



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA  
Dipartimento Territorio e sistemi Agro-Forestali

Corso di laurea in Tecnologie Forestali e Ambientali

Nicchie ecologiche a confronto: il capriolo e la  
volpe, in relazione alla stazione e alle coperture  
del suolo

Relatore  
Prof. Tommaso Sitzia  
Correlatore  
Dott. Luca Corlatti  
Dott. Valerio Donini

Laureanda  
Giulia Cenzi  
Matricola n.  
1197603

ANNO ACCADEMICO 2021 – 2022

## Indice

<b>Riassunto</b> .....	<b>2</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>2</b>
<b>1. Introduzione</b> .....	<b>3</b>
<b>1.1 Selezione dell’habitat</b> .....	<b>3</b>
1.1.1 Disponibilità e qualità di cibo .....	3
1.1.2 Interazione interspecifica .....	4
1.1.3 Protezione .....	5
<b>1.2 Capriolo</b> .....	<b>5</b>
<b>1.3 Volpe</b> .....	<b>6</b>
<b>1.4 Obiettivi</b> .....	<b>8</b>
<b>2. Materiali e metodi</b> .....	<b>8</b>
<b>2.1 Area di studio</b> .....	<b>8</b>
<b>2.2 Schema di campionamento e raccolta dati</b> .....	<b>9</b>
<b>2.3 Organizzazione dei dati</b> .....	<b>11</b>
<b>2.4 Elaborazione statistica</b> .....	<b>13</b>
2.4.1 Selezione dell’habitat del capriolo.....	13
2.4.2 Ritmi di attività .....	14
<b>3. Risultati</b> .....	<b>15</b>
<b>3.1 Selezione dell’habitat del capriolo</b> .....	<b>15</b>
<b>3.2 Ritmi di attività</b> .....	<b>20</b>
<b>4. Discussione</b> .....	<b>21</b>
<b>4.1 Considerazioni relative all’uso delle fototrappole per lo studio della selezione dell’habitat</b> .....	<b>22</b>
<b>5. Conclusioni</b> .....	<b>23</b>
<b>6. Bibliografia</b> .....	<b>24</b>
<b>7. Allegati</b> .....	<b>31</b>
<b>Ringraziamenti</b> .....	<b>33</b>

## **Riassunto**

La selezione dell'habitat è un processo che influenza la maggior parte delle scelte degli individui. L'obiettivo di questo studio è approfondire le conoscenze sulla selezione dell'habitat da parte del capriolo nell'area di studio Valfurva del Parco Nazionale dello Stelvio Lombardo. Nello specifico attraverso l'uso di modelli lineari misti generalizzati (GLMMs) è stato studiato, con l'impiego di fototrappole, come le variabili ambientali nel periodo estivo e il numero di volpi siano legati alla selezione dell'habitat del capriolo. Sono stati anche indagati i ritmi di attività preda-predatore per vedere se esistesse una sovrapposizione o un evitamento durante la fase riproduttiva del cervide. Dai nostri risultati è emerso che il capriolo seleziona aree con boschi di conifere ad elevata copertura, aree aperte e urbane durante soprattutto nelle ore notturne. Dall'analisi dei ritmi di attività è emerso che le due specie mostrano un'alta sovrapposizione temporale ( $\Delta = 0.862$ ). I risultati ottenuti provano l'esistenza solo di una sovrapposizione temporale ma non spaziale.

## **Abstract**

Habitat selection is a process that affects most individuals' choices. The aim of this study is to deepen the knowledge on habitat selection by roe deer in the Valfurva study area of the Stelvio Lombardo National Park. Specifically, through the use of generalized linear mixed models (GLMMs) with the use of camera traps it has been studied how environmental variables in summer and the number of foxes guide the habitat selection of roe deer. The rhythms of prey-predatory activity were also investigated to see if there was an overlap or avoidance during the reproductive phase of the roe deer. Our results show that roe deer selects areas with high-cover coniferous forests, open areas and urban during especially at night. From the analysis of rhythms it has emerged that the two species show a high temporal overlap ( $\Delta = 0.862$ ). The results obtained show the existence of a temporal but not spatial overlap, so an interaction exists; but it is necessary to deepen this aspect.

## 1. Introduzione

### 1.1 Selezione dell'habitat

La ricerca e la selezione dell'habitat influiscono sulla maggior parte delle scelte degli individui (Orians & Wittenberg, 1991). Nonostante sia chiaro che l'habitat sia collegato a variabili ambientali, la sua definizione in letteratura risulta ancora piuttosto vaga (Dennis, 2012; Kirk *et al.*, 2018). Seguendo la definizione di habitat di Hall<sup>1</sup>, tra le definizioni più attendibili (Kirk *et al.*, 2018), potremmo dire che la selezione dell'habitat è la somma delle decisioni che spingono l'individuo ad occupare un'area piuttosto che un'altra. Quello che guida un organismo a selezionare un ambiente piuttosto che un altro è l'insieme dei fattori che sono in grado di massimizzare la sua *fitness* (Matthiopoulos *et al.*, 2020). Le scelte di un animale vengono influenzate da vari fattori quali la presenza di predatori e la qualità del cibo (Lima, 1985); ma anche la presenza di riparo e protezione e la possibilità di riprodursi (Dempster, 1975). La selezione dell'habitat risulta quindi un compromesso tra costi e benefici percepiti dall'individuo, ovvero il vantaggio nel reperire una risorsa in relazione ai costi associati ad ottenerla e consumarla. I drivers che guidano la selezione dell'habitat all'interno dei vari *taxa* sono specie specifici. Di seguito verranno approfonditi i principali drivers che guidano i Cervidi: interazione interspecifica, disponibilità e qualità di cibo, rifugio termico e protezione.

#### 1.1.1 Disponibilità e qualità di cibo

Uno dei *drivers* che più di tutti può influenzare la scelta dell'habitat è la disponibilità di cibo (Mysterud, 1999). Specialmente con la fine dell'inverno, in corrispondenza dello sviluppo delle piante foraggere, gli animali hanno le maggiori esigenze energetiche selezionando lo spazio vitale in funzione della qualità trofica. Secondo la "*forage maturation hypothesis*" gli ungulati migrano in funzione della qualità di foraggio (Middleton, 2018), seguendo la crescita delle nuove essenze (Bischof, 2012). Molto probabilmente in condizioni limitanti vengono selezionati positivamente ambienti con presenza di conifere ed arbusti, in grado di soddisfare anche l'esigenza trofica di un brucatore specializzato come il capriolo

---

<sup>1</sup> "The resources and conditions present in an area that produce occupancy – including survival and reproduction – by a given organism. Habitat is organism-specific; it relates the presence of a species, population, or individual (animal or plant) to an area's physical and biological characteristics. Habitat implies more than vegetation or vegetation structure; it is the sum of the specific resources that are needed by organisms." (Hall, Krausman & Morrison, 1997)

(Latham, 1999). Seguendo il gradiente fenologico vegetativo viene massimizzato l'apporto energetico in quanto sono rese disponibili essenze fresche e più appetibili. Questo può essere particolarmente vero per specie che presentano dimensioni ridotte del ruminale come nel capriolo; poiché, essendo un brucatore fortemente selettivo, ricerca alimenti concentrati e digeribili e quindi ritmi alimentari elevati (Mustoni *et al.*, 2002). Talvolta questa strategia viene meno per mancanza degli habitat idonei o per altri fattori biologici limitanti (Bischof, 2012).

### 1.1.2 Interazione interspecifica

L'interazione interspecifica è uno dei fattori chiave che guida la struttura delle comunità animali (cf. Gause, 1934). In natura esistono vari tipi di interazioni interspecifiche, classificate in base ai loro effetti specifici (Smith & Smith, 2015). In genere divise in quattro tipi (Krebs, 1985): 2 positive (mutualismo e commensalismo) e 2 negative (competizione e predazione). I principali tipi di competizione sono due: interferenza e sfruttamento (Smith & Smith, 2015). La competizione per sfruttamento si verifica in caso dello sfruttamento di una risorsa comune in quantità limitata (Mustoni *et al.*, 2002) andando a diminuire la fitness di una specie (Latham, 1999). Essa si verifica quando gli individui appartenenti a due specie differenti utilizzano e competono per una risorsa condivisa come cibo e spazio mentre la competizione per interferenza si verifica quando una specie attraverso il consumo di risorse limitate ne riduce la qualità ad un'altra (Latham, 1999). Invece, la predazione si verifica quando i membri di una specie si nutrono dei membri di un'altra specie (Krebs, 2014) e quest'ultima viene sfavorita (Latham, 1999). La predazione è anche uno dei *drivers* che maggiormente va ad influenzare la scelta dell'habitat (Brown *et al.*, 1999). Per questo motivo l'habitat e le aree idonee possono variare non solo in termini di redditività del foraggio, ma anche in termini di rischio di predazione (Lima e Dill, 1990). Quando le zone migliori per il foraggiamento risultano le più pericolose, verrà valutato il *trade-off* tra la disponibilità di foraggio e il rischio di predazione.

Al fine di evitare l'avvistamento, la selezione e la cattura da parte di potenziali predatori, ogni specie ha alcune "difese anti-predatorie" (Lima e Dill, 1990). Per esempio, il capriolo utilizza la "*hiding strategy*" come strategia antipredatoria. Durante i primi mesi i piccoli rimangono nascosti e mimetizzati, grazie alla pomellatura, in attesa del latte materno (Linnell, Wahlstrom & Gaillard, 1998), cercando di aumentare la sopravvivenza (Svare, 1981). Durante la stagione autunnale e invernale, adottano comportamenti gregari come

strategia antipredatoria. Tra gli erbivori una strategia comune è alternare movimenti della testa su e giù (*head-down/head-up*), in cui alternano foraggio e vigilanza per controllare le aree circostanti e avvistare il potenziale predatore mentre si nutrono (Lima e Dill, 1990). Nel capriolo in caso di allarme viene gonfiato lo specchio anale che per effetto dei muscoli erettori, aumenta notevolmente le sue dimensioni fungendo da segnale visivo nei confronti della prole (Mustoni et al., 2002).

### **1.1.3 Protezione**

Un altro fattore che influisce sulla selezione dell'habitat a scala di paesaggio sono le zone ecotonali, in cui si alternano boscaglie, siepi e vegetazione con le aree aperte. I "rifugi di sicurezza" risultano ottimali come riparo per sfuggire dagli eventuali predatori e dal disturbo antropico (Berretti e Motta, 2005). La presenza di zone sicure a distanze non troppo elevate dalle aree di alimentazione (Lima e Dill, 1990) ed ai margini delle zone turistiche è un altro fattore che va ad influire sulla selezione dell'ambiente. I rifugi di sicurezza possono fungere anche da rifugi termici. Ovvero porzioni di territorio all'interno dei quali gli animali necessitano della minima spesa addizionale di energia per il mantenimento delle funzioni essenziali (Nyberg e Janz, 1990). Le aree con abbondante copertura vegetale e forestale rivestono un ruolo importante in questi meccanismi. Il rifugio nella foresta è estremamente importante soprattutto quando si verificano estremi termici come tra il giorno e la notte o l'estate e l'inverno (Berretti e Motta, 2005). La vegetazione forestale contribuisce ad una minor perdita di calore durante la notte ed un minor accumulo di calore durante il giorno. Durante l'inverno in presenza di neve, se in una zona aperta troviamo 50 cm di neve sotto una fustaia con una copertura delle chiome del 70 % lo spessore può ridursi a 5 cm (Mc Nay et al., 1988).

## **1.2 Capriolo**

Il capriolo (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) appartiene alla famiglia dei cervidi, e tra questi è la specie più diffusa in Europa (Figura 1) grazie alla sua capacità di adattamento (Mustoni et al., 2002; Putman et al., 2011). In Italia attualmente sono presenti circa 500.000 individui e nell'arco alpino circa 170.000, dove le aree idonee sono tutte occupate (Carnevali et al., 2009). In numerosi settori dell'arco alpino, in passato in concomitanza della I guerra mondiale la specie aveva subito un forte declino (Carnevali et al., 2009), per esempio nel 1945 venne toccato il minimo storico con 10.000 esemplari (Mustoni et al., 2002). All'interno del Parco Nazionale dello Stelvio la consistenza della popolazione di capriolo

sia nell'area protetta, che nelle zone limitrofe è sempre stata limitata. Il cervide presenta modeste dimensioni (maschio 20-28 kg, femmina 18-25 kg) con dorso leggermente curvo e treno posteriore più alto e robusto rispetto a quello anteriore. Queste caratteristiche assieme alle dimensioni ridotte del trofeo permettono agli individui una facile progressione anche in ambienti caratterizzati da boscaglie fitte e ricco sottobosco (Mustoni et al., 2002). La specie predilige ambienti caratterizzati da una notevole variabilità vegetazionale con abbondante presenza di sottobosco, dove trova le essenze vegetali preferite per l'alimentazione (Berretti e Motta, 2005). Gli ambienti ecotonali risultano estremamente favorevoli per la specie (Reimoser e Gossow, 1996; Toso, 2002) che necessita sia di zone-rifugio che alimentazione. L'home range varia in base alla stagione, in inverno a causa dell'innervamento e delle minori disponibilità trofiche l'estensione è inferiore rispetto all'estate, e solitamente sono posti ad altitudini inferiori (Mustoni et al., 2002). La specie presenta vari periodi di attività, con due picchi principali all'alba e al tramonto (Fontana e Lanzi, 2008; Pagon et al., 2013; Mori et al., 2020; Zanni et al., 2020). I momenti d'attività vengono utilizzati per l'alimentazione, basata prevalentemente su essenze vegetali molto nutrienti (Fontana e Lanzi, 2008), in estate predilige i giovani getti all'interno del bosco oltre che infiorescenze e culmi nei prati-pascoli ma anche semi legnose e frutti. Solitamente la mortalità naturale tra gli ungulati è attribuita a due cause, predazione e risorse limitate (Skogland, 1991). I principali predatori naturali della specie sono il lupo (*Canis lupus*) e la lince (*Lynx Lynx*) (Fontana e Lanzi, 2008) assieme alla volpe che risulta il maggior predatore dei nuovi nati (Linnell et al., 1995); ma assieme al cervo, risulta uno degli ungulati europei più cacciati (Putman et al., 2011). La specie risente della competizione alimentare con il cervo, soprattutto in ambienti omogenei (Fontana e Lanzi, 2008) o di montagna (Tosi e Toso, 1992). Anche all'interno del Parco alcuni dati raccolti evidenziano che parallelamente alla progressiva affermazione del cervo nell'area protetta, si sia verificata una graduale diminuzione delle popolazioni di capriolo (Carmignola et al., 2001) questo fenomeno è stato osservato anche nel settore Trentino (Sotti e Pedrotti, 2009). Altri studi condotti nelle aree circostanti al Parco evidenziano che con il progressivo aumento delle densità del cervo sia progressivamente diminuito il peso dei caprioli in tutte le classi di sesso e d'età (Sotti e Pedrotti, 2009).

### **1.3 Volpe**

La volpe rossa (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758) è uno dei mammiferi maggiormente distribuiti sulla terra, dal Nord America a tutta l'Eurasia e parte dell'Africa settentrionale. L'areale della specie, in Italia, copre la quasi totalità del paese (Riga, 2002) con uno status

di conservazione LC = “Least Concern” secondo la IUCN (*International Union for the Conservation of Nature*) (Figura 1). L’ampia distribuzione comporta anche una notevole variabilità di dimensioni e colorazioni del mantello (Boitani *et al.*, 1988). Le dimensioni medie del piccolo Canide in Italia sono: lunghezza testa-corpo che va dai 55 ai 80 cm mentre il peso varia da 4,5 a 12 kg, all’ interno di questa variabilità troviamo gli individui più grandi e massicci nelle aree alpine (Boitani *et al.*, 1988). Il colore del mantello è spesso rossiccio (da beige a bruno scuro a seconda della regione) mentre gola, ventre ed estremità della coda sono bianche. Le dimensioni dell’*home range* variano in relazione alle condizioni ecologiche locali, la qualità dell’habitat e la disponibilità di adeguate risorse alimentari, oltre ad attributi individuali come sesso ed età (Lucherini *et al.*, 1995). La grande capacità di adattamento è essenziale per la sopravvivenza della specie in ambiente alpino, viste le frequenti fluttuazioni nella disponibilità trofica (Giuliano *et al.*, 2019). Il canide è considerato un predatore generalista (Panzacchi *et al.*, 2008; Lovari *et al.*, 1994). La dieta è principalmente onnivora nutrendosi di roditori, uccelli, frutti e vegetali, insetti, anfibi in base alla disponibilità dell’ambiente (Cavallini e Lovari, 1994; Cavallini e Lovari, 1991) e all’abbondanza stagionale (Giuliano *et al.*, 2019). Nel periodo invernale, alcuni studi mostrano che le carcasse degli ungulati rappresentino un’importante risorsa trofica (Linnell *et al.*, 1995; Cagnacci *et al.*, 2003; Giuliano *et al.*, 2019), mentre in primavera il predatore sfrutta anche i piccoli di capriolo (Panzacchi *et al.*, 2008). La specie è attiva principalmente all’alba e al tramonto (Nardotto, 2022; Oberosler, 2017).

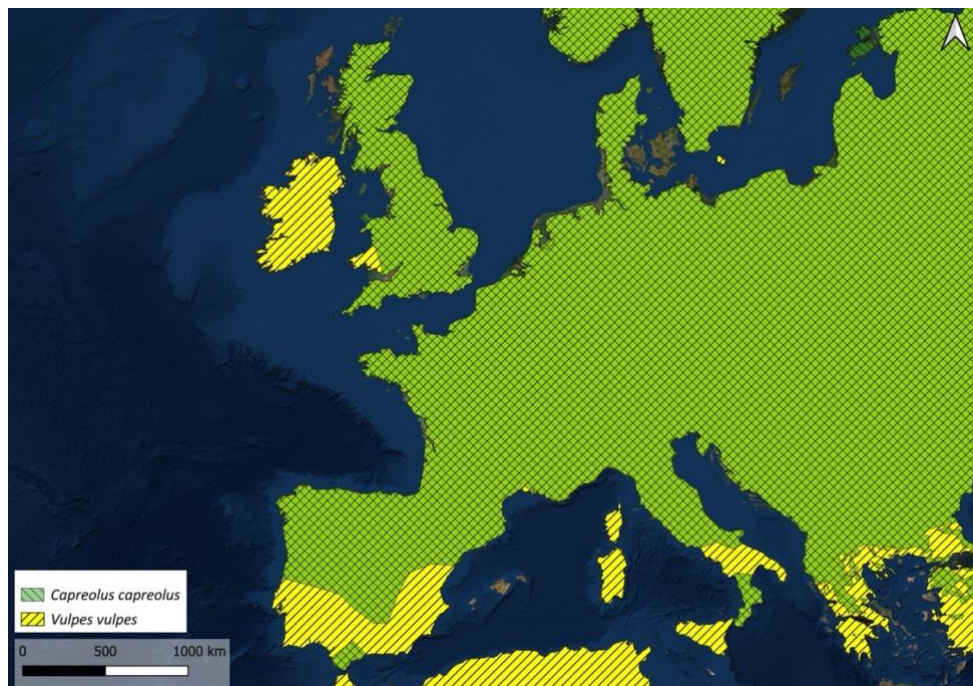


Figura 1 - Distribuzione attuale del capriolo e della volpe (dati concessi da IUCN).



## 1.4 Obiettivi

Con questa tesi si intende approfondire le conoscenze sulla selezione dell'habitat da parte del capriolo in relazione a variabili ambientali e al numero di volpi, indagando se la presenza del canide possa influire sulla selezione spaziale e temporale del capriolo. Diversi studi hanno indagato la possibile interazione tra capriolo e volpe e quanto questa sia legata alle caratteristiche ambientali (Panzacchi, 2009). Tuttavia, la maggior parte di questi studi sono stati effettuati in nord Europa (Panzacchi, 2008) o nel centro Italia (Zanni, 2015); ad oggi nelle Alpi Italiane le conoscenze specifiche sull'interazione tra le due specie sono poche. Le informazioni attuali disponibili relative l'interazione capriolo-volpe suggeriscono che durante il periodo estivo il predatore sfrutti la presenza dei nuovi nati (Linnell *et al.*, 1995; Panzacchi, 2008). Pertanto, si ipotizza che il capriolo sfrutti maggiormente ambienti più frammentati e in grado di offrire riparo durante il giorno e di notte utilizzi anche spazi aperti vista la visibilità minore.

Oltre ad un'analisi sulla distribuzione spaziale, è stata ricercata l'esistenza di una sovrapposizione temporale tra le due specie. Ipotizzando un'alta sovrapposizione dei ritmi di attività, in parte dovuta alla presenza dei piccoli cervidi durante il periodo estivo.

## 2. Materiali e metodi

### 2.1 Area di studio

Il Parco Nazionale dello Stelvio è collocato nelle Alpi centrali Italiane, con un'estensione di 130,728 ha, ricade in due Regioni (Lombardia e Trentino - Alto Adige) e quattro Province (BS, BZ, SO e TN). Nello specifico l'area di studio, si sviluppa nel settore Lombardo, per circa 8688 ha (Figura 2). L'altitudine varia dai 1400 ai 2700 m s.l.m.. I siti d'interesse si distribuiscono in vari orizzonti: montano, subalpino, alpino. L'orizzonte montano superiore è costituito dalla pecceta montana e l'abetina (ormai frammentaria); nel piano subalpino troviamo l'orizzonte inferiore formato da *Picea abies* ((L.) H.Karst., 1881) mentre il *Larix decidua* (Mill, 1768), *Pinus mugo* (Turra, 1764) (in minor parte) e *Pinus cembra* (L.,1753) con arbusti di *Rhododendron*, *Vaccinium* e *Juniperus* vanno a costituire la fascia superiore. Il *Festucetum halleri* segna l'orizzonte alpino e le associazioni del *Curvuletum* e del *Seslerio-Semperviretum* ne segnano il limite superiore. Nei vari orizzonti troviamo anche una diversificata componente faunistica con numerose specie di vertebrati: gli ungulati presenti sono il capriolo e il cervo (*Cervus elaphus*), il primo raggiunge una densità locale pari a 2.9 per km<sup>2</sup> (Carro *et al.*, 2010). Mentre alle quote più alte troviamo

camoscio (*Rupicapra rupicapra*) e stambecco (*Capra ibex*). Attualmente non è presente nessuna popolazione stabile di grandi carnivori quali orso (*Ursus arctos*), lupo (*Canis lupus*) e lince, ma queste ultime sono attese nel breve periodo (Marucco et al., 2018). Tra i maggiori predatori troviamo l'aquila reale (*Aquila chrysaetos*), che trae beneficio dalle abbondanti consistenze di cervidi presenti; tra i predatori ascritti alla classe Mammalia troviamo la faina (*Martes foina*), la martora (*Martes martes*), l'ermellino (*Mustela erminea*) e infine la volpe rossa, quest'ultima di interesse per l'elaborato.

## 2.2 Schema di campionamento e raccolta dati

Per il raggiungimento degli obiettivi prefissati, è stato scelto di adottare uno schema di campionamento standardizzato. L'area di studio è stata suddivisa con una griglia regolare aventi celle di 1,5 x 1,5 km, con un totale di 50 celle (Figura 2).

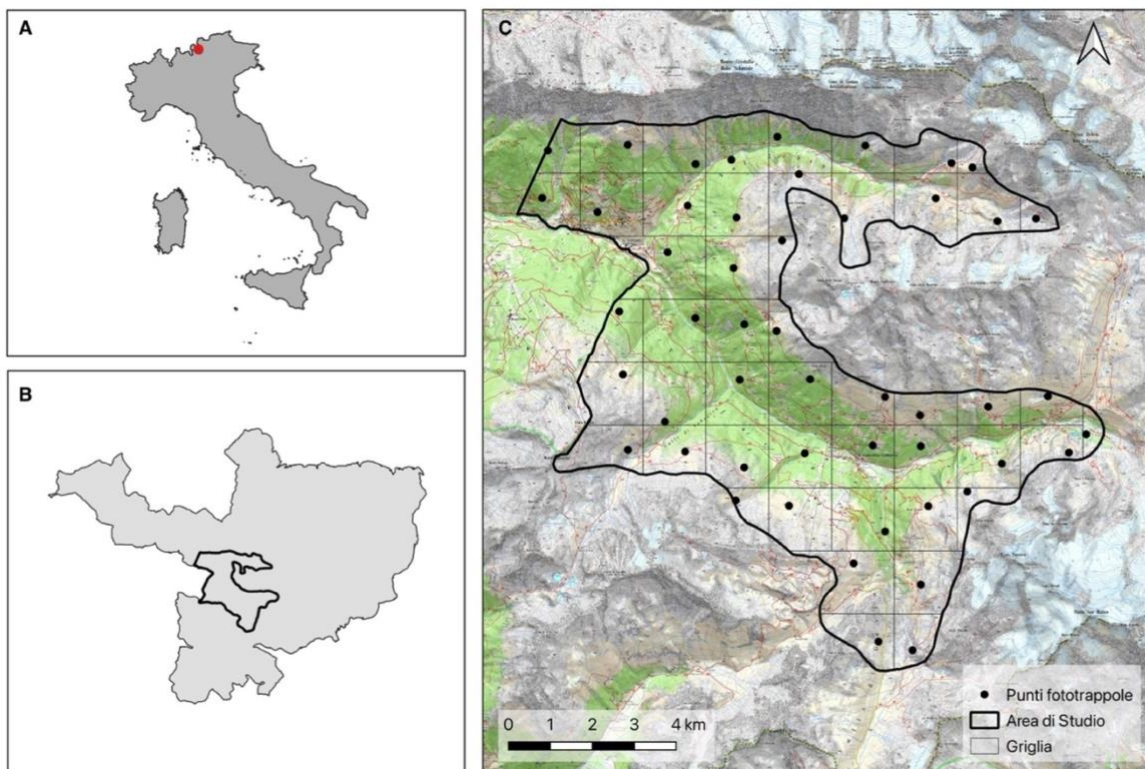


Figura 2 - Localizzazione dell'area di studio "Valfurva" (C) all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio (B) nelle Alpi Italiane (A).

Attraverso l'uso di QGIS (versione 3.4, QGIS Development Team 2019), all'interno di ogni cella è stato individuato un punto casuale per il posizionamento delle fototrappole secondo uno schema di campionamento *random tasselation samplig*, per ottenere una copertura uniforme dell'area. L'installazione delle fototrappole è avvenuta cercando di rispettare il punto teorico, dando priorità a zone di passaggio della fauna per poter aumentare

la *trap rate* (Zimmermann F. *et al.*, 2016). Ogni fototrappola è stata posizionata su di un albero o su di un paletto di legno (nelle aree aperte come i prati-pascoli in quota), cercando di mantenere la medesima altezza dal suolo di circa 50 cm, per permettere anche la cattura di animali di piccole dimensioni. Dove possibile le fototrappole sono sempre state posizionate con esposizione Nord per evitare scatti a vuoto, in quanto il PIR (*passive infrared sensor*) è efficace se la temperatura del *background* è intorno ai 2.7°C (Meek *et al.*, 2012) al contrario lavora in modo inefficace quando non c'è differenza tra la temperatura del soggetto e l'ambiente. Nel 2019 sono stati impiegati 4 differenti modelli di fototrappole: Bushnell Trophy Cam HD (n=4), Cuddeback C123 (n=27), Dörr Snapshot Miniblack (n=13) e UV 572 (n=6) mentre nel 2020 37 Bushnell Trophy Cam e 13 Cuddeback C123.

Tutte le fototrappole scattavano sia di giorno che di notte con intervallo tra gli scatti minore possibile, alta sensibilità, sensore ad infrarosso e il *black flash* per recare il minor disturbo alla fauna durante la notte e non alterarne il comportamento. Al momento dell'installazione sono state raccolte alcune variabili ambientali che potrebbero influenzare la *detection probability* (ovvero la probabilità di rilevamento di un animale, che è bene sia uniforme in tutti i siti), come la copertura della chioma sopra la fototrappole (*canopy cover*), copertura vegetale di fronte alla fototrappole ed esposizione. Per misurare la copertura vegetale al suolo, è stato posizionato un foglio quadrettato a una distanza fissa a tre angolazioni (a 45° a sinistra, 0° al centro e a 45° a destra) e a due altezze (0 cm e 130 cm). Andando poi a calcolare la percentuale sul totale di quadrati visibili ad una distanza fissa di 13 metri, ovvero la distanza massima della *detection zone* della fototrappole di qualità peggiore rispetto alle altre. L'esposizione, invece, è stata calcolata tramite l'ausilio di una bussola orientata nella direzione di scatto. Infine, per il calcolo della percentuale di area occupata dalle foglie è stato utilizzato il programma ImageJ (versione 1.52k). Al momento dell'installazione le covariate di ogni sito sono state riportate nella scheda di campo.

Per indagare la selezione dell'habitat attraverso l'uso delle fototrappole è necessario associare a ciascun sito le variabili ambientali. Per farlo, attorno al punto della fototrappola sono state create 4 aree circolari (*buffer*) di diametro pari a 50, 100, 200 e 400 metri da cui estrarre le variabili ambientali. Utilizzando il *software* QGIS, attraverso mappe vegetazionali e modelli digitali del terreno per l'esposizione e la pendenza, sono state estratte le variabili. Ogni buffer contiene i seguenti tipi vegetazionali (in %): affioramenti rocciosi, arbusteti, aree aperte, aree urbane, corpi idrici, lariceto, pecceta e prateria discontinua. La distanza

minima dalle strade è stata calcolata in QGIS, mentre la quota è stata registrata con il GPS al momento dell'installazione.

### 2.3 Organizzazione dei dati

La raccolta dei dati è avvenuta tra giugno e ottobre per due anni (2019 e 2020). Dopo il posizionamento, circa ogni 20 giorni, le fototrappole venivano controllate per scaricare le *memory card* e cambiare le batterie. Gli scatti sono stati analizzati con il programma [Wild.ID](#) (versione 0.0.31) (Fegraus e MacCarthy, 2016), *software* che permette la gestione e l'estrazione dei metadati relativi alle immagini da fototrappole. Al momento dell'apertura il programma permette la registrazione di tutte le informazioni relative al progetto e alla fototrappola. Durante l'analisi delle immagini sono state selezionate e annotate la tassonomia e il comportamento delle specie fototrappolate. Dopo aver annotato tutte le immagini, è stato esportato l'intero dataset in un foglio Excel. In un secondo momento il foglio Excel è stato modificato andando ad aggiungere il campo ("*working days (wd)*"), per avere il numero effettivo di giorni di funzionamento della fototrappola in ciascun mese, e ("*new\_Individual*") per inserire i nuovi individui presenti nelle immagini. Quando un nuovo individuo veniva fotografato è stato registrato come *new\_individual* = 1 altrimenti *new\_individual* = 0 se era già presente nelle foto precedenti. Quando non era possibile distinguere gli individui, per ovviare problemi di replicazione, è stato stabilito un intervallo di 5 minuti entro il quale l'animale è stato considerato il medesimo (=0), altrimenti (=1). La scelta dell'intervallo non segue una regola precisa spesso viene scelta in modo arbitrario; ad esempio 1 minuto (Kays e Parsons, 2014), 10 minuti (Kolowski e Forrester 2017) e da 30 minuti a 1 ora (O'Brien *et al.*, 2003; Bowkett *et al.*, 2008; Rovero *et al.*, 2014).

Per l'analisi spaziale dell'habitat estivo del capriolo è stato creato un dataset contenente i dati relativi alle fototrappole, i mesi di attività, il numero di giorni effettivi di funzionamento per ciascun sito, la presenza/assenza capriolo e il numero di volpi. Infine, sono state aggiunte anche le variabili specificate al paragrafo 2.2 e le altre variabili ambientali raccolte al momento dell'installazione della fototrappola come il gradiente dell'esposizione del versante (*Northness / Eastness*). L'indice va da -1 ("*full Southness*", "*full Westness*") a 1 ("*full Northness*", "*full Eastness*") (Tabella 1).

Per l'analisi dei ritmi di attività, partendo dal file Excel iniziale, sono state mantenuti i record relativi alle due specie d'interesse (capriolo e volpe), i nuovi individui

(“new\_individual”), la data e l’ora degli scatti (“photo\_date” e “photo\_time”), l’identificativo della fototrappola (“cam\_code”) e il mese (“mese”).

Tabella 1: Struttura del dataset utilizzato per indagare la selezione dell’habitat del capriolo all’interno del Parco Nazionale dello Stelvio. La tabella riporta solo le informazioni relative all’ ID random 11: i mesi (6=giugno, 7=luglio, 8=agosto, 9=settembre, 10=ottobre); i giorni di funzionamento della fototrappola per mese; l’anno; la presenza o assenza del capriolo (Presenza/Assenza); il numero di volpi fototrappolate per mese (Num. volpi), per giorno o notte(Daynight: DAY=giorno, NIGHT=notte); il modello della fototrappola (Modello FT); l’esposizione della fototrappola (Esposizione FT); la quota della fototrappola (Quota FT); la percentuale di copertura delle chiome degli alberi sopra la fototrappola (Canopy Cover); la percentuale di Arbusteti nel buffer da 200 metri (Arbusteti 200); la percentuale di Aree aperte nel buffer da 200 metri (Aree aperte 200); la percentuale di Aree urbane nel buffer da 200 metri (Aree urbane 200); la percentuale di Corpi idrici nel buffer da 200 metri (Corpi idrici 200); la percentuale di lariceto nel buffer da 200 metri (Lariceto 200); la percentuale di peccete nel buffer da 200 metri (Peccete 200); la percentuale di prateria discontinua nel buffer da 200 metri (Prateria discontinua 200); distanza della fototrappola dalla strada o dal centro urbano più vicino (Distanza); media della copertura vegetale di fronte alla fototrappola (Media copertura); mediana dell’esposizione a nord del versante nel buffer da 200 metri (Northness 200); mediana dell’esposizione a est del versante nel buffer da 200 metri (Eastness 200). Le variabili sono state estratte da mappe vegetazionali utilizzando QGIS.

ID random	Mese	Giorni di funzionamento	Anno	Presenza/Assenza	Num. volpi	Daynight	Modello FT
11	10	28	2020	1	1	NIGHT	Bushnell
11	6	28	2020	1	0	DAY	Bushnell
11	7	30	2020	1	1	DAY	Bushnell
11	8	30	2020	0	0	NIGHT	Bushnell
11	9	29	2020	1	0	DAY	Bushnell
11	10	24	2019	0	0	DAY	Cuddeback
11	10	24	2019	0	0	NIGHT	Cuddeback
11	6	20	2019	0	0	NIGHT	Cuddeback
11	6	20	2019	0	0	DAY	Cuddeback

Esposizione FT	Quota FT	Canopy Cover	Arbusteti 200	Aree aperte 200	Aree urbane 200	Corpi idrici 200	Lariceto 200
O	1712	50	0	49,9	3,4	0	34,6
O	1712	50	0	49,9	3,4	0	34,6
O	1712	50	0	49,9	3,4	0	34,6
O	1712	50	0	49,9	3,4	0	34,6
O	1712	50	0	49,9	3,4	0	34,6
O	1712	50	0	49,9	3,4	0	34,6
O	1712	50	0	49,9	3,4	0	34,6
O	1712	50	0	49,9	3,4	0	34,6
O	1712	50	0	49,9	3,4	0	34,6

Peccete 200	Prateria discontinua 200	Pendenza 200	Distanza	Media copertura	Northness 200	Eastness 200
12	0	14,97	10,23	33,3	0,31	-0,23
12	0	14,97	10,23	33,3	0,31	-0,23
12	0	14,97	10,23	33,3	0,31	-0,23
12	0	14,97	10,23	33,3	0,31	-0,23
12	0	14,97	10,23	33,3	0,31	-0,23
12	0	14,97	10,23	16,8	0,31	-0,23
12	0	14,97	10,23	16,8	0,31	-0,23
12	0	14,97	10,23	16,8	0,31	-0,23
12	0	14,97	10,23	16,8	0,31	-0,23

## 2.4 Elaborazione statistica

Le analisi statistiche, relative all'utilizzo del tempo e dello spazio, sono state elaborate con R 4.1.0 (R Development Core Team, 2021) in R Studio v. 1.4 per MacOS v.10.15.7.

### 2.4.1 Selezione dell'habitat del capriolo

Per analizzare l'utilizzo dello spazio da parte del capriolo in funzione del numero di volpi, sono stati utilizzati modelli di regressione lineare che mettono in relazione la variabile di risposta ad una serie di variabili predittive. La variabile risposta è rappresentata da una serie di "1" e di "0" che indicano la presenza ("1") o l'assenza ("0") della specie di interesse in un sito specifico. Per questo motivo la famiglia distributiva scelta per i modelli è una binomiale. Prima di procedere con le analisi è necessario verificare che i dati siano indipendenti fra loro. Le forme di correlazione dei dati sono principalmente 3: correlazione spaziale, di gruppo e temporale (Wearn e Glover-Kapfer, 2017). Per evitare problemi di correlazione spaziale è stato adottato uno schema di campionamento al fine di minimizzarla. La seconda forma di correlazione si realizza quando si ha un campionamento ripetuto all'interno dello stesso livello (ICC: *Intra Class Correlation*), in questo caso all'interno dello stesso sito di fototrappolaggio. Per ovviare a questa forma di correlazione viene inserito all'interno del modello un fattore casuale (*random effect*) che rende il modello un GLMM. Il fattore di correlazione entro gruppo misura la vicinanza dei dati all'interno di ciascun gruppo (sito di fototrappolaggio) in relazione alla distanza tra gruppi diversi (diversi siti di fototrappolaggio). Per testare questa forma di correlazione è stato creato un modello con e senza effetto random e successivamente comparati attraverso un *likelihood ratio test*. Il fattore random è risultato significativo (*p-value*: < 0.001) ed è stato quindi mantenuto nel modello. La terza forma di correlazione, ovvero quella temporale, è stata considerata trascurabile, in quanto il periodo di raccolta è relativo a soli 2 anni. Per considerare la variabilità dello sforzo di campionamento, ovvero il numero di giorni di funzionamento di ogni fototrappola, è stato inserito all'interno del modello come variabile predittiva. L'aggiunta dello sforzo di campionamento è importante perché all'aumentare dei giorni di funzionamento aumenta il numero di specie fototrappolate (Rovero *et al.*, 2013). Inoltre, per valutare se ogni fototrappola avesse la stessa *detection probability* è stato costruito un modello al cui interno sono state inserite le *covariate* ambientali raccolte sul campo: *canopy cover*, copertura media vegetazionale al suolo, esposizione, modello della fototrappola.

Successivamente a queste analisi preliminari, è stato creato un primo modello globale con tutte le variabili predittive. Le variabili continue inserite nel modello sono state standardizzate con la funzione *scale()*, che centra le variabili sul loro valore medio e le divide per la loro deviazione standard, questo permette di confrontarne gli effetti. Oltre alle variabili ambientali, nel modello sono state analizzate anche le interazioni con la variabile *daynight* per valutare come varia l'utilizzo dello spazio in funzione del giorno e della notte. Per accertarsi che non siano presenti variabili collineari fra loro nel modello è stato controllato il VIF (*Variance Inflation factors*), utilizzando il pacchetto “*car*” (Fox, 2019). Secondo (Zuur *et al.*, 2009) quando due variabili sono collineari si mantiene quella con valore GVIF minore; perciò, è stata rimossa la variabile “*arbusteti*”; mentre “*lariceto*” e “*pecceta*” sono state sommate creando un'unica variabile “*bosco\_conifere*”. A priori non è possibile stabilire la dimensione del *buffer* più rappresentativo per indagare la selezione dell'habitat della specie. Per questo motivo sono stati creati i 4 modelli globali con fattore random aventi buffer di 50, 100, 200 e 400 metri utilizzando la funzione *glmmTMB* (*Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder*). I modelli sono stati confrontati per il loro valore di AICc (*Aikake Information Criterion*; Burnham e Anderson, 2002) ed il buffer migliore è quello che presentava il valore di AIC inferiore. L'AIC valuta la qualità della stima del modello statistico considerando sia la bontà che l'adattamento ai dati. Partendo dal modello globale, attraverso la funzione *buildglmmTMB()* del pacchetto “*buildmer*” (Cesko C. Voeten, 2021) si è arrivati al modello finale. La funzione *buildglmmTMB* effettua una *stepwise elimination*: utilizza in partenza il modello che comprende tutte le variabili e procede “step by step”, rimuovendo le variabili che nei vari aggiustamenti del modello diminuiscono la loro significatività nei confronti della variabile dipendente. Il processo restituisce il modello finale con la combinazione di variabili che minimizza il valore AICc. Infine è stata controllata la bontà d'adattamento dei dati attraverso l'analisi dei residui con *TestResiduals()* del pacchetto “*DHARMA*” (Hartig 2020). I grafici sono stati creati con la funzione *visreg* (Breheny e Burchett, 2017).

#### **2.4.2 Ritmi di attività**

Il fototrappolaggio è una metodologia sempre più utilizzata per analizzare anche i ritmi di attività di molte specie (Tobler *et al.*, 2008; Centore *et al.*, 2018; Caruso *et al.*, 2018; Lashley *et al.*, 2018). Avendo a disposizione la data e l'orario di scatto è stato possibile confrontare l'uso del tempo del capriolo e della volpe. L'analisi aiuta a comprendere come la sovrapposizione temporale possa riguardare la concorrenza o la predazione (Ridout e

Linkie, 2011). Per poter svolgere l'analisi dei ritmi di attività, con il pacchetto *lubridate* ho codificato la variabile “*photo\_date*” e con il pacchetto *chron* la variabile *photo\_time*. A questo punto ho estratto le ore e i minuti, a partire dalla variabile *photo\_time*, per convertire l'orario in radianti. Per calcolare i ritmi di attività per volpe e capriolo attraverso la funzione *subset* ho richiamato volta per volta le variabili necessarie. Dopo aver selezionato le variabili e aver caricato il pacchetto “*overlap*”, applicato attraverso la spiegazione di Zimmermann et al. 2016, ho creato un grafico con la densità di Kernel per entrambe le specie, che è stata sovrapposta con la funzione *overlapPlot()*. La sovrapposizione dei ritmi di attività delle due specie è stata valutata selezionando lo stimatore in base alla dimensione del più piccolo. Attraverso la funzione *min()*, che restituisce il valore del campione più piccolo; il quarto stimatore (Dhat4) è stato selezionato in quanto adatto ad un campione con più di 75 dati (Meredith e Ridout, 2014). Con la funzione *overlapEst()*, del pacchetto “*overlap*” (Meredith e Ridout, 2014) è stato calcolato il coefficiente di sovrapposizione usando il quarto stimatore. Il coefficiente di overlap è puramente descrittivo e non fornisce un valore soglia per comprendere la significativa differenza dei ritmi di attività (Monterroso et al., 2014; Zimmermann et al., 2016). L'intervallo di confidenza è stato calcolato facendo l'analisi bootstrap attraverso la funzione *bootCIlogit()*, che restituisce il valore corretto con un intervallo al 95%. Infine, per valutare la significatività della sovrapposizione è stata usata la funzione *compareAct()* del pacchetto “*activity*” (Rowcliff, 2021). La funzione utilizzata applica il test di Wald per calcolare la differenza statistica delle due stime relative al livello di attività.

### 3. Risultati

#### 3.1 Selezione dell'habitat del capriolo

Il modello costruito per valutare la *detection probability* tra le fototrappole ha mostrato come sia la copertura vegetativa ( $\beta = 0.034$ ;  $ES = 0.008$ ;  $p - value = < 0.001$ ) che il modello di fototrappola ( $\beta = -1.002$ ;  $ES = 0.278$ ;  $p - value = < 0.001$ ) hanno un effetto significativo e sono stati quindi mantenuti all'interno del modello globale. Confrontando i valori di AIC dei 4 modelli globali (Allegato 1), è stato selezionato quello con buffer di 200 metri che presentava AIC minore (modello buffer 50m AIC=786.203; modello buffer 100m AIC=784.387; modello buffer 200m AIC=778.991; modello buffer 400m AIC=784.497).



La *stepwise elimination* ha mantenuto le seguenti variabili predittive: giorni di funzionamento della FT, modello FT, *daynight*, bosco di conifere, aree urbane, aree aperte, aree urbane in interazione con *daynight*, aree aperte in interazione con *daynight*. Durante la *model selection*, la variabile numero volpi è stata eliminata.

$$\begin{aligned}
 \text{presenza assenza capriolo} &\sim \text{modello FT} + \text{bosco di conifere}_{200} + \text{aree aperte}_{200} \\
 &+ \text{aree urbane}_{200} + \text{daynight} + \text{aree aperte}_{200} \times \text{daynight} \\
 &+ \text{aree urbane}_{200} \times \text{daynight} + \text{giorni di funzionamento} + ID_{\text{random}}
 \end{aligned}$$

Una volta trovato il modello finale sono stati ispezionati i residui, i relativi grafici sono presenti in Figura 3. A sinistra si possono apprezzare le deviazioni complessive dalla distribuzione attesa: i dati sono ben distribuiti lungo la linea. Il grafico a destra rappresenta i residui in relazione ai valori predetti. Si può vedere l'uniformità del *pattern* e l'assenza di *outliers*, mentre la linea rossa potrebbe essere causata da un numero limitato di dati a disposizione.

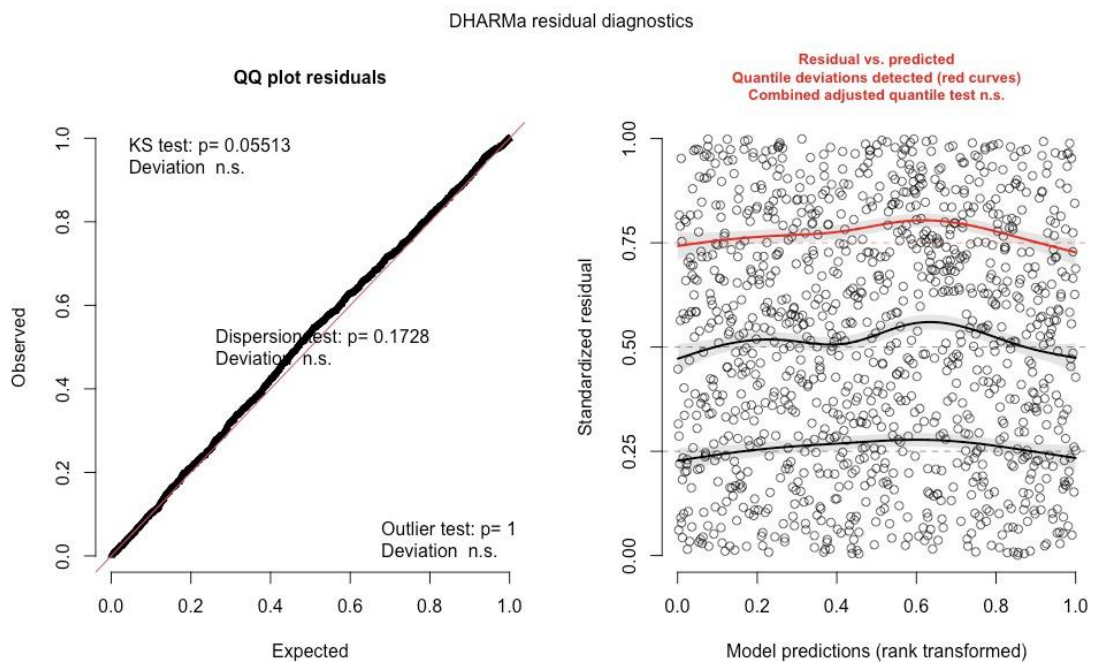


Figura 3 - Grafici *QQplot* (a sinistra) e *residui* (a destra) in relazione ai valori predetti generati con il pacchetto *DHARMA* in R.

Il modello finale (Tabella 2) suggerisce: una maggiore probabilità di presenza del capriolo all'interno di aree boscate (Tabella 2; Figura 4); una relazione positiva tra la probabilità di presenza del capriolo in aree aperte durante la notte e una relazione negativa durante il giorno (Tabella 2; Figura 5); una maggiore presenza del capriolo in prossimità delle aree urbane di notte e minore di giorno (Tabella 2; Figura 6); inoltre il modello suggerisce la diversa

probabilità di “cattura” in funzione dei diversi modelli di FT, i modelli Cuddeback e Dörr presentano una probabilità di negativa rispetto alle fototrappole Bushnell mentre il modello UV una probabilità positiva (Tabella 2; Allegato 2). Emerge, anche, una relazione positiva tra la presenza del capriolo all’aumentare dei giorni di funzionamento delle fototrappole (Tabella 2; Figura 7). Infine, una relazione positiva tra la probabilità di presenza del capriolo di giorno e negativa di notte (Tabella 2).

Tabella 2: Stime del modello finale. La tabella riporta per ogni parametro: i valori stimati (Log-Odds), l'errore standard (SE), gli intervalli di confidenza al 95%, il valore z (z) e il p-value.

Parametro	$\beta$	ES	Intervallo di confidenza	z	p-value
<b>Intercetta</b>	-1.690	0.418	[-2.510 -0.870]	-4.042	< 0.001
<b>Bosco di conifere</b>	1.959	0.475	[1.029 2.889]	4.128	< 0.001
<b>Workingday</b>	0.765	0.144	[0.484 1.047]	5.325	< 0.001
<b>Modello FT [Cuddeback]</b>	-0.855	0.265	[-1.374 -0.336]	-3.228	0.001
<b>Modello FT [Dörr]</b>	-0.857	0.389	[-1.620 -0.094]	-2.202	0.028
<b>Modello FT [UV572]</b>	0.410	0.685	[-0.933 1.753]	0.598	0.550
Aree urbane	-0.395	0.372	[-1.124 0.334]	-1.062	0.288
Aree aperte	-0.365	0.472	[-1.290 0.559]	-0.775	0.438
Daynight [notte vs giorno]	-0.363	0.220	[-0.795 0.069]	-1.646	0.100
<b>Aree urbane* Daynight [notte vs giorno]</b>	0.599	0.189	[0.228 0.970]	3.163	0.002
<b>Aree aperte* Daynight [notte vs giorno]</b>	0.724	0.253	[0.228 1.220]	2.862	0.004

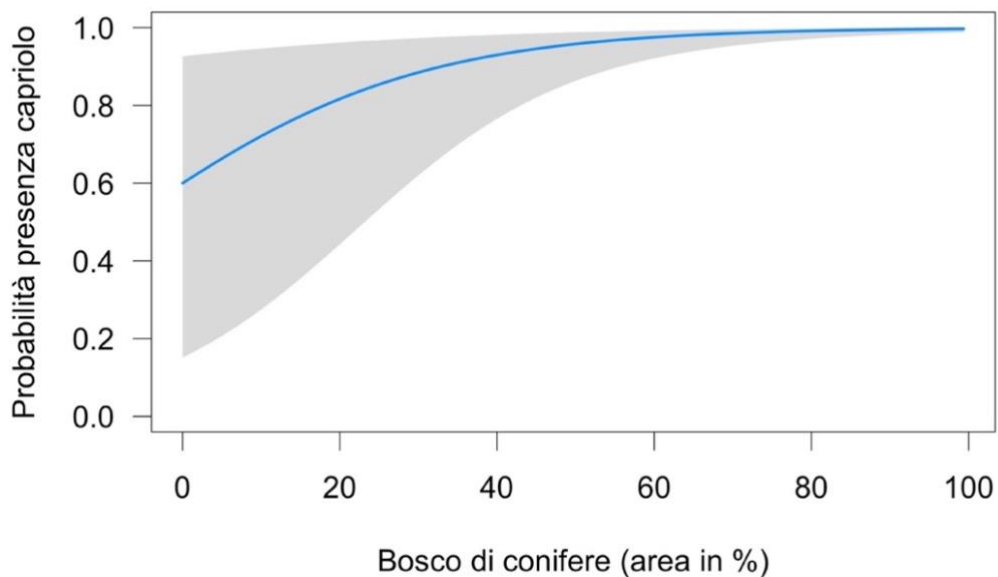


Figura 3 - Relazione attesa tra la probabilità di presenza del capriolo e la percentuale di bosco di conifere, nel periodo giugno-ottobre 2019 e 2020, nell'area di studio "Valfurva" all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio. Le aree in grigio rappresentano gli intervalli di confidenza al 95%.

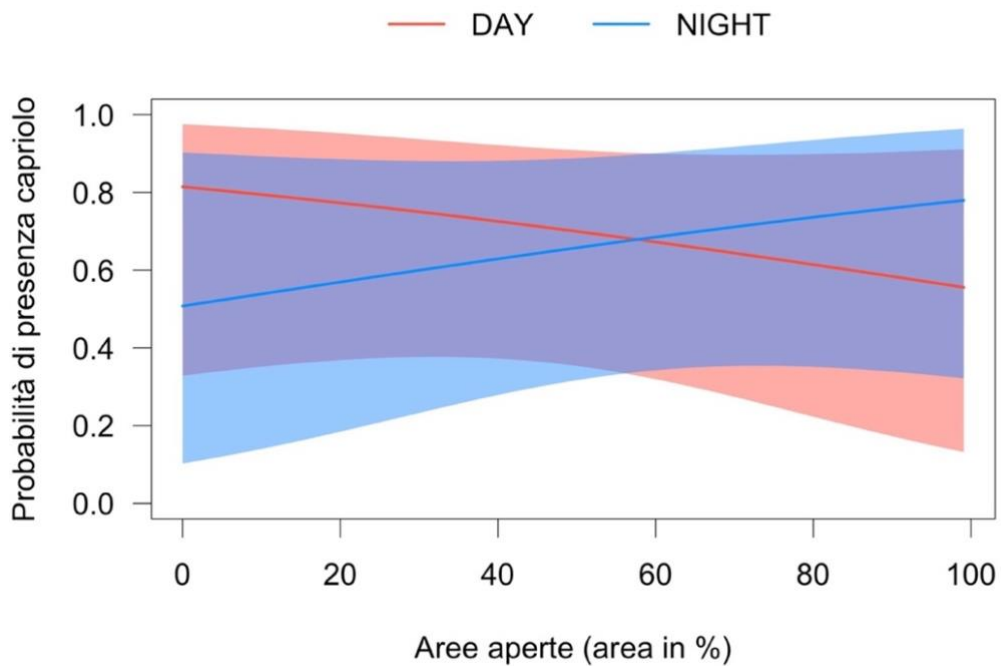


Figura 4 - Relazione attesa tra la probabilità di presenza del capriolo e la percentuale di aree aperte durante il giorno (DAY) e durante la notte (NIGHT), nel periodo giugno-ottobre 2019 e 2020, nell'area di studio "Valfurva" all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio. Le aree in blu e in rosso rappresentano gli intervalli di confidenza al 95%.

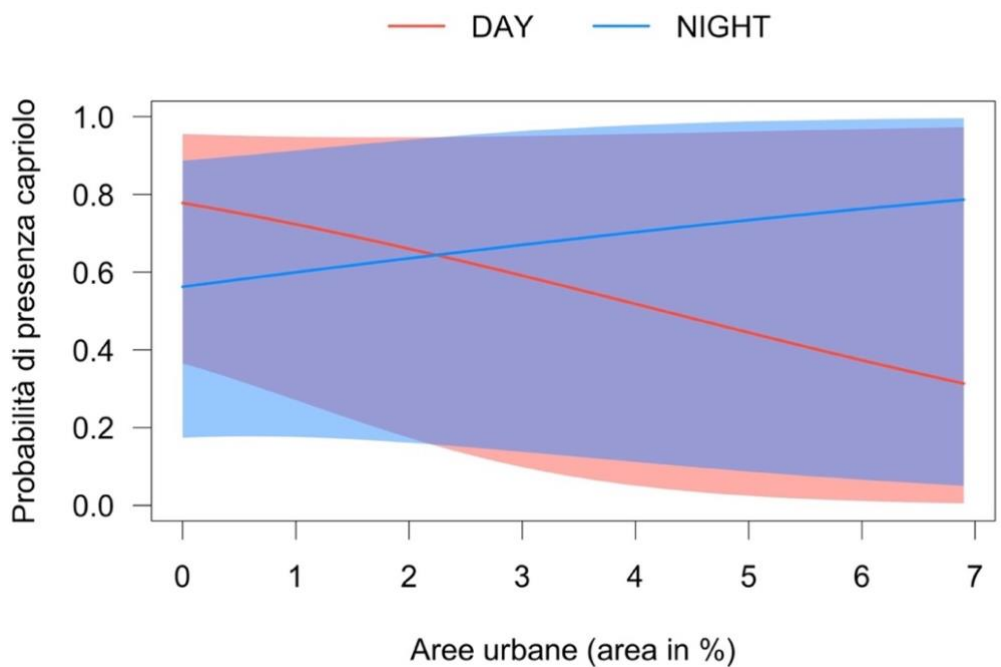
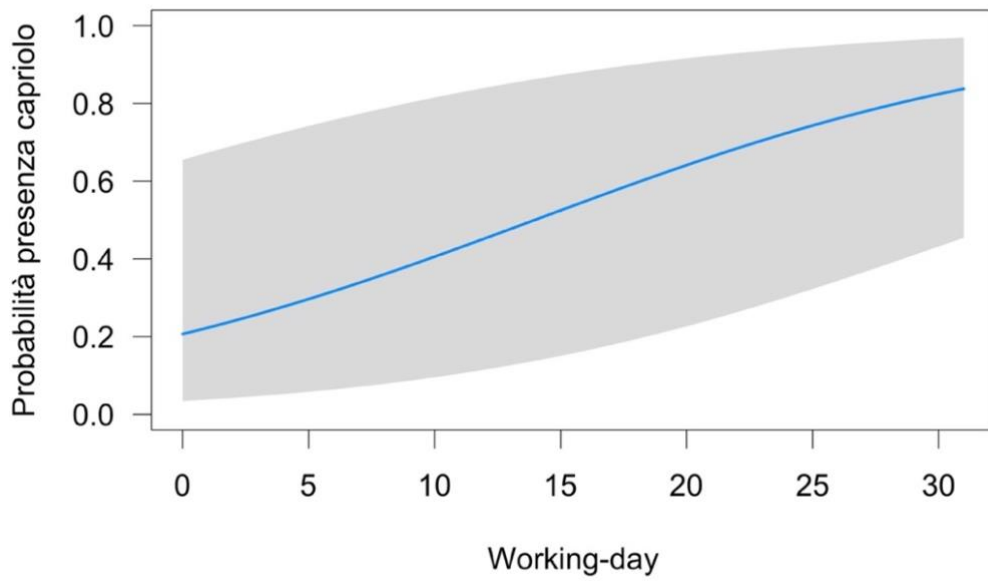


Figura 5 - Relazione attesa tra la probabilità di presenza del capriolo e la percentuale di aree urbane durante il giorno (DAY) e durante la notte (NIGHT), nel periodo giugno-ottobre 2019 e 2020, nell'area di studio "Valfurva" all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio. Le aree in blu e in rosso rappresentano gli intervalli di confidenza al 95%.



*Figura 6 - Relazione attesa tra la probabilità di presenza del capriolo e i giorni di funzionamento delle fototrappole, nel periodo giugno-ottobre 2019, nell'area di studio "Valfurva" all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio. Le aree in grigio rappresentano gli intervalli di confidenza al 95%.*

### 3.2 Ritmi di attività

I ritmi di attività di capriolo e volpe, durante il periodo giugno-ottobre presentano una sovrapposizione delle curve di kernel alta (Figura 8). Il coefficiente di sovrapposizione delle curve di attività Kernel ( $\Delta$ ) è stato valutato usando la distribuzione proposta da Monterroso et al. (2014) che ha stabilito 3 range:  $\Delta < 0.50$  sovrapposizione delle curve bassa;  $0.50 < \Delta < 0.75$  sovrapposizione media e  $\Delta > 0.75$  sovrapposizione alta. Il coefficiente di sovrapposizione è risultato pari a 0.862 con un intervallo di confidenza del 95% compreso tra 0.822 e 0.898, anche il *p-value* calcolato con il test di Wald risulta significativo ( $p = 0.025$ ).

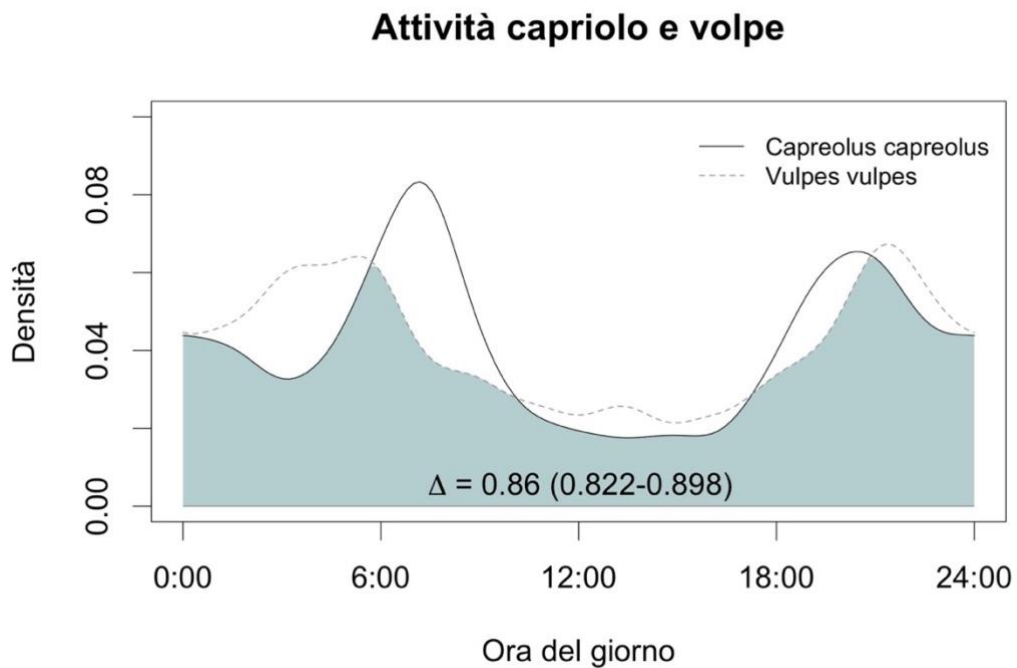


Figura 7 - Ritmi di attività (curva di densità di kernel) del capriolo nel periodo complessivo giugno-ottobre 2019 e 2020, nell'area di studio "Valfurva" all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio, e sovrapposizione con i ritmi di attività della volpe nello stesso periodo. Al centro, il coefficiente di sovrapposizione ( $\Delta$ ) e tra parentesi il relativo intervallo di confidenza.

#### 4. Discussione

Questo studio ha indagato se la sovrapposizione spaziale con la volpe e alcuni fattori ambientali possano influenzare la selezione dell'habitat del capriolo. Rispetto a quanto ipotizzato inizialmente non sembra esserci interazione spaziale tra le due specie, nonostante l'alta sovrapposizione temporale. Dai nostri risultati è emerso che le variabili ambientali che influiscono sulla probabilità di presenza del capriolo sono: aree aperte e aree urbane, entrambe con un utilizzo positivo di notte e negativo di giorno e infine copertura del bosco di conifere.

L'analisi dei ritmi di attività restituisce un'elevata sovrapposizione temporale tra le due specie, evidenziando un andamento bimodale per entrambe.

Il numero di volpi, scartato dal modello finale, non sembra influire sulla selezione dell'habitat del capriolo. Questo potrebbe, almeno in parte, essere dovuto al fatto che l'ambiente dell'area di studio risulta parzialmente frammentato, grazie ad interventi di disboscamento effettuati in passato per favorire prati e pascoli (Carro *et al.*, 2010), che di conseguenza avrebbero creato zone di ecotono, favorevoli al capriolo. Secondo Zanni (2015) gli ambienti eterogenei potrebbero agevolare il cervide nel trovare rifugi per i nuovi nati, soggetti alla predazione da parte della volpe nel periodo estivo (Panzacchi, 2008; Linnell *et al.*, 1995). Le caratteristiche ambientali, unite alla presenza limitata del capriolo nel Parco, potrebbero sfavorire un predatore generalista come la volpe ad impiegare energie nella ricerca di una risorsa poco disponibile. La relazione tra la probabilità di presenza del capriolo e le variabili ambientali selezionate nel modello finale concordano con quanto ad oggi è noto sull'ecologia del piccolo cervide (Myrsterud, 1999; Mancinelli, 2015). Dai nostri risultati è emerso come il capriolo selezioni positivamente aree con elevate coperture di boschi di conifere. Tale selezione probabilmente ha una duplice causa: la necessità di ridurre lo stress di calore (ipertermia) durante il periodo estivo (Myrsterud, 1996; Mancinelli, 2015) ed evitare il disturbo antropico (Martin *et al.*, 2018). La copertura del bosco potrebbe garantire una maggiore protezione dei cerbiatti (Linnell, 1994) in quanto la mortalità nelle aree aperte sembra maggiore (Andersen *et al.*, 1995). I nostri risultati mostrano che il maggior utilizzo delle aree aperte nelle ore notturne potrebbe essere dovuto a tre fattori. Il primo agirebbe sulle necessità trofiche del cervide che, in accordo con Myrsterud e Ims (1998), selezionerebbe aree aperte per la presenza di essenze migliori. Il secondo riguarda il rischio di predazione, infatti Myrsterud e Ostbye (1999), evidenziano che il capriolo utilizzerebbe le

aree aperte con minor luce al fine di ridurre il rischio di predazione, anche se ad oggi tale fenomeno non è del tutto chiaro (Mysterud, 1999). Infine, l'uso delle aree aperte nelle ore notturne potrebbe minimizzare l'esposizione del cervide al disturbo antropico (Gaynor, 2018); anche Reimoser 2012; Carbillet *et al.*, 2020 evidenziano che il minor utilizzo delle aree aperte nelle ore diurne potrebbe dipendere dalla presenza dell'uomo e delle sue attività, che entro Parco risulta sempre più rilevante a causa dello sviluppo turistico, delle attività agricole e zootecniche e delle infrastrutture ad esse connesse (Carro *et al.*, 2010). In modo simile, la probabilità di utilizzo delle aree prossime a quelle urbane da parte del capriolo aumenta nelle ore notturne e diminuisce in quelle diurne, probabilmente come risposta al disturbo dell'uomo (Carbillet, 2020). La fauna selvatica percepisce l'uomo come un potenziale "super predatore" (cf. Smith *et al.*, 2015), alcuni studi in aree prossime alla nostra hanno evidenziato un minor utilizzo delle aree maggiormente soggette alle attività *outdoor* da parte dell'orso (Corradini *et al.*, 2021); anche Oberosler *et al.* (2017), per le stesse aree, ha trovato che il capriolo presentava una bassa sovrapposizione dei ritmi di attività rispetto a strade forestali e sentieri maggiormente frequentati dall'uomo, quindi con un elevato disturbo antropico. La sovrapposizione dei ritmi di attività di volpe e capriolo, dai nostri dati, appare alta (Monterroso *et al.*, 2014). Entrambe le specie presentano due picchi in corrispondenza di alba e tramonto, però nel capriolo l'andamento bimodale appare più marcato, come trovato in precedenti studi (Reimoser, 2012; Mori *et al.*, 2020; Zanni *et al.*, 2020). Nonostante Gaynor (2018) evidenzi che il capriolo in presenza del disturbo antropico potrebbe spostare la fase di attività nelle ore notturne, i nostri dati non sono sufficienti per catturare questo *trend*.

#### **4.1 Considerazioni relative all'uso delle fototrappole per lo studio della selezione dell'habitat**

Negli ultimi decenni è stato possibile ampliare le ricerche sui mammiferi grazie alle fototrappole (Rowcliffe, 2017), in particolar modo nelle aree boschive con ridotta visibilità (Ahumada, 2013). Il fototrappolaggio risulta un valido strumento per analizzare i ritmi di attività, il comportamento (cf. Bridges e Noss, 2011) ma anche eventi più rari come l'arrivo di grandi carnivori (Wearn e Glover- Kapfer, 2019), recando un disturbo minimo alla fauna (Rovero, 2016; Moore, 2020). Uno dei maggiori vantaggi, rispetto ad altri metodi di campionamento quali osservazione diretta, cattura o monitoraggio, è dato dalla capacità di raccogliere informazioni accurate e standardizzate per lunghi periodi (nell'ordine di mesi, se necessario), con un impegno minimo da parte degli operatori (Wearn & Glover- Kapfer

2019). Tuttavia, bisogna tenere in considerazione che l'utilizzo delle fototrappole potrebbe non riportare i risultati attesi se lo schema di campionamento non è ben strutturato (MacKenzie et al., 2005). Burton *et al.*, (2015) evidenzia che uno dei fattori più importanti da considerare sia la *detection probability*, ovvero la probabilità di fotografare un'animale. Oltre al disegno di campionamento, la *detection probability* può essere influenzata da diversi fattori quali posizione, modello e settaggio delle fototrappole, condizioni climatico-ambientali e specie target (Foster & Harmsen 2011).

Dai nostri risultati appare che i diversi modelli di fototrappole impiegati presentino una diversa probabilità di "catturare" la fauna. Questo risultato, però, potrebbe presentare dei *bias* per due motivi. Il primo riguarda l'impiego dei modelli durante i due anni di campionamento, nello specifico nel 2019 sono stati utilizzati 4 modelli mentre nel 2020 solo 2 (cf. paragrafo 2.2). Il secondo riguarda la distribuzione dei vari modelli, durante il posizionamento i modelli delle fototrappole sono stati utilizzati in modo casuale senza differenze sistematiche tra aree aperte, sentieri piuttosto che aree con maggior copertura. Tuttavia tenendo in considerazione i nostri risultati, e trascurando i probabili *bias*, potremmo ipotizzare che la maggior probabilità di cattura dei modelli Bushnell Trophy Cam HD e UV 572 rispetto a Cuddeback C123 e Dörr Snapshot Miniblack, in parte sia dovuta a differenti caratteristiche del flash e del trigger speed.

## 5. Conclusioni

La presente tesi ha indagato se le caratteristiche ambientali e il numero di volpi guidino la selezione dell'habitat del capriolo. Al contrario di alcuni lavori analoghi, questo studio ha utilizzato solamente le fototrappole per studiare la selezione dell'habitat attraverso dati di presenza-assenza. Nell'area di studio Valfurva non sembra che il numero di volpi influisca sulla selezione dell'habitat da parte del capriolo, ma emerge un'alta sovrapposizione temporale. Il capriolo seleziona le aree aperte e quelle urbane maggiormente nelle ore notturne e i boschi di conifere con maggiore copertura. Due anni di indagine potrebbero essere pochi per comprendere appieno le dinamiche in atto; tuttavia, l'arrivo spontaneo di grandi predatori, in un futuro prossimo, potrebbe innescare interazioni differenti rispetto a quelle qui osservate. Con il proseguimento dello studio potrebbero emergere nuove dinamiche *top-down / bottom-up*, generando un possibile effetto sulle nicchie ecologiche di capriolo e volpe.



## 6. Bibliografia

- Ahumada J.A., Hurtado J. & Lizcano D. (2013) Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. PLoS ONE, 8, e73707.
- Andersen R., Linnell J.D.E. & Aanes, R. (1995) Rødyr i kulturland- skapet. Sluttrapport. (In Norwegian with English summary: Roe deer in agricultural landscapes: final report). - NINA fagrappport)10: 1-80.
- Berretti R. e Motta R. (2005) Ungulati selvatici e foresta – I danni alla rinnovazione forestale del Parco. Ente Parco Natutale Paneveggio Pale di San Martino.
- Bischof R. *et al.* (2012) A migratory northern ungulate in the pursuit of spring: jumping or surfing the green wave? Am. Nat. 180: 407–424.
- Boitani L., Vinditti R. M. (1987) La volpe rossa. Edagricole.
- Bowkett A.E., Rovero F. and Marshall A.R. (2008) The use of camera-trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa mountain forests, Tanzania. African Journal of Ecology 46:2703-2711.
- Breheny P. & Burchett W. (2017) Visualization of Regression Models Using visreg. The R Journal, 9: 56-71.
- Bridges A.S., Noss A.J. (2011) Behavior and Activity Patterns. In: O’Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. (eds) Camera Traps in Animal Ecology. Springer, Tokyo.
- Brown J. S., Laundre J. W., Gurung M. (1999) The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions.
- Burnham K.P. & Anderson D.R. (2002). Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. 2nd edition. New York, USA: Springer-Verlag.
- Burton C. *et al.*, (2015) Wildlife camera trapping: review and recommendations for linking surveys to ecological processes.
- Cagnacci F., Lovari S., Meriggi A. (2003). Carrion dependence and food habits of the red fox in an Alpine area. Ital. J. Zool., 70: 31-38.
- Carbillet J., Rey B., Palme R., Morellet N., Bonnot N., *et al.* (2020) Under cover of the night: context-dependency of anthropogenic disturbance on stress levels of wild roe deer *Capreolus capreolus*. Conservation Physiology, Oxford University Press.
- Carmignola G., (2001) Il Cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio. Consorzio Parco Nazionale dello Stelvio and Provincia Autonoma di Bolzano, 100 pp.
- Carnevali L., Pedrotti L., Riga F., Toso S. (2009) Banca dati ungulati status, distribuzione, consistenza, gestione e prelievo venatorio delle popolazioni di ungulati in Italia. Rapporto 2001-2005. Biol. Cons. Fauna 117, 1-168.

- Carro M. e Pedrotti L. (2010) Atlante del Parco Nazionale dello Stelvio.
- Caruso N., Valenzuela A.E.J., Burdett C.L., Luengos Vidal EM, Birochio D., Casanave E.B. (2018) Summer habitat use and activity patterns of wild boar *Sus scrofa* in rangelands of central Argentina. PLoS ONE.
- Cavallini P., Lovari S. (1991) Environmental factors influencing the use of habitat in the red fox, *Vulpes vulpes*. *Journal of Zoology*, 223: 323-339.
- Cavallini P., Lovari S. (1994) Home-Range, Habitat Selection and Activity of the Red Fox in A Mediterranean Coastal Ecotone. *Acta Theriologica*, 39: (3) 279–287.
- Centore L., Ugarković D., Scaravelli D. *et al.* (2018) Locomotor activity pattern of two recently introduced non-native ungulate species in a Mediterranean habitat. *Folia Zoologica* 67:1–8.
- Corradini A., Peters W., Pedrotti L., et al. (2021) Animal movements occurring during COVID-19 lockdown were predicted by connectivity models. *Global Ecology and Conservation* (32).
- Dempster J.P. (1975) *Gli animali e l'ambiente*. Newton Compton editori s.r.l. Roma, pp.173.
- Dennis R.L.H. (2012) What is a Habitat? An Awkward Question. In *A resource-based habitat view for conservation* (pp. 1–8). Chichester, West Sussex, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Fegraus E. e MacCarthy J. (2016) Camera trap data management and interoperability. In: Rovero F. e Zimmermann F. (Eds.), *Camera Trapping for Wildlife Research*. Pelagic Publishing, Exeter, UK (pp. 33–42).
- Fontana R. e Lanzi A. (2008) *Caprioli in Pianura. Indagine nelle province di Modena e Reggio Emilia*. Consorzio di gestione del Parco fluviale del Secchia, Coll. Progetto Secchia, Vol. 1, 118pp.
- Foster R., Harmsen B. (2011) A critique of density estimation from camera-trap data. *Journal of Wildlife and Management*. 76 (2): 224-236.
- Fox J., Weisberg S. (2019) *An {R} Companion to Applied Regression*. Sage Thousand Oaks (CA). URL <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.
- Gable TG., Johnson-Bice S. M., Homkes A. T., Windels S. K., Bump J. K. (2020) Ecology: Outsized effect of predation: Wolves alter wetland creation and recolonization by killing ecosystem engineers, *Sci. Adv.* 6: eabc5439.
- Gause G. (1934) *The struggle for existence* (reprinted 1964). Hafner, New York, USA.
- Gaynor K.M., Hojnowski C.E., Carter N.H., Brashares J.S. (2018) The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Sci* 360: 1232–1235.

- Giuliano D., Battisti A., Bassano B. (2019) Feeding ecology of the red fox in the Soana Valley, Gran Paradiso National Park. *Journal of Mountain Ecology*, 12: 1-18.
- Grolemund G. e Wickham H. (2011) Dates and Times Made Easy with lubridate. *Journal of Statistical Software*, 40(3), 1–25.
- James D., Hornik K. (2020) *chron: Chronological Objects which Can Handle Dates and Times*. R package version 2.3-56. S original by David James, R port by Kurt Hornik., <https://CRAN.R-project.org/package=chron>.
- Kays R. & Pearsons A.W. (2014) Mammals in and around suburban yards, and the attraction of chicken coops. *Urban Ecosystems* 17:691-705.
- Kirk D. A., Park A. C., Smith A. C., Howes B. J., Prouse B. K., Kyssa N. G., Prior, K. A. (2018) Our use, misuse, and abandonment of a concept: Whither habitat? *Ecology and Evolution*, 8(8), 4197–4208.
- Kolowski J., Forrester T. (2017) Camera trap placement and the potential bias due to trails and other features. *PLOS ONE*. 12(10): e0186679.
- Krebs C.J. (1985) *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Third edition. Harper and Row, New York, New York, USA. Ecology 1–14.
- Lashley M.A., Cove M.V., Chitwood M.C., Penido G., Gardner B., DePerno C.S., Moorman C.E. (2018) Estimating wildlife activity curves: comparison of methods and sample size. *Sci Rep* 8:4173.
- Latham J. (1999) Interspecific interactions of ungulates in European forests: an overview. *Forest Ecology and Management*.
- Lima S.L. (1985) Maximizing feeding efficiency and minimizing time exposed to predators: a trade-off in the black-caped chickadee. *Oecologia* 66: 60-67.
- Lima S.L. & Dill M. (1990) Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68: 619-640.
- Linnell J. D. C., Aanes R. and Andersen R. (1995) Who killed Bambi? The role of predation in the neonatal mortality of temperate ungulates. *Wildlife Biology* 1:209-224.
- Linnell J.D.C., Wahlstrom K. & Gaillard J.M. (1998) From birth to independence: birth. Growth, neonatal mortality, hiding behaviour and dispersal. In: *The European roe deer. The biology of success*. Andersen, R., Duncan, P. & Linnell, J.D.C. (Eds). Oslo: Scandinavian University Press.
- Lovari S., Valier P. and Ricci Lucchi M. (1994) Ranging behaviour and activity of red foxes in relation to environmental variables, in a Mediterranean mixed pinewood. *J. Zool., Lond.* 232: 323-339.
- Lovari, S., Herrero, J., Masseti, M., Ambarli, H., Lorenzini, R. & Giannatos, G. (2016) *Capreolus capreolus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T42395A22161386.

- Lovari, S., Herrero, J., Masseti, M., Ambarli, H., Lorenzini, R. & Giannatos, G. (2016) *Capreolus capreolus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T42395A22161386.
- Lucherini M., Lovari, S., & Crema, G. (1995) Habitat use and ranging behaviour of the red fox *Vulpes vulpes* in a Mediterranean rural area - Is shelter availability a key factor. *Journal of Zoology*, 237: 577-591
- MacKenzie D.I, Royle J.A. (2005) Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*. 42:1105-1114.
- Mancinelli S., Peters W., Boitani L., Hebblewhite M., Cagnacci F. (2015) Roe deer summer habitat selection at multiple spatio-temporal scales in an Alpine environment. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 26 (2), 132-140.
- Martin J. et al. (2018) Temporal shifts in landscape connectivity for an ecosystem engineer, the roe deer, across a multiple- use landscape. *Landsc Ecol* 33: 937–954. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0641-0>.
- Marucco F. (2014) Il Lupo- biologia e gestione sulle Alpi e in Europa. (Eds) IL PIVIERE. Pag. 56.
- Marucco F., Avanzinelli E., Bassano B., Bionda R., Bisi F., Calderola S., Chioso C., Fattori U., Pedrotti L., Righetti D., Rossi E., Tironi E., Truc F., Pilgrim K., Engkjer C., Schwartz M., (2018) La popolazione di lupo sulle Alpi Italiane 2014 - 2018. *Relazione tecnica*, Progetto LIFE12 NAT/IT/00080 WOLFALPS –Azione A4e D1.
- Matthiopoulos J., Fieberg J., Geert A. (2020). *Species-Habitat Associations: Spatial data, predictive models, and ecological insights*. University of Minnesota Libraries Publishing. Retrieved from the University of Minnesota Digital Conservancy.
- Mc Nay R.S., Peterson L.D., Nyberg J.B. (1988) The influence of forest stand characteristics on snow interception in the coastal forest of British Columbia. *Can. J. For. Res.*, 18, 566-573.
- Meek P.D. and Pittet A. (2012) User-based design specifications for the ultimate camera trap for wildlife research. *Wildlife Research* 39:649-660.
- Meredith M., Ridout M. (2014) Overview of the overlap package.
- Middleton A. D., Merkle J. A., McWhirter D. E., *et al.* (2018) Green-wave surfing increases fat gain in a migratory ungulate. *Oikos*. 127: 1060–1068, 201.
- Monterroso P., Alves P.C., Ferreras P. (2014) Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in Southwestern Europe: implications for species coexistence. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 68, 1403-1417.
- Moore J. F., Pine W. E., Mulindahabi F. *et al.* (2020) Comparison of species richness and detection between line transects, ground camera traps, and arboreal camera traps. *Animal Conservation*, 23(5).

- Mori E., Bagnato S., Serroni P., Sangiuliano et al., (2020) Spatiotemporal mechanisms of coexistence in an European mammal community in a protected area of southern Italy. *J Zool* 310:232–245.
- Mustoni A., Pedrotti L., Zanon E., Tosi G. (2002) *Ungulati delle Alpi*. Nitida immagine Editrice, Trento (IT).
- Mysterud e Ostbye, (1999). Cover as a habitat element for temperate ungulates: effects on habitat selection and demography. *Wildlife Society Bulletin* 27(2): 385-394.
- Mysterud A., Larsen P. K., Ims R.A., Østbye E. (1999). Habitat selection by roe deer and sheep: does habitat ranking reflect resource availability? *Canadian Journal of Zoology*, 77 (5), 776-783.
- Mysterudd A. (1996) Bed-site selection by adult roe deer *Capreolus capreolus* in southern Norway during summer. – *Wildl. Biol.* 2: 101-106.
- Mysterudd A. and Ims R.A. (1998) Functional responses in habitat use: availability influences relative use in trade-off situations. *Ecology*, 79: 1435-1441.
- Nardotto A., 2022 - Living with the enemy: activity rhythms of the red fox and some potential preys in an urban environment. *Natural History Sciences*, Milano.
- Nyberg J.B., Janz D.W. (1990) *Deer and Elk Habitats in Coastal Forest of Southern British Columbia*. B.C. Ministry of Environment, Victoria, pp. 310.
- O'Brien T.G., Kinnaird M.F. and Wibisono H.T. (2003) Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6:131-139.
- Obersler V., Groff C., Iemma A., Pedrini P., Rovero F. (2017) The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. *Mammalian Biology* 87.
- Orians G., Wittenberger J. (1991) Spatial and Temporal Scales in Habitat Selection. *The American Naturalist*. 137:29-49.
- Pagon N., Grignolio S., Pipia A., Bongi P., Bertolucci C., Apollonio M. (2013) Seasonal variation of activity patterns in roe deer in a temperate forested area. *Chronobiology International* 30:772–785. <https://doi.org/10.3109/07420528.2013.765887>
- Panzacchi M., Linnell J. D. C., Odden M., Odden J., Andersen R. (2008) When a generalist becomes a specialist: patterns of red fox predation on roe deer fawns under contrasting conditions. *Journal of Zoology* 86, 116-126.
- Panzacchi M., Linnell J. C. D., Odden M., e Anderson R. (2009). Habitat and roe deer fawn vulnerability to red fox predation. *Journal of Animal Ecology* 2009, 78, 1124–1133.
- Putman R., Apollonio M., Andersen R. (2011) *Ungulate Management in Europe: problems and practices*. Cambridge University Press.

- QGIS Development Team. (2019) QGIS Geographic Information System. – Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team, (2021) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R foundation for statistical computing. <https://www-Rproject.org/>
- R Studio Team (2021) RStudio: integrated development for R. Boston: Rstudio Inc.
- Reimoser F., Gossow H. (1996) Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management*, 88: 107-119.
- Reimoser S. (2012) Influence of anthropogenic disturbances on activity, behavior and heart rate of roe deer (*Capreolus capreolus*) and red deer (*Cervus elaphus*), in context of their daily and yearly patterns. *Deer: Habitat, Behavior and Conservation*, 1-96.
- Ridout M., Linkie M. (2009) Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322–337.
- Rovero F., Martin E., Rosa M., Ahumada, J.A. and Spitale, D. (2014) Estimating species richness and modelling habitat preferences of tropical forest mammals from camera trap data. *PLoS ONE* 9: e103300.
- Rovero F., Zimmermann F. (2016) *Camera Trapping for Wildlife Research*.
- Rovero F., Zimmermann F., Berzi D. & Meek P. (2013) Which camera trap type and how many do I need? A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, 24, 148–156.
- Rowcliffe M. (2017) Key frontiers in camera trapping research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3(3):107-108.
- Rowcliffe M. (2021) *Package Animal Activity Statistics*.
- Skogland T. (1991) What are the effects of predators on large ungulate populations? - *Oikos* 61: 401-4 11.
- Smith T. M., Smith R. L. (2015). *Elements of Ecology*, 9th edition. Pearson Education, US.
- Sotti F., Pedrotti L., (2009) Progetto per la gestione e lo studio delle popolazioni di capriolo del settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e dei territori limitrofi. Provincia Autonoma di Trento, Parco Nazionale dello Stelvio. Relazione tecnica.
- Svare B.B. (1981) Maternal aggression in mammals. In *Parental care in mammals*: 179–210. Klopfer, P.H. (Ed.). New York: Plenum Press.
- Tobler M.W., Carrillo-Percegué S.E., Leite Pitman R., Mares R., Powell G. (2008) An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169–178.
- Tosi G., Toso S. (1992) *Indicazioni generali per la gestione degli ungulati*. Istituto Nazionale di Biologi della Selvaggina, Documenti Tecnici, II.

Toso S. (2002) Capriolo. In: Spagnesi M., A. M. De Marinis – Mammiferi d'Italia. Quad. Cons. Natura, 14, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica.

Wearn O., Glover-Kapfer P. (2017) Camera Trapping for Conservation. 1st ed. WWF Conservation Technology Series.

Wearn O.R., Glover-Kapfer P. (2019) Snap happy: camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. R. Soc. open sci. 6: 181748.

Zanni M. (2015). Tesi: Fattori che influenzano la sopravvivenza dei piccoli di capriolo italico (*Capreolus capreolus*) in ambiente mediterraneo. Università degli studi di Ferrara.

Zanni M., Brivio F., Grignolio S., Apollonio M. (2020) Estimation of spatial and temporal overlap in three ungulate species in a Mediterranean environment. Mammal Research.

Zimmermann F., Foresti D., Rovero F. (2016). Behavioural studies. In: Rovero F., Zimmermann F. (Eds.), Camera Trapping for Wildlife Research. Pelagic Publishing, Exeter, UK (pp. 142–167).

Zuur A., Ieno E., Walken N., Saveliev A., Smith G. (2009) Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer.

Riga F. (2002) Volpe. In: Spagnesi M. e De Marinis A.M. (2002) Mammiferi d'Italia – Quaderni di Conservazione della Natura, 14, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica. pp. 221.

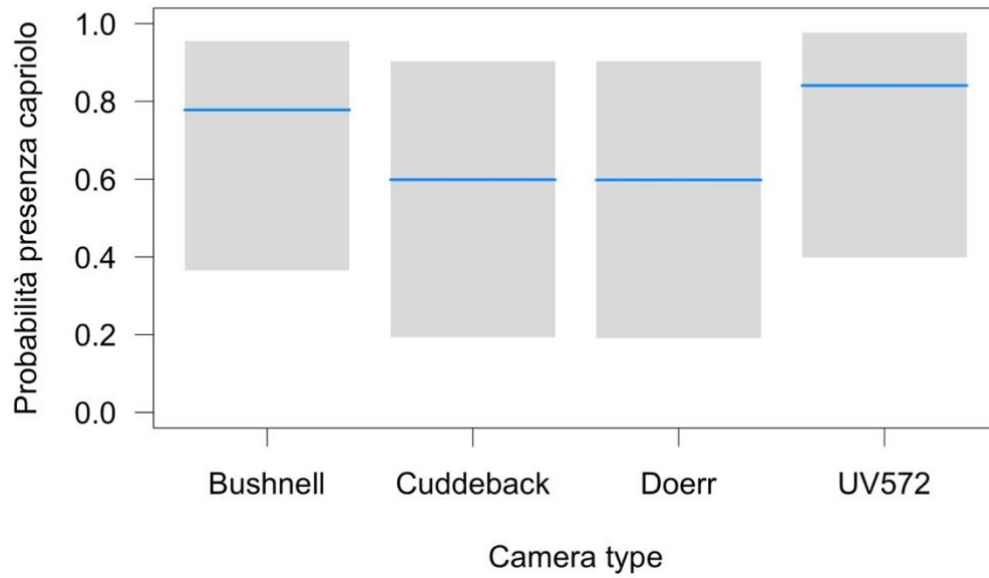
## 7. Allegati

Allegato 1 - Struttura dei 4 modelli globali con fattore random e confronto con relativi valori di AIC.

Struttura del modello	AIC
<p>Modello globale 50 metri</p> <p><i>presenza assenza capriolo</i> ~ <i>scale(num.volpi) + scale(copertura vegetativa)</i>  + <i>modello FT + daynight + scale(aree aperte<sub>50</sub>)</i>  + <i>scale(aree urbane<sub>50</sub>) + scale(bosco di conifere<sub>50</sub>)</i>  + <i>scale(pendenza<sub>50</sub>) + scale(distanza)</i>  + <i>scale(giorni di funzionamento) + anno</i>  + <i>scale(aree aperte<sub>50</sub>): daynight</i>  + <i>scale(aree urbane<sub>50</sub>): daynight + (1 ID<sub>random</sub>)</i></p>	786.203
<p>Modello globale 100 metri</p> <p><i>presenza assenza capriolo</i> ~ <i>scale(num.volpi) + scale(copertura vegetativa)</i>  + <i>modello FT + daynight + scale(aree aperte<sub>100</sub>)</i>  + <i>scale(aree urbane<sub>100</sub>) + scale(bosco di conifere<sub>100</sub>)</i>  + <i>scale(pendenza<sub>100</sub>) + scale(distanza)</i>  + <i>scale(giorni di funzionamento) + anno</i>  + <i>scale(aree aperte<sub>100</sub>): daynight</i>  + <i>scale(aree urbane<sub>100</sub>): daynight + (1 ID<sub>random</sub>)</i></p>	784.387
<p>Modello globale 200 metri</p> <p><i>presenza assenza capriolo</i> ~ <i>scale(num.volpi) + scale(copertura vegetativa)</i>  + <i>modello FT + daynight + scale(aree aperte<sub>200</sub>)</i>  + <i>scale(aree urbane<sub>200</sub>) + scale(bosco di conifere<sub>200</sub>)</i>  + <i>scale(pendenza<sub>200</sub>) + scale(distanza)</i>  + <i>scale(giorni di funzionamento) + anno</i>  + <i>scale(aree aperte<sub>200</sub>): daynight</i>  + <i>scale(aree urbane<sub>200</sub>): daynight + (1 ID<sub>random</sub>)</i></p>	778.991
<p>Modello globale 400 metri</p> <p><i>presenza assenza capriolo</i> ~ <i>scale(num.volpi) + scale(copertura vegetativa)</i>  + <i>modello FT + daynight + scale(aree aperte<sub>400</sub>)</i>  + <i>scale(aree urbane<sub>400</sub>) + scale(bosco di conifere<sub>400</sub>)</i>  + <i>scale(pendenza<sub>400</sub>) + scale(distanza)</i>  + <i>scale(giorni di funzionamento) + anno</i>  + <i>scale(aree aperte<sub>400</sub>): daynight</i>  + <i>scale(aree urbane<sub>400</sub>): daynight + (1 ID<sub>random</sub>)</i></p>	784.497



Allegato 2 - Relazione attesa tra il modello di fototrappola e la probabilità di presenza del capriolo, nel periodo giugno-ottobre 2019 e 2020, nell'area di studio "Valfurva" all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio. Le aree in grigio rappresentano gli intervalli di confidenza al 95%.



## **Ringraziamenti**

Prima di tutto vorrei ringraziare Luca Pedrotti e il Parco Nazionale dello Stelvio e per avermi permesso di partecipare a questa ricerca.

Ringrazio Luca Corlatti e Valerio Donini che in questi mesi mi hanno guidato nell'analisi dei dati e nella stesura della tesi.

Ringrazio Francesca Cozzi, per i consigli e tutti gli insegnamenti trasmessi durante l'esperienza di tirocinio, e tutte le meravigliose persone incontrate durante quest'esperienza.

Ringrazio in particolar modo la mia famiglia e Gaetano per la pazienza e il supporto soprattutto in questi ultimi mesi dove la stanchezza e lo stress non hanno sicuramente mostrato il mio lato migliore.

Grazie a tutti gli amici, anche se nelle mie lunghe permanenze in montagna ho un pò trascurato. Un grande grazie anche a tutta la famiglia Dal Don.

Infine, ringrazio Alessandro la persona che mi ha insegnato tantissimo, mi ha incoraggiata e motivata fino all'ultimo minuto.