attratte dai micromammiferi).

Un'altra categoria ambientale che presenta una correlazione positiva con la presenza degli sciacalli è la categoria 321 (Pascoli naturali), anche se unicamente all'intervallo scalare più grande (2000 m) tra quelli investigati. L'ambiente 331 (Spiagge, dune e sabbia), infine risulta

correlato positivamente a tutte le scale di grandezza, proprio in questa macrozona, infatti, abbiamo potuto accertare come l'area frequentata si sviluppi da una parte all'altra del fiume Tagliamento, pertanto è probabile che gli sciacalli, specie durante la notte utilizzino il greto fluviale (spesso in secca). Anolagamente a quanto osservato nell'intera area di studio l'ambiente 112 (Tessuto urbano discontinuo), è risultato selezionato positivamente alle scale d'indagine più ampie (buffer ai 2000 e ai 1000 m), mentre sembra essere evitato alle scale di grandezza più piccole (buffer ai 500 e ai 250 m).

I boschi di latifolia (categoria ambientale 311), infine, anche in questa macrozona rappresentano un ambiente scarsamente presentato nelle aree utilizzate dalla nostra specie *target* a tutte le scale di grandezza investigate.

Macrozona Pianura, Valli del Natisone e Val Aupa Glazzat

Tutte e tre queste macroaree sono state caratterizzate dalla presenza di poche differenze statisticamente rilevanti tra le aree frequentate dagli sciacalli e le aree di controllo. La categoria ambientale 231 (Prati stabili) è risultata essere correlata positivamente con la presenza della specie *target* nelle macroaree Val Aupa-Glazzat e Pianura. La categoria 321 (Pascoli naturali) è risultata essere correlata positivamente con la presenza della specie *target* nelle macrozone Val Aupa-Glazzat e Valli del Natisone, inoltre nelle medesime categorie è stata evidenziata una correlazione negativa tra la presenza della specie e le aree con la maggior copertura di latifoglie. La categoria 243 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali) è risultata essere correlata positivamente con la presenza degli sciacalli nella macrozona Pianura.

Un incremento dei dati di presenza potrà sicuramente contribuire a definire con maggior precisione l'importanza delle variabili ambientali maggiormente correlate alla presenza della specie.

4.4 **I Modelli Spaziali.**

L'applicazione della regressione logistica per lo sviluppo di modelli spaziali di selezione dell'habitat, è stata e continua a essere oggetto di acceso dibattito (Manly *et al.*, 2002; Keating e Cherry, 2004; Johnson *et al.*, 2006; Beyer *et al.*, 2010). Il problema principale verte intorno al confronto che viene fatto tra siti utilizzati, in cui la presenza della specie oggetto di studio viene in qualche maniera accertata, e gli altri siti di confronto del campione. Questi ultimi, infatti, possono essere sia siti non utilizzati sia siti potenzialmente disponibili, che a loro volta si dividono in siti utilizzabili e in siti non utilizzabili in proporzioni non note. Tutti gli autori menzionati sono inoltre concordi nell'affermare che un altro limite implicito del metodo è che il risultato è fortemente influenzato da cosa viene, o non viene, ritenuto disponibile per la specie *target*. È evidente, e non va mai dimenticato, pertanto, che l'applicazione di questi modelli e specialmente i loro risultati sono sempre fortemente condizionati dalle modalità di campionamento con cui si sono ottenuti i dati (Beyer *et al.*, 2010). Johnson e colleghi (2006), hanno tuttavia dimostrato come in generale questo tipo di modello siano abbastanza robusti, anche con condizioni di campionamento non ottimali (ad esempio con sovrapposizione anche importanti tra i campioni di risorse utilizzate e i campioni di risorse disponibili). In questo contesto, i nostri devono ritenersi dei semplici modelli descrittivi, la cui valenza va circoscritta nello spazio e nel tempo, e speriamo possano costituire un primo passo per comprendere i processi che danno origine ai comportamenti spaziali dello sciacallo.

Sebbene molti modelli spaziali di selezione delle risorse vengono utilizzati per facilitare la comprensione dei requisiti della specie in termini di variabili ambientali e la correlata selezione degli habitat su grandi scale e con grandi campioni di dati di distribuzione (Corsi *et al.*, 1999; Jędrzejewski, 2004, 2005, 2008), abbiamo ritenuto opportuno calcolare dei modelli per ogni macrozona al fine di mettere in evidenza anche eventuali tendenze locali di selezione dell'habitat. I modelli proposti non aspirano a spiegare con precisione la selezione dell'habitat operata dalla nostra specie *target* nell'area di studio in oggetto, tuttavia riteniamo che possano fornire indicazioni utili relativamente alla propensione all'utilizzo relativo di determinati habitat e conseguentemente, seppure con le dovute precauzioni, alla conoscenza delle esigenze ecologiche dello sciacallo nell'Italia nord-orientale. Infine, va precisato che le preferenze (positive o negative) emerse per un dato habitat nel presente elaborato implicano solamente che quel determinato habitat è stato rilevato con maggiore (o minore) frequenza rispetto a quanto era prevedibile, rispetto al campione definito disponibile.

Pertanto queste preferenze non possono essere interpretate come un riflesso diretto di un comportamento motivazionale da parte dell'animale (Bayer *et al.*, 2010).

In generale, possiamo affermare che le categorie *Corine* di uso del suolo sono risultate, rispetto ai restanti indici investigati, le migliori variabili descrittive tra quelle selezionate dai modelli. Complessivamente c'è stata una buona concordanza tra i dati emersi dall'analisi di confronto delle medie e i risultati dei modelli predittivi calcolati.

Entrando nello specifico, nella Macrozona Carso il modello ha selezionato come variabili descrittive 3 variabili ambientali, una macro- categoria ambientale e un indice trofico. Coerentemente con quanto illustrato sembra che, tendenzialmente, la presenza della specie sia associata positivamente alla categoria *Corine* 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione) e alla correlata macro-categoria ambientale Macchia e Cespugliati. Di difficile interpretazione risulta la selezione delle categorie del suolo 121 (Aree industriali o commerciali) e 311 (Boschi di latifoglie). Specialmente quest'ultimo risultato sembra essere in controtendenza con quanto osservato fino ad ora, poiché, in base alle analisi fino a qui effettuate, i boschi di latifolia costituiscono un ambiente tendenzialmente poco presente nelle aree frequentate dallo sciacallo. In linea con quanto emerso dalle precedenti analisi, invece, sembra esserci un'interazione positiva con l'indice di prede potenziali relativo alla specie capriolo.

La macrozona Prealpi Carniche è risulta quella in cui i modelli hanno selezionato il maggior numero di variabili descrittive. I prati stabili e la correlata macro-categoria prati/pascoli risultano essere selezionati positivamente, coerentemente con quanto emerso dalla analisi precedenti . Molto interessante risulta anche il dato relativo all'indice di frammentazione LSI, che evidenzia una selezione positiva da parte dello sciacallo per i paesaggi a forte eterogeneità. Infine, per quanto riguarda gli indici trofici, risultano correlati positivamente alla presenza degli sciacalli l'indice di disponibilità delle prede potenziali relativo alla specie cinghiale, l'indice di biomassa relativo alla specie fagiano e gli indici di densità di animali d'allevamento relativi alla classi bovini e avicolo. Pare pertanto che gli sciacalli tendenzialmente occupano aree con una buona disponibilità trofica. In contro tendenza il dato relativo all'indice IPPA relativo alla specie capriolo, che ha mostrato invece un'interazione negativa. Ricordiamo però che l'IPPA è calcolato a partire dai dati relativi agli animali abbattuti, pertanto potrebbe essere non solo un indice di disponibilità ma anche un indicatore indiretto di disturbo (importante attività venatoria).

L'ARLB nella macrozona Pianura ha selezionato unicamente variabili descrittive relative alle densità degli animali d'allevamento. E' possibile, pertanto, che in questa macrozona la

disponibilità di risorse derivanti dall'attività di allevamento costituisca un importante parametro di selezione dell'habitat.

Nella macrozona Valli del Natisone, infine, i modelli calcolati hanno messo in evidenza unicamente categorie ambientali, in accordo a quanto osservato con le analisi delle differenze tra media; in particolare sono risultate selezionate positivamente la classe di copertura del suolo Pascoli e la correlata macro-categoria Prati/Pascoli.

Il modello globale, calcolato sull'intera area di studio utilizzando solamente le variabili selezionate nei modelli delle macrozone, ha identificato 4 variabili descrittive: la variabile 231 (Prati stabili), la variabile 321 (Pascoli naturali), la variabile 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione) e l'indice di densità degli animali domestici relativo alla classe caprini.

Anche in questo caso, quindi, le variabili ambientali sono risultate quelle con la maggior capacità predittiva tra quelle prese in considerazione. Coerentemente con quanto osservato attraverso il confronto delle medie, il modello sembra evidenziare una predilezione della specie, almeno al livello dell'intera area di studio, per gli ambienti aperti (prati stabili e pascoli d'alta quota) oltrechè per le aree in evoluzione. Se il dato relativo alle aree in evoluzione risulta coerente con quanto riportato da diversi altri autori (Demeter e Spassov, 1993; Giannatos, 2004) che indicano una propensione della specie *target* per le area arbustate, la selezione positiva per le aree aperte sembra apparentemente in contrasto con quanto osservato in altri studi, specialmente in Europa, in cui boschi collinari (Giannatos, 2004) e aree umide con canneti, boschi golenali e zona arbustate a forte copertura vegetale (Lanski e Heltai, 2002; Giannatos 2004) sono indicate come habitat elettivi per la specie *target*. Và comunque considerato che la scala di dettaglio delle Carta *Corine* (1:50.000) utilizzata per caratterizzare l'area di studio sulla base di categorie di uso del suolo è piuttosto ampia, e che sia le categoria 231 Prati che la categoria 231 Pascoli naturali possono offrire una certa copertura, dovuta alla presenza di siepi e arbusteti o al tipo di governa. In realtà Lanski e Heltai (2002) riportano che gli sciacalli possono vivere anche in area agricole, purché esistano filari forestali e patch di vegetazione arbustiva o arborea. E' pertanto possibile che la presenza degli sciacalli in una regione con ampia copertura boscosa sia associata non tanto ad aree uniformi quanto a territori con una maggiore eterogeneità, in cui alla copertura forestale si alternano aree aperte, con conseguente aumento delle fasce ecotonali. Le due categorie ambientali selezionate, inoltre, risultano strettamente correlate all'attività di allevamento. In particolare la categoria 321, comprendente al suo interno anche roveti e arbusteti, è costituita prevalentemente da pascoli in zone disagiate, utilizzati tendenzialmente per il pascolamento di

caprini ed ovicaprini che risultano strettamente associati alla presenza degli sciacalli come evidenziato dal modello.

I modelli creati per indagare le interazioni tra la presenza della specie e le variabili ambientali, a diversi intervalli spaziali (buffer), hanno mostrato una perfetta concordanza nelle variabili descrittive selezionate a tutte e 4 le scale di grandezza investigate.

I modelli calcolati sottoponendo ad ARLB le macro-categorie ambientali hanno selezionato, a tutti e 4 gli intervalli di grandezza investigati, i macro-ambienti 4 (Macchia e Cespugliati), 5 (Prati e Pascoli) e 6 (Altro, comprendente la categoria ambientale 331 Spiagge, dune e sabbie). Il confronto tra i 4 modelli calcolati sulla base delle macro-categorie ambientali, eseguito attraverso la tecnica dell' Akaike's Information Model corretta per i campioni di piccole dimensioni (Massolo e Meriggi, 2007; Meriggi *et al.*, 2010), ha mostrato come il modello ai 1000 m è sia quello di rango superiore tra i 4 modelli calcolati sulle base delle macro categorie ambientali. Anche i modelli calcolati sottoponendo ad ARLB le classi *Corine* di copertura del suolo a diversi intervalli spaziali sono risultati sostanzialmente concordanti, pur con alcuni distinguo. I modelli relativi ai buffer intermedi (a 500 m e a 1000 m) sono risultati sostanzialmente identici, avendo selezionato le variabili descrittive 231 (Prati stabili), 243 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie), 312 (Boschi di conifere), 313 (Boschi misti), 321 (Pascoli naturali), 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione), 331 (Spiagge, dune e sabbia). Alla scala più ridotta (buffer di 250 m) risultano presenti tutte le variabili sopra citate con la sola eccezione dei Pascoli naturali, che in questo ordine di grandezza evidentemente hanno scarso valore descrittivo. Alla scala maggiore presa in considerazione (buffer ai 2000 m), il modello ha selezionato solo 4 variabili, tutte presenti comunque anche nei modelli pocanzi descritti. Le variabili in questione sono la 231 (Prati stabili), la 312 (Boschi di conifere) la 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione) e la 331 (Spiagge, dune e sabbia). Quest'ultimo modello è risultato essere il modello di più alto rango (secondo il criterio AIC) tra gli 8 analizzati nel confronto multiscalare. I buffer ai 2000 m sembrano pertanto, tra quelli testati, i più adatti per effettuare indagini sulla selezione dell'habitat da parte della specie target.

Va evidenziato, infine, come 2 delle 4 variabili selezionate da quest'ultimo modello, la 231 (Prati stabili) e la 324 (Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione), coincidono esattamente con le variabili ambientali selezionate dal modello globale calcolato sui quadranti. E' probabile, pertanto, che queste 2 variabili predittive siano quelle con l'importanza relativa più alta.

5 Conclusioni

La presente ricerca ha contribuito ad implementare il quadro conoscitivo su una specie che si può ritenere a tutti gli effetti una nuova acquisizione della teriofauna Italiana.

Su una superficie 1350 km², monitorata mediante i survey bioacustici (5 sessioni), è stata accertata la presenza di un minimo di 6 branchi riproduttivi e di 6 animali solitari. Nel complesso la presenza della specie è stata accertata in 5 delle 6 macrozone monitorate (tutte ad eccezioni delle macrozona Prealpi Giulie), a quote comprese tra i 40 ed i 1367 m slm. La specie risulta essere distribuita a *patches* e/o in maniere discontinua: branchi riproduttivi sono stati rilevati anche a grandi distanze sia dalla popolazione sorgente che dagli altri branchi censiti nella subpopolazione italiana. Il solo branco localizzato sul Carso Goriziano, tra i 6 branchi identificati, è stato contattato in tutte e 5 le sessioni di monitoraggio, mostrando una buona fedeltà al territorio. I restanti branchi sono stati monitorati con discontinuità, a dimostrazione di un processo di colonizzazione che pare ancora in corso, da cui deriva un quadro di distribuzione estremamente dinamico. Tuttavia l'accertamento di eventi riproduttivi in entrambe le stagioni di monitoraggio dà l'idea di una presenza vitale nel territorio italiano; inoltre il buon numero di animali solitari, con tutta probabilità giovani in dispersione, consente di ipotizzare un buon flusso di neo-colonizzatori. Il *trend* della specie, analogamente a quanto riportato in bibliografia (Arnold *et al.*, 2011), si può quindi ritenere positivo.

Le analisi sulle variabili ambientali utilizzate per definire la selezione dell'habitat da parte della specie *target*, hanno confermato la capacità della specie di occupare ambienti fortemente differenziati, analogamente a quanto riportato da diversi altri autori (Lanski e Heltai, 2002; Giannatos, 2004; Jhala e Moehlman, 2004).

In base ai risultati presentati, la distribuzione della specie nella nostra area di studio non risulta correlata alle variabili relative alla densità del reticolo stradale, pertanto riteniamo che la selezione dell'habitat da parte dello sciacallo, contrariamente a quanto rilevato per altri carnivori (Jerina *et al.*, 2003; Kobler e Adamic, 2000; Schadt *et al.*, 2002; Swenson *et al.*, 2000), potrebbe non essere influenzata dalla viabilità, anche se ulteriori approfondimenti sono assolutamente necessari.

Anche le variabili relative alla densità del reticolo idrografico e agli indici geomorfologici (altitudine media e indice di rugosità) non sono risultate significative a nessun livello di analisi, pertanto non sono risultati essere dei buoni descrittori per la selezione dell'habitat da parte dello sciacallo, nella nostra area di studio.

L'analisi degli indici trofici ha evidenziato come gli indici di biomassa siano scarsamente predittivi, mentre hanno fornito maggiori indicazioni gli indici relativi alla disponibilità di

prede potenziali e alla densità di animali domestici, specialmente a livello di macrozona. In generale possiamo affermare che, tra gli indici di disponibilità di prede potenziali, quello relativo alla disponibilità della specie cinghiale sembra il più indicativo su macro-scala, sebbene localmente (Carso, Prealpi Carniche, Val Aupa) assumono valori importanti anche gli indici di disponibilità potenziale delle specie capriolo, cervo, camoscio e lepre. Per quanto riguarda gli indici relativi alla densità degli animali d'allevamento, quello relativo alla classe caprini è risultato il più indicativo su macro-scala. In generale emerge come la specie *target* tenda a frequentare aree con buona disponibilità trofica, tuttavia un ulteriore approfondimento, magari a partire da un'analisi della dieta dello sciacallo nella nostra area di studio, pare doveroso al fine di definire meglio le relazioni tra lo sciacallo e le sue prede potenziali.

Gli indici di eterogeneità ambientale hanno evidenziato una tendenza generale della specie a frequentare le aree caratterizzate da paesaggi con eterogeneità mediamente più alta.

Le categorie *Corine* di uso del suolo sono risultate essere le variabili con la maggiore capacità predittiva. A tutti i livelli d'indagine è stato evidenziato come i prati stabili e le aree con vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione siano gli habitat maggiormente correlati alla presenza dello sciacallo. Anche altre variabili ambientali quali i greti fluviali, i boschi di conifere, i boschi misti, le aree agricole con una buona percentuale di naturalità e i pascoli d'alta quota hanno mostrato un'importante correlazione con la presenza degli sciacalli. Molto interessante, infine, risulta essere l'utilizzo alle diverse scale dell'ambiente urbanizzato discontinuo: dai dati in nostro possesso sembra infatti che la specie *target*, coerentemente con quanto affermato da diversi autori (Yom-Tov, 2003; Borkowski *et al.*, 2011), tenda ad occupare zone limitrofe agli insediamenti umani, a patto che dispongano di siti di rifugio con disturbo antropico ridotto o nullo.

Nella consapevolezza dei limiti impliciti del presente lavoro (piccola scala temporale, limitato campione di presenze accertate, scala di dettaglio non sempre ottimale) riteniamo che i risultati emersi, pur non aspirando a definire in dettaglio la selezione dell'habitat da parte dello sciacallo, forniscano importanti indicazioni generali sulla sua presenza della specie e sulla tendenza all'uso del territorio nella area da noi studiata.

Sviluppi della Ricerca

I dati presentati in questa tesi aspirano a contribuire alla creazione di una piattaforma conoscitiva in grado di fornire la base per ulteriori e più raffinati approfondimenti. Alla luce di quanto emmerso ci sentiamo di affermare che il protocollo di monitoraggio sperimentato può costituire un buon strumento d'indagine per rilevare la presenza della specie *target*. Tuttavia, considerando l'enorme sforzo logistico necessario ad applicarlo, sarebbe auspicabile la ricerca di sinergie con il corpo forestale e con le associazioni dei cacciatori, al fine ampliare l'area monitorata e di restringere nel tempo il periodo di campionamento. Un monitoraggio coordinato, come già sperimentato ad esempio nella vicina Slovenia, limiterebbe anche la possibilità di doppie conte di animali in dispersione e contribuirebbe a definire meglio i dati relativi al numero di branchi riproduttivi.

L'implementazione del campione statistico dovrebbe essere finalizzato anche alla raccolta di dati idonei ad uno studio dell' "occupancy", al fine di determinare la distribuzione reale della specie nei territori oggetto di studio e di verificare, sulla base di dati empirici, il *trend* della popolazione nel medio lungo periodo.

Per quanto riguarda la creazione di modelli di selezione dell'habitat più definiti e verosimili, riteniamo che non si possa prescindere da una raccolta dati mediante radiotelemetria (possibilmente satellitare), come suggerito anche da Beyer e colleghi (2010). L'elusività e la bassa densità della popolazione di sciacallo nella nostra area di studio, infatti, costituiscono un importante limite alla capacità di effettuare un corretto campionamento delle risorse utilizzate e delle risorse disponibili. Questo limite potrebbe essere sicuramente ridimensionato attraverso l'acquisizione di dati spazio temporali di dettaglio riguardanti la presenza dello sciacallo (dati radiotelemetrici) e l'approfondimento di nozioni specifiche quali la dieta nella nostra area di studio, le principali cause di disturbo etc.

Da un punto di vista gestionale, infine, seppur al momento non vi siano problemi di tipo conservativo, riteniamo importante mantenere uno sforzo di monitoraggio costante. Un approfondimento delle conoscenze specifiche e una corretta informazione finalizzata a far conoscere la specie ai portatori d'interesse risultano auspicabili se non necessari, anche alla luce di una probabile ulteriore espansione dello sciacallo nel territorio italiano. Infatti, come illustrato in questo lavoro, è probabile l'insediamento degli sciacalli anche in prossimità di centri abitati e allevamenti, e non è da escludere un impatto sulle specie d'interesse venatorio. Entrambe le problematiche appena enunciate andrebbero attentamente monitorate al fine di prevenire conflitti con importanti categorie, quali gli allevatori ed i cacciatori.

6 Bibliografia

- **AAVV** (2008). Habitat naturali e aree protette del Friuli Venezia Giulia. A cura di: Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia; Direzione centrali risorse agricole, naturali e forestali; Servizio tutela ambiente naturali e fauna.-Udine-
- **AAVV** (2011). Quantum GIS - Guida Utente - Versione 1.7.0 'Wroclaw'. (<http://www.qgis.org>).
- **Anderson D.R. and Burnham K.P.** (2002). Avoiding pit falls when using Information-theoretic methods. *The Journal of Wildlife Management* 66: 912–918.
- **Anderson D.R., Burnham K.P. and Thompson W.L.** (2000). Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. *The Journal of Wildlife Management* 64: 912–923.
- **Anderson D.R., Link W.A., Johnson D H., Burnham K.P.** (2001). Suggestions for presenting the results of data analysis. *The Journal of Wildlife Management* 65: 373–378.
- **Anderson P., Turner M.G., Forester J.D., Zhu J., Boyce M.S., Beyer H. and Stowell L.** (2005). Scale-dependent summer resource selection by reintroduced elk in Wisconsin, USA. *The Journal of Wildlife Management*. 69, 298–310.
- **Arnold J., Humer A., Heltai M., Murariu D., Spassov N. and Hacklander R.K.** (2012). Current status and distribution of golden jackals (*Canis aureus* L., 1758) in Europe. *Mammal Review* 42 (1): 1–11 (2011 first publication online).
- **Bagliacca M., Carletti C., Pollini G. and Cristofori M.** (2004). Caratteristiche morfologiche all'involo dei fagiani di tipo mongolia (*Phasianus colchicus mongolicus mongolicus*) e tenebroso (*Phasianus colchicus v. tenebrosus*) allevati dalla provincia di Terni. *Annali della Facoltà di Medicina veterinaria*, LVII/2 . pp. 241-248. ISSN 0365-4729.

- **Banea O. and Gargarea P.** (2011) Golden jackal species monitoring. *First International Colloquium Giurgiu* 26.10.2011 (<http://goldenjackal.eu/documents/GoldenJackalRomania.pdf>).
- **Beasom S.L.** (1983). A technique for assessing land surface ruggedness. *Journal of Wildlife Management* 47: 1163-1166.
- **Berry J.K.** (2002). Use surface area for realistic calculations. *Geoworld* 15 (9): 20-21.
- **H. L. Beyer, Haydon D. T. , Morales J. M., Frair J. L., Hebblewhite M., Mitchell M. and Jason Matthiopoulos.** (2010). The interpretation of habitat preference metrics under use–availability designs. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365, 2245–2254
- **Boitani L., Trapanese P. and Mattei L.** (1995). Demographic Patterns of a wild boar (*Sus scrofa* L.) population in Tuscany, Italy. *IBEX J.M.E.* 3: 197-201.
- **Borkowski J., Zalewski A. and Manor R.** (2011). Diet composition of golden jackals in Israel. *Annales Zoologici Fennici* 48: 108-118.
- **Boyce M.S.** (2006). Scale for resource selection functions. *Divers. Distrib.* 12, 269–276.
- **Boyce, M.S., Mao, J.S., Merrill, E.H., Fortin, D., Turner, M.G., Fryxell, J. & Turchin, P.** (2003) Scale and heterogeneity in habitat selection by elk in Yellowstone National Park. *Ecoscience*, **10**, 321–332.
- **Boyce M.S. and McDonald L.L.** (1999). Relating population to habitats using resource selection functions. *Tree* 7: 268-272.
- **Briggs H.** (2002). Jackal blood makes ‘perfect’ sniffer dogs. *BBC news on line*, ultimo accesso: 10-11-2012. (<http://news.bbc.co.uk/2/hi/science/nature/1977094.stm>).
- **Buechner M.** (1989). Are small-scale landscape features important factors for field studies of small mammal dispersal sinks? *Landscape Ecology* 2: 191-199.

- **Burrough P.A.** (1986). *Principles of geographical information systems for land resources assessment*. Oxford: Clarendon Press. pp. 193.
- **Busatta S, Pascotto E, Santarossa Giovanni and Codolo R.** (2007). Dati gestionali e morfometrici del cinghiale. *Sus Scrofa*, nelle prealpi trevigiane (Artiodactyla: Suidae). In M. Bon, L. Bonato, F. Scarton (eds.), 2008. Atti 5° Convegno Faunisti Veneti. *Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia*, suppl. al vol. 58: 328-334
- **Cavallini P. and Lovari S.** (1994). Home range, habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. *Acta Theriologica* 39 (3): 279-287.
- **Clutton-Brock J., Corbet G.B. and Hills M.** (1976). A review of the family Canidae, with a classification by numerical methods. *Bulletin of the British Museum (Natural History), Zoology* 29:119–199.
- **Cody M.L.** (1985). *Habitat selection in birds*. San Diego: Academic Press.
- **Corsi F., Dupre E. and Boitani L.** (1999). A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology* 13 (1): 150-159.
- **Croes B.M., Funston P.J., Rasmussen G., Buij R., Saleh A., Tumenta P.N. and de Iongh H.H.** (2011). The impact of trophy hunting on lions (*Panthera leo*) and other large carnivores in the Bénoué Complex, northern Cameroon. *Biological Conservation* 144: 3064-3072.
- **Demeter A. and Spassov N.** (1993). *Canis aureus* Linnaeus, 1758-Schakal, Goldschakal. In: Stubbe M. and Krapp F (eds). *Handbuch der Säugetiere Europas. Raubsäuger (Teil I)*, Aula-Verlag, Wiesbaden: 107-138.
- **Dunning J.B., Danielson B.J. and Pulliam H.R.** (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169-175.
- **Ewers R.M. and Didham R.K.** (2006). The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. *Conservation Biology* 21 (4).

- **Forman R.T.T. and Godron M.** (1986) Landscape ecology. pp.1-619. New York: John Wiley and Sons (eds).
- **Franklin J.F. and Forman R.T.T.** (1987). Creating landscape pattern by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1: 5-18.
- **Fuller T.K. and Sampson B.A.** (1988). Evaluation of a stimulated howling survey for wolves. *Journal of Wildlife Management* 52 (1): 60-63.
- **Gaillard J.-M., Hebblewhite M., Loison, A., Fuller M., Powell R., Basille M. and Van Moorter B.** (2010) Habitat–performance relationships: finding the right metric at a given spatial scale. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365: 2255–2265.
- **Gaillard J.M., Pontier D., Brandt S., Jullien J.M. and Allain D.** (1992). Sex differentiation in postnatal growth rate: a test in a wild boar population. *Oecologia* 90: 167-171.
- **Gese E.M. (2004)** Survey and Census Techniques for Canids. In Sillero-Zubiri C., Hoffmann M., Macdonald D.W. *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan*. Ed. IUCN/SSC Canid Specialist Group. pp. 273-279
- **Gese E.M. and Ruff R.L.** (1998). Howling by coyotes (*Canis latrans*): variation among social classes, seasons, and pack sizes. *Canadian Journal of Zoology* 76(6): 1037-1043.
- **Giannatos G.** (2004). Conservation action plan for the golden jackal *Canis aureus* L. in Greece. *WWF Greece*: 1-47.
- **Giannatos G., Karypidou A., Legakis A. and Polymeni R.** (2010). Golden jackal (*Canis aureus* L.) diet in Southern Greece. *Mammalian Biology* 75: 227–232.
- **Giannatos G., Marinos Y., Maragou P. and Catsadorakis G.** (2005). The status of golden jackal (*Canis aureus* L.) in Greece. *Belang Journal of Zoology* 135: 145-149.

- **Gionfriddo J.P. and Krausman P.R.** (1986). Summer habitat use by mountain sheep. *Journal of Wildlife Management* 50: 331–336.
- **Ginsberg J.R. and Macdonald D.W.** (1990). Foxes, wolves, jackals, and dogs: an action plan for the conservation of Canids. Ed. IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- **Glenz C., Massolo A., Kuonen D. and Schlaepfer R.** (2001). A wolf habitat suitability study in Valais (Switzerland). *Landscape and Urban Planning* 55: 55-65.
- **Guisan A. and Zimmermann N.E.** (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135:147-186
- **Hardt R.A. and Forman R.T.T.** (1989). Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology* 70: 1252-1260.
- **Harrington F.H. and Mech L.D.** (1982). An analysis of howling response parameters useful for wolf pack censuring. *The Journal of Wildlife Management* 46(3): 686-693.
- **Harris L.D.** (1984). The fragmented forest: island biogeographic theory and the preservation of biotic diversity. pp. 1-211. Chicago: University of Chicago Press (eds).
- **Hayward M.W., O'Brien J. and Kerley G.I.H.** (2007). Carrying capacity of large African predators: predictions and tests. *Biological Conservation* 139: 219–229.
- **Hebblewhite M. and Merrill E. H.** (2009) Trade-offs between predation risk and forage differ between migrant strategies in a migratory ungulate. *Ecology* 90, 3445–3454
- **Hirzel A. H. and Lay G. L.** (2008). Habitat suitability modeling and niche theory. *J. Appl. Ecol.* 45, 1372–1381.
- **Johnson D. H.** (1980) The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61, 65–71.

- **Johnson C. J., Nielsen S. E., Merrill E. H., McDonald T. L. and Boyce M. S.** (2006) Resource selection functions based on use–availability data: theoretical motivation and evaluation methods. *J. Wildl. Manage.* 70, 347–357.
- **ISPRA- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.** (2009) Carta della Natura del Friuli Venezia Giulia scala 1:50.000
- **ISTAT- Istituto Nazionale di Statistica** (2010). 6° Censimento generale dell'Agricoltura.(www.Istat.it)
- **Jaeger M.M., Haque E., Sultana P. and Bruggers R.L.** (2007). Daytime cover, diet and space-use of golden jackals (*Canis aureus*) in agro-ecosystems of Bangladesh. *Mammalia* 71 (1/2): 1–10.
- **Jaeger M.M., Pandit R.K. and Haque E.** (1996). Seasonal differences in territorial behavior by golden jackals in Bangladesh: Howling versus confrontation. *Journal of Mammalogy* 77: 768–775.
- **Jedrzejewski W., Jêdrzejewska B., Zawadzka B., Borowik T., Nowak S. and Myslajek R.W.** (2008) Habitat suitability model for Polish wolves based on longterm national census. *Animal Conservation* 11: 377–390.
- **Jedrzejewski W., Niedziakowska M., Myslajek R.W., Nowak S. and Jedrzejewska B.** (2005.). Habitat selection by wolves *Canis lupus* in the uplands and mountains of southern Poland. *Acta Theriologica* 50 (3): 417–428.
- **Jêdrzejewski W., Niedziakowska M., Nowak S. and Jêdrzejewska B.** (2004). Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diversity and Distributions* 10: 225–233.
- **Jeness J.S.** (2000). The effects of fire on Mexican owl in Arizona and New Mexico. Thesis, Northern Arizona University, Flagstaff, USA.

- **Jeness J.S.** (2004). Calculating landscape surface area from digital elevation models. *Wildlife Society Bulletin* 32 (3): 829-836.
- **Jerina K., Debeljak M., Džeroski S., Kobler A. and Adamič M.** (2003). Modeling the brown bear population in Slovenia. A tool in the conservation management of a threatened species. *Ecological Modelling* 170: 453–469.
- **Jhala Y.V.** (1994). Predation on blackbuck by wolves in Velvadar National Park, Gujarat, India. *Conservation Biology* 7: 874–881.
- **Jhala Y.V. and Moehlman P.D.** (2004). Golden jackal *Canis aureus* Linnaeus, 1758, least concern. In: Sillero-Zubiri C., Hoffmann M., Macdonald D.W. *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan.* Ed. IUCN/SSC Canid Specialist Group. pp. 156-161.
- **Jhala Y.V. and Moehlman P.D.** (2008). *Canis aureus*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.2. (<http://www.iucnredlist.org>).
- **Johnson D.H.** (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61, 65–71.
- **Kareiva P.** (1990). Population dynamics in spatially complex environments: theory and data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. B(330): 175-190.
- **Keating K. A. and Cherry S.** (2004) Use and interpretation of logistic regression in habitat selection studies. *J. Wildl. Manage.* 68, 774–789.
- **Kingdon J.** (1977). East African mammals. An atlas of evolution in Africa. Volume IIIA (*Carnivores*). Academic Press, London, UK.
- **Kobler A. and Adamic M.** (2000). Identifying brown bear habitat by a combined GIS and machine learning method. *Ecological Modelling* 135: 291–300.

- **Krebs J.R. and Davies N.B.** (2002) Cooperazione e *helping* in uccelli mammiferi e pesci. In *Ecologia e comportamento Animale*. Bollatti Boringhieri, Torino (eds). pp. 331-359.
- **Krofel M.** (2007). Golden jackal (*Canis aureus*, L.) on the Pelješac peninsula (southern Dalmatian, Croatia). *Natura Croatica* 16: 201–204.
- **Krofel M.** (2008). Survey of golden jackals (*Canis aureus*) in Northern Dalmatia, Croatia: preliminary results. *Natura Croatica* 17: 259–264.
- **Krofel M.** (2009). Confirmed presence of territorial groups of golden jackals (*Canis aureus*) in Slovenia. *Natura Sloveniae* 11 (1): 65-68.
- **Krofel M. and Potocnik H.** (2008). First record of a golden jackal (*Canis aureus*) in the Savinja Valley (Northern Slovenia). *Natura Sloveniae* 10 (1): 57-62.
- **Kryštufek B., Murariu D. and Kurtonur C.** (1997). Present distribution of the golden jackal *Canis aureus* in the Balkans and adjacent regions. *Mammal Review* 27: 109–114.
- **Kryštufek B. and Tvrtkovic N.** (1990). Variability and identity of the jackals (*Canis aureus*) of Dalmatia. *Annalen des Naturhistorisches Museum Wien* 91(B): 7-25.
- **Lanszki J., Giannatos G., Dolev A., Bino G. and Heltai M.** (2010). Late autumn trophic flexibility of the golden jackal (*Canis aureus*). *Acta teriologica* 55(4): 361-370.
- **Lanszki J., Giannatos G., Heltai M. and Legakis A.** (2009). Diet composition of golden jackals during cub-rearing season in Mediterranean marshland in Greece. *Mammal Biology* 14: 72-75.
- **Lanski J. and Heltai M.** (2002). Feeding habits of golden jackal and red fox in south-western Hungary during winter and spring. *Mammal Biology* 67: 128-136.
- **Lapini L.** (2003). *Canis aureus* (Linnaeus, 1758). In: Boitani L., Lovari S., Vigna Taglianti A. *Fauna d'Italia. Mammalia III. Carnivora-Artiodactyla*. Calderini (eds). pp. 47-58.

- **Lapini L.** (2010). Lo sciacallo dorato *Canis aureus moreoticus* (I. Geoffroy Saint Hilaire, 1835) nell'Italia nord-orientale (*Carnivora: Canidae*). Tesi di Laurea in Zoologia. Università degli Studi di Trieste. Italia.
- **Lapini L., Molinari P., Fiorenza P., Dorigo L., Are G. and Beraldo P.** (2009). Reproduction of the golden jackal (*Canis aureus moreoticus*, I. Geoffroy Saint Hilaire, 1835) in Julian Pre-Alps, with new data on its range-expansion in the High-Adriatic Hinterland (*Mammalia: Carnivora: Canidae*). *Bollettino del Museo civico di Storia naturale di Venezia*, pp. 60.
- **Lapini L. and Perco F.** (1989). Lo sciacallo dorato (*Canis aureus* L., 1758), specie nuova per la fauna italiana (*Mammalia, Carnivora, Canidae*). *Atti del Museo Friulano di Storia Naturale* 10 (88): 213-228.
- **Lapini L., Perco F. and Benussi E.** (1993). Nuovi dati sullo sciacallo dorato (*Canis aureus* L., 1758) in Italia (*Mammalia, Carnivora, Canidae*). *Atti del Museo Friulano di Storia Naturale* 14 (92): 233-240.
- **Linnell J.D.C., Salvatori V. and Boitani L.** (2007) Guidelines for population level management plans for large carnivore in Europe. *LCIE report prepared for the European Commission*.
- **Llaneza L, Ordiz A., Palacios V. and Uzal A.** (2005) Monitoring wolf populations using howling points combined with sign survey transect. *Wildl. Biol. Pract.* 1(2): 108-117.
- **Logan W., Brown R.E., Longrie D., Herb G. and Corthell R.A.** (1985). Edges. Pages In: *Brown, E.R.*, tech. ed. *Management of wildlife and fish habitats in forests of western Oregon and Washington*. R6-FandWL-192-1985. [Portland, OR]: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, [Pacific Northwest Region]: 115-127.
- **Loveridge A.J. and Macdonald D.W.** (2002). Habitat ecology of two sympatric species of jackals in Zimbabwe. *Journal of Mammalogy* 83: 599–607.

- **Macdonald D.W.** (1979). The flexible social system of the golden jackal, *Canis aureus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 5: 17-38.
- **Macchi E., Starvaggi Cucuzza A., Badino P., Odore R., Re F., Bevilacqua L., Malfatti A.** (2010) Seasonality of reproduction in wild boar (*Sus scrofa*) assessed by fecal and plasmatic steroids. *Theriogenology* 73: 1230–1237.
- **MacKenzie D.I., Nichols J.D., Hines J.E., Knutson M.G. and Franklin, A.D.** (2003) Estimating site occupancy, colonization and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84, 2200–2207.
- **MacKenzie D.I., Nichols J.D., Lachman G.B., Droege S., Royle J.A. and Langtimm, C.A.** (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83, 2248–2255.
- **MacKenzie D.I. and Royle J.A.**(2005). Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105–1114
- **Mainardi D.** (1992). Dizionario di Etologia. Einaudi, Torino (eds.). pp. 26-28.
- **Manly B. F. J., McDonald L. L., Thomas D. L.** (1993). Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Chapman & Hall, London:177.
- **Manly B.F.J.** (2003). Randomization, Bootstrap and Monte Carlo methods in Biology. Manly Eds. Text in Statistical Science 3rd edition.
- **Manly B. F. J., McDonald L. L., Thomas D. L., McDonald T. L. and Erickson, W. P.** (2002) Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. 2nd edn. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic. pp 221
- **Marucco F., Pletscher, D. H., Boitani L., Schwartz, M.K., Pilgrim K.L. and Jean-Lebreton D.** (2009). Wolf survival and population trend using non-invasive capture–recapture techniques in the Western Alps. *Journal of Applied Ecology* 46: 1003–1010.

- **Massolo A. and Meriggi A.** (2007). I modelli di valutazione ambientale per le potenzialità faunistiche: aspetti metodologici e stato in Italia. In: Lucifero M., Genghini M. (a cura di), Valorizzazione agro-forestale e faunistica dei territori di collina e montagna. INFS, MIPAF, S.t.e.r.n.a. Ed. Grafiche 3B, Toscanella di Dozza (BO). pp. 43-77.
- **McGarigal K. and Marks B.J.** (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *Gen. Tech. Rep.* PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. pp. 1-121.
- **Mech L.D., Fritters S.H., Radde G.L. and Paul W.J.** (1988). Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 16: 85-87.
- **Meriggi A., Milanesi P., Brangi A. and Lamberti P.** (2010). Indagine sui danneggiamenti da cinghiale (*Sus scrofa*) nel Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano e sull'efficacia dei metodi di controllo della popolazione. Relazione Finale.
- **Meriggi A., Milanesi P., Crotti C and Mazzoleni L.** (2011). Monitoraggio dei grandi predatori nel Parco delle Orobie Bergamasche. Rapporto di fine progetto. Parco Regionale delle Orobie Bergamasche. Dipartimento di Biologia Animale - Università di Pavia.
- **Miller J.N., Brooks R.P. and Croonquist M.J.** (1997). Effects of landscape patterns on biotic communities. *Landscape Ecology* 18: 279-291.
- **Mohelman P.D.** (1983). Socio-ecology of silver backed and golden jackals (*Canis mesomelas* and *Canis aureus*). In: Eisenberg J.F. and Kleinman D.G. *Advances in the study of mammalian behavior*. Spec. Publ. American Soc. Mamm. pp. 423-453.
- **Mohelman P.D.** (1984). Jackals. In: Macdonald D. *The encyclopedia of mammals*. Unwin Hyman Ltd. London (eds). pp. 64-67.
- **Moehlman P.D.** (1986). Ecology of cooperation in canids. in D.I. Rubenstein and R.W. Wrangam, eds. *Ecological aspects of social evolution*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA. pp. 64-86.

- **Mohelman P.D.** (1987). Social organization in jackals. *Amer. Scient.* 75: 366-375.
- **Mohelman P.D.** (1989). Intraspecific variation in Canid social systems. In: Gittleman J.L. *Carnivore behavior, ecology and evolution*. Cornell Univ. Press, Ithaca (eds). pp. 143-163.
- **Moehlman P.D. and Hofer H.** (1997). Cooperative breeding, reproductive suppression, and body mass in canids. in N.G. Solomon and J.A. French, eds. *Cooperative breeding in mammals*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Moehlman and Hofer. pp. 76–128.
- **Morgan K.A. and Gates J.E.** (1982). Bird population patterns in forest edge and strip vegetation at Remington Farms, Maryland. *Journal of Wildlife Management* 46: 933-944.
- **Morris D. W.** 2003 Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia* 136, 1–13.
- **Mustoni A., Pedrotti L., Zanon E. and Tosi G.** (2002). Ungulati delle Alpi. Nitida Immagine, Cles (TN) (eds). pp. 131-169.
- **O’Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., DeAngelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H. and Graham R.L.** (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1: 153-162.
- **Panzacchi M., Linnell J.D.C., Serrao G., Eie S., Odden J. and Andersen R.** (2008). Evaluation of the importance of roe deer fawns in the spring–summer diet of red foxes in southeastern Norway. *Ecological Research* 23 (5): 889-896.
- **Patton D.R.** (1975). A diversity index for quantifying habitat “edge.” *Wildlife Society Bulletin* 3: 171-173.
- **Perco F.** (1987). Ungulati. Carlo Lorenzini Editore, Udine.

- **Pochè R.M., Evans S.J., Sultana P., Hague M.E., Sterner R. and Siddique M.A.** (1987). Notes on the golden jackal (*Canis aureus*) in Bangladesh. *Mammalia* 51: 259-270.
- **Prater S.H.** (1980). The book of Indian animals. Bombay *Natural History Society*. Oxford University Press. Bombay, India.
- **Radovic A. and Kovacic D.** (2010). Diet composition of the golden jackal (*Canis aureus* L.) on the Peljesac Peninsula, Dalmatia, Croatia. *Periodicum Biologorum* 112 (2): 219-223.
- **Riga F. (2002).** Lo Sciacallo Dorato *Canis aureus* Linneus, 1758. In: Spagnesi M. and De Marinis A.M. (2002) *Mammiferi d'Italia*.-Quaderni di Conservazione della Natura, 14, Ministero dell'Ambiente - Istituto Nazionale Fauna Selvatica. pp. 215-217
- **Riga F., Trocchi V., Randi E. and Toso S.** (2001). Morphometric differentiation between the Italian hare (*Lepus corsicanus*, De Winton, 1998) and the European brown hare (*Lepus europaeus*, Pallas, 1778). *J Zool (Lond)* 253:241–252.
- **Rogers A.S., Destefano S. and Ingraldi M.F.** (2006). Diet, prey delivery rates and prey biomass of Northern Goshawks in East Arizona. *Studies in Avian Biology* 31: 221-229.
- **Rosenzweig M. L.** (1991) Habitat selection and population interactions—the search for mechanism. *Am. Nat.* 137,S5–S28.
- **Rosevear D.R.** (1974). Carnivores of West Africa. *Trustees of the British Museum (Natural History)* London.
- **Schadt S., Knauer F., Kaczensky P., Revilla E., Wiegand T. and Trepl L.** (2002). Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian Lynx. *Ecological Applications* 12: 1469–1483.
- **Schaller G.B.** (1967). The deer and the tiger. *University of Chicago Press*, Chicago, IL, USA.

- **Scheinin S., Yom-Tov Y., Motro U. and Geffen E.** (2006). Behavioral responses of red foxes to an increase in the presence of golden jackals: a field experiment. *Animal Behavior* 71: 577-584.
- **Shannon C.E.** (1948). A mathematical theory of communications. *Bell System Technical Journal* 27: 379-423, 623-656.
- **Shannon C. and Weaver W.** (1949). The mathematical theory of communication. Urbana, University of Illinois Press. pp. 117.
- **Sheldon J.W.** (1992). Wild dogs: the natural history of the non-domestic Canidae. *Academic Press*, Chicago, IL, USA.
- **Sillero-Zubiri C.** (1996). Records of honey badger, *Mellivora capensis*, in Afro-alpine habitat, above 4000m. *Mammalia* 60: 323–325.
- **Sillero-Zubiri C., Hoffmann M. and Macdonald D.W.** (2004). *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan.* Ed. IUCN/SSC Canid Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. pp. 430.
- **Sillero-Zubiri C. and Macdonald D.W.** (2004). Introduction. In Sillero-Zubiri C., Hoffmann M., Macdonald D.W. *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan.* Ed. IUCN/SSC Canid Specialist Group. pp. 2-7.
- **Simpson E.H.** (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- **Spasov N.** (2007). The jackal, *Canis aureus* (Linnaeus 1758). pp. 234–238. In: Miteva S, Mihova B, Georgiev K, Petrov B, Vansink D. *The Mammals, Important for Conservation in Bulgaria.* Dutch Mammal Society VZZ, Arnhem, the Netherlands (eds).
- **Strelke W.K. and Dickson J.G.** (1980). Effect of forest clearcut edge on breeding birds in Texas. *Journal of Wildlife Management* 44: 559-567.

- **Swenson J. E., Gerstl N., Dahle B. and Zedrosser, A.** (2000). Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursus arctos*). *Council of Europe, Nature and Environment* 114: 1–69.
- **Szabó L., Heltai M., Szucs E., Lanski J. and Lehoczki R.** (2009). Expansion range of the golden jackal in Hungary between 1997 and 2006. *Mammalia* 73: 307-311.
- **Thomas J.W., Maser C. and Rodiek J.E.** (1978). Edges—their interspersion, resulting diversity, and its measurement. In: *Degraff, R.M.*, tech. coord. Proceedings of the workshop on nongame bird habitat management in the coniferous forests of the Western United States; [Dates of meeting unknown]; [Location of meeting unknown]. Gen. Tech. Rep. PNW-64. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station: 91-100.
- **Thomas J.W., Maser C. and Rodiek J.E.** (1979). Edges. In: Thomas, J.W., tech. ed. Wildlife habitats in managed forests, the Blue Mountains of Oregon and Washington. Agric. Handb. 553. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture: 48-59.
- **Tigasa L.A., Van Vurena D.H. and Sauvajotb R.M.** (2002). Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation*, 108: 299–306.
- **Tóth T., Krecsák L., Szücs E., Heltai M. and Huszár G.** (2009). Records of the golden jackal (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in Hungary from 1800th until 2007, based on literature survey. *North-West Journal of Zoology* 5: 386-405.
- **Turner M.G.** (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecological Systems* 20: 171-197.
- **Turner M.G.** (1990). Landscape changes in nine rural counties of Georgia. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56: 379-386.
- **Turner M.G., O'Neill R.V., Gardner R.H. and Milne B.T.** (1989). Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*. 3: 153-162.

- **Urban D.L., O'Neill R.V. and Shugart J.H.H.** (1987). Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns. *Bioscience* 37: 119-127.
- **Yom-Tov Y.** (2003) Body sizes of carnivores commensal with humans have increased over the past 50 years. *Functional Ecology* 17(3): 323-327.
- **Yom-Tov Y., Ashkenazi S. and Viver O.** (1995). Cattle predation by Golden Jackal *Canis aureus* in the Golan Heights, Israel. *Biological Conservation* 73 (1): 19-22.
- **Yom-Tov Y. and Mendelsohn H.** (1988). Changes of distribution and abundance of vertebrates during the 20th century in Israel. pp. 515-548. In Yom-Tov Y. and Tchernov E. *The zoogeography of Israael*. Dr. W. Junk Publications, Dordrecht (eds).
- **Visintin A.** (2012). Tecniche di analisi del significato energetico del territorio nello studio dell'ecologia di alcune specie animali. Tesi di Dottorato in: "Economia ecologia e tutela dei sistemi agricoli e paesistico-ambientali". Università degli Studi di Udine
- **Volozheninov N.N.** (1972). Feeding of *Canis aureus aureus*, *Vulpes vulpes flavescens* and *Felis chaus oxianus* in south Uzbekistan. *Zoologicheskij Zhurnal* 51: 1048-1053.
- **Wakelyn L.A.** (1987). Changing habitat conditions on bighorn sheep ranges in Colorado. *Journal of Wildlife Management* 51: 904–912.
- **Wang X., Tedford R.H., Van Valkenburgh B. and Wayne R.K.** (2004). Phylogeny, classification and evolutionary ecology of the Canidae. pp. 8-20. In Sillero-Zubiri C., Hoffmann M., Macdonald D.W. *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan*. Ed. IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- **Warrick G.D. and Cypher B.L.** (1998). Factors affecting the spatial distribution of San Joaquin kit foxes. *Journal of Wildlife Management* 62: 707–717.

- **Wilson D.E. and Reeder D.M.** (2005). *Mammal Species of the World* (1-2). The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA (eds).

- **Wiggers E. P. And Beasom.S.L** (1986). Characterization of sympatric or adjacent habitats of 2 deer species in West Texas. *Journal of Wildlife Management* 50: 129–134.

- **Zachos F.E., Cirovic D., Kirschning J., Otto M., Hartl G.B., Petersen B. and Honnen A.C.** (2009). Genetic variability, differentiation, and founder effect in golden jackals (*Canis aureus*) from Serbia as revealed by mitochondrial DNA and nuclear microsatellite loci. *Biochemical Genetics* 47: 241–250.

Appendice 1

Test di normalità e statistiche descrittive relative agli Indici ambientali tratti dalla Carta *Corine Land Cover*.

1 Test di Kolmogorov-Smirnov utilizzato per verificare la normalità dei dati relativi ai 27 Indici ambientali derivanti dalla carta *Corine Land Cover* a livello dell'intera area di studio.

Indice	df	Statistic	Sig.	Indice	Statistic	Sig.	Indice	Statistic	Sig.
A112	142	,275	,000	A222	,526	,000	A324	,273	,000
A121	142	,491	,000	A231	,400	,000	A331	,339	,000
A122	142	,526	,000	A242	,327	,000	A332	,518	,000
A123	142	,533	,000	A243	,202	,000	A333	,429	,000
A131	142	,529	,000	A311	,134	,000	A334	,526	,000
A141	142	,526	,000	A312	,334	,000	A411	,526	,000
A142	142	,526	,000	A313	,202	,000	A511	,532	,000
A211	142	,398	,000	A321	,376	,000	A512	,513	,000
A221	142	,439	,000	A322	,460	,000	A523	,520	,000

2 Statistiche descrittive relative ai 27 Indici ambientali derivanti dalla carta *Corine Land Cover* calcolati nei 142 quadranti dell'intera area di studio. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.

Indice	Pres.	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
A112	0	125	3,925	6,477	A222	0,037	0,408	A324	3,885	5,834
	1	17	2,096	3,074		0	0		9,481	14,504
A121	0	125	0,695	2,797	A231	1,46	3,05	A331	4,384	8,923
	1	17	0,8	1,858		5,961	8,086		4,021	6,415
A122	0	125	0,03	0,341	A242	4,81	10,295	A332	0,203	1,132
	1	17	0	0		1,088	2,277		0,028	0,115
A123	0	125	0,199	1,568	A243	6,697	8,436	A333	1,281	3,678
	1	17	0,242	0,997		8,87	7,525		0,454	1,136
A131	0	125	0,083	0,488	A311	34,821	31,865	A334	0,004	0,041
	1	17	0,155	0,637		29,216	22,563		0	0
A141	0	125	0,026	0,296	A312	5,318	12,293	A411	0	0
	1	17	0	0		6,172	7,158		0,23	0,947
A142	0	125	0	0,004	A313	15,326	18,831	A511	0,12	0,747
	1	17	0	0		22,082	22,333		0	0
A211	0	125	12,085	22,851	A321	2,158	6,448	A512	0,159	1,234
	1	17	4,99	14,373		3,417	12,042		0	0
A221	0	125	1,302	5,717	A322	0,927	2,543	A523	0,065	0,472
	1	17	0,07	0,269		0,628	1,883		0	0

- 3** Statistiche descrittive relative ai 22 Indici ambientali derivanti dalla carta *Corine Land Cover* calcolati nei 29 quadranti della macrozona Carso. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
A112	0	24	7,952	8,784	A221	1,035	3,165	A322	0,078	0,38
	1	5	0,986	0,837		0,222	0,496		1,428	3,192
A121	0	24	1,404	3,506	A231	1,901	3,439	A324	6,981	8,787
	1	5	2,145	2,952		2,19	4,897		25,792	17,97
A122	0	24	0,159	0,777	A242	5,139	5,621	A331	0,162	0,793
	1	5	0	0		2,078	3,907		0	0
A123	0	24	1,037	3,515	A243	14,388	10,47	A333	0,451	1,822
	1	5	0,822	1,839		9,833	6,642		0	0
A131	0	24	0,194	0,745	A311	27,679	18,524	A411	0	0
	1	5	0,525	1,175		38,721	12,142		0,781	1,745
A141	0	24	0,138	0,675	A312	10,668	9,755	A511	0,315	1,214
	1	5	0	0		7,274	3,984		0	0
A142	0	24	0,002	0,01	A313	19,127	16,526	A523	0,339	1,05
	1	5	0	0		6,988	9,389		0	0
A211	0	24	0,851	3,936						
	1	5	0,215	0,481						

- 4** Statistiche descrittive relative agli 11 Indici ambientali derivanti dalla carta *Corine Land Cover* calcolati nei 7 quadranti della macrozona Val Aupa-Glazzat. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.
A231	0	5	,000	,000	A324	0	5	3,842	4,775
	1	2	5,099	1,563		1	2	4,907	6,940
A311	0	5	17,176	15,754	A331	0	5	,590	1,320
	1	2	7,074	4,190		1	2	,933	1,319
A312	0	5	35,997	35,711	A332	0	5	3,264	4,473
	1	2	20,237	5,609		1	2	,238	,337
A313	0	5	24,561	19,640	A333	0	5	9,188	6,759
	1	2	56,210	13,463		1	2	1,962	1,422
A321	0	5	2,191	3,319	A334	0	5	,092	,205
	1	2	1,577	,342		1	2	,000	,000
A322	0	5	3,099	4,445					
	1	2	1,766	2,497					

- 5 Statistiche descrittive relative ai 16 Indici ambientali derivanti dalla carta *Corine Land Cover* calcolati nei 28 quadranti della macrozona Prealpi Carniche. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
A112	0	22	2,128	3,285	A243	6,273	6,712	A324	2,805	3,302
	1	6	3,227	4,277		10,488	9,19		0,955	2,339
A121	0	22	0,85	3,986	A311	38,601	25,291	A331	5,738	8,551
	1	6	0,479	1,174		20,463	14,342		7,192	3,864
A211	0	22	0,906	2,374	A312	2,363	4,975	A333	0,646	1,747
	1	6	0	0		4,68	5,611		0,633	1,551
A221	0	22	0,731	3,427	A313	30,559	23,036	A512	0,773	2,851
	1	6	0	0		37,636	11,567		0	0
A231	0	22	2,662	4,084	A321	1,72	3,462			
	1	6	12,499	10,15		0,395	0,728			
A242	0	22	1,74	4,023	A322	1,507	2,882			
	1	6	1,352	1,375		0	0			

- 6 Statistiche descrittive relative ai 18 Indici ambientali derivanti dalla carta *Corine Land Cover* calcolati nei 35 quadranti della macrozona Pianura. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
A112	0	33	6,637	6,714	A231	1,76	3,356	A322	1,027	2,471
	1	2	5,666	0,013		2,596	3,13		0	0
A121	0	33	0,937	3,128	A242	12,414	16,749	A324	0,941	2,457
	1	2	0	0		0	0		0	0
A131	0	33	0,172	0,702	A243	6,575	8,598	A331	11,338	12,864
	1	2	0	0		13,44	0,537		11,671	16,505
A211	0	33	44,222	23,65	A311	5,241	12,418	A333	0,915	3,251
	1	2	41,876	14,846		24,715	34,952		0	0
A221	0	33	3,691	10,157	A313	1,153	3,031	A511	0,226	1,016
	1	2	0,037	0,052		0	0		0	0
A222	0	33	0,138	0,794	A321	2,526	8,699	A512	0,086	0,496
	1	2	0	0		0	0		0	0

- 7 Statistiche descrittive relative ai 10 Indici ambientali derivanti dalla carta *Corine Land Cover* calcolati nei 28 quadranti della macrozona Valli del Natisone. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in % di superficie per ambiente.

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.
A112	0	26	,287	1,464	A243	0	26	4,032	5,270
	1	2	,000	,000		1	2	5,912	8,360
A121	0	26	,027	,137	A311	0	26	78,796	16,728
	1	2	,000	,000		1	2	58,359	40,710
A211	0	26	,419	1,489	A313	0	26	8,671	11,531
	1	2	,000	,000		1	2	1,109	1,5677
A231	0	26	,534	1,334	A321	0	26	1,671	5,852
	1	2	,000	,000		1	2	26,281	33,593
A242	0	26	,743	2,269	A324	0	26	,000	,000
	1	2	,000	,000		1	2	,000	,000

Appendice 2

Test di normalità e statistiche descrittive degli Indici ambientali tratti dalle macro-categorie ambientali.

- 1 Test di normalità (Kolmogorov-Smirnov Test) delle 7 macro-categorie ambientali presenti nell'intera area di studio.**

Macro-categoria	Statistic	df	Sig.	Macro-categoria	Statistic	df	Sig.
Urbano	,272	142	,000	Pascoli	,294	142	,000
Agricolo	,199	142	,000	Altro	,323	142	,000
Boschi	,121	142	,000	Acque	,491	142	,000
Cespugliato	,222	142	,000				

- 2 Statistiche descrittive relative ai 7 Indici relativi alle macro-categorie ambientali calcolati nei 142 quadranti dell'intera area di studio. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.**

Macro-categoria	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Macro-categoria	Pres	N	Mean	Std. Dev.
Urbano	0	125	4,959	8,207	Pascoli	0	125	3,618	6,800
	1	17	3,292	3,932		1	17	9,378	13,002
Agricolo	0	125	24,930	29,061	Altro	0	125	4,591	8,956
	1	17	15,018	17,796		1	17	4,049	6,397
Boschi	0	125	55,465	35,299	Acque	0	125	,344	1,493
	1	17	57,470	24,333		1	17	,230	,947
Cespugliato	0	125	6,093	7,447					
	1	17	10,563	14,645					

- 3 Statistiche descrittive relative ai 7 Indici relativi alle macro-categorie ambientali calcolati nei 29 quadranti della macrozona Carso. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.**

Macro-categoria	Pres.	N	Mean	Std. Dev.	Macro-categoria	Pres.	N	Mean	Std. Dev.
Urbano	0	24	10,886	11,460	Pascoli	0	24	1,901	3,439
	1	5	4,479	3,200		1	5	2,190	4,897
Agricolo	0	24	21,413	9,792	Altro	0	24	,162	,793
	1	5	12,348	9,579		1	5	,000	,000
Boschi	0	24	57,475	20,437	Acque	0	24	,654	1,534
	1	5	52,982	17,065		1	5	,781	1,745
Cespugliato	0	24	7,510	9,039					
	1	5	27,219	17,652					

- 4 **Statistiche descrittive relative ai 7 Indici relativi alle macro-categorie ambientali calcolati nei 28 quadranti della macrozona Prealpi Carniche. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.**

Macro-categoria	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Macro-categoria	Pres	N	Mean	Std. Dev.
Urbano	0	22	2,978	6,091	Pascoli	0	22	4,381	4,653
	1	6	3,707	5,362		1	6	12,894	9,576
Agricolo	0	22	9,650	8,998	Altro	0	22	5,738	8,551
	1	6	11,841	9,255		1	6	7,192	3,864
Boschi	0	22	71,523	20,629	Acque	0	22	,773	2,851
	1	6	62,780	18,764		1	6	,000	,000
Cespugliato	0	22	4,958	4,403					
	1	6	1,588	2,535					

- 5 **Statistiche descrittive relative ai 5 Indici relativi alle macro-categorie ambientali calcolati nei 28 quadranti della macrozona Valli del Natisone. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.**

Macro-categoria	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Macro-categoria	Pres	N	Mean	Std. Dev.
Urbano	0	26	,314	1,601	Cespugliato	0	26	4,822	5,637
	1	2	,000	,000		1	2	8,342	2,809
Agricolo	0	26	5,193	8,292	Pascoli	0	26	2,205	5,866
	1	2	5,912	8,360		1	2	26,281	33,593
Boschi	0	26	87,466	11,968					
	1	2	59,467	39,143					

Appendice 3

Test di normalità e statistiche descrittive degli Indici di densità della viabilità.

- 1 Test di normalità (Kolmogorov-Smirnov Test) delle 4 categorie stradali analizzate nell'intera area di studio.

Categoria stradale	Statistic	df	Sig.
Dens_tot	,085	142	,014
Dens_veloci	,089	142	,007
Dens_prior	,098	142	,002
Dens_altre	,090	142	,006

- 2 Statistiche descrittive dei 4 Indici relativi alle densità del reticolo stradale calcolati nei 142 quadranti dell'intera area di studio. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in metri di reticolo stradale/ area reale dei quadranti.

Categoria stradale	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Categoria stradale	Pres	N	Mean	Std. Dev.
Dens_tot	0	125	3651,54	2577,50	Dens_prior	0	125	979,44	772,67
	1	17	3502,42	2151,32		1	17	1065,15	728,93
Dens_veloci	0	125	1166,31	868,96	Dens_altre	0	125	1456,37	1059,56
	1	17	1148,84	722,94		1	17	1250,19	734,82

- 3 Statistiche descrittive dei 4 Indici relativi alle densità del reticolo stradale calcolati nelle 5 macrozone in cui è stata rilevata la presenza degli sciacalli. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in metri di reticolo stradale/ area reale dei quadranti.

Macroarea		Densità St. Totale		Densità St. Veloci		Densità St. Prioritarie		Densità St. Altre	
	Pres	0	1	0	1	0	1	0	1
Carso	N	24	5	24	5	24	5	24	5
	Mean	5707,32	5055,42	1766,93	1645,29	1842,42	1722,25	1984,50	1557,89
	Std.Dev.	2814,20	1873,48	956,74	590,58	881,41	794,14	1040,12	486,00
Val Aupa-Glazzat	N	5	2	5	2	5	2	5	2
	Mean	609,96	898,69	196,02	300,56	197,62	297,55	216,32	300,58
	Std.Dev.	718,01	1270,93	232,34	425,05	232,79	420,80	254,55	425,08
PreAlpi Carniche	N	22	6	22	6	22	6	22	6
	Mean	2684,63	3468,63	868,10	1151,81	757,56	962,06	1001,18	1354,75
	Std.Dev.	1967,28	2443,97	686,41	874,55	581,77	622,40	746,52	972,08
Pianura	N	33	2	33	2	33	2	33	2
	Mean	4212,01	3428,04	1306,26	1080,68	863,48	867,94	2007,11	1479,42
	Std.Dev.	2153,63	386,50	757,14	91,46	511,13	322,65	1028,95	155,32
Valli del Natisone	N	26	2	26	2	26	2	26	2
	Mean	3642,93	2399,40	1251,66	815,30	964,84	696,48	1426,42	887,63
	Std.Dev.	2239,38	558,97	813,30	225,02	596,01	100,20	919,77	233,76

Appendice 4

Test di normalità e statistiche descrittive degli Indici relativi al reticolo idrografico.

- 1 Test di normalità (Kolmogorov-Smirnov Test) delle 4 categorie idrografiche analizzate nell'intera area di studio.

Categoria idrografica	Statistic	df	Sig.
Idrografia 1° ordine	,112	142	,000
Idrografia 2° ordine	,400	142	,000
Idrografia 3° ordine	,147	142	,000
Idrografia Totale	,065	142	,200*

- 2 Statistiche descrittive dei 4 Indici relativi all'idrografia calcolati nei 142 quadranti dell'intera area di studio. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in metri di reticolo idrografico per quadrante.

Categoria idrografica	Pres	N	Mean	Std. Dev.
Idrografia 1° ordine	0	125	3030,98	2347,82
	1	17	2841,72	2937,59
Idrografia 2° ordine	0	125	984,84	1921,90
	1	17	834,16	1404,89
Idrografia 3° ordine	0	125	5781,03	5553,29
	1	17	7473,39	6710,48
Idrografia Totale	0	125	9796,85	6363,83
	1	17	11149,27	8215,36

- 3 Statistiche descrittive dei 4 Indici relativi alle densità del reticolo stradali calcolati nelle 5 macrozone in cui è stata rilevata la presenza degli sciacalli. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in metri di reticolo idrografico per quadrante.

Macroarea	Pres	Idro_1° ordine		Idro_2° ordine		Idro_3° ordine		Idro_Totale	
		0	1	0	1	0	1	0	1
Carso	N	24	5	24	5	24	5	24	5
	Mean	1277,97	530,47	449,35	457,04	567,48	,00	2294,80	987,51
	Std.Dev.	2320,53	1186,17	1592,27	1021,96	1110,91	,00	3574,74	2208,14
Val Aupa-Glazzat	N	5	2	5	2	5	2	5	2
	Mean	2364,92	1998,50	,00	,00	14085,48	15091,92	16450,40	17090,42
	Std.Dev.	1889,75	1860,89	,00000 ^a	,00000 ^a	3120,23	5052,01	3178,05	3191,12
Prealpi Carniche	N	22	6	22	6	22	6	22	6
	Mean	4554,00	5239,19	539,26	1167,89	9300,04	12578,58	14393,30	18985,65
	Std.Dev.	2631,60	3522,86	1047,69	1392,44	5852,53	4251,63	5879,36	2997,12
Pianura	N	33	2	33	2	33	2	33	2
	Mean	3214,95	3385,99	2975,01	2444,13	2646,45	5422,43	8836,40	11252,54
	Std.Dev.	2051,11	1064,46	2432,68	2891,49	3337,14	4099,13	4775,10	143,20
Valli del Natisone	N	26	2	26	2	26	2	26	2
	Mean	3427,95	1726,43	,00	,00	8415,04	5273,72	11842,99	7000,14
	Std.Dev.	1852,71	309,34	,00000 ^a	,00000 ^a	4853,14	4239,42	5245,78	3930,09

Appendice 5

Test di normalità e statistiche descrittive relative agli Indici di frammentazione –omogeneità.

- 1 Test di normalità effettuato sui dati dei 5 Indici di eterogeneità e dei 2 Indici di diversità calcolati nell'intera area di studio.

Indice	Statistic	df	Sig.	Indice	Statistic	df	Sig.
NP	,079	142	,031	LSI	,054	142	,200*
TE	,057	142	,200*	SHEI	,130	142	,000
AWMSI	,046	142	,200*	MSIEI	,074	142	,053
AWMPFD	,139	142	,000				

- 2 Statistiche descrittive relative ai 5 Indici di eterogeneità e ai 2 Indici di diversità calcolati nei 142 quadranti dell'intera area di studio. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
NP	0	125	12,87	5,54	LSI	312,11	84,02
	1	17	15,77	5,64		360,65	79,28
TE	0	125	355112,00	114684,77	SHEI	66,65	20,00
	1	17	419323,53	102248,62		71,41	11,76
AWMSI	0	125	204,80	38,11	MSIEI	54,43	22,08
	1	17	222,65	25,15		59,53	14,03
AWMPFD	0	125	109,50	2,50			
	1	17	110,82	1,63			

- 3 Statistiche descrittive relative ai 5 Indici di eterogeneità e ai 2 Indici di diversità calcolati nei 142 quadranti della macrozona Carso. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
NP	0	24	17,5	5,056	LSI	387,958	59,796
	1	5	19,2	1,483		426,4	31,118
TE	0	24	396979,17	136616,45	SHEI	80,875	10,625
	1	5	489500	53915,443		72,4	5,413
AWMSI	0	24	219,375	39,036	MSIEI	72,042	14,309
	1	5	244,6	17,601		59	5,099
AWMPFD	0	24	110,833	1,926			
	1	5	112,4	0,548			

- 4 **Statistiche descrittive relative ai 5 Indici di eterogeneità e ai 2 Indici di diversità calcolati nei 7 quadranti della macrozona Val Aupa-Glazzat. I valori sono suddivise nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.**

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
NP	0	5	12,4	2,074	AVVMPFD	108,8	3,564
	1	2	15	2,828		110,5	0,707
TE	0	5	371400	102834,45	LSI	309,4	85,754
	1	2	400750	35001,786		334	29,698
AVVMS	0	5	199,8	56,211	MSIEI	52,4	16,288
	1	2	229	15,556		48	15,556

- 5 **Statistiche descrittive relative ai 5 Indici di eterogeneità e ai 2 Indici di diversità calcolati nei 28 quadranti della macrozona Prealpi Carniche. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.**

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
NP	0	22	12,45	3,888	LSI	304,86	56,92
	1	6	16,67	7,146		373,67	84,246
TE	0	22	365840,91	68358,541	SHEI	67,86	14,888
	1	6	448333,33	101018,15		77,5	11,041
AVVMS	0	22	205,36	33,752	MSIEI	54,45	17,684
	1	6	211	19,789		68,83	11,856
AVVMPFD	0	22	109,41	2,13			
	1	6	110,17	1,329			

- 6 **Statistiche descrittive relative ai 5 Indici di eterogeneità e ai 2 Indici di diversità calcolati nei 35 quadranti della macrozona Pianura. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.**

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
NP	0	33	12,82	4,857	LSI	313,45	71,376
	1	2	10,5	0,707		286	55,154
TE	0	33	376151,52	85577,403	SHEI	69,48	12,753
	1	2	343750	66114,484		71,5	9,192
AVVMS	0	33	202,76	37,633	MSIEI	55,7	16,687
	1	2	202,5	48,79		60	5,657
AVVMPFD	0	33	109,36	2,51			
	1	2	109,5	3,536			

- 7 **Statistiche descrittive relative ai 5 Indici di eterogeneità e ai 2 Indici di diversità. I valori calcolati nei 35 quadranti della macrozona Valli del Natisone sono suddivise nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0). I valori sono espressi in percentuale di superficie per ambiente.**

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
NP	0	26	8,308	4,748	LSI	233,269	73,261
	1	2	10,5	7,778		258,5	34,648
TE	0	26	249846,15	112249,17	SHEI	45,577	24,479
	1	2	251000	24041,631		58	24,042
AVVMS	0	26	190,808	41,666	MSIEI	32,192	22,391
	1	2	216,5	10,607		44	28,284
AVVMPFD	0	26	108,423	3,022			
	1	2	110,5	0,707			

Appendice 6

Test di normalità e statistiche descrittive degli Indici di altimetria e di rugosità.

1. Test di normalità delle 3 Categorie altimetriche e dei 3 valori relativi all'Indice di rugosità calcolati sull'intera area di studio.

Cat. altimetrica	Statistic	df	Sig.	Indice Rugosità	Statistic	df	Sig.
Alt_min	0,114	142	0	IR_min	0,394	142	0
Alt_max	0,13	142	0	IR_max	0,157	142	0
Alt_med	0,129	142	0	IR_Med	0,165	142	0

2. Statistiche descrittive relative ai 3 Indici altimetrici e ai 3 Indici di rugosità calcolati nei 142 quadranti dell'intera area di studio. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).

Cat. altimetrica	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice Rugosità	Pres	N	Mean	Std. Dev.
Alt_min	0	125	254,66	186,24	IR_min	0	125	1	0,01
	1	17	309,42	263,12		1	17	1	0
Alt_max	0	125	799,56	577,26	IR_max	0	125	1,72	0,67
	1	17	877,13	645,27		1	17	1,77	0,65
Alt_med	0	125	473,76	348,41	IR_Med	0	125	1,1	0,1
	1	17	520,03	402,09		1	17	1,09	0,09

Appendice 7

Test di normalità e statistiche descrittive degli Indici di prede potenziali e di biomassa.

1 Test di normalità dei 7 Indici di biomassa (BI) e dei 14 Indici di prede (IPP) e predatori potenziali (IPC) considerati nell'intera area di studio.

Indice	Statistic	df	Sig.	Indice	Statistic	df	Sig.	Indice	Statistic	df	Sig.
BI_CA	0,288	141	0,00	IPP_CA	0,166	141	0,00	IPPA_CA	0,228	141	0,00
BI_CI	0,185	141	0,00	IPP_CAM	0,315	141	0,00	IPPA_CAM	0,354	141	0,00
BI_FA	0,273	141	0,00	IPP_CE	0,216	141	0,00	IPPA_CE	0,238	141	0,00
BI_LE	0,39	141	0,00	IPP_CI	0,149	141	0,00	IPPA_CI	0,228	141	0,00
BI_TOT	0,184	141	0,00	IPP_FA	0,213	141	0,00	IPPA_FA	0,218	141	0,00
BI_NCI	0,15	141	0,00	IPP_LE	0,222	141	0,00	IPPA_LE	0,256	141	0,00
BI_PS	0,195	141	0,00	IPC_VO	0,157	141	0,00	IPPA_VO	0,196	141	0,00

2 Statistiche descrittive relative ai 7 Indici di biomassa (BI) e ai 14 Indici di prede (IPP) e predatori potenziali (IPC) calcolati nei 142 quadranti dell'intera area di studio. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
BI_CA	0	125	34,086	63,807	IPP_CA	6,251	4,725	IPPA_CA	1,095	0,933
	1	17	31,127	24,779		7,988	4,698		1,447	1,149
BI_CI	0	125	506,416	446,169	IPP_CAM	0,703	1,066	IPPA_CAM	0,033	0,068
	1	17	603,077	480,091		1,127	1,301		0,045	0,109
BI_FA	0	125	1,797	3,044	IPP_CE	0,698	0,833	IPPA_CE	0,061	0,087
	1	17	1,967	2,993		1,121	1,051		0,102	0,119
BI_LE	0	125	18,391	65,44	IPP_CI	1,388	1,277	IPPA_CI	0,756	1,061
	1	17	7,878	5,939		1,825	1,13		0,936	0,956
BI_TOT	0	125	544,302	469,611	IPP_FA	13,256	16,542	IPPA_FA	5,523	6,993
	1	17	644,048	509,832		8,103	9,995		2,989	3,817
BI_NCI	0	125	37,921	27,069	IPP_LE	3,079	3,385	IPPA_LE	0,521	0,736
	1	17	40,971	30,401		1,978	1,197		0,231	0,243
BI_PS	0	125	11,785	13,956	IPC_VO	0,944	0,609	IPPA_VO	0,048	0,058
	1	17	9,845	8,145		0,941	0,414		0,046	0,03

- 3 Statistiche descrittive relative ai 7 Indici di biomassa (BI) e ai 13 Indici di prede (IPP) e predatori potenziali (IPC) calcolati nei 142 quadranti della macrozona Carso. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
BI_CA	0	24	83,324	130,561	IPP_CA	10,5	3,104	IPPA_CA	2,276	0,714
	1	5	60,924	23,83		13,449	1,256		2,967	0,313
BI_CI	0	24	812,278	535,655	IPP_CAM	0,111	0,497	IPPA_CAM	0,004	0,021
	1	5	1180,397	461,697		0,606	1,208		0,016	0,035
BI_FA	0	24	2,832	2,514	IPP_CE	0,024	0,04	IPPA_CI	2,001	1,705
	1	5	4,56	4,005		0,047	0,059		1,988	0,619
BI_LE	0	24	54,001	144,157	IPP_CI	2,363	1,559	IPPA_FA	5,762	2,498
	1	5	12,319	3,311		2,35	0,704		5,208	2,058
BI_TOT	0	24	867,082	568,406	IPP_FA	13,215	5,762	IPPA_LE	0,359	0,211
	1	5	1258,199	489,94		17,306	8,779		0,309	0,1
BI_NCI	0	24	54,983	33,583	IPP_LE	3,756	2,532	IPPA_VO	0,075	0,094
	1	5	77,802	28,331		3,008	0,701		0,077	0,029
BI_PS	0	24	13,069	10,03	IPC_VO	0,719	0,235			
	1	5	16,879	4,972		0,819	0,08			

- 4 Statistiche descrittive relative ai 6 Indici di biomassa (BI) e ai 12 Indici di prede (IPP) e predatori potenziali (IPC) calcolati nei 142 quadranti della macrozona Val Aupa-Glazzat. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
BI_CA	0	5	11,31	0,19	IPP_CA	2,74	0,05	IPPA_CA	0,35	0,04
	1	2	11,66	0,03		2,83	0,01		0,26	0,01
BI_CI	0	5	219,15	3,74	IPP_CAM	2,77	0,58	IPPA_CAM	0,22	0,06
	1	2	225,81	0,65		3,89	0,10		0,33	0,01
BI_LE	0	5	0,85	0,22	IPP_CE	1,92	0,20	IPPA_CE	0,22	0,05
	1	2	1,62	0,06		2,34	0,04		0,34	0,01
BI_TOT	0	5	231,31	4,08	IPP_CI	0,15	0,02	IPPA_CI	0,04	0,01
	1	2	239,08	0,75		0,23	0,01		0,06	0,00
BI_NCI	0	5	12,16	0,38	IPP_LE	0,25	0,06	IPPA_LE	0,02	0,01
	1	2	13,27	0,10		0,48	0,02		0,02	0,00
BI_PS	0	5	0,85	0,22	IPC_VO	0,17	0,01	IPPA_VO	0,02	0,00
	1	2	1,62	0,06		0,15	0,00		0,03	0,00

- 5 **Statistiche descrittive relative ai 7 Indici di biomassa (BI) e ai 14 Indici di prede (IPP) e predatori potenziali (IPC) calcolati nei 142 quadranti della macrozona Prealpi Carniche. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).**

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
BI_CA	0	22	18,95	4,88	IPP_CA	4,60	1,18	IPPA_CA	0,62	0,19
	1	6	19,53	5,70		4,73	1,38		0,65	0,15
BI_CI	0	22	367,21	94,55	IPP_CAM	1,12	1,03	IPPA_CAM	0,04	0,05
	1	6	378,29	110,43		1,12	0,53		0,00	0,00
BI_FA	0	22	0,15	0,16	IPP_CE	1,31	0,60	IPPA_CE	0,12	0,10
	1	6	0,30	0,12		1,48	0,45		0,12	0,06
BI_LE	0	22	4,30	2,12	IPP_CI	0,98	0,49	IPPA_CI	0,34	0,29
	1	6	4,80	2,40		1,53	0,46		0,18	0,12
BI_TOT	0	22	390,61	100,01	IPP_FA	2,37	2,51	IPPA_FA	0,94	1,11
	1	6	402,92	118,34		2,16	0,87		0,86	0,42
BI_NCI	0	22	23,40	5,85	IPP_LE	1,26	0,62	IPPA_LE	0,12	0,10
	1	6	24,62	7,96		1,41	0,71		0,14	0,05
BI_PS	0	22	4,45	2,21	IPC_VO	1,16	0,73	IPPA_VO	0,03	0,02
	1	6	5,10	2,37		1,12	0,36		0,05	0,02

- 6 **Statistiche descrittive relative ai 7 Indici di biomassa (BI) e ai 14 Indici di prede (IPP) e predatori potenziali (IPC) calcolati nei 142 quadranti della macrozona Pianura. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).**

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.	Indice	Mean	Std. Dev.
BI_CA	0	33	16,467	14,865	IPP_CA	2,753	1,961	IPPA_CA	0,452	0,421
	1	2	16,57	7,722		5,061	4,152		0,59	0,332
BI_CI	0	33	319,039	288,001	IPP_CAM	0,018	0,1	IPPA_CAM	0	0
	1	2	321,04	149,609		0	0		0	0
BI_FA	0	33	4,131	4,428	IPP_CE	0,043	0,101	IPPA_CE	0,003	0,008
	1	2	4,258	2,023		0,094	0,132		0	0
BI_LE	0	33	22,405	14,454	IPP_CI	0,714	0,436	IPPA_CI	0,437	0,579
	1	2	15,831	9,722		1,229	0,742		1,215	1,182
BI_TOT	0	33	362,042	301,743	IPP_FA	37,021	12,636	IPPA_FA	15,411	5,61
	1	2	357,698	145,586		19,11	12,118		9,798	5,928
BI_NCI	0	33	43,003	21,593	IPP_LE	6,986	3,614	IPPA_LE	1,456	0,885
	1	2	36,659	4,023		3,196	1,737		0,545	0,68
BI_PS	0	33	26,536	17,118	IPC_VO	0,84	0,269	IPPA_VO	0,081	0,053
	1	2	20,089	11,745		0,982	0,075		0,02	0,028

- 7 **Statistiche descrittive relative ai 7 Indici di biomassa (BI) e ai 14 Indici di prede (IPP) e predatori potenziali (IPC) calcolati nei 142 quadranti della macrozona Valli del Natisone. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).**

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.	Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev.
BI_CA	0	26	39,629	29,619	IPP_FA	0	26	1,866	2,791
	1	2	25,468	28,937		1	2	,016	,022
BI_CI	0	26	767,810	573,869	IPP_LE	0	26	1,190	,581
	1	2	493,435	560,657		1	2	1,388	,203
BI_FA	0	26	,591	,707	IPC_VO	0	26	1,534	,663
	1	2	,171	,013		1	2	1,454	,004
BI_LE	0	26	5,628	5,258	IPPA_CA	0	26	1,713	,870
	1	2	4,314	3,368		1	2	2,090	,139
BI_TOT	0	26	813,657	604,000	IPPA_CAM	0	26	,026	,048
	1	2	523,387	592,950		1	2	,007	,009
BI_NCI	0	26	45,847	30,662	IPPA_CE	0	26	,097	,103
	1	2	29,953	32,292		1	2	,165	,112
BI_PS	0	26	6,218	5,851	IPPA_CI	0	26	,862	,520
	1	2	4,485	3,355		1	2	1,165	,943
IPP_CA	0	26	10,699	5,494	IPPA_FA	0	26	,573	1,021
	1	2	12,192	1,226		1	2	,000	,000
IPP_CAM	0	26	,775	1,196	IPPA_LE	0	26	,194	,128
	1	2	,827	,709		1	2	,211	,243
IPP_CE	0	26	1,193	1,047	IPPA_VO	0	26	,015	,015
	1	2	2,553	,980		1	2	,016	,008
IPP_CI	0	26	2,478	1,271					
	1	2	3,609	1,656					

Appendice 8

Test di normalità e statistiche descrittive degli Indici di densità dei domestici.

- 1 Test di normalità (Kolmogorov-Smirnov Test) dei dati relativi ai 10 Indici di densità degli animali domestici presi in considerazione nell'intera area di studio.

Indice	Statistic	df	Sig.	Indice	Statistic	df	Sig.
Dens_bov	0,227	142	0	Dens_sui	0,351	142	0
Dens_buf	0,479	142	0	Dens_avi	0,408	142	0
Dens_eq	0,178	142	0	Dens_con	0,437	142	0
Dens_ov	0,36	142	0	Dens_ovca	0,31	142	0
Dens_ca	0,265	142	0	Dens_cort	0,375	142	0

- 2 Statistiche descrittive relative ai 10 Indici di densità degli animali domestici calcolati nei 142 quadranti dell'intera area di studio. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).

Indice	Pres.	N	Mean	Std.	Indice	Pres.	N	Mean	Std.
Dens_bov	0	125	6,989	9,332	Dens_sui	0	125	19,530	45,025
	1	17	8,826	10,147		1	17	12,466	27,006
Dens_buf	0	125	,030	,220	Dens_avi	0	125	476,784	1174,324
	1	17	,001	,003		1	17	47,442	148,760
Dens_eq	0	125	,351	,383	Dens_con	0	125	63,286	160,928
	1	17	,422	,449		1	17	28,992	63,288
Dens_ov	0	125	2,525	6,598	Dens_ovca	0	125	3,298	7,106
	1	17	1,489	2,794		1	17	3,862	3,879
Dens_ca	0	125	,773	1,086	Dens_cort	0	125	540,070	1296,709
	1	17	2,372	3,046		1	17	76,434	159,455

- 3 Statistiche descrittive relative ai 10 Indici di densità degli animali domestici calcolati nei 142 quadranti della macroarea Carso. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev	Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev
Dens_bov	0	24	2,742	2,525	Dens_avi	0	24	184,760	841,930
	1	5	1,326	,964		1	5	130,617	274,436
Dens_eq	0	24	,715	,514	Dens_con	0	24	8,606	36,268
	1	5	,644	,550		1	5	,733	1,166
Dens_ov	0	24	2,439	4,431	Dens_ovca	0	24	3,566	5,520
	1	5	4,474	3,855		1	5	5,470	4,998
Dens_ca	0	24	1,127	1,167	Dens_cort	0	24	193,366	840,815
	1	5	,996	1,259		1	5	131,350	274,038
Dens_sui	0	24	5,530	8,480					
	1	5	4,074	3,121					

- 4 **Statistiche descrittive relative ai 9 Indici di densità degli animali domestici calcolati nei 7 quadranti della macroarea Val Aupa-Glazzat. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).**

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev	Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev
Dens_bov	0	5	,841	,315	Dens_avi	0	5	,63	,15
	1	2	1,648	,077		1	2	1,03	,03
Dens_eq	0	5	,109	,061	Dens_con	0	5	,21	,02
	1	2	,016	,009		1	2	,24	,00
Dens_ov	0	5	,579	,338	Dens_ovca	0	5	,67	,38
	1	2	,037	,053		1	2	,09	,05
Dens_ca	0	5	,091	,059	Dens_cort	0	5	,84	,15
	1	2	,053	,002		1	2	1,27	,03
Dens_sui	0	5	,044	,032					
	1	2	,118	,007					

- 5 **Statistiche descrittive relative ai 9 Indici di densità degli animali domestici calcolati nei 7 quadranti della macroarea Prealpi Carniche. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).**

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev	Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev
Dens_bov	0	22	4,918	3,792	Dens_avi	0	22	1,145	4,668
	1	6	19,048	9,120		1	6	17,925	19,613
Dens_eq	0	22	,132	,135	Dens_con	0	22	4,326	19,622
	1	6	,304	,104		1	6	80,295	89,033
Dens_ov	0	22	,647	,896	Dens_ovca	0	22	1,516	1,482
	1	6	,164	,151		1	6	5,164	3,477
Dens_ca	0	22	,869	1,224	Dens_cort	0	22	5,470	24,277
	1	6	4,999	3,568		1	6	98,220	108,644
Dens_sui	0	22	2,327	4,505					
	1	6	13,549	15,033					

- 6 **Statistiche descrittive relative ai 10 Indici di densità degli animali domestici calcolati nei 7 quadranti della macroarea Pianura. I valori sono suddivisi nei 2 sottogruppi di quadranti: con presenza accertata di sciacalli (Pres=1) e con presenza di sciacalli non verificata (Pres=0).**

Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev	Indice	Pres	N	Mean	Std. Dev
Dens_bov	0	33	17,133	12,237	Dens_sui	0	33	67,187	67,773
	1	2	11,213	10,000		1	2	54,765	77,195
Dens_buf	0	33	,115	,421	Dens_avi	0	33	1567,013	1760,969
	1	2	,005	,008		1	2	21,895	30,965
Dens_eq	0	33	,448	,388	Dens_con	0	33	179,736	235,716
	1	2	,920	,775		1	2	3,477	4,917
Dens_ov	0	33	1,371	3,462	Dens_ovca	0	33	1,811	4,123
	1	2	,109	,050		1	2	2,574	2,677
Dens_ca	0	33	,440	,895	Dens_cort	0	33	1746,749	1963,815
	1	2	2,466	2,627		1	2	25,372	35,881

Appendice 9

- 1 Test di normalità (Kolmogorov-Smirnov Test) delle 28 categorie ambientali *Corine*, presenti nei buffer a 2000 m di diametro.

Amb	Stat	df	Sig.	Amb	Stat	df	Sig.
A112	0,271	319	0,00	A142	0,519	319	0,00
A121	0,44	319	0,00	A211	0,427	319	0,00
A122	0,53	319	0,00	A221	0,461	319	0,00
A123	0,514	319	0,00	A222	0,519	319	0,00
A124	0,525	319	0,00	A231	0,344	319	0,00
A131	0,525	319	0,00	A242	0,315	319	0,00
A141	0,527	319	0,00	A243	0,168	319	0,00
A311	0,139	319	0,00	A332	0,514	319	0,00
A312	0,329	319	0,00	A333	0,408	319	0,00
A313	0,18	319	0,00	A334	0,522	319	0,00
A321	0,379	319	0,00	A411	0,523	319	0,00
A322	0,444	319	0,00	A511	0,537	319	0,00
A324	0,292	319	0,00	A512	0,527	319	0,00
A331	0,323	319	0,00	A523	0,502	319	0,00

2 Statistiche descrittive dei 28 ambienti Corine, osservati nelle 4 categorie di buffer nell'intera area di studio.

Ambiente	Pre	Buffer 2000 m.			Buffer 1000 m.			Buffer 500 m.			Buffer 250 m.		
		N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.
A112	0	280	4,17	7,13	271	4,15	9,74	260	4,34	12,75	255	4,43	15,54
	1	39	3,78	2,85	39	2,38	3,47	38	0,74	3,08	38	0,15	0,93
A121	0	280	0,43	1,85	271	0,23	2,71	260	0,17	2,76	255	0,04	0,7
	1	39	0,23	0,66	39	0,06	0,37	38	0	0	38	0	0
A122	0	280	0,05	0,35	271	0,03	0,52	260	0,08	1,35	255	0,06	0,92
	1	39	0	0	39	0	0	38	0	0	38	0	0
A123	0	280	0,3	2,26	271	0,06	0,68	260	0,05	0,8	***	***	***
	1	39	0	0	39	0	0	38	0	0	***	***	***
A124	0	280	0,08	0,92	271	0,04	0,7	***	***	***	***	***	***
	1	39	0	0	39	0	0	***	***	***	***	***	***
A131	0	280	0,13	0,57	271	0,16	1,11	260	0,13	1,34	255	0,04	0,66
	1	39	0,37	0,76	39	0,22	1,31	38	0,11	0,68	38	0	0
A141	0	280	0,03	0,3	271	0,05	0,88	260	0,13	2,06	255	0,26	4,16
	1	39	0	0	39	0	0	38	0	0	38	0	0
A142	0	280	0,01	0,15	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	1	39	0	0	***	***	***	***	***	***	***	***	***
A211	0	280	11,35	21,7	271	11,52	24,12	260	11,62	27,48	255	11,4	29,2
	1	39	2,19	8,14	39	2,23	13,18	38	2,61	16,09	38	2,63	16,22
A221	0	280	1,07	4,12	271	1,01	5,83	260	1,15	7,56	255	1,18	9,23
	1	39	0,79	1,79	39	0,19	1,2	38	0	0	38	0	0
A222	0	280	0,01	0,2	271	0,01	0,11	***	***	***	***	***	***
	1	39	0	0	39	0	0	***	***	***	***	***	***
A231	0	280	1,76	3,67	271	2,11	6,27	260	2,78	10,6	255	3,31	14,45
	1	39	10,8	7,17	39	16,62	13,36	38	15,93	19,15	38	13,49	26,15
A242	0	280	4,92	9,88	271	5,5	13,4	260	6,04	17,39	255	5,72	19,15
	1	39	1,5	1,94	39	0,74	2,66	38	0,02	0,09	38	0	0
A243	0	280	6,74	7,42	271	5,91	10,3	260	5,99	15	255	5,99	18,61
	1	39	9,62	6,63	39	10,12	10,35	38	10,18	14,94	38	10,52	22,15
A311	0	280	35,48	31,03	271	35,03	33,66	260	34,4	37,34	255	35,2	41,77
	1	39	14,97	17	39	12,3	19,23	38	10,93	21,21	38	13,05	29,07
A312	0	280	3,88	9,75	271	3,3	10,62	260	3,24	12,39	255	3,26	14,35
	1	39	6,69	7,7	39	6,27	12,91	38	8,46	18,46	38	9,32	23,03
A313	0	280	16,28	18,45	271	16,42	22,39	260	16,88	28,39	255	16,24	31,56
	1	39	25,55	21,24	39	17,87	17,64	38	15,31	20,59	38	15,37	25,6
A321	0	280	2,02	5,76	271	2,08	7,7	260	2,23	10,26	255	2,59	13,01
	1	39	3,62	13,72	39	5,13	18,2	38	3,13	12,47	38	0,25	1,08
A322	0	280	1,18	2,75	271	1,28	4,78	260	1,17	5,89	255	0,84	5,32
	1	39	0,4	1,03	39	0,05	0,22	38	0	0	38	0	0
A324	0	280	4,18	6,72	271	3,94	8,77	260	4,1	12,33	255	3,79	15,17
	1	39	11,98	18,61	39	14,43	24	38	16,61	28,57	38	17,34	31,46
A331	0	280	3,82	7,16	271	3,15	8,7	260	2,77	10,98	255	2,68	13,2
	1	39	7,16	7,4	39	11,3	13,48	38	15,97	20,63	38	17,88	28,32
A332	0	280	0,23	1,25	271	0,27	2,18	260	0,36	4,33	255	0,53	6,21
	1	39	0	0	39	0	0	38	0	0	38	0	0
A333	0	280	1,49	3,56	271	1,6	4,95	260	1,47	7,25	255	1,56	9,6
	1	39	0,28	0,78	39	0,09	0,57	38	0	0	38	0	0
A334	0	280	0,04	0,48	271	0,07	0,76	***	***	***	***	***	***
	1	39	0	0	39	0	0	***	***	***	***	***	***
A411	0	280	0,01	0,2	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	1	39	0,05	0,33	***	***	***	***	***	***	***	***	***
A511	0	280	0,12	0,72	271	0,11	0,97	260	0,11	1,24	255	0,09	1,37
	1	39	0	0	39	0	0	38	0	0	38	0	0
A512	0	280	0,12	0,95	271	0,21	1,82	260	0,29	2,76	255	0,39	6,02
	1	39	0	0	39	0	0	38	0	0	38	0	0
A523	0	280	0,1	0,7	271	0,09	0,97	260	0,06	0,85	255	0,4	6,26
	1	39	0	0	39	0	0	38	0	0	38	0	0

***categoria ambientale non presente a questa scala di grandezza

3 Statistiche descrittive dei 23 ambienti Corine, osservati nelle 4 categorie di buffer nella macroarea Carso.

Ambiente	Pre	Buffer 2000 m.			Buffer 1000 m.			Buffer 500 m.			Buffer 250 m.		
		N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.
A112	0	58	7,47	8,42	51	10,27	16,05	44	11,81	21,84	41	12,38	26,77
	1	12	4,29	3,28	12	0,77	2,03	12	0,08	0,26	12	0	0
A121	0	58	1,01	2,93	51	0,34	1,39	44	0,02	0,11	41	0,36	2,3
	1	12	0,33	0,99	12	0,19	0,67	12	0	0	12	0	0
A122	0	58	0,23	0,76	51	0,17	1,2	44	0,5	3,29	41	1,62	10,39
	1	12	0	0	12	0	0	12	0	0	12	0	0
A123	0	58	1,47	4,82	51	0,33	1,56	44	0,29	1,95	***	***	***
	1	12	0	0	12	0	0	12	0	0	***	***	***
A124	0	58	0,37	2,02	51	0,23	1,62	***	***	***	***	***	***
	1	12	0	0	12	0	0	***	***	***	***	***	***
A131	0	58	0,24	0,79	51	0,1	0,7	44	0	0	***	***	***
	1	12	1,2	0,95	12	0,72	2,34	12	0,35	1,22	***	***	***
A141	0	58	0,17	0,65	51	0,28	2,02	44	0,75	5	***	***	***
	1	12	0	0	12	0	0	12	0	0	***	***	***
A142	0	58	0,04	0,33	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	1	12	0	0	***	***	***	***	***	***	***	***	***
A211	0	58	1,46	6,11	51	1,07	5,35	44	0,63	3,4	41	0,17	1,1
	1	12	1,25	3,02	12	0,05	0,17	12	0	0	12	0	0
A221	0	58	1,62	4,54	51	1,57	5,98	44	2,17	9,01	41	2,17	12,04
	1	12	2,57	2,46	12	0,62	2,16	12	0	0	12	0	0
A231	0	58	1,22	2,82	51	0,35	1,86	44	0,4	2,68	41	0,36	2,29
	1	12	5,34	3,61	12	10,21	9,9	12	10,02	13,34	12	5,96	11,48
A242	0	58	5,65	7,68	51	6,25	13,04	44	6,9	17,94	41	3,62	12,02
	1	12	0,83	0,77	12	0	0	12	0	0	12	0	0
A243	0	58	12,61	7,48	51	9,18	10,5	44	7,83	14,1	41	8,46	18,6
	1	12	10,19	4,51	12	12,23	6,6	12	10,79	13,89	12	13,05	22,15
A311	0	58	29,07	20,03	51	26,78	25,26	44	30,5	32,49	41	32,56	40,57
	1	12	24,63	12,8	12	23,53	20,3	12	23,35	26,17	12	24,96	31,91
A312	0	58	9,25	10,52	51	8,3	11,84	44	9,29	15,83	41	9,37	21,8
	1	12	7,45	4,13	12	1,79	3,77	12	0	0	12	0	0
A313	0	58	17,86	14,28	51	16,72	18,84	44	18,26	26,42	41	16,02	28
	1	12	3,39	8,03	12	3	10,05	12	2,84	9,83	12	1,13	3,92
A322	0	58	0	0	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	1	12	0,23	0,81	***	***	***	***	***	***	***	***	***
A324	0	58	9,03	10,93	51	9,88	14,95	44	10,28	21,53	41	10,4	27,56
	1	12	38,14	10,78	12	46,9	18,14	12	52,58	26,09	12	54,9	32,85
A331	0	58	0,16	0,64	51	0,12	0,5	***	***	***	***	***	***
	1	12	0	0	12	0	0	***	***	***	***	***	***
A333	0	58	0,3	1,14	51	0,22	1,13	***	***	***	***	***	***
	1	12	0	0	12	0	0	***	***	***	***	***	***
A411	0	58	0,06	0,44	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	1	12	0,17	0,59	***	***	***	***	***	***	***	***	***
A511	0	58	0,19	0,83	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	1	12	0	0	***	***	***	***	***	***	***	***	***
A523	0	58	0,5	1,48	51	0,5	2,21	44	0,36	2,05	41	2,51	15,61
	1	12	0	0	12	0	0	12	0	0	12	0	0

***categoria ambientale non presente a questa scala di grandezza

4 Statistiche descrittive dei 13 ambienti Corine, osservati nelle 4 categorie di buffer nella macroarea Glazzat.

Ambiente	Pre	Buffer 2000 m.			Buffer 1000 m.			Buffer 500 m.		
		N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.
A112	0	14	0,1	0,38	14	0,87	2,11	14	0,66	2,48
	1	3	0	0	3	7,98	4,13	3	2,66	4,61
A231	0	14	1,44	2,47	***	***	***	***	***	***
	1	3	10,3	1,38	***	***	***	***	***	***
A243	0	14	0,01	0,04	***	***	***	***	***	***
	1	3	0	0	***	***	***	***	***	***
A311	0	14	18,06	14,42	14	19,78	20,78	14	19,25	29,69
	1	3	1,77	1,04	3	0	0	3	0	0
A312	0	14	21,64	25,56	14	18,42	29,1	14	16,15	31,06
	1	3	28,52	5,04	3	42,04	19,99	3	52,29	29,19
A313	0	14	33,62	20,65	14	36,06	28,75	14	37,77	31,84
	1	3	51,18	5,7	3	42,94	18,99	3	37,1	35,5
A321	0	14	1,43	1,51	14	1,86	3,68	***	***	***
	1	3	2,3	0	3	6,62	2,46	***	***	***
A322	0	14	5,57	5,2	14	4,7	8,54	***	***	***
	1	3	3,22	0,33	3	0,42	0,73	***	***	***
A324	0	14	5,45	5,82	14	6,58	8,15	14	8,95	13,13
	1	3	1,43	1,51	3	0	0	3	0	0
A331	0	14	0,72	1,31	14	0,72	1,31	14	1,14	4,27
	1	3	0,38	0,39	3	0,38	0,39	3	0	0
A332	0	14	3,69	4,2	14	4,17	8,43	14	4,97	17,54
	1	3	0	0	3	0	0	3	0	0
A333	0	14	7,44	7,14	14	5,36	7,51	14	4,65	10,94
	1	3	0,91	0,68	3	0	0	3	0	0
A334	0	14	0,82	2,06	14	1,26	3,2	***	***	***
	1	3	0	0	3	0	0	***	***	***

***categoria ambientale non presente a questa scala di grandezza

5 Statistiche descrittive dei 13 ambienti Corine, osservati nelle 4 categorie di buffer nella macroarea Valli del Natisone.

Ambiente	Pres	Buffer 2000 m.			Buffer 1000 m.			Buffer 500 m.		
		N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.
A112	0	54	0,32	1,19	52	0,05	0,33	***	***	***
	1	3	0	0	3	0	0	***	***	***
A121	0	54	0	0	52	0,51	3,7	***	***	***
	1	3	0	0	3	0	0	***	***	***
A211	0	54	0,27	1,36	***	***	***	***	***	***
	1	3	0	0	***	***	***	***	***	***
A231	0	54	0,17	0,59	52	0,18	1,06	48	0,12	0,85
	1	3	0	0	3	0	0	2	0	0
A242	0	54	0,52	1,88	52	0,25	1,27	48	0,21	1,44
	1	3	0	0	3	0	0	2	0	0
A243	0	54	4,74	5,4	52	6,51	10,13	48	8,5	18,15
	1	3	2,7	4,68	3	0	0	2	0	0
A311	0	54	79,38	19,56	52	76,58	26,35	48	71,68	33,51
	1	3	48,27	31,5	3	39,96	36,4	2	52,39	33,57
A313	0	54	6,92	10,03	52	7,15	14,97	48	7,57	22,65
	1	3	2,95	3,84	3	0	0	2	0	0
A321	0	54	2,88	8,1	52	3,36	10,54	48	3,5	12,18
	1	3	44,81	28,5	3	60,04	36,4	2	47,62	33,57
A324	0	54	4,8	5,27	52	4,01	7,49	48	5,26	13,53
	1	3	1,27	1,33	3	0	0	2	0	0
A332	0	54	0	0,02	***	***	***	***	***	***
	1	3	0	0	***	***	***	***	***	***

***categoria ambientale non presente a questa scala di grandezza

6 Statistiche descrittive dei 13 ambienti *Corine*, osservati nelle 4 categorie di buffer nella macroarea PreAlpi Carniche.

Ambiente	Pre	Buffer 2000 m.			Buffer 1000 m.			Buffer 500 m.			Buffer 250 m.		
		N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.	N	Mean	St.D.
A112	0	57	1,12	2,1	57	0,99	3,35	57	1,68	6,75	57	1,86	9,01
	1	19	4,53	2,17	19	4,37	3,81	19	1,43	4,3	19	0,3	1,32
A211	0	57	0,33	2	57	0,28	1,89	57	0,04	0,28	***	***	***
	1	19	0	0	19	0	0	19	0	0	***	***	***
A221	0	57	0,01	0,05	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	1	19	0	0	***	***	***	***	***	***	***	***	***
A231	0	57	3,8	5,28	57	5,22	10,03	57	7,45	17,53	57	9,27	24,54
	1	19	15,99	5,69	19	25,36	11,97	19	25,07	21,13	19	23,22	33,42
A242	0	57	1,08	2,96	57	1,09	5	57	2,14	10,85	57	2,49	14,24
	1	19	2,18	2,06	19	1,37	3,7	19	0,04	0,12	19	0	0
A243	0	57	5,77	6,59	57	4,18	7,29	57	3,15	8,69	57	2,72	12,56
	1	19	11,08	6,76	19	11,29	11,61	19	12,64	17,23	19	12,79	25,62
A311	0	57	42,01	21,16	57	44,45	24,69	57	44,56	33,56	57	45,11	40,56
	1	19	6,79	6,22	19	3,96	7,57	19	1,6	5,01	19	0,06	0,26
A312	0	57	2,07	4,61	57	1,68	4,64	57	1,75	8,26	57	1,87	9,83
	1	19	4,52	3,84	19	5,1	7,74	19	8,67	14,89	19	9,35	18,68
A313	0	57	32,11	18,24	57	33	23,12	57	31,35	32,56	57	30,56	39,43
	1	19	41,77	5,95	19	28,02	10,29	19	22,97	19,39	19	23,78	26,52
A321	0	57	1,43	2,68	57	1,04	3,21	57	0,89	3,95	***	***	***
	1	19	0	0	19	0	0	19	0	0	***	***	***
A322	0	57	1,19	2,17	57	1,19	3,67	57	0,55	3,11	57	0,23	1,7
	1	19	0,16	0,61	19	0,03	0,12	19	0	0	19	0	0
A324	0	57	2,03	2,7	57	0,88	2,75	57	0,78	5,11	57	1,25	9,42
	1	19	0,08	0,19	19	0	0	19	0	0	19	0	0
A331	0	57	5,32	7,04	57	3,44	8,52	57	2,48	9,57	57	2,02	13,28
	1	19	12,22	2,19	19	20,33	7,7	19	27,58	15,17	19	30,49	28,05
A333	0	57	1,08	2,03	57	1,73	5,84	57	2,45	9,96	57	1,96	8,41
	1	19	0,43	1,03	19	0,19	0,82	19	0	0	19	0	0
A512	0	57	0,5	2,05	57	0,82	3,75	57	0,74	3,91	57	0,04	0,25
	1	19	0	0	19	0	0	19	0	0	19	0	0

***categoria ambientale non presente a questa scala di grandezza

7 Statistiche descrittive dei 13 ambienti *Corine*, osservati nelle 4 categorie di buffer nella macroarea Pianura.

Ambiente	Pres	Buffer 2000 m.			Buffer 1000 m.	
		N	Mean	St.D.	Mean	St.D.
A112	0	71	8,97	8,94	7,64	10,13
	1	2	5	1,96	0,31	0,43
A121	0	71	0,75	2,42	0,64	5,16
	1	2	0	0	0	0
A131	0	71	0,32	0,82	0,53	2,06
	1	2	0	0	0	0
A211	0	71	43,1	21,7	42,6	29,71
	1	2	35,23	10,28	43,22	55,28
A221	0	71	2,89	6,7	2,73	10
	1	2	0	0	0	0
A222	0	71	0,05	0,39	0,03	0,22
	1	2	0	0	0	0
A231	0	71	2,35	4,04	3	6,89
	1	2	11,3	2,08	10	3,11
A242	0	71	13,17	14,91	15,39	19,92
	1	2	3,68	4,77	1,53	2,16
A243	0	71	7,11	8,06	7,37	13,16
	1	2	17,18	1,74	16,69	19,64
A311	0	71	5,87	14,03	***	***
	1	2	4,57	6,46	***	***
A312	0	71	0,1	0,49	4,87	14,03
	1	2	0	0	1,05	1,48
A313	0	71	1,79	5,8	1,96	7,87
	1	2	0	0	0	0
A321	0	71	0,88	3,37	1,4	7,53
	1	2	0	0	0	0
A322	0	71	0,99	1,97	1,01	3,31
	1	2	0	0	0	0
A324	0	71	0,92	2,27	1,05	4,12
	1	2	0	0	0	0
A331	0	71	9,4	9,85	7,89	13,51
	1	2	23,06	9,68	27,22	38,49
A333	0	71	0,96	2,93	1,32	5,15
	1	2	0	0	0	0
A511	0	71	0,32	1,19	0,42	1,86
	1	2	0	0	0	0
A512	0	71	0,06	0,35	0,16	1,05
	1	2	0	0	0	0

***categoria ambientale non presente a questa scala di grandezza

Questo elaborato rappresenta l'atto finale di una tappa importante della mia vita, in cui tante persone mi sono state affianco aiutandomi, sostenendomi o semplicemente condividendo una parte del mio viaggio.

Un immenso grazie va alla mia Chiarretta, per l'aiuto l'assistenza, il sostegno, l'affetto e soprattutto per la tranquillità che mi ha dato il sapere che lei era comunque lì.

Un grazie speciale va anche a Paola, per il sostegno i consigli e il tempo dedicatomi.

Un grazie speciale va ancora a tutti gli studenti e i tesisti con cui ho lavorato tra tutti: Stefania, Silvia, Simone, Giulia, Antonella, Cristina, Andrea, Giorgia e tutti gli altri che ora non ricordo, nel tentativo di insegnarvi qualcosa ho imparato tantissimo.

Ancora un grande grazie, ai mie coinquilini Nicoletta, Monica e Mauro per i bei momenti passati insieme, e per essere stati la mia seconda famiglia.

Questi 3 anni non sarebbero stati la stessa cosa senza i bei momenti passati in compagnia dei miei colleghi Andrea Madinelli, Alessandro, Stefano Pesaro.

Ancora un grazie ad Eleonora per le belle discussioni ed i bei momenti passati insieme e per il modo in cui si è trasformata da una valida tesista in un'efficiente collaboratrice ed infine in una grande amica.

Un grazie a Stefano Filacorda, per avermi dato la possibilità di conseguire il dottorato e per avermi permesso di fare delle bellissime esperienze di ricerca in Italia ed in Slovacchia.

Un enorme grazie, ai miei genitori, ai mie nonni e a mia sorella, per aver sempre creduto in me e per avermi sempre incoraggiato e sostenuto in tutto il mio percorso di studi.

Un grazie generale a tutti quelli che ora non ricordo ma che hanno condiviso con me una o più tappe di questo bel viaggio.

Ed infine, un grazie speciale agli sciacalli, che in questo caso rappresentano tutti gli animali e la natura intera, per avermi fatto sentire un privilegiato ogni volta che ho potuto osservare, capire e godere dei loro piccoli segreti e soprattutto perché ogni volta che assisto ad uno spettacolo naturale, sono felice ed emozionato come quando ero un bambino.