

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI UDINE



**CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA IN
ECONOMIA ECOLOGIA E TUTELA DEI SISTEMI
AGRICOLI E PAESISTICO-AMBIENTALI
CICLO XXIV**

TESI DI DOTTORATO DI RICERCA

**TECNICHE DI ANALISI DEL SIGNIFICATO ENERGETICO DEL
TERRITORIO NELLO STUDIO DELL'ECOLOGIA DI ALCUNE SPECIE
ANIMALI**

DOTTORANDO
Dott. Alessandro Visintin

RELATORE
Dott. Stefano Filacorda

CORRELATORE
Dott. Maurizia Sigura

ANNO ACCADEMICO
2011/2012

*quanto nelle nostre ricerche viene svolto
per gli animali
e quanto per soddisfare la nostra curiosità?*

*a Martina
per aver sollevato il dubbio*

TESI DI DOTTORATO DI ALESSANDRO VISINTIN DISCUSSA PRESSO L'UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI UDINE

ABSTRACT

Despite the great popularity gained in recent decades by habitat suitability models (Boyce & McDonald, 1999; Guisan & Zimmermann, 2000, Manly et al., 2002, Pearce & Boyce, 2006), often used to tackle conservation issues, such as the management of threatened species and the ecological assessment of the impact of biotic (eg. invasion of alien species) and abiotic (eg. climate change) factors, there are some limitations and problems that have yet to be fully overcome. Firstly, the use of expert models raises a lot of criticism because of the arbitrariness in the choice of weights and values assigned to environmental variables. Secondly, many of these models require a considerable large amount of data for their design. This research suggests an alternative approach for the development of spatially explicit habitat suitability models, through the analysis and quantification of the energetic meaning of the natural (biotic and abiotic) and human-related (paved/unpaved road networks, settlements, etc.) landscape components. In other terms, if the landscape pattern was considered in terms of energy flows, and the main resources of the landscape were characterized in terms of species-specific energy inputs/outputs it could be possible to implement spatially explicit ecological models capable to overcome many of the difficulties described so far. This approach is based on the understanding that the presence of an animal in an area (in terms of movements and/or permanence, excluding for simplicity all the factors emerging from reproductive requirements, territoriality and dispersion), is largely determined by its attempt to maximize the energetic incomes/outcomes ratio and thus maximize fitness; in this way it will permit to estimate the potential satisfaction level in terms of ecological requirements for some animal species (lynx *Lynx lynx* and brown bear *Ursus arctos*) and obtain useful information for defining the habitat suitability at the regional scale. The identification and development of landscape indexes, describing many environmental components with implications on animal energy requirements, has been coupled with a behavioral pattern analysis (1 male lynx and 1 male bear) and the computation of animal energy outcomes and incomes. This study has revealed several emergent diurnal-nocturnal and seasonal energetic patterns in the use of landscape resources, and has allowed the implementation of some spatially explicit models for the estimation of energy inputs and outputs. However, the use of a single data set of locations for each target species poses significant limitations in the definition of specific behavioral patterns. The future development of this research through the use of other individual location datasets (also belonging to different geographical contexts) may allow to refine the approach and identify more precisely the key spatial variables to be measured in terms of energy, as well as to apply this approach to more sophisticated models like IBMs (Individual Based Models).

RINGRAZIAMENTI

Innanzitutto ringrazio la mia famiglia per avermi dato la possibilità di proseguire gli studi, per avermi tramandato la passione per la natura e per avermi sostenuto ed incoraggiato nei lunghi anni di studio. Un grazie sincero a Martina per essermi sempre accanto, alla sua famiglia, agli amici (Giacomo, Massimo, Marco e Maria, Marco, Matteo, Michele, Daniel, Daniele, Igor), ai colleghi (Andrea C. e Andrea M.), ai soci di Green solutions (Matteo D., Matteo D.F., Lorenzo), a tutte le persone con le quali ho collaborato nelle attività di dottorato ed extra-dottorato (Fulvio, Bruno, Marco, Pierluigi, Roberto, Andrea, Antonella, Carlo, Davide, Desiderato, Francesco, Stefania, il prof. Danuso), ma soprattutto ai coordinatori della mia ricerca Stefano e Maurizia, per aver seguito, indirizzato, criticato ed arricchito il mio studio. Un grazie anche a tutte quelle persone che, anche se non presenti in questo breve elenco, non sono certo meno importanti.

TESI DI DOTTORATO DI ALESSANDRO VISINTIN DISCUSSA PRESSO L'UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI BARI

INDICE

1. INTRODUZIONE	Pag. 1
2. OBIETTIVI	Pag. 19
3. APPROCCIO ALLO STUDIO	Pag. 22
4. MATERIALI E METODI	Pag. 25
4.1 SCELTA DELLE SPECIE	Pag. 25
4.2 BIOLOGIA DELLA LINCE	Pag. 27
4.2.1 HABITAT	Pag. 28
4.2.2 CICLO BIOLOGICO	Pag. 28
4.2.3 STRATEGIA ALIMENTARE	Pag. 29
4.2.4 TECNICHE PREDATORIE E MODALITÀ DI CONSUMO	Pag. 30
4.2.5 SOCIALITÀ E USO DELLO SPAZIO	Pag. 32
4.3 STORIA RECENTE DELLA LINCE E DISTRIBUZIONE ATTUALE	Pag. 33
4.3.1 LA LINCE IN SLOVENIA	Pag. 37
4.3.2 LA LINCE IN AUSTRIA	Pag. 38
4.3.3 LA LINCE IN FRIULI	Pag. 39
4.4 LA LINCE RICKY	Pag. 40
4.5 BIOLOGIA DELL'ORSO BRUNO	Pag. 45
4.5.1 HABITAT	Pag. 45
4.5.2 ALIMENTAZIONE, COMPORTAMENTO, RIPRODUZIONE	Pag. 46
4.6 STORIA RECENTE DELL'ORSO BRUNO E DISTRIBUZIONE ATTUALE	Pag. 47
4.7 L'ORSO ANDREY	Pag. 50
4.8 AREA DI STUDIO	Pag. 54
4.8.1 CLIMA E VEGETAZIONE	Pag. 57
4.8.2 FAUNA	Pag. 59
4.8.3 L'AREA DEL MONTE CUAR	Pag. 61
4.8.4 LE VALLI DEL TORRE E DEL NATISONE	Pag. 64
4.9 IL CALCOLO DELLA SPESA ENERGETICA	Pag. 66
4.9.1 METODO PER CALCOLARE IL FABBISOGNO ENERGETICO	Pag. 66
4.9.2 TERMOREGOLAZIONE	Pag. 70
4.9.3 LOCOMOZIONE VERTICALE	Pag. 71
4.10 ANALISI GIS	Pag. 72
4.10.1 DISPONIBILITÀ TROFICA	Pag. 91
4.11 ANALISI STATISTICHE	Pag. 95
5. RISULTATI E DISCUSSIONI	Pag. 97
5.1 ANALISI DELLE COMPONENTI TERRITORIALI	Pag. 97
5.1.1 CALCOLO DEGLI INPUT ENERGETICI	Pag. 101
5.2 ANALISI DEI PATTERN E APPLICAZIONI AL CALCOLO DELL'OUTPUT ENERGETICO PER LA LINCE	Pag. 108
5.2.1 ANALISI DELLA VARIANZA	Pag. 108
5.2.2 ANALISI DELLA REGRESSIONE PER SELEZIONE	Pag. 125
5.2 ANALISI DEI PATTERN E APPLICAZIONI AL CALCOLO DELL'OUTPUT ENERGETICO PER L'ORSO	Pag. 135

5.3.1 ANALISI DELLA REGRESSIONE PER SELEZIONE	Pag. 135
6. CONCLUSIONI	Pag. 145
7. APPLICAZIONI FUTURE	Pag. 149
APPENDICI	Pag. 150
APPENDICE I	Pag. 151
APPENDICE II	Pag. 155
APPENDICE III	Pag. 160
BIBLIOGRAFIA	Pag. 165

TESI DI DOTTORATO DI ALESSANDRO VISINTIN DISCUSSA PRESSO L'UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI UDINE

1. INTRODUZIONE

La vita degli organismi viventi, e particolarmente degli organismi animali, è regolata da una serie di vincoli energetici che ne determina non solo il comportamento e le strategie di sopravvivenza, ma anche la morfologia e fisiologia, in un feedback evolutivo continuo in cui fattori ecologici, comportamentali e biologici concorrono a definire le caratteristiche di una specie e la sua nicchia ecologica.

I modelli di previsione della distribuzione spaziale delle specie (Boyce & McDonald, 1999; Guisan & Zimmermann, 2000; Manly *et al.*, 2002; Pearce & Boyce, 2006), chiamati funzioni di selezione delle risorse o modelli di idoneità/vocazionalità ambientale, stanno guadagnando sempre maggiore interesse in quanto spesso facilitano sia la comprensione dei requisiti delle specie in termini di nicchie ecologiche sia la previsione della distribuzione potenziale delle stesse (Hirzel *et al.*, 2006); il loro uso è stato promosso soprattutto per affrontare problemi di conservazione, come la gestione della distribuzione delle specie, la valutazione dell'impatto ecologico di vari fattori (per es. l'inquinamento o i cambiamenti climatici), il rischio di invasione di specie alloctone o la gestione delle specie minacciate (Verner *et al.*, 1986, Scott *et al.*, 2002; Guisan & Thuiller, 2005).

Questi modelli empirici mettono in relazione la presenza di una specie ad una serie di variabili predittive ambientali, sulla base di superfici di risposta derivate statisticamente o su base teorica (Guisan & Zimmermann, 2000) che potrebbero riflettere la selezione di alcuni fattori chiave delle nicchie ecologiche specie-specifiche, come il clima (inteso anche come microclima locale), la topografia, la geologia o la copertura del suolo.

I dati delle specie possono essere (1) la semplice presenza, (2) la presenza/assenza (nel caso delle piante, per esempio, viene comunemente redatto un elenco esaustivo di tutte le specie presenti in ciascun sito campione), (3) osservazioni di abbondanza basate su un campionamento casuale o stratificato, oppure (4) osservazioni ottenute opportunisticamente, come quelle contenute nelle collezioni di storia naturale (Graham *et al.*, 2004a). Naturalmente, mentre vi sono pochi o nessun dubbio riguardo alla presenza, l'affidabilità dell'assenza dipende dalle caratteristiche della specie (ad es. la biologia, il comportamento, la storia) (Hirzel *et al.*, 2001), dalla sua abbondanza locale, dalla facilità di individuazione (Kéry, 2002), nonché dalla strategia usata per l'indagine (Mackenzie & Royle, 2005).

I predittori ambientali possono a loro volta esercitare effetti diretti o indiretti sulle specie, secondo un gradiente da prossimale a distale (Austin 2002) e sono scelti per riflettere i

tre principali tipi di influenze su una specie (Guisan & Zimmermann, 2000; Huston, 2002): (1) fattori limitanti, definiti come fattori di controllo dell'eco-fisiologia della specie (es. temperatura, acqua, composizione del terreno), (2) disturbi, definiti come tutti i tipi di perturbazione (naturali o indotti dall'uomo) che interessano i sistemi ambientali e (3) risorse, definite come tutti i composti che possono essere assimilati dagli organismi (per esempio l'energia e l'acqua).

Di fatto molti approcci modellistici sviluppati per predire la distribuzione delle specie vegetali o animali hanno le loro radici nella quantificazione delle relazioni specie-ambiente e possono essere sviluppati a priori sulla base di conoscenze specialistiche e per approssimazioni successive e sperimentazione su nuovi datasets oppure possono essere dedotti a posteriori dai dati raccolti in campo. Nello specifico tre fasi sembrano aver segnato la storia dei modelli di distribuzione delle specie: (1) la quantificazione statistica non spaziale della relazione specie-ambiente basata su dati empirici, (2) la modellizzazione spaziale della distribuzione delle specie basata sul parere d'esperto (non statistica, non empirica), e (3) la modellazione statistica spazialmente esplicita ed empirica della distribuzione delle specie (Guisan & Thuiller, 2005). Infatti i modelli di vocazionalità ambientale possono produrre previsioni spazialmente esplicite (Dunning *et al.*, 1995) indicando l'idoneità di ogni posizione all'interno di una regione per le specie target, le comunità o la biodiversità in generale, ed includendo la composizione di habitat all'interno di un dato raggio, anche se generalmente le interazioni dinamiche tra siti e paesaggio circostante non vengono considerati esplicitamente.

I primi esempi di strategie di modellizzazione che utilizzano le correlazioni tra la distribuzione delle specie e il clima sembrano essere quelli di Johnston (1924), che prevedevano la diffusione invasiva di una specie di cactus in Australia, e Hittinka (1963) che valutavano le variabili climatiche determinanti nella distribuzione di diverse specie europee. I primi sviluppi della modellizzazione al computer della distribuzione delle specie sembrano aver origine verso la metà degli anni '70, stimolati dalla quantificazione di numerose relazioni specie-ambiente disponibili a quell'epoca (Austin 1971). Il primo tentativo per la previsione spaziale basata sull'individuazione di nicchie per alcune specie vegetali in Australia è quello di Nix e collaboratori (Nix *et al.*, 1977). Questi approcci furono seguiti, nei primi anni '80, dalle pionieristiche simulazioni di distribuzione delle specie di Ferrier (1984). All'incirca nello stesso periodo, la pubblicazione di due libri (Verner *et al.*, 1986; Margules & Austin 1991) ha contribuito in larga parte a promuovere questo nuovo approccio, sfociando in un numero sempre crescente di modelli di distribuzione delle specie proposto in letteratura. Questi

progressi sono stati ampiamente supportati dallo sviluppo parallelo delle scienze informatiche e statistiche, e da un forte supporto teorico all'ecologia predittiva, vista come più rigorosamente scientifica, più informativa e più utile (Peters, 1991). Di conseguenza, il numero di pubblicazioni correlate sono aumentate in misura molto significativa sin dai primi anni '90, e le prime recensioni, come quelle pubblicate da Franklin (1995) e Austin (1998), sono apparse poco prima della fine del secolo. Negli ultimi anni, la modellizzazione predittiva della distribuzione delle specie è diventata uno strumento sempre più importante per affrontare varie problematiche in ecologia, biogeografia, evoluzione e, più recentemente, nei campi della biologia della conservazione e delle ricerche sui cambiamenti climatici.

In ambito GIS alcuni esempi di modellizzazione ambientale sono quelli di Radeloff *et al.* (1999) che hanno sviluppato un modello di idoneità ambientale per il capriolo (*Capreolus capreolus*), utilizzando una regressione multipla a quattro parametri. Pereira e Itami (1991) hanno sviluppato un modello di idoneità ambientale per lo scoiattolo rosso del M. Graham (*Tamiasciurus hudsonicus grahamensis*) attraverso un modello di regressione logistica multipla, dove è stato utilizzato il GIS per fornire gli input al modello. Li *et al.* (1997) hanno applicato la regressione logistica in combinazione con le principali componenti ambientali e l'analisi di autocorrelazione spaziale per prevedere la distribuzione spaziale della gru di Manciuira (*Grus japonensis*). Mladenoff e Sickley (1998) hanno usato i GIS e un modello di regressione logistica basato sull'abbondanza di strade regionali per stimare spazialmente l'habitat del lupo (*Canis lupus*). Osborne *et al.* (2001) hanno realizzato alcuni modelli predittivi per l'otarda (*Otis tarda*) nella Spagna centrale basati su immagini satellitari prontamente disponibili ed ad elevata risoluzione (Very High Resolution Radiometer, AVHRR) combinate con le caratteristiche ambientali mappate in forma di strati informatici GIS (misure di prossimità alle fonti di disturbo e un modello digitale del terreno che ha consentito l'elaborazione di indici topografici), ed utilizzando una regressione logistica.

Un esempio particolare di modellizzazione spaziale di distribuzione delle specie interessa la definizione della permeabilità/connettività del paesaggio, del suo grado di frammentazione e la progettazione di collegamenti (corridoi) ambientali. Il problema della frammentazione degli habitat è molto sentito tanto che viene considerato tra le prime cause del declino della biodiversità a livello europeo e proprio il sostegno alla biodiversità rappresenta un obiettivo della strategia di sviluppo dell'Europa 2020 (CE, 2010).

Molti studi hanno dimostrato che la dispersione può essere fondamentale per la distribuzione e la persistenza delle specie in paesaggi frammentati (Hanski & Simberloff, 1997;

Ims & Yoccoz, 1997; Wiens, 2001). E' ormai ben noto che i movimenti individuali tra patch di habitat spesso dipendono dalle caratteristiche della matrice (Ricketts, 2001), e il termine *connettività del paesaggio* viene usato per indicare il grado in cui il paesaggio facilita o ostacola il movimento tra le patch di risorse (Taylor *et al.*, 1993). La connettività è stata spesso definita in base alla struttura spaziale di un paesaggio, ovvero come *connettività strutturale*. Tuttavia, la nostra percezione della struttura del paesaggio potrebbe essere molto diversa da quello delle specie studiate, e di conseguenza, la connettività strutturale potrebbe essere di scarsa utilità nello spiegare come il paesaggio influenzi il movimento delle specie, vale a dire la *connettività funzionale* (Brooks, 2003). Per esempio, la conservazione o la creazione di corridoi viene spesso raccomandata per mitigare gli effetti negativi della frammentazione degli habitat (Beier & Noss, 1998), anche se la valutazione dei loro effetti viene di solito svolta soggettivamente, piuttosto che sulla base dei dati sui movimenti delle specie (Beier *et al.*, 2008).

La connettività del territorio, intesa come la capacità delle specie di spostarsi tra i diversi elementi di un paesaggio, è stata valutata principalmente a parere d'esperto (Doswald *et al.*, 2007) o da dati proxy (dati che forniscono indicazioni su altri dati), che hanno dei limiti rilevanti. La modellizzazione attraverso cost-distance analysis può in parte superare questi limiti, ma i valori di resistenza dei diversi elementi del paesaggio sono difficili da stimare.

Gli sviluppi recenti come i modelli di tipo state-space (in spazio di stato) permettono l'identificazione dei fattori che regolano gli spostamenti degli animali, anche quando i dati sono misurati in modo impreciso o quando gli organismi passano attraverso molteplici stati comportamentali (Patterson *et al.*, 2008; revisione in Schick *et al.*, 2008). Tuttavia, questi metodi si basano su parametri di movimento, di solito la lunghezza del passo e/o l'angolo di svolta, per valutare l'effetto delle caratteristiche territoriali sul movimento. Richiedono inoltre numerosi passaggi (ogni coppia di punti consecutivi di dispersione) per ogni individuo, e non possono essere utilizzati se le posizioni non vengono registrate frequentemente. In aggiunta, le metriche di movimento non indicano necessariamente la facilità di spostamento in un ambiente specifico, tanto che passi brevi con angoli di rotazione di grandi dimensioni potrebbero derivare da un comportamento esplorativo in un habitat idoneo, o al contrario dall'incapacità di trovare una via d'uscita da un ambiente inospitale.

In alternativa, molti studi hanno cercato di caratterizzare la connettività paesaggistica utilizzando i modelli di distanza di costo (Beier *et al.*, 2008), rappresentando movimenti più biologicamente corretti che prendono in considerazione l'interazione tra paesaggio e

movimenti. Questi modelli stimano la difficoltà di movimento tra due punti assegnando ad ogni pixel di una mappa raster un valore di resistenza, detto anche di costo o di attrito (Adriaensen *et al.*, 2003). Questo valore indica la difficoltà o la riluttanza di un organismo ad attraversare la cella di una mappa, ed è generalmente determinato sulla base del tipo di substrato che rappresenta. La distanza di costo di una destinazione da una fonte è quindi il costo totale di attraversamento del percorso più facile tra le due posizioni, e può essere calcolato con la maggior parte dei pacchetti GIS. La distanza di costo è spesso una misura più realistica della distanza euclidea in quanto tiene conto della configurazione e della struttura del paesaggio dal punto di vista di una specie animale, e può facilmente essere sostituita alle distanze euclidee nelle metriche di isolamento delle patch già utilizzate in bibliografia (per esempio Moilanen & Nieminen, 2002; Castellón & Sieving, 2006; Yamanaka *et al.*, 2009). Tuttavia, come già accennato, per essere accettabile, qualsiasi modello di connettività del paesaggio dovrebbe essere valutato sulla base di dati reali di dispersione. I movimenti individuali dovrebbero trovare corrispondenza nei valori di resistenza ipotetici assegnati ai vari elementi del paesaggio, ovvero essere più frequenti attraverso le celle a bassa resistenza e rari attraverso quelle ad alta resistenza. In altre parole, la distanza di costo non può che rappresentare la connettività se correlata con la probabilità dei movimenti individuali. Attualmente, i valori di resistenza sono spesso determinati in base a parere d'esperto (Beier *et al.*, 2008), sulla base di dati proxy come il tempo trascorso da animali in dispersione in diversi tipi di habitat (ad es. Graham, 2001) o assumendo che gli habitat di dispersione siano simili a quelli di riproduzione o di foraggiamento (Chetkiewicz *et al.*, 2006; LaRue & Nielsen, 2008). Una corretta stima della resistenza ai movimenti degli elementi del paesaggio è difficile e richiede in genere numerosi dati (Ims & Yoccoz, 1997) raccolti attraverso specifici progetti di cattura-ricattura (Lebreton *et al.*, 2003; Mennechez *et al.*, 2003; Schtickzelle *et al.*, 2005), o sull'osservazione diretta dei movimenti attraverso le barriere ecologiche (Sieving *et al.*, 1996; Grubb & Doherty, 1999).

Nello studio di Richard & Armstrong (2010) viene presentato un nuovo approccio che combina la modellazione della distanza di costo alle funzioni di selezione a step, che rende possibile verificare oggettivamente l'influenza degli elementi del paesaggio sul movimento degli animali e stimare i valori di resistenza associati utilizzando i dati di dispersione. Viene dimostrato che la modellazione della distanza di costo può anche essere estesa a considerare il comportamento in dispersione delle specie come la capacità di attraversamento dei gap, e può essere quantificata usando questo approccio innovativo. Grazie alla combinazione di funzioni

di selezione a step ed i modelli di distanza di costo, i valori di resistenza assegnati ai vari elementi del territorio possono essere valutati oggettivamente invece che fare affidamento al parere d'esperto (Beier *et al.*, 2008). Può anche essere più appropriato che definire i valori in base ai dati proxy come ad esempio il tempo relativo trascorso in ciascun tipo di habitat (ad es. Graham, 2001), e meno costoso o più fattibile rispetto all'utilizzo di marcatori genetici (ad es. Stevens *et al.*, 2006).

L'impatto della permeabilità della matrice sulla distribuzione delle specie può essere valutato mettendo in relazione la presenza e abbondanza delle specie alla composizione e struttura della matrice stessa (Joly *et al.*, 2001). A questo proposito, le piccole patch di habitat e gli habitat lineari possono migliorare la dispersione in quanto agiscono come punti focali o corridoi per la dispersione di individui (DeMaynadier & Hunter, 1998; Gibbs, 1998; Lehtinen *et al.*, 1999). Al contrario, elementi tipici della matrice come le aree urbanizzate o le strade possono rappresentare barriere più o meno invalicabili (Hitchings & Beebee, 1997; Wederkinch, 1988). Gli aspetti qualitativi della matrice influenzano la dispersione (il movimento monodirezionale di un individuo dal suo territorio di nascita verso un nuovo sito di potenziale riproduzione), ma anche altri spostamenti come le migrazioni riproduttive. Il ciclo biologico di molte specie animali comporta migrazioni tra habitat diversi, come le migrazioni invernali negli uccelli e le migrazioni riproduttive in specie con cicli vitali complessi (ad es. insetti, pesci, anfibi).

I modelli di permeabilità sono rappresentazioni, generalmente basate su un reticolo, che considerano sia le spese energetiche ed i rischi legati alla mortalità sia i movimenti individuali attraverso la matrice. Il principio di base di questo tipo di modellizzazione sta nell'assegnare a ogni cella un valore che rappresenta la sua permeabilità al passaggio di un organismo. Vengono poi simulati i movimenti randomici o basati sul costo minimo, governati da regole locali in funzione delle celle adiacenti. Sebbene queste tecniche di modellizzazione siano state utilizzate in diversi studi per le migrazioni animali (ad esempio Schippers *et al.*, 1996; Walker & Craighead 1997; Villalba *et al.*, 1998; Purves & Doering, 1999), rimangono tuttora in fase sperimentale in quanto la conoscenza sull'uso dell'habitat da parte degli animali è spesso troppo frammentaria per ottenere un modello accurato. I modelli di permeabilità sfruttano i GIS, ampiamente utilizzati negli ultimi dieci anni nel campo della biologia di popolazione in una vasta gamma di applicazioni (Johnston, 1998); infatti la maggior parte dei pacchetti GIS offre strumenti per lo studio della semplice dispersione e funzioni cosiddette di distanza di costo, che consentono la modellizzazione delle zone di migrazione.

Un approccio di modellizzazione della permeabilità ambientale a parere d'esperto è quello di Ray e collaboratori (2002). Nel loro studio sulla distribuzione delle popolazioni di anfibi hanno utilizzato una mappa di uso del suolo per ottenere la matrice di attrito, attraverso una tabella di conversione per assegnare un costo di migrazione ad ogni tipologia di uso del suolo, secondo la permeabilità specie-specifica presunta per i diversi tipi di uso del suolo. Sono stati considerati i costi di migrazione collegati sia alle spese energetiche che al rischio di mortalità per un individuo in movimento attraverso la matrice.

I collegamenti faunistici possono mitigare gli impatti della frammentazione degli habitat sulle popolazioni della fauna selvatica e della biodiversità in generale (Beier & Noss 1998; Haddad *et al.*, 2003) ed aumentare la permeabilità della matrice. La progettazione di un collegamento comporta l'identificazione di specifiche zone che meglio mantengono la capacità della fauna selvatica di spostarsi tra le patch naturali, anche se il resto del territorio (matrice) diventasse inospitale per il movimento della fauna selvatica. Anche in questo caso la modellizzazione, come l'analisi di minor costo (least-cost analysis), è al centro della maggior parte degli approcci alla progettazione di questi collegamenti.

Si definisce corridoio una fascia di territorio destinata a consentire il passaggio di una particolare specie selvatica tra 2 o più aree naturali. Il termine collegamento viene utilizzato per indicare le fasce connettive destinate a supportare il movimento di molteplici specie focali o la propagazione di processi eco sistemici (Beier *et al.*, 2008). Tutti gli studi su collegamenti faunistici consultati seguono la stessa procedura di base. In primo luogo gli stakeholders definiscono i propri obiettivi di conservazione attraverso l'identificazione del paesaggio e delle specie focali. In seguito gli analisti sviluppano un algoritmo per valutare la resistenza di ogni singolo pixel per ogni specie in funzione delle caratteristiche dei pixel, come la copertura del suolo, la topografia, e il livello di disturbo antropico. Secondo Adriaensen *et al.* (2003), il termine *resistenza* fa riferimento alla difficoltà di muoversi attraverso un pixel mentre *costo* (o *distanza efficace*) è la resistenza totale sostenuta per spostarsi da un pixel verso entrambi i vertici del corridoio. Successivamente gli analisti selezionano una fascia di pixel con il costo più basso; questa striscia rappresenta il corridoio modellizzato per una specie focale. Diversi progetti di corridoi per più specie focali sono combinati in un progetto preliminare di collegamento, che diventa il progetto di collegamento finale dopo essere stato modificato per adattarsi ai processi ecologici, incorporando altri pixel di interesse conservazionistico, ad effetto tampone contro i fenomeni di bordo.

In Beier *et al.* (2008) gli autori introducono il termine *traduzione soggettiva* per indicare un problema rilevante che influenza la maggior parte delle stime di resistenza. Il problema principale è che i parametri di selezione delle risorse vengono solitamente tradotti in stime di resistenza in modo soggettivo. Questa problematica è più evidente per le stime derivanti dalla bibliografia e dal parere di esperto, nelle quali l'analista assegna un punteggio di resistenza ad ogni stato della risorsa estrapolando dalla bibliografia esistente sulla selezione delle risorse. Gli studi della selezione delle risorse producono risultati in termini ad esempio di graduatorie di classi di risorse, di probabilità di presenza della specie in ogni classe, di un rapporto o differenza tra uso e disponibilità di ciascuna classe, di numero di presenze di un animale in ogni classe, o di distanza media delle localizzazioni degli animali dalla più vicina classe (Millsbaugh & Marzluff, 2001). Ad esempio se c'è una possibilità doppia che l'animale target si trovi nei pixel di tipo A, rispetto ai pixel di tipo B, si potrebbe essere tentati di dedurre che B ha il doppio della resistenza di A. Tuttavia, tale deduzione è valida solo se il rapporto tra la resistenza e la probabilità di presenza è una funzione lineare piuttosto che esponenziale, logaritmica, o di altro tipo. Pochi sono gli analisti che spiegano il modo in cui hanno tradotto le metriche di selezione delle risorse in resistenza, e anche quando lo fanno (per es. Ferreras, 2001), la decisione rimane soggettiva. Dalla bibliografia si rileva che l'habitat per ciascuna specie viene definito sulla base di requisiti vitali come il cibo, il rifugio, i siti di nidificazione, la ricerca di rifugio dai rischi, e le relazioni con le specie competitive. Poiché questi fattori ambientali raramente sono mappati per qualsiasi specie i modelli utilizzano dati ambientali disponibili dall'analisi GIS come approssimatori. Ogni progetto di collegamento incorpora un massimo di 5 variabili approssimative come tipicamente, la copertura del suolo, 1 o 2 fattori legati al disturbo antropico, e 1 o 2 fattori topografici. Poiché la copertura del suolo è legata alla disponibilità trofica e di rifugio e l'uomo rappresenta un pericolo importante per molte specie, questi strati informativi risultano decisamente rilevanti.

Definite quindi le caratteristiche principali dei modelli di idoneità ambientale e alcune delle loro applicazioni, è necessario fare il punto sulle principali problematiche e limiti di questo tipo di modellistica. Come già descritto, i modelli ambientali possono ricadere essenzialmente in due branche principali: i modelli empirici ed i modelli a parere d'esperto. I modelli empirici sono quelli più comunemente utilizzati. Tuttavia raccogliere dati per questi modelli risulta molto dispendioso in termini di tempo e denaro. I modelli a parere d'esperto possono essere una buona alternativa, anche se gli studi rilevati in bibliografia hanno fornito risultati contrastanti. Questi modelli sono molto criticati perché spesso usano schemi di

classificazione arbitraria e raramente sono testati con dati indipendenti (Roloff & Kernohan, 1999; Boitani *et al.*, 2007). Esiste tuttavia un gran numero di potenziali tecniche che permettono di incorporare l'opinione degli esperti in modelli di idoneità ambientale (Carver, 1991; Jankowski, 1995; Pearce *et al.*, 2001; Pereira & Duckenstein, 1993; Store & Kangas, 2001; Clevenger *et al.*, 2002). Ad esempio Kobler & Adamic (2000) utilizzano un approccio innovativo per caratterizzare l'habitat dell'orso bruno (*Ursus arctos*) nel sud-ovest della Slovenia e che lega il parere d'esperto alla modellistica ambientale. La base di conoscenze (sotto forma di un albero decisionale) del sistema esperto per l'identificazione degli habitat adatti, è stata indotta attraverso apprendimento automatico (automated machine learning) dagli avvistamenti registrati, e poi legata agli strati tematici GIS per la successiva classificazione habitat/non-habitat dell'intera area di studio. L'accuratezza del classificatore ad albero è stata valutata dell'87%. L'albero decisionale ha fornito risultati per lo più in accordo con quanto si conosce in materia. Per l'area di studio i fattori principali considerati dal sistema esperto come importanti nella definizione dell'habitat dell'orso bruno sono stati: la percentuale di foreste (positivo), la vicinanza agli insediamenti (negativo) e la quota (positivo); tuttavia l'albero decisionale non ha preso in considerazione la dimensione delle patch di habitat.

Un altro sistema per ovviare al problema dell'arbitrarietà nella schematizzazione dei modelli è l'utilizzo di funzioni di selezione delle variabili ambientali (risorse). Una funzione di selezione delle risorse (RSF) è un qualsiasi modello che produce valori proporzionali alla probabilità di utilizzo di una risorsa (Manly *et al.*, 1993). Le funzioni di selezione delle risorse offrono una caratterizzazione quantitativa dell'uso delle risorse; possono utilizzare virtualmente qualsiasi tipo di risorsa selezionata, incluse variabili categoriche e scalari, si adattano facilmente alla struttura spaziale, possono essere interfacciati con i GIS per analisi rapide ed hanno importanti applicazioni nella conservazione e gestione ambientale. I modelli RSF sono spesso sviluppati utilizzando modelli lineari generali (GLM), anche se al loro posto potrebbe essere utilizzata un'ampia serie di modelli statistici. L'idea di una funzione di selezione delle risorse (RSF) trae le sue origini dalla teoria della selezione naturale (Manly, 1985), ma ha il preciso intento di caratterizzare la selezione delle risorse da parte degli animali. Le unità selezionate da parte degli animali (ad es. pixel di territorio) sono concepiti come risorse e le variabili predittive associate a queste unità possono essere o variabili di risorse o covariabili di risorse (ad es. la quota o il disturbo umano). I Modelli RSF si sovrappongono in modo sostanziale con alcuni metodi sviluppati per mappare la distribuzione degli organismi utilizzando pattern specie/ambiente (Guisan & Zimmermann, 2000); anzi in alcuni casi i metodi

sono identici. Queste tecniche di modellizzazione geografica sono state particolarmente sviluppate dagli studiosi di ecologia vegetale (ad es. Austin *et al.*, 1990, 1994).

Un modello RSF è in altri termini una forma di indice di idoneità ambientale (Habitat Suitability Index HSI; US Fish and Wildlife Service, 1981) ma con maggiore rigore statistico. Alcuni modelli di idoneità ambientale vengono spesso creati utilizzando il parere d'esperto e altri approcci non rigorosamente legati al metodo statistico, mentre i modelli RSF sono sempre stimati direttamente dai dati. Una RSF è di solito definita sulla base di osservazioni di: (1) presenza/assenza (utilizzato vs inutilizzato), o (2) presenza/disponibilità (utilizzato vs disponibile) di risorse. Quando legati ad un sistema di informazione territoriale (GIS), i modelli RSF possono essere strumenti molto potenti nella gestione delle risorse naturali, con numerose applicazioni per la valutazione degli effetti cumulativi di risorse diverse sull'idoneità ambientale, la pianificazione e gestione territoriale, l'analisi della vitalità delle popolazioni (Boyce *et al.*, 1994; Boyce & McDonald, 1999; Boyce & Waller, 2000).

La disponibilità di dati è un altro dei problemi che da sempre affligge il modellista, ed è un vincolo sostanziale nella progettazione di modelli di distribuzione delle specie su larga scala. Due approcci di base sembrano ottimizzare al meglio le risorse disponibili. I metodi di interpolazione, che vanno dalla semplice interpolazione lineare (Farina, 1997) al kriging (Palma *et al.*, 1999), stimano la presenza delle specie tra i punti di campionamento in base alla loro disposizione spaziale. Questo è probabilmente l'approccio ottimale in paesaggi dove le discontinuità ambientali sono poche. Un approccio alternativo, che può essere generalmente chiamato mappatura correlativa, rapporta la presenza delle specie nei diversi punti ad una serie di variabili predittive disponibili su tutta l'area di studio (Osborne & Tigar, 1992; Buckland & Elston, 1993; Augustin *et al.*, 1996); vengono poi utilizzate equazioni derivate per predire la presenza in tutto il range della specie. Si tratta di un approccio che richiede molti dati in quanto necessita informazioni sulle caratteristiche ambientali di ogni maglia della griglia o pixel che copra la distribuzione della specie. Tuttavia, è in grado di rilevare più minuziosamente i cambiamenti nella distribuzione rispetto ai metodi di interpolazione, a patto che le variabili predittive siano ragionevolmente correlate con le caratteristiche ambientali scelte da parte della specie oggetto di studio. Fortunatamente, molti dati digitali disponibili oggi approssimano ragionevolmente bene molte delle informazioni utili a descrivere le esigenze ecologiche di molte specie (Osborne *et al.*, 2001).

Alle problematiche citate (arbitrarietà dell'approccio a parere d'esperto e necessità di molti dati per la modellizzazione) se ne aggiunge una terza e riguarda la scelta dell'approccio

modellistico *utilizzato vs inutilizzato* all'adattamento dei modelli di idoneità ambientale, comprese le funzioni di selezione delle risorse. Come può risultare difficile dimostrare la non-presenza di un animale in un sito, così può risultare difficile dimostrare il non-utilizzo di una risorsa, specialmente per animali con elevata mobilità e criptici. Inoltre, il mancato utilizzo potrebbe dipendere dall'intensità di campionamento, tanto che una ricerca più estesa potrebbe portare alla riclassificazione di siti non utilizzati come utilizzati. Possiamo essere quindi certi che i siti utilizzati siano di fatto utilizzati, ma siamo sicuramente meno certi riguardo ai siti non utilizzati. In alcuni campionamenti di fatto non si può stimare la parte di siti inutilizzati. Per esempio, i dati radiotelemetici sono in grado di identificare i punti utilizzati dagli animali, ma esiste un numero infinito di punti sul territorio che può essere stato usato e quindi non possiamo definire con certezza i punti di non-utilizzo (Boyce *et al.*, 2002).

Infine, non va dimenticato l'effetto della scala di riferimento; infatti le relazioni tra specie e loro ambiente possono determinare l'emergenza di differenti pattern spaziali a scale diverse, spesso organizzati in modo gerarchico (Pearson *et al.*, 2004). Per esempio una distribuzione graduale osservata su ampia scala ad una risoluzione grossolana risulta probabilmente determinata da fattori climatici, mentre una distribuzione a patch osservata su un'area molto più piccola a risoluzione fine è più probabile che sia il risultato di una distribuzione irregolare delle risorse, guidata da variazioni micro-topografiche o dalla frammentazione degli habitat (Scott *et al.*, 2002).

Un recente approccio modellistico che permette di superare questo problema ed in parte anche le altre difficoltà sopra citate è quello che interessa la creazione di modelli pattern-oriented (Pattern-Oriented Models, POM). Con il termine pattern si intendono strutture caratteristiche, chiaramente identificabili in natura o nei dati descrittivi della natura; in altri termini si definisce *pattern* qualsiasi manifestazione di ordine al di sopra di variazioni casuali. I pattern che definiscono le caratteristiche di un sistema è quindi probabile che siano degli indicatori di processi e strutture essenziali sottostanti (Grimm & Railsback, 2005). I modelli pattern-oriented possono essere utili per superare le tre principali carenze nelle strategie di modellizzazione che hanno dominato l'ecologia fino ad ora: (1) i pattern sono strutture, e le strutture non sono mai svincolate dalla scala (Levin, 1992); il pattern è un sistema complesso rappresentabile mediante l'uso di un modello e ciò implica automaticamente la necessità di creare un rapporto con alcune scale spaziali e temporali dei livelli superiori ed inferiori; (2) i pattern offrono, in determinate circostanze, l'opportunità di approcciare la spiegazione dello stesso pattern con una strategia "top-down"; (3) l'obiettivo di

questo tipo di modelli è quello di comprendere i meccanismi che si celano dietro un pattern non solo l'organizzazione strutturale. I POM non sono uno strumento di previsione, ma uno strumento che, supportando la mente umana, aiuta a formulare previsioni più controllabili rispetto a quelle prodotte da altri tipi di modello (Grimm et al., 1996).

Questo passaggio potrebbe essere assunto come elemento distintivo rispetto agli altri modelli. Inoltre come suggerito da Grimm & Railsback (2005) i modelli di sistemi complessi non dovrebbero essere né troppo semplici né troppo complicati se vogliamo che siano utili. L'eccessiva complessità in un modello causa molte difficoltà, mentre l'eccessiva semplicità potrebbe non spiegare molto del sistema considerato. Il trade-off tra difficoltà causate da modelli complessi e la necessità di descrivere sistemi complessi implica che con modelli bottom-up (come ad esempio gli Individual Based Models) la relazione tra risultato del modello (inteso in questo caso in termini di necessità di valutazione del modello stesso; Grimm, 1994) e complessità non si presenta più monotona e negativa ma con un andamento a campana, dove al centro vi è una zona in cui la complessità è intermedia e la "bontà" del modello è elevata. Lo scopo quindi ultimo nella realizzazione di modelli è di progettarli in modo tale che ricadano in questa fascia intermedia. I modelli dovrebbero essere progettati in modo che le loro proprietà e dinamiche siano comparabili con pattern osservati nei sistemi reali. Da qui la definizione di Pattern Oriented Models, ovvero di modelli orientati da un pattern o disegno ordinato. Il compito fondamentale di un POM è identificare pattern idonei a strutturare e testare il modello. Contrariamente a quanto ci si potrebbe aspettare, spesso la presenza di numerosi pattern apparentemente deboli può garantire un maggior successo nella progettazione di un modello potente, piuttosto che l'utilizzo di un singolo pattern molto forte. Allo stesso modo spesso anche i pattern individuali assumono notevole importanza nella costruzioni di modelli validi (Grimm & Railsback, 2005).

Naturalmente i POM hanno alcuni limiti. Innanzitutto è fondamentale scegliere bene i pattern; bisogna assicurarsi che si tratti di pattern reali e non pattern immaginari erroneamente percepiti (perché per es. legati a condizioni ambientali specifiche) o involontariamente imposti (assegnando agli individui di un modello comportamenti che forzano l'emergenza di un pattern). In secondo luogo va sempre tenuto a mente che i meccanismi che fanno emergere i pattern in un modello non è detto siano gli stessi che producono i pattern nel sistema reale (per es. il modello Tolomaico dei movimenti celesti).

Riuscire a progettare un buon modello di idoneità ambientale, attraverso metriche e schemi non arbitrari, a partire da pochi dati disponibili di presenza della specie target si

presenta come un compito complesso per qualsiasi modellista. L'individuazione di un set di metriche ambientali ottimali, poiché legate ai processi ecologici che determinano l'uso delle risorse da parte delle specie potrebbe facilitare notevolmente la progettazione di modelli di sistemi complessi rispondenti alla complessità delle specie animali. In questo un approccio che potrebbe essere seguito è la quantificazione degli aspetti energetici delle risorse ambientali. Se il pattern di paesaggio, inteso come sistema ambientale in cui vivono le specie venisse considerato in termini di flussi di energia, e le principali risorse del paesaggio fossero caratterizzate in termini di apporti/costi energetici specie-specifici potrebbe essere possibile implementare modelli ecologici spazialmente espliciti capaci di superare molte delle difficoltà descritte sinora. Alla base di questo approccio vi è la consapevolezza che la presenza di un animale in un'area (in termini di spostamenti e/o di permanenza), escludendo per semplicità i fattori derivanti dalle necessità riproduttive e dalla territorialità, viene in larga parte determinata dalla ricerca della maggiore fitness ottenibile attraverso la massimizzazione del rapporto ricavi/costi energetici. E' possibile schematizzare il bilancio energetico, raggruppando le diverse componenti in pochi semplici macro-gruppi. Se da un lato i ricavi energetici nelle specie animali derivano esclusivamente dall'alimentazione, dall'altro i costi sono principalmente rappresentati dal metabolismo basale, dalla ricerca di risorse alimentari e rifugio, dal movimento (esplorazione, spostamenti giornalieri tra siti di riposo e siti di caccia, ecc.) e dalla termoregolazione. Naturalmente il fabbisogno energetico proprio di qualsiasi specie risulta variabile in funzione della massa corporea, del sesso dell'individuo, della stagione e dello stato fisiologico dell'animale (ad es. gravidanza).

Questo approccio energetico non è propriamente una novità in ambito ecologico. Come descritto dal secondo principio della termodinamica riformulato da Schneider & Kay, (1994a, 1994b), gli ecosistemi crescono e si evolvono nel tentativo di ridurre le pressioni applicate su di loro, utilizzando tutti i processi fisici e chimici disponibili. Sviluppano strutture altamente ordinate, a bassa entropia per aumentare la dissipazione totale di energia e massimizzare la produzione "globale" di entropia (Kleidon *et al.*, 2010; Schneider & Kay, 1994a, 1994b; Vallino, 2011). Le attività umane ad esempio agiscono come vincoli esterni imposti sugli ecosistemi e rappresentano un ostacolo ai flussi connessi di energia e materia; queste attività incidono sull'evoluzione del paesaggio, generando ad esempio riduzione della biodiversità, accelerazione dei fenomeni di erosione, instabilità idrologica ed eventi di piena che sono conseguenze ben note dell'attività antropica. Ogni disturbo ambientale (ad es. incendi, alluvioni), compresa l'azione umana (ad es. l'espansione urbana, lo sviluppo delle

strade, la deforestazione) modifica il mosaico del paesaggio, cambiando sia l'energia totale disponibile per l'ambiente sia i flussi di energia. Gli ecosistemi si evolvono per contrastare i gradienti esterni (di materia, energia, ecc.), si sforzano di aumentare la loro capacità di metabolizzare l'energia solare in arrivo principalmente attraverso la vegetazione (Brunsell *et al.*, 2011). Il regno vegetale quindi agisce modificando il suo tasso di traspirazione (Wang *et al.*, 2007), conduttanza stomatica (Kleidon, 2004) e la produzione di biomassa (Kleidon, 2007) attraverso alcuni cambiamenti nel metabolismo. Le specie con metabolismo elevato sono più efficaci nel consumare energia e nel bilanciare le differenze in termini di densità di energia con l'ambiente circostante e, di conseguenza, sono naturalmente selezionati dai flussi di energia (Annala & Salthe, 2010; Brown *et al.*, 2004; Darwin, 1859; Sharma & Annala, 2007). Sulla base di quanto detto si può assumere che l'energia disponibile e la connettività del paesaggio in termini di flussi di energia rappresentano possibili indici utili allo studio e alla valutazione di molti processi a scala di paesaggio, quindi potrebbero essere utilizzati per chiarire i meccanismi di evoluzione ed organizzazione del paesaggio. Secondo questa visione, il flusso di energia può essere derivato dalla produzione primaria (biomassa) e secondaria (respirazione) attraverso l'indice di capacità biologica territoriale (Ingegnoli, 2002). Questo indice è stato proposto da Ingegnoli come un indice sintetico di funzionalità del sistema ecologico e, associandolo ai dati statistici del territorio, può approfondire la nostra comprensione dei cambiamenti del paesaggio riconoscendo le modalità di trasformazione che li regolano, anche quelle direttamente causate dall'intervento antropico. Infatti, l'indice di capacità biologica territoriale è accreditato come indice in grado di valutare il flusso di energia che un sistema ecologico deve dissipare per mantenere il suo livello di metastabilità, cioè la sua condizione di stabilità temporanea (Ingegnoli, 2002, 2005). Considerando i concetti di biodiversità (ad esempio, la diversità del paesaggio), di resistenza alla stabilità e i principali tipi di ecosistema e i loro dati metabolici (biomassa, produzione primaria lorda, respirazione), l'indice di capacità biologica territoriale sembra riassumere l'energia disponibile in un ecosistema, e di conseguenza costituisce una misura sintetica dei livelli di energia del paesaggio. Nel corso della sua evoluzione ogni struttura del paesaggio si sposterà ad un diverso stato di equilibrio energetico che può essere visto come un indice di funzionalità paesaggistica; analizzare questi indici di funzionalità può aiutare ad affrontare il controverso concetto di equilibrio nelle dinamiche del paesaggio.

In questo ambito Gabattonia *et al.* (2011) presentano una procedura innovativa chiamata PANDORA (Procedura per l'Analisi Matematica di Evoluzione del Paesaggio e

Valutazione degli Scenari di Equilibrio) utilizzata per valutare gli effetti di differenti strategie di pianificazione su ipotetici stati stabili di equilibrio energetico finale, attraverso un approccio olistico. La procedura è basata su un'analisi integrata spaziale e temporale di un paesaggio ottenuta essenzialmente attraverso la costruzione di grafo di paesaggio e l'utilizzo di due equazioni differenziali non lineari di tipo logistico.

Rispetto a questi approcci di tipo territoriale va specificato che per la quantificazione energetica degli elementi del territorio in funzione della comprensione del loro utilizzo da parte di specie animali deve esserci una approfondita conoscenza dei requisiti energetici delle specie in natura, in grado di fornire preziosi indizi sulle peculiarità della loro strategia di sopravvivenza (Calder, 1984; Nagy, 1987) ed indispensabile per capire il suo ruolo ecologico (Calow, 1987). Per conoscere questi aspetti è necessario studiare nel dettaglio non solo la fisiologia animale ma anche il ruolo e la distribuzione delle risorse indispensabili alla specie, rappresentate tipicamente dalle risorse alimentari, ma anche da altri fattori quali ad esempio lo spazio occupato. La selezione di un habitat è spesso una conseguenza comportamentale di animali che selezionano attivamente dove vivere o che passivamente persistono in certi habitat. I pattern di utilizzo delle risorse sono in definitiva una diretta conseguenza dell'influenza della selezione sulla sopravvivenza e riproduzione, che determina la fitness in diversi habitat (Southwood, 1977).

Sebbene esista un'ampia bibliografia che analizza i requisiti metabolici di numerose specie animali, definendo equazioni empiriche per la stima dei processi energetici specie-specifici, gli studi dell'interazione tra risorse ed energetica animale sono decisamente molto meno numerosi. Durante gli anni '80 e '90 sono state sviluppati svariati modelli energetici per lo studio dell'habitat di specie ittiche come la trota ed il salmerino. I pesci che si nutrono ed occupano microhabitat specifici nella colonna d'acqua dei corsi d'acqua, rappresentano gli organismi modello per i test di massimizzazione dei guadagni energetici (Jenkins, 1969; Fausch, 1984; Hughes & Dill, 1990). La velocità della corrente sembra essere una componente importante nell'utilizzo del microhabitat per molte di queste specie (Grossman & Freeman, 1987), e questi animali vanno incontro ad alcuni costi energetici direttamente (e facilmente) misurabili (ad es. il costo metabolico per mantenere la posizione) a seconda del microhabitat scelto lungo la colonna d'acqua. Poiché la maggior parte di questi pesci consumano prede alla deriva, i benefici di occupare una zona possono anche essere quantificati misurando l'utilizzazione delle prede e la loro disponibilità. Ad esempio il modello energetico di Steward (1983) è stato implementato per la trota di lago *Salvelinus namaycush* e applicato alla

popolazione del lago Michigan. L'obiettivo della ricerca era ricostruire il consumo di cibo partendo dalla crescita osservata piuttosto che prevedere la crescita stessa, prendendo in considerazione la composizione alimentare della specie target, le velocità di nuoto, i cambiamenti stagionali energetici nella densità di predatori e prede per la definizione delle strategie alimentari della trota. Similmente Hill & Grossman (1993) hanno costruito un modello energetico per determinare il punto ottimale di velocità della corrente (in altri termini il microhabitat) per la trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*) ed un Ciprinide come il *Clinostomus funduloides* in un ruscello nel Nord Carolina, USA. I costi energetici sono stati valutati attraverso la quantificazione del dispendio metabolico associato con il nuoto a specifiche velocità, mentre i benefici sono stati stimati misurando i potenziali guadagni energetici di alimentazione in relazione sempre alla velocità; il successo di cattura di prede è un fattore fondamentale nello sviluppo di questo modello. Il loro studio ha portato a sottolineare come la capacità di catturare prede a velocità variabili della corrente sembra essere il fattore dominante che influisce sulla selezione del microhabitat in queste specie.

Anche le strategie di foraggiamento sono quindi diretta conseguenza della massimizzazione costi-benefici energetici (fitness), come ampiamente dimostrato dalla teoria del foraggiamento ottimale (MacArthur & Pianka, 1966). Nello storico modello deterministico di Charnov (1976) sul teorema del valore marginale, l'autore mette in evidenza alcuni concetti chiave. Il primo è che le risorse (in questo caso intese come risorse alimentari) si trovano distribuite non uniformemente ma secondo patch. Un animale quindi spende del tempo (ma anche energia) per spostarsi da una patch all'altra. Naturalmente permanendo in una patch l'animale tenderà a consumare le risorse ed i benefici energetici tenderanno a decrescere in funzione del tempo con andamento asintotico. Di conseguenza, la problematica di base è capire quando l'animale deciderà di abbandonare la patch di risorse parzialmente consumate. L'autore dimostra che gli individui permangono maggiormente in una patch all'aumentare della distanza tra le patch di risorse e al diminuire della redditività complessiva dell'ambiente.

Di conseguenza, le strategie di foraggiamento e la distribuzione di risorse trofiche nel paesaggio possono influenzare la fitness individuale e la crescita della popolazione attraverso i loro effetti sul bilancio energetico degli animali. Il passo successivo alla formulazione di queste teorie è lo sviluppo di modelli che unifichino struttura del paesaggio, teoria del foraggiamento e metabolismo energetico animale e che possano essere utilizzati per studiare gli effetti delle strategie di foraggiamento sulla sopravvivenza, la riproduzione e la distribuzione delle specie.

Un'applicazione della teoria del foraggiamento ottimale alla modellistica spaziale è quella di Moen e collaboratori (1997). Gli autori hanno sviluppato un modello ambientale di simulazione dell'energia e dell'attività (EASE) che predice i cambiamenti stagionali nei fabbisogni energetici del foraggiamento di un'alce femmina (*Alces alces*) in un paesaggio, in termini spazialmente espliciti. I risultati del loro approccio hanno dimostrato che le alci con strategie di foraggiamento non casuali presentavano una massa corporea superiore ed un più alto tasso di sopravvivenza rispetto a quelle con strategie di foraggiamento casuali. Inoltre le alci che sceglievano siti di foraggiamento con maggiore disponibilità trofica o foraggi con maggiore digeribilità accumulavano quantità superiori di grassi e proteine rispetto ad alci meno selettive, portando ad un aumento della sopravvivenza e della riproduzione.

Anche Wanless et al. (1997), Bjørge et al. (2002) e Natori & Porter (2007) hanno sviluppato modelli in ambito GIS per la descrizione della distribuzione degli habitat e delle specie con un approccio bio-energetico. Wanless e collaboratori (1997) hanno utilizzato un GIS per integrare i dati sul comportamento in immersione ed i tassi di alimentazione del marangone dal ciuffo (*Phalacrocorax aristotelis*) con le informazioni territoriali su tre variabili ambientali: la distanza dalla vicina colonia di nidificazione, la profondità dell'acqua e dei sedimenti marini (utilizzati come indicatori della distribuzione dei cicerelli e specie simili, detti "sandeel"). I risultati sono stati utilizzati per valutare come le differenze negli ambienti marini in due aree della zona orientale della Scozia potrebbero influenzare il rendimento alimentare, quindi la distribuzione del marangone dal ciuffo. Bjørge e collaboratori hanno modellizzato un intero arcipelago costiero in Norvegia utilizzato da circa 750 foche (*Phoca vitulina*) in un GIS. È stata stimata la proporzione dei diversi tipi di habitat a disposizione delle foche per il foraggiamento ed i dati empirici sui livelli di attività e foraggiamento di alcune foche radiocollate sono state utilizzate per parametrizzare un modello energetico basato sulla simulazione di attività, dimensioni del corpo, e la composizione ambientale. Questo modello, attraverso le stime del fabbisogno energetico, le informazioni sulla selezione delle prede e la densità di energia delle prede fornisce una base per la stima del consumo totale di cibo da parte degli individui e popolazioni. Lo studio di Natori & Porter (2007) descrive un approccio meccanicistico per prevedere la distribuzione passata e presente del capricorno del Giappone (*Capricornis crispus*) nella regione di Honshu, in Giappone. Sono stati accoppiati modelli sullo stato d'arte del microclima e del comportamento animale a dati climatici e vegetazionali per stimare la distribuzione del range di potenziale espansione sotto protezione. Anche in questo caso le interazioni tra energetica animale e composizione vegetazionale sembrano essere un

punto focale. La copertura forestale sembra essere importante in estate e in inverno nella definizione degli habitat adatti alla specie. I risultati del modello energetico indicano che il capricorno del Giappone può surriscaldarsi in alcuni ambienti aperti nelle ore centrali delle giornate estive, mentre in inverno, i risultati della simulazione ha suggerito che la copertura forestale offre un rifugio efficace per evitare un aumento della spesa energetica metabolica a causa del freddo e forti venti.

Oltre agli esempi citati, i modelli energetici per endotermi di Porter e collaboratori (1994, 2000, 2002, 2006) hanno permesso di descrivere (con un approccio spazialmente esplicito) come le variazioni climatiche nel tempo e nello spazio possano vincolare la struttura della comunità animale su scala globale. Analizzando le variazioni nelle dimensioni corporee hanno delineato le conseguenze energetiche in termini di massa ed energia assimilata e spesa. Illustrano inoltre chiaramente come morfologia, alcune specifiche proprietà fisiologiche, e comportamenti dipendenti dalla temperatura siano variabili chiave che collegano l'energetica individuale alla dinamica della popolazione e la struttura della comunità. Permettono il calcolo della spesa energetica in differenti microclimi e descrivono l'influenza che i fattori climatici, topografici, vegetazionali e corporei (dimensione) esercita sul comportamento animale, inteso in termini di strategie di sopravvivenza e quindi di massimizzazione della fitness.

Come si può intuire dagli esempi portati, l'approccio bio-energetico allo studio della fitness animale spazialmente esplicito (GIS) ed applicato a mammiferi di taglia media-grande (ad es. i grandi carnivori), è un campo ancora largamente inesplorato ma dalle notevoli potenzialità. Tra gli scopi della presente ricerca sicuramente spicca il tentativo di indagare questo nuovo approccio, impostando un metodo d'analisi generale per ricavare velocemente da banche dati georiferite, facilmente reperibili, informazioni utili per prevedere la distribuzione degli animali. Al fine di verificare la validità e fattibilità dell'approccio seguito sono stati scelti 2 grandi carnivori, la lince europea e l'orso bruno come "specie target". Sulla base delle loro esigenze energetiche (ricavate dalla letteratura in materia) e delle caratteristiche energetiche del territorio oggetto di studio (calcolate attraverso parametri puntuali e analisi GIS) vengono indagati alcuni aspetti correlati alla loro ricerca di fitness. In tal senso la modellizzazione quantitativa basata sull'utilizzo integrato di GIS e principi di bio-energetica si ritiene possa rivelarsi estremamente utile per la caratterizzazione ambientale delle aree di presenza dei grandi carnivori e come strumento nello sviluppo di modelli di idoneità ambientale e di dinamica popolazionale, qualora integrata in modelli più complessi come gli IBM (Individual Based Models; Grimm & Railsback, 2005).

2. OBIETTIVI

La ricerca svolta ha come obiettivo principale lo studio di una metodologia per la quantificazione del significato energetico delle diverse componenti del territorio, naturali (biotiche ed abiotiche) e non (viabilità stradale, principale e secondaria, presenza di aree antropizzate, ecc.), al fine di valutare il potenziale grado di soddisfacimento delle esigenze ecologiche di alcune specie animali (lince e orso) ed ottenere informazioni di supporto alla definizione della vocazionalità degli habitat per le specie a scala regionale.

Questo obiettivo generale prevede 3 diversi sotto-obiettivi interconnessi:

- 1) Attraverso analisi GIS verranno individuati e sviluppati alcuni indici territoriali a partire da poche banche dati georiferite (Carta Corine, Carta della Natura FVG, DTM regionale) utili a descrivere numerose componenti ambientali che potrebbero avere delle implicazioni energetiche a livello di esigenze ecologiche animali. Lo sviluppo di strati informativi di base consentirà l'applicazione futura di modelli POM (Pattern Oriented Models) ed IBM (Individual Based Models); per poter sviluppare dei modelli spazialmente espliciti risulta fondamentale disporre di banche dati georiferite relative alle diverse componenti ambientali considerate.
- 2) L'applicazione di un approccio tipico dei Pattern Oriented Models per l'analisi dei dati radiotelemetrici e lo sviluppo di modelli ecologici specie-specifici;
- 3) L'individuazione di variabili descrittive di input ed output energetici animali dall'esame dei pattern specifici emergenti dall'analisi geostatistica e l'applicazione delle variabili ambientali ricavate al calcolo dei costi e dei ricavi energetici animali. In questa fase verrà verificata l'adeguatezza degli strati di base e degli indici sviluppati, valutando se sono sufficienti a descrivere la maggior parte degli input ed output energetici di un animale e le problematiche di elaborazione dei dati desunti.

Il progetto di ricerca non si prefigge lo scopo di ottenere un prodotto finito, come ad esempio una mappa di distribuzione degli home range potenziali o una mappa di vocazionalità, da applicare alla gestione faunistica, quanto piuttosto di indagare un metodo e valutarne le potenziali applicazioni GIS, anche in un'ottica di futuro sviluppo in campo di IBM (Individual Based Models) o di strumenti a sostegno della pianificazione territoriale quali le carte di vocazionalità faunistica. Come già ampiamente illustrato nel capitolo precedente riuscire a quantificare (o quantomeno stimare) i costi ed i ricavi energetici delle componenti territoriali potrebbe permettere di superare i classici approcci allo studio dell'ecologia e distribuzione

delle specie animali basati su pesi/gradati (per es. attribuendo ad un'unità geografica un grado di permeabilità al movimento, o agli habitat un peso in funzione dell'idoneità ecologica per una specie) e sul puro parere d'esperto. Il passo successivo è ovviamente rappresentato dalla rappresentazione spaziale di queste informazioni attraverso la creazione di modelli spazialmente espliciti, che possono variare dai semplici modelli di vocazionalità ecologica del territorio, a modelli di dinamica di popolazione a modelli più complessi come i modelli individuali (IBM).

Nello specifico, si vogliono testare alcune ipotesi che mettono in relazione il comportamento della specie con gli aspetti energetici di "macroprocessi" quali la termoregolazione, la locomozione, l'alimentazione e il rifugio riportate in Tabella 1.

Tabella 1. Aspetti energetici e relative ipotesi di risposta da parte delle due specie target; *: *hard-mast*, frazione dura della componente alimentare vegetale, come la frutta secca; *soft-mast*, frazione tenera della componente alimentare vegetale, come foglie, germogli e frutta carnosa (Samson *et al.*, 1998).

SPECIE	ASPETTI ENERGETICI		IPOTESI
LINCE EUROPEA ORSO BRUNO	TERMOREGOLAZIONE		<ul style="list-style-type: none"> • Differenziazione tra siti di rest (diurni) e di caccia (notturni) in funzione di temperature locali. • Differenze stagionali nell'utilizzo delle aree in funzione di temperature locali. • Output energetici termoregolativi elevati nelle aree fredde.
	LOCOMOZIONE	L. VERTICALE	<ul style="list-style-type: none"> • Effetto della rugosità (dislivelli, pendenze, ..) del territorio sull'utilizzo delle aree da parte della specie che causa effetto sulla locomozione verticale e orizzontale.
		L. ORIZZONTALE	<ul style="list-style-type: none"> • Preferenza di utilizzo di aree ad elevata disponibilità di strade secondarie (forestali, sentieri) e strade ordinarie (durante i periodi di minor utilizzo antropico) che permettono di minimizzare i costi dovuti agli spostamenti.
ALIMENTAZIONE	LINCE	<ul style="list-style-type: none"> • Presenza della specie in aree ad elevata densità di prede (capriolo), specie durante le ore notturne (caccia). • Utilizzo stagionale di aree in funzione degli spostamenti 	

			delle prede (abbassamento di quota durante le stagioni fredde).
		ORSO	<ul style="list-style-type: none"> • Presenza della specie in aree ad elevata disponibilità trofica, maggiore durante le ore notturne (alimentazione). • Utilizzo stagionale di aree in funzione dei cambiamenti di composizione trofica degli habitat (hard-mast* in Faggete miste o pure durante la stagione autunnale, soft-mast* in boschi misti come gli Acero-frassineti durante la primavera).
	RIFUGIO		<ul style="list-style-type: none"> • Utilizzo di siti di rest in aree remote (distanti da disturbo antropico) e/o a bassa visibilità (luminosità solare). • Costi energetici maggiori in aree lontane da siti di rifugio (dovuti alla necessità di spostarsi verso aree più idonee).

TESI DI DOTTORATO DI ALESSANDRO VISINTIN DISCUSSA PRESSO L'UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TRIESTE

3. APPROCCIO ALLO STUDIO

L'approccio seguito si articola essenzialmente in due fasi interconnesse: la prima prevede l'analisi della spesa energetica degli animali, la definizione dei fabbisogni e la ricerca delle metodologie di calcolo della spesa energetica (specie-specifiche), mentre la seconda prevede l'analisi delle componenti territoriali, lo sviluppo di strati informativi di base con metodiche GIS, ed il calcolo degli input ed output energetici dell'ambiente in cui gli animali vivono.

Il metodo pur definito per due specie vuole essere il più possibile generale nei criteri di base in modo da essere applicabile ad una vasta gamma di specie animali; in questo modo per l'applicazione specifica sarà necessario tarare il modello sulla base delle esigenze energetiche e le strategie di ricerca della fitness specie-specifiche. A tal proposito risulta fondamentale creare un modello semplice, con pochi parametri significativi, emergenti da un più vasto pool, che caratterizzino il pattern comportamentale animale. Infatti l'importanza del ridurre il più possibile il numero di variabili per evitare la sovra-parametrizzazione dei modelli (che rende i modelli più difficili da sviluppare, implementare, capire e spiegare) viene più volte ribadita da Grimm & Railsback (2005).

La ricerca di relazioni tra valori energetici delle componenti ambientali ed ecologia delle specie target verrà svolta con una metodologia assimilabile ai Pattern Oriented Model (POM), secondo quindi un processo "bottom-up". I dati derivanti dalla radiotelemetria delle due specie saranno analizzati sulla base degli strati informativi di base ricavati dalle analisi geostatistiche per verificare l'emergenza di pattern significativi nella selezione delle aree di presenza degli animali, evidenziando le variabili direttamente o indirettamente correlate alla bio-energetica delle specie (termoregolazione, locomozione, alimentazione e ricerca di siti di rifugio).

Il carattere generale dei modelli sviluppati consentirà la loro applicazione al di fuori dei confini regionali, così da essere un valido strumento di analisi, valutazione ambientale e pianificazione territoriale a diverse scale spaziali. Per soddisfare questo requisito di genericità è importante utilizzare strati informativi di base, disponibili a livello quantomeno europeo (ad es. Corine Land Cover 2000) e facilmente reperibili. Come è logico aspettarsi molti di questi database, dovendo descrivere vaste porzioni di territorio, sono disponibili con risoluzioni spaziali medio-basse, basti pensare alla scala utilizzata dalla Corine Land Cover (1:250,000) o alla grana dei prodotti MODIS LST (1 km circa). Anche i modelli sviluppati di conseguenza dovranno trovare un compromesso tra dettaglio dell'analisi e dettaglio dei database utilizzati,

eventualmente rimandando allo sviluppo di modelli paralleli che utilizzano strati informativi ad alta risoluzione spaziale nei casi in cui si voglia descrivere dettagliatamente zone a ridotta estensione, o specie a ridotta capacità di movimento (home range piccoli).

Una sintesi dei metodi adottati per esaminare i diversi aspetti energetici dei “macroprocessi” considerati relativi a termoregolazione, locomozione, alimentazione e rifugio viene riportata in Tabella 2.

Tabella 2. Sintesi dei metodi adottati per l’analisi del valore energetico (input ed output) delle componenti territoriali e di come si traducano in costi e ricavi per le specie target utilizzate.

SPECIE	ASPETTI ENERGETICI TRATTATI		METODOLOGIA SEGUITA
LINCE EUROPEA ORSO BRUNO	TERMOREGOLAZIONE (SOLO PER LINCE)		<ul style="list-style-type: none"> • Studio delle temperature locali (MODIS) e ricerca di pattern stagionali e giornalieri significativi (da radiotelemetria); • Analisi dell’output energetico per la specie; • Spazializzazione dei dati ottenuti.
	LOCOMOZIONE	L. VERTICALE	<ul style="list-style-type: none"> • Studio della permeabilità del territorio (dislivello, pendenza, presenza di strade e di urbanizzato, ecc.) e ricerca di pattern stagionali e giornalieri significativi (da radiotelemetria); • Analisi dell’output energetico per la specie; • Spazializzazione dei dati ottenuti.
		L. ORIZZONTALE	
	ALIMENTAZIONE	LINCE	<ul style="list-style-type: none"> • Studio della distribuzione delle risorse alimentari (capriolo) sul territorio e spazializzazione dei dati ottenuti; • Analisi di pattern stagionali e giornalieri significativi (da radiotelemetria); • Analisi dell’input energetico per la specie e spazializzazione dei dati ottenuti.
		ORSO	<ul style="list-style-type: none"> • Studio della distribuzione delle risorse alimentari (vegetali) sul territorio; • Analisi di pattern stagionali e giornalieri significativi (da radiotelemetria); • Analisi dell’input energetico per la specie (attribuzione di indici di disponibilità alimentare stagionale agli habitat) e spazializzazione dei

			dati ottenuti.
	RIFUGIO		<ul style="list-style-type: none"> • Studio della presenza e distribuzione di zone di rifugio (siti di rest) attraverso la ricerca di variabili ambientali descrittive (distanza da urbanizzato, radiazione solare incidente corretta per la vegetazione, morfologia del territorio, ecc.); • Analisi di pattern stagionali e giornalieri significativi (da radiotelemetria).

4. MATERIALI E METODI

4.1 SCELTA DELLE SPECIE

Si è deciso di utilizzare la lince europea (*Lynx lynx* L.) come specie animale target di riferimento per la ricerca di pattern significativi e utile per testare l'approccio seguito per i seguenti motivi:

- è possibile scomporre i costi ed i ricavi energetici specifici in componenti distinte, quali la locomozione, il riposo, la caccia, il consumo del cibo (costi) e gli input alimentari (ricavi) e studiare le componenti territoriali che influiscono su di esse, quantificandole in termini energetici (kcal);
- la lince è un carnivoro dalle esigenze alimentari conosciute e limitate ad uno spettro di 2-3 specie preda preferenziali (capriolo, camoscio, cervo);
- le sue esigenze ecologiche sono sufficientemente note dall'ampia bibliografia in materia; esiste inoltre un'ampia rassegna di modelli di vocazionalità ecologica condotti su questa specie in Italia e all'estero che aiutano a focalizzare la metodologia da seguire e le problematiche esistenti;
- si dispone di un database con oltre 2,100 fix (GPS e triangolazioni VHF) e i ritmi di attività per un maschio di lince catturato (in 2 successive catture) in un area prealpina del Friuli Venezia Giulia e monitorato dal 2007 al 2010;
- è possibile applicare le formule di calcolo della spesa energetica specie-specifica reperite in bibliografia (cfr. capitolo 4.9.1) assegnando alle diverse variabili (ad es. dislivello, pendenza, variazioni di temperatura, ecc.) i valori ricavati dall'analisi territoriale;
- la lince europea è presente nella nostra regione, come anche al di fuori di essa in numerosi stati europei; lo studio svolto si presta quindi ad essere migliorato in futuro attraverso progetti di collaborazione tra gruppi di ricerca nazionali ed internazionali ed il reperimento di ulteriori database di fix (GPS e VHF) per testare in diverse condizioni ambientali la metodologia seguita ed i modelli prodotti;

Al fine di testare l'applicabilità dell'approccio su più specie sono state inoltre svolte alcune elaborazioni anche per una seconda specie tester, l'orso bruno (*Ursus arctos* L.) per le seguenti ragioni:

- è possibile scomporre i costi ed i ricavi energetici specifici in componenti distinte, quali la locomozione, il riposo, la caccia, il consumo del cibo (costi) e gli input alimentari (ricavi) e studiare le componenti territoriali che influiscono su di esse, nel tentativo di quantificarle in termini energetici (kcal);
- le esigenze alimentari di questo onnivoro sono sufficientemente conosciute, in particolare nell'area in esame si basano principalmente su componenti vegetali (escludendo quindi gli sporadici casi di predazione su arnie e bestiame) riconducibili a specifici habitat; in futuro si può anche prevedere di modellizzare la disponibilità trofica derivante dall'apicoltura e zootecnia;
- si dispone di un database con quasi 500 fix (GPS) e i ritmi di attività per un maschio di orso bruno catturato nell'area prealpina friulana delle Valli del Natisone e monitorato da Aprile ad Agosto 2007;
- le sue esigenze ecologiche sono sufficientemente note dall'ampia bibliografia in materia; esiste inoltre un'ampia rassegna di modelli di vocazionalità ecologica condotti su questa specie in Italia e all'estero;
- è possibile applicare le formule di calcolo della spesa energetica specie-specifica reperite in bibliografia (cfr. capitolo 4.9.1) assegnando alle diverse variabili (ad es. dislivello, pendenza, variazioni di temperatura, ecc.) i valori ricavati dall'analisi territoriale;
- la specie è presente nella nostra regione, come anche al di fuori di essa in numerosi stati europei; lo studio svolto si presta quindi ad essere migliorato in futuro attraverso progetti di collaborazione tra gruppi di ricerca nazionali ed internazionali ed il reperimento di ulteriori database di fix (GPS e VHF) per testare in diverse condizioni ambientali la metodologia seguita ed i modelli prodotti.

4.2 BIOLOGIA DELLA LINCE

Il genere *Lynx* comprende quattro specie: la lince rossa (*Lynx rufus*) negli Stati Uniti e nel Messico, la lince canadese (*Lynx canadensis*) in Alaska e in Canada, la lince pardina (*Lynx pardinus*) in Spagna e Portogallo e l'euroasiatica, la nostra lince (*Lynx lynx*), diffusa nel resto dell'Europa ed in Asia, al nord dell'Himalaya (KORA, 2005).

La lince eurasiatica (*Lynx lynx*, Linnaeus 1758) viene considerata un carnivoro medio-grande con un suo peso medio che oscilla tra i 15 e i 24 kg per le femmine e tra i 20 e i 30 kg per i maschi; la lunghezza media testa-tronco varia da 85 a 130 cm mentre l'altezza al garrese può raggiungere i 75 cm (Ragni, 1998).

Possiede testa arrotondata con orecchie triangolari fornite di ciuffi di pelo nero o bruno-nero all'apice (pennelli auricolari), vibrisse poco folte, ciuffi di pelo allungato anche ai lati del muso (chiamati frange, favoriti o fedine), caratteri distintivi della specie. I denti risultano simili a quelli del gatto selvatico, ma i molari si presentano più allungati, più larghi e più bassi; cambia anche la formula dentaria, che nella lince manca del primo premolare, a differenza del gatto (I: 3/3; C: 1/1; P: 2/2; M: 1/1 = 28) (Boitani *et al.*, 2003). Gli arti sono lunghi, con zampe larghe (le anteriori più grandi rispetto alle posteriori, come in molti felidi) coperte di peli lanosi e fornite di unghie retrattili. L'estensione della superficie plantare rispetto al peso corporeo è un adattamento morfologico che deriva dalla necessità di muoversi agilmente sulla neve ("galleggiamento"). La coda è corta, dai 20 ai 25 cm, nera sulla punta. Il mantello ha un colore variabile che va dall'ocra-giallastro al bruno-fulvo, con piccole macchie o strie scure in numero e intensità di colore variabile. La variabilità nel mantello è dovuta principalmente alla latitudine a cui vivono le popolazioni: in quelle nord-orientali risulta prevalere un modello omocromo, cioè quasi completamente privo di disegno mentre nelle popolazioni europee centro meridionali prevalgono i modelli maculati o striati. L'estinta popolazione delle Alpi, secondo Ragni (1998), appartiene alla categoria "concolore", priva di disegno, con tonalità avana-grigiastre e una dimensione del corpo (e in particolare del cranio) inferiore a tutte le altre popolazioni conosciute. Le attuali linci che stanno ricolonizzando l'Arco Alpino, invece, sono prevalentemente maculato-striate, colorazione tipica delle popolazioni dell'Europa centrale, anche se si può osservare una certa variabilità tra mantelli *spotted* (maculature rotondeggianti), mantelli *tabby* (con pseudostriature) e mantelli quasi totalmente omogenei.



Figura 1. Esemplare di lince fotografato nelle Prealpi Giulie dal Dipartimento di Scienze animali dell'Università di Udine; si osservano le caratteristiche peculiari di questa specie: testa piccola ed arrotondata, ciuffi auricolari e favoriti, zampe larghe e coda corta, mantello ti tipo "spotted".

4.2.1 HABITAT

La lince europea è specie strettamente legata ad ambienti forestali, sia in aree di pianura che collinari o montane. Predilige le formazioni miste di conifere e latifoglie ricche di affioramenti rocciosi, ripari e punti di osservazione. Proprio per queste preferenze ambientali la sua diffusione raramente supera il limite superiore della vegetazione (1500 m), anche se il predatore si può spingere ad altitudini superiori in ambienti di prateria di alta quota, per la presenza di prede particolarmente ambite, quali ad esempio il camoscio e la marmotta (Jobin *et al.*, 2000). In territorio italiano è particolarmente difficile osservare la presenza della lince in ambienti di fondovalle perché spesso troppo antropizzati. E' stato notato comunque che, in ambienti poco antropizzati inseriti come patches all'interno di habitat idonei, molte delle attività giornaliere del felide possono essere svolte nei dintorni dei centri abitati o in zone poco distanti (circa 1,000 m) da strade a traffico regolare (Ragni, 1998).

4.2.2 CICLO BIOLOGICO

La lince è un predatore territoriale e solitario. La vicinanza con altri suoi simili viene tollerata solamente durante la stagione riproduttiva che inizia a fine gennaio per concludersi mediamente a fine marzo (Ragni, 1998). In questo periodo la femmina ha un estro di 7-10 giorni durante il quale avviene l'accoppiamento. La gestazione dura dai 63 ai 75 giorni, al termine dei quali (tra maggio e giugno) la femmina partorisce mediamente 2 cuccioli (da 1 a 3, raramente 5) che accudisce da sola, dal momento che il maschio non partecipa in alcun modo

alle cure parentali (Schmidt, 1998). Lo svezzamento della cucciolata avviene dopo 12 settimane circa. Durante questo periodo la femmina esce spesso dalla tana per cacciare anche se dopo poche settimane è costretta a spostare la cucciolata in un altro giaciglio per poter attingere ad altre fonti alimentari (Molinari & Jobin, 2000a). I giovani rimangono con la madre fino alla successiva stagione riproduttiva. In normali condizioni ambientali di rifugio e di alimentazione, la riproduzione avviene ad anni alterni, con un legame madre prole che può permanere, pur attenuandosi gradualmente, anche nell'anno successivo alla nascita (Ragni, 1998). La fase più critica si ha quando l'unità sociale madre prole si separa e i giovani si allontanano dall'home range materno alla ricerca di un loro spazio vitale; in questa fase la mortalità giovanile può salire fino al 50% (Ragni, 1998). La lince non ha predatori naturali, eccezione fatta per casi sporadici di linci uccise da lupi o da prede molto grandi durante la caccia (Breitenroser *et al.*, 2000). Le principali cause di mortalità sono fattori attribuibili all'uomo, come incidenti stradali, uccisioni illegali, o alcune forme di parassitosi e malattie quali il parvovirus o la rabbia (Breitenroser *et al.*, 2000).

4.2.3 STRATEGIA ALIMENTARE

Questa specie strettamente carnivora non si nutre mai di materiale vegetale, né ricorre alla necrofagia, anche se in alcuni rari casi soggetti debilitati sono stati osservati alimentarsi su carogne. È un predatore prevalentemente teriofago, le cui prede preferite risultano essere, nella maggior parte delle aree geografiche occupate, piccoli mammiferi e ungulati.

Lo spettro di predazione della lince eurasiatica si amplia comunque lungo un gradiente latitudinale, da nord a sud. Molti studi sul comportamento alimentare effettuati tramite l'analisi dei contenuti stomacali o tramite resti fecali, condotti in Finlandia (Pulliainen, 1981), in Polonia (Kempf *et al.*, 1979) e in una regione della Mongolia (Novikov, 1981) mostrano come in queste regioni la preda nettamente preferita è rappresentata dalla lepre (*Lepus europaeus*, rispettivamente l'86%, il 50% e il 66% della dieta), oltre a Tetraonidi e piccoli Roditori. Nelle altre regioni, alle suddette specie si affiancano ungulati di dimensioni prossime alla taglia del capriolo (*Capreolus capreolus*), come in Norvegia (Birkeland & Myrberget, 1980) dove renna (*Rangifer tarandus*) e capriolo insieme rappresentano il 54% della dieta del felide, o sui monti Altai della Siberia meridionale, dove circa il 35% della dieta è rappresentato dal maral (*Cervus elaphus maral*), dal mosco (*Moschus moschiferus*), oltre che dal capriolo per il 59%. Il capriolo resta comunque la specie per la quale si è maggiormente evoluta la specializzazione delle

tecniche di caccia della lince (Breitenmoser & Haller, 1993; Ragni, 1998). Nella regione alpina, il camoscio (*Rupicapra rupicapra*) può essere considerato di importanza simile al capriolo nella dieta del felide, come dimostrano gli studi di Haller (1992), Jobin *et al.* (2000) dove questa specie può anche sostituire il capriolo nella dieta della lince. Questo avviene prevalentemente in territori dove i 2 ungulati hanno valori di densità abbastanza simili: a parità di disponibilità, prevale l'accessibilità delle prede nel determinare la selezione da parte del predatore (Molinari-Jobin *et al.*, 2004). Anche il cervo (*Cervus elaphus*) svolge un ruolo accertato di specie-preda nell'alimentazione della lince, ma date le sue notevoli dimensioni che implicano un maggiore sforzo di predazione, spesso non rappresenta più del 5% della dieta del felide (Ragni, 1998). I recenti dati radiotelemetrici di una lince (esemplare B132) radiocollarata nella provincia di Trento evidenziano come, dove disponibile, la dieta del felide venga integrata anche con predazioni sul muflone (*Ovis ammon*) che va a costituire l'8% della dieta dell'animale (Brugnoli, 2010). In Slovenia e Svizzera sono stati registrati anche casi di "surplus killing" su prede quali il muflone e il capriolo.

Infine, la lince può esercitare localmente una pressione predatoria rilevante anche nei confronti di altri carnivori, come avviene in Finlandia nel caso dei gatti domestici randagi (Pulliainen, 1981), o del gatto selvatico (*Felis silvestris*) in Svizzera (Jobin *et al.*, 2000), o ancora nel caso della volpe (*Vulpes vulpes*) in Svizzera (Jobin *et al.*, 2000), in Svezia (Helldin *et al.*, 2006), e sulle Alpi Trentine (Ragni, 1998), specie che per altro, in alcune regioni, può rappresentare il maggior competitore del felide (Ragni, 1998).

Per quanto riguarda le predazioni sul bestiame, queste sono decisamente rare nei territori abitati dalle popolazioni autoctone di lince. Sono invece più frequenti nelle regioni in cui le linci sono state reintrodotte, come ad esempio in Slovenia (Cop & Frkovic, 1998) e in Svizzera (Haller, 1992).

4.2.4 TECNICHE PREDATORIE E MODALITA' DI CONSUMO

La lince eurasiatica come già illustrato è un carnivoro obbligato; la sua specializzazione anatomica dovuta ad un lungo processo evolutivo presenta caratteri esclusivi e specifici per la carnivoria: il tipo di dentatura, gli artigli retrattili, l'apparato digerente, la struttura dell'occhio, l'architettura del cranio.

Questo animale caccia le sue prede utilizzando esclusivamente due strategie predatorie: l'agguato e l'imboscata. La differenza tra le due strategie sta nell'immobilità della

preda, nel primo caso, e nel palese movimento della stessa nel secondo. In entrambi i casi, il predatore sfrutta particolari conformazioni del terreno o raggruppamenti di vegetazione o di rocce per avvicinarsi, cogliendo la vittima di sorpresa, ed effettuare l'attacco finale, costituito da una serie di balzi che cercano di raggiungere la preda o anticiparne le reazioni di fuga (Ragni, 1998). Se l'animale viene scoperto durante il suo avvicinamento, rinuncia solitamente alla caccia. Ugualmente, se la preda sfugge agli attacchi iniziali, la lince non la insegue, se non per un breve tratto (Molinari-Jobin *et al.*, 2004). Gli animali di dimensioni maggiori (caprioli, camosci) vengono attaccati con morsi localizzati nella regione della mandibola e nella regione laterale e inferiore del collo (Stravisi *et al.*, 2003). Per le prede di dimensioni minori (fagiani di monte, lepri, volpi) è sufficiente un morso alla nuca o alla schiena perché l'agguato sia coronato da successo (Molinari & Jobin, 2000a).

Una volta ucciso un animale, la lince può comportarsi in maniera diversa a seconda della dimensione della preda e delle condizioni ambientali. In generale, in assenza di disturbo da parte dell'uomo o di altri carnivori concorrenti, il felide può consumare in loco la sua preda, talvolta celandola con materiale di origine vegetale quando se ne allontana. Più spesso è portato a trascinare la carcassa in un luogo che ritiene più sicuro, come ad esempio una macchia di sterpaglia o le fronde basse di un albero (Molinari & Jobin, 2000b). La distanza coperta nel trascinamento varia in funzione del terreno, della sua pendenza e delle dimensioni della preda.

Le linci hanno l'abitudine di cibarsi sulla stessa carcassa per più notti, generalmente 3 (Jobin *et al.*, 2000), anche in funzione di sesso, della presenza di cuccioli da sfamare, del disturbo ambientale, antropico o di altri animali e del peso della preda: secondo Jobin *et al.* (2000) il tempo di consumo cresce logaritmicamente con il peso della preda. Questo avviene perché spesso le prede uccise forniscono una quantità di carne che eccede il fabbisogno giornaliero: intorno ai 3.4 kg per un maschio adulto, 3.2 kg per una femmina adulta, 3.2-4.9 kg per un nucleo familiare composto da femmina e cuccioli. Nell'80% dei casi il consumo dell'animale inizia dai quarti posteriori (Jobin *et al.*, 2000; Stravisi *et al.*, 2003) coinvolgendo i muscoli della regione dei glutei e della coscia. Successivamente vengono consumate le altre porzioni muscolari, della spalla e della parte facciale della testa. Raramente alcuni organi pelvici, mai l'apparato digerente, se si escludono alcuni casi di consumo del tratto digerente di piccoli di non più di due settimane di vita (Jobin *et al.*, 2000).

4.2.5 SOCIALITA' E USO DELLO SPAZIO

La lince è un animale solitario, fatta eccezione per le femmine durante il periodo di allevamento dei cuccioli. Sia i maschi che le femmine occupano territori individuali, i cui confini vengono periodicamente marcati attraverso le secrezioni e la deposizione di urine e di feci.

Schmidt *et al.* (1997) hanno osservato che in un campione di 18 linci radiocollate nella foresta di Bialowieza, la sovrapposizione degli home range può avvenire tra individui adulti dello stesso sesso (mediamente 30% nei maschi, 6% nelle femmine), in maggior misura tra individui adulti e subadulti (mediamente 75% nei maschi e 8% nelle femmine), ma soprattutto tra individui di sesso opposto (62%).

La dimensione degli home range varia considerevolmente in relazione all'età e al sesso degli individui (generalmente le femmine hanno spazi vitali inferiori rispetto ai maschi), come anche in relazione alle caratteristiche ambientali dell'area: presenza di habitat idonei, composizione della comunità di prede, accessibilità e densità delle stesse (Breitenmoser *et al.*, 2000), livello di antropizzazione del territorio e disturbo arrecato dalle attività umane. La disponibilità delle prede è comunque da considerarsi uno dei fattori determinanti: tanto più abbondanti e disponibili sono le risorse trofiche di una zona, tanto minore sarà la necessità, per i singoli individui, di spostarsi alla ricerca di alimento (p.es. Ragni, 1998; Molinari-Jobin *et al.*, 2004; Herfindal *et al.*, 2005).

Data, dunque, l'estrema variabilità tra diversi territori di indagine, cercare di fornire valori medi per l'ampiezza degli spazi familiari assume significato solo a livello locale.

Tabella 3. Dimensione degli home range medi delle linci in Europa (Herfindal *et al.*, 2005)

Study site	No. of animals		100% MCP home-range size (km ²)		Reference
	Male	Female	Male	Female	
1 Sarek, Sweden	8	21	709	407	Linnell <i>et al.</i> , 2001
2 Nord-Trøndelag, Norway	3	2	1515	561	Linnell <i>et al.</i> , 2001
3 Hedmark, Norway	7	10	1456	832	This study
4 Akershus, Norway	2	2	812	350	This study
5 Bergslagen, Sweden	4	1	632	307	Linnell <i>et al.</i> , 2001
6 Bialowieza Primeval forest, Poland	5	3	248	133	Schmidt <i>et al.</i> , 1997
7 Swiss Jura, Switzerland	3	5	264	168	Breitenmoser <i>et al.</i> , 1993
8 Northwestern Alps, Switzerland	11	12	159	106	Breitenmoser-Würsten <i>et al.</i> , 2001
9 French Jura, France	3	5	258	150	Stahl <i>et al.</i> , 2002
10 Kocevje, Slovenia	2	2	200	177	Huber <i>et al.</i> , 1995

Da studi effettuati, alcuni dei quali riportati in Tabella, i valori più ampi di home range sono stati registrati in Scandinavia (Breitenmoser *et al.*, 2000) e in Norvegia (Herfindal *et al.*, 2005) dove un maschio adulto può arrivare ad occupare, rispettivamente, 2780 km² e 1456 km², mentre una femmina fino a 759 km² in Scandinavia e 832 km² in Norvegia.

Gli studi condotti dal 1979 al 1995 da Ragni (1998) sulle popolazioni di lince da poco insediate in Trentino Alto Adige riportano valori medi di estensione degli home range pari a 275 km² per i maschi e 96 km² per le femmine.

Le popolazioni del Giura Svizzero studiate da Breitenmoser e i suoi collaboratori (1993), sono probabilmente le uniche che presentano una situazione comparabile alle sottopopolazioni orientali italiane insediate negli ultimi decenni, derivate esse stesse da popolazioni reintrodotte in fase di espansione; anche l'ambiente naturale appare analogo, fortemente antropizzato per la maggior parte, con territori idonei diffusi nelle zone montuose. Qui, gli studi condotti tramite tecniche di radiotelemetria hanno rilevato spazi vitali pari a 264 km² per i maschi e 168 km² per le femmine, con core areas rispettivamente di 185 km² e 72 km².

Bisogna ricordare che l'estensione degli home range varia molto anche in funzione della stagione: le dimensioni dei territori vitali dei maschi aumentano durante la stagione degli amori tra gennaio e marzo e nel periodo immediatamente precedente, dedicato alla ricerca di femmine ricettive. Al contrario gli home range delle femmine si riducono notevolmente a maggio e giugno, periodo successivo al parto, per poi espandersi gradualmente in inverno e fino al parto successivo (Schmidt *et al.*, 1997).

4.3 STORIA RECENTE DELLA LINCE E DISTRIBUZIONE ATTUALE

Nel corso dei secoli passati la lince trovò condizioni ideali per sopravvivere nell'Europa continentale, ove era abbondantemente diffusa. Già all'inizio dell'Ottocento però, essa poteva essere considerata estinta nelle regioni di pianura dell'Europa centro-occidentale, trovando rifugio, fino alla fine dello stesso secolo, solo sulle grandi catene montuose dei Pirenei, delle Alpi occidentali, nella Foresta Bavarese e Boema e nelle aree boschive del nord ed est Europa (Eiberle, 1972; Kratochvil, 1968). La lince ha raggiunto il minimo della sua consistenza verso la metà del XX secolo, quando tutte le popolazioni dell'Europa occidentale erano ormai estinte, mentre le popolazioni orientali erano confinate alle regioni boschive dei Carpazi e alle aree montagnose dei Balcani, e quelle dell'Europa settentrionale si presentavano ridottissime e

molto frammentate (KORA, 2005). Solo le popolazioni della foresta boreale della Russia non vennero interessate dal generale declino. Sull'arco alpino italiano la specie scomparve prima dal settore centro-orientale, attorno al 1850, mentre su quello occidentale qualche esemplare riuscì a sopravvivere fino ai primi decenni del Novecento, come risulta da alcune testimonianze storiche raccolte da alcuni autori (Toschi, 1968), riguardanti sia presunti avvistamenti che abbattimenti. La persecuzione da parte dell'uomo su questa specie ha avuto diverse connotazioni in rapporto alle culture e tradizioni locali; in particolare, nelle aree germaniche è stato adottato un sistema volto all'eliminazione di tutte le specie "nocive" alle attività umane quali allevamento e caccia. Nelle Alpi centro-orientali, allora sotto il dominio austriaco, l'eradicazione dei cosiddetti "nocivi" fu condotta dalle autorità con maggior determinazione ed efficacia (attraverso il pagamento di premi) rispetto a quanto fatto negli altri Stati (Molinari & Jobin, 2000a). Sicuramente tra le cause principali che hanno portato alla scomparsa o all'estrema riduzione delle popolazioni di linci in Europa vi è la riduzione delle popolazioni di ungulati nei secoli XVIII e XIX, fonte alimentare principale della linca a cui vanno a sommarsi effetti negativi dovuti all'incremento demografico umano con conseguente espansione delle superfici antropizzate (urbanizzate e agricole) e all'inaccessibilità stagionale a fonti alimentari alternative come gli animali domestici.

Nonostante ciò, a partire dalla seconda metà degli anni Cinquanta è cominciata una lenta ripresa delle popolazioni scandinave e dell'Europa orientale, a seguito di mutamenti ambientali e di comportamento da parte dell'uomo, quali l'aumento della copertura forestale, lo spopolamento di ampie aree, in particolare quelle montane e l'incremento nel numero di ungulati, cambiamenti che hanno interessato l'intero continente (KORA, 2005). In molti Paesi la linca venne considerata specie legalmente protetta, in altri ne venne mantenuta la cacciabilità, ma in ogni caso si ebbe finalmente un incremento dell'interesse generale nei confronti di questo animale, da sempre trascurato.

Vista l'impossibilità di un ritorno spontaneo (almeno in tempi relativamente brevi) del felide in Europa occidentale, durante gli anni Settanta diversi Paesi dell'arco alpino optarono per delle reintroduzioni entro aree ritenute idonee per la specie. In Slovenia (1973) e Svizzera (1971) le operazioni furono coronate da successo, giunto anche oltre le aspettative: fino a tutti gli anni Ottanta queste neopopolazioni diedero prova di una crescita molto consistente, anche se successivamente l'espansione subì un rallentamento, per riprendere solo in tempi recenti (KORA, 2005). In altri paesi purtroppo le reintroduzioni ebbero esiti ben diversi, come in Italia (1975), Austria (1977), Francia e Baviera dove ottennero successo scarso o nullo.

Attualmente in Europa centro-occidentale vivono numerose popolazioni piccole e isolate di linci, il futuro delle quali risulta ancora incerto. Solo i Carpazi, i Paesi baltici, la Scandinavia e la Finlandia, oltre alla Russia, ospitano popolazioni con buona probabilità di sopravvivenza (KORA, 2005).

Se considerata a livello dell'intero continente europeo, questa specie non può oggi essere ritenuta una specie minacciata di estinzione; infatti, salvo locali fluttuazioni e riduzioni, a partire dagli anni Sessanta si è assistito ad un continuo incremento sia delle aree occupate che del numero di linci. I fattori che maggiormente limitano un ulteriore ampliamento delle aree occupate dalle singole popolazioni di linci, sono principalmente rappresentati dagli abbattimenti illegali e dall'eccessivo sviluppo delle infrastrutture.

I primi sono generalmente dovuti all'avversione che questi predatori suscitano in molte categorie di persone, quali cacciatori e allevatori. A questi si sommano i bracconieri che vedono nell'animale un trofeo prestigioso. Gli abbattimenti illegali non sono quantificabili con precisione e rappresentano una problematica di difficile gestione, la cui reale portata non è ben nota.

Le infrastrutture a loro volta possono causare tre tipi di interferenza negativa:

- effetto barriera che impedisce lo spostamento degli animali (ad es. un'autostrada);
- effetto di disturbo su area vasta che preclude la colonizzazione da parte delle linci;
- causa di mortalità diretta; nella sola Svizzera, in 10 anni, il 22% delle linci rinvenute morte era perito in seguito a investimento (Molinari & Jobin, 2000a).

A medio e lungo termine si prevede inoltre possano insorgere problemi dovuti al collo di bottiglia genetico originati dal fatto che le popolazioni dell'Europa occidentale sono state generate da pochissimi individui. E' provato che popolazioni costituite da elementi troppo affini geneticamente risultano instabili e si corre inoltre il rischio che, con l'avanzare delle generazioni, emergano delle tare nei nuovi nati, portando ad una perdita di vitalità e qualità (fitness) entro le popolazioni (Breitenmoser *et al.*, 1998). Per evitare questo fenomeno si dovrebbe far in modo che i nuclei generati da differenti reintroduzioni ovvero le popolazioni dell'arco alpino occidentale e quelle delle Alpi orientali riuscissero a congiungersi. In Svizzera è già iniziato un tentativo di estendere l'areale occupato dalla lince anche alla zona nord-orientale mai colonizzata: nel 2001 e nel 2003 sono stati catturati complessivamente 9 animali nella Svizzera occidentale e liberati nella parte orientale (progetto LUNO, Robin & Nigg, 2005).

Purtroppo il suo esito positivo è stato messo in discussione a causa della sopravvenuta morte di 3 maschi (KORA, 2005).

Ad ogni modo, come suggerito anche dal piano d'azione europeo (Breitenmoser *et al.*, 2000), la conservazione di questa specie è sempre più dipendente da un efficace collaborazione tra i Paesi in cui è presente.

Tabella 4. Struttura delle popolazioni europee della lince (Linnell *et al.*, 2008).

Region	Population ¹	EU countries	Non-EU countries	Population segments	Size
Bohemian – Bavarian	Bohemian – Bavarian	Germany, Austria, Czech Republic			75
Vosges	Vosges	France, Germany		• South & Central Vosges, • North Vosges & Palatinian forest	30-40
Jura	Jura	France	Switzerland		80
Alps	Western Alps	France, Italy, Germany (?)	Switzerland		80
	Eastern Alps	Italy, Austria, Slovenia			30-40
Dinaric	Dinaric	Slovenia	Croatia, Bosnia & Herzegovina		130
Balkan	Balkans	Greece (?)	Albania, FYR Macedonia, Serbia, Montenegro		<100
Carpathian	Carpathian Mts	Poland, Slovakia, Czech Republic, Romania, Hungary	Ukraine, Serbia		2,500
Scandinavia	Scandinavia	Sweden, Finland	Norway,		2,000
Northeastern Europe	Karelian	Finland	Russia ²		1,500
	Baltic	Estonia, Latvia, Lithuania, Poland	Russia ³ , Belarus, Ukraine		3,400

1. In aggiunta a queste popolazioni ci sono numerose altre presenze europee di ridotte dimensioni. L'esempio più importante è rappresentato da una lince in cattività reintrodotta nelle montagne dell'Harz della Germania centrale. Lo status futuro di questa presenza deve essere aggiornato ed i suoi sviluppi monitorati.

2. Oblast russi di Murmansk e della Karelia. I confine meridionali ed orientali coincidono con le strutture geografiche naturali dei laghi Onega e Ladoga e il Mar Bianco. Questa suddivisione è stata fatta principalmente allo scopo di ottenere unità di dimensione gestibile a livello biogeografico ed ecologico. La distribuzione dei carnivori è continua attraverso questa suddivisione.

3. Oblast russi di Leningrado, Novgorod, Pskov, Tver, Smolensk, Bryansk, Mosca, Kaliningrad, Kaluzh, Tula, Kursk, Belgorod e Orel. Questa suddivisione è stata fatta principalmente allo scopo di ottenere unità di dimensione gestibile a livello biogeografico ed ecologico. La distribuzione dei carnivori è continua attraverso questa suddivisione (Linnell *et al.*, 2008).

4.3.1 LA LINCE IN SLOVENIA

Nel 1908 venne catturata quella che probabilmente era l'ultima lince della popolazione naturale slovena (Kos, 1928). Nel 1973 si decise di tentare una reintroduzione anche nel piccolo Paese slavo, più per interesse venatorio che per scopi ecologici: vennero liberati 6 esemplari, che si dispersero verso i confini meridionali dello Stato e nella vicina Croazia. Appena 5 anni dopo la reintroduzione, venne dato il permesso di abbattere i primi animali, con l'obbligo di portare qualsiasi capo abbattuto (anche quelli trovati morti o uccisi involontariamente) presso la facoltà di Medicina Veterinaria dell'Università di Lubiana, ove sarebbe stato esaminato. Solamente dal 1994, in base alla legislazione slovena, le linci sono protette durante tutto l'anno e sono sulla lista delle specie rare e minacciate; nonostante ciò, il Ministero competente può rilasciare annualmente una deroga per l'abbattimento di un limitato numero di esemplari, calcolato in base alla popolazione stimata. Tale prelievo può essere effettuato solo nei limiti della stagione venatoria, che va dai mesi di Ottobre o Novembre fino alla fine del mese di Febbraio. Fino a tutto il 1999, 132 linci sono state abbattute legalmente, investite sulle strade o trovate morte; si presume che il numero di linci morte possa essere molto vicino alle 300 unità se si considera anche il territorio croato (Stanisa *et al.*, 2001). Ciò può dare un'idea del rapido sviluppo della popolazione originata dalla liberazione di così pochi individui, che in effetti è andato oltre tutte le previsioni, tanto che il progetto di reintroduzione sloveno è considerato il meglio riuscito in Europa (Breitenmoser, 1998).

Il numero delle linci è stato annualmente stimato in base ai capi trovati morti e ai segni di presenza: sono state individuate due popolazioni principali, la prima a sud dell'autostrada Trieste-Lubiana, nella regione di Kocevje, al confine con la Croazia (30-40 esemplari), la seconda a nord-ovest di questa grande infrastruttura, sulle Alpi Giulie, verso il confine con l'Italia (una decina di linci) (Stanisa *et al.*, 2001). L'autostrada si è rivelata essere una barriera a bassissima permeabilità per questi felidi, molto più di quanto non lo sia per gli orsi (Wölfel & Kaczensky, 2001) e le due popolazioni principali risultano tra loro disconnesse oltre ogni previsione.

Il territorio occupato dalla lince non è aumentato negli ultimi anni (Stanisa *et al.*, 2001), mentre la quota annuale di animali da abbattere non viene incrementata dal 1992 e, anzi, in diverse annate (1997, 1999 e 2000), non sono stati permessi prelievi da parte delle autorità competenti. Si ritiene pertanto che la popolazione di linci slovena abbia subito una

piccola regressione nei suoi nuclei principali (Stanisa *et al.*, 2001). Al 2009 l'intera popolazione dinarica di linci (comprensiva delle linci in Slovenia a sud dell'autostrada Trieste-Lubiana, Croazia e Bosnia Herzegovina) viene stimata a circa 130 individui, minacciata da numerosi fattori quali bracconaggio, bassa densità di prede e ridotta diversità genetica (Sinanović *et al.*, 2008; Sindičić *et al.*, 2009).

4.3.2 LA LINCE IN AUSTRIA

Eradicata dal Paese (come d'altra parte da tutte le Alpi orientali) verso la metà del XIX secolo (Eiberle, 1972), la lince venne reintrodotta tramite liberazioni successive di 9 esemplari tra il 1976 e il 1979 nella regione della Stiria (Festetics *et al.*, 1980). Questi individui però, anziché dare inizio una popolazione, si dispersero, abbandonando la zona ove era avvenuta la liberazione e spostandosi verso la Carinzia (Gossow & Honsig-Erlenburg, 1986; Huber & Kaczensky, 1998). Oltre al nucleo presente nella regione alpina, in Austria ve n'è un secondo costituito da animali immigrati a seguito delle reintroduzioni effettuate nella Selva Boema durante gli anni Ottanta da parte dell'allora Cecoslovacchia. Parte delle linci che vivono nel settore alpino austriaco inoltre sono molto probabilmente di origine slovena (Stanisa *et al.*, 2001).

La scarsa qualità della rete di monitoraggio in Austria purtroppo non permette di ottenere delle stime precise sulla numerosità di individui nel territorio: a partire dal 1982, infatti, è terminato il controllo scientifico sugli animali rilasciati e, da allora, tutta la raccolta dati si è basata sulle segnalazioni di cacciatori e turisti. Nella zona delle Alpi, queste segnalazioni sono andate diminuendo dal 1991 al 1999, per cui si ritiene che il numero di linci presenti nell'area sia in costante diminuzione (Huber *et al.*, 2001). Al contrario, il numero di segnalazioni presso il confine con la Repubblica Ceca è andato aumentando, pertanto si può affermare che la popolazione boema sia in espansione (Huber *et al.*, 2001).

In base alle leggi austriache, ciascuno dei 9 distretti (Bundeslander) in cui è diviso il territorio regola l'attività venatoria in maniera autonoma. In ognuno di essi la lince è catalogata come specie non cacciabile. Possono tuttavia venire concessi, da parte delle autorità distrettuali sulla base di richieste sensate, dei permessi speciali per abbattere determinati esemplari; ad oggi nessuna deroga è stata ancora rilasciata.

4.3.3 LA LINCE IN FRIULI

Le linci che hanno colonizzato parte del territorio regionale sono immigrate dalla Slovenia e dall'Austria (Molinari, 1998).

Il primo segno di presenza della lince in Friuli Venezia Giulia (Alpi Giulie) risale al 1979 e rimase un caso isolato per diversi anni. Non è mai stato possibile definire da quale metapopolazione, se quella austriaca o quella slovena, derivasse tale animale. La segnalazione successiva è datata 1986 (Molinari, 1998).

Il primo studio svolto riguardo la presenza della lince in regione si è fondato sulla catalogazione e la successiva analisi di tutti i segni di presenza dal 1986 al 1995 (Molinari, 1998), raccolti in maniera intensiva nella zona del Tarvisiano, in maniera meno accurata nel resto della regione. Al termine del lavoro, nel mese di maggio del 1995, sono risultati catalogati 150 segni di presenza, la cui attendibilità è stata verificata però solo per una parte di essi. In sintesi la cronologia degli avvistamenti:

- 1989: prime foto scattate dalla guardia forestale C. Vuerich nelle quali è immortalata una lince che preda una marmotta;
- da quell'anno fino al 1991: incremento dei segni di presenza nella zona delle Alpi Carniche;
- 1992: prima segnalazione nelle Alpi Giulie a sud dell'autostrada Udine-Villach;
- fino al 1995: il numero di segni di presenza è aumentato costantemente nell'area a sud dell'autostrada, nelle Alpi e Prealpi Giulie; si è registrato nel contempo un incremento della loro frequenza in direzione sud-ovest rispetto al Tarvisiano;
- 1993: prima segnalazione in territorio veneto;
- 1994: tra la Carnia e il Tarvisiano, vengono uditi i richiami di due individui durante la stagione riproduttiva; da una successiva verifica sul campo si constata la presenza di una coppia.

Dal 1994, anno in cui oltretutto la lince è diventata specie protetta in Slovenia, si è osservato un progressivo aumento del numero di segnalazioni ed un'estensione dell'area coperta da questa specie in regione. Questo trend positivo è confermato dai dati raccolti a partire dal 1998 dall'ex Dipartimento di Scienze Animali dell'Università degli Studi di Udine (ora Dipartimento di Scienze Agrarie ed Ambientali) nell'ambito di un progetto di monitoraggio dei grandi carnivori in Friuli Venezia Giulia. E' possibile ipotizzare che in questi anni il fenomeno abbia raggiunto il culmine, similmente a quanto osservato per l'orso bruno

(Fabro e Filacorda, 2003). I dati successivi (Filacorda, comunicazione personale) dimostrano una persistenza delle segnalazioni regionali in termini di numerosità ed occupazione del territorio friulano. Dai risultati emersi dall'attività di monitoraggio (snowtracking, phototrapping) vengono stimati circa 5-10 esemplari su tutto il territorio regionale; sicuramente vi sono 3 individui differenti, di cui 2 catturati e radiocollari (oltre alla lince Ricky, un altro maschio nel 2011 nel settore nord-orientale regionale; Molinari, dati non pubblicati), da quanto ricavato dal riconoscimento di immagini e video ottenuti dal fototrappolaggio.

4.4 LA LINCE RICKY

Come già descritto nel capitolo riguardante gli obiettivi della ricerca, sono stati utilizzati dei dati radiotelemetrici derivanti da 3 anni di monitoraggio su una lince catturata in Friuli Venezia Giulia per testare i modelli di vocazionalità prodotti. Si ritiene quindi indispensabile illustrare brevemente come e dove questo animale sia stato catturato e quali informazioni abbia fornito la successiva attività di monitoraggio.

Nell'ambito del progetto Interreg III A Italia-Slovenia era prevista la cattura di 4 linci eurasiatiche (2 in territorio italiano e 2 in territorio sloveno). Nei pressi di Malga Amula, in comune di Trasaghis, il 21 febbraio 2007 il gruppo di ricerca italiano, coordinato dal dott. Filacorda, ha svolto con successo la prima cattura e radiocollaggio mai svolti in territorio italiano di un esemplare di lince, esemplare poi ricatturato (nella stessa area) il 21 marzo 2008 per l'applicazione di un nuovo dispositivo satellitare.

Precedentemente alla prima cattura gli spostamenti e l'attività dell'animale erano stati studiati nel corso di 3 anni di ricerca mediante monitoraggio indiretto (raccolta di segnalazioni, *snow tracking*, uso di fototrappole, esche odorose di raccolta pelo per le analisi genetiche, ecc.). La cattura è avvenuta utilizzando una gabbia costruita appositamente per lo scopo. Le gabbie di cattura sono generalmente a forma di parallelepipedo o tunnel. I lati lunghi, compreso il tetto, sono costituiti da una robusta rete metallica elettrosaldata; i lati corti presentano ciascuno una porta, generalmente dotata di una chiusura basculante. Il sistema di innesco è costituito da un sottile filo di nylon che, posto a circa 20 cm dal suolo attraverso la sezione centrale della gabbia e collegato ad un sensibile meccanismo di scatto (in questo caso una comune trappola per topi), provoca la chiusura delle porte nel momento in cui viene sollecitato dal passaggio di un animale. Le gabbie sono inoltre dotate di segnali di allarme

(combinatori telefonici) che si attivano nel momento in cui le uscite dalla gabbia vengono bloccate: spesso si tratta di sistemi radio o GPS in grado di inviare uno specifico segnale agli operatori sul campo.

Questi sistemi di cattura vengono posizionati vicino ai luoghi di predazione o in punti di transito abituali per l'animale. Sono dotati inoltre di esche attrattive che hanno lo scopo di indurre la lince a passare all'interno del tunnel. Queste possono essere di varia natura: studi sulla lince canadese hanno impiegato esche vive, in particolare polli, chiuse in un comparto all'interno della gabbia (Tewes, 1986), ma anche carcasse di selvatici (Kolbe *et al.*, 2003). Molto più spesso vengono utilizzati attrattivi odorosi di origine artificiale e, più frequentemente, naturale (secreti ghiandolari di castoro, urina di lince, ecc. come proposto da Herfindal *et al.*, 2005). In questo caso, sono state posizionate due gabbie su sentieri abitualmente utilizzati dall'esemplare, all'interno della sua core-area. È stata utilizzata un'esca attrattiva di tipo odoroso, costituita da lettiera impregnata di urina di maschio e femmina di lince, ottenuta da esemplari in cattività nello Zoo di Lignano "Punta Verde".

L'individuo catturato, battezzato Ricky, è un esemplare maschio di lince in buona salute, di quattro anni e di 25 Kg di peso stimato.

Nelle due catture del 2007 e 2008 è stato utilizzato il medesimo protocollo operativo. Per l'anestesia in gabbia è stata utilizzata la miscela commerciale tiletamina-zolazepam (Zoletil 100®) al dosaggio di 5-6 mg·kg⁻¹; sono state utilizzate siringhe auto iniettanti per cerbottana contenenti un totale di 110 mg di miscela concentrati in 1 ml di solvente. Trascorso il tempo di induzione (circa 20 minuti) è stata aperta la gabbia e si è proceduto alla manipolazione dell'esemplare che prevede, come prima operazione, l'applicazione del radiocollare. Il collare applicato è di tipo satellitare, GPS-PRO 1C (Vectronic Aerospace ©) dotato di:

- *unità GPS*: ad ogni fix (localizzazioni GPS) permette di rilevare la data, l'ora, la posizione in coordinate di latitudine e longitudine, il numero di satelliti utilizzati, la temperatura esterna, il livello di carica della batteria principale e della trasmittente VHF;
- *unità VHF*: permette di localizzare il soggetto tramite le tecniche di radiotelemetria classica con triangolazione, sia in caso di mal funzionamento del GPS che di esaurimento della batteria principale;
- *unità GSM*: permette lo scambio dei dati tra il collare ed un modem GSM (*GSM Ground Station*) in dotazione all'operatore e viceversa. Il funzionamento di questa unità è legato alla copertura della rete GSM nel territorio;

- *sensore per la temperatura esterna*: il collare registra automaticamente la temperatura esterna ogni 5 minuti per un massimo di 3 anni (fino a 315392 dati);
- *sensore di mortalità/ibernazione*: il collare sfrutta il sensore di attività per avvisare l'operatore tramite SMS o tramite segnale radio, nel momento in cui l'animale non presenta alcun tipo di movimento per un periodo superiore a quello selezionato dall'operatore;
- *meccanismo di rilascio a deterioramento naturale*;
- *batteria di alimentazione*.

Successivamente sono state eseguite le misure biometriche, il prelievo di campioni biologici, quali sangue e pelo, e la somministrazione, per via sottocutanea, di un antibiotico ad ampio spettro e lento rilascio. Al termine delle operazioni, le porte sono state richiuse e l'animale è stato lasciato all'interno della gabbia sotto stretta osservazione veterinaria fino alla scomparsa di tutti i sintomi riferibili all'anestesia (avvenuta dopo circa 6 ore). Quando le capacità motorie sono state giudicate nella norma dal veterinario competente, un dispositivo a distanza ha permesso la riapertura delle porte ed il rilascio del felide.

Gli spostamenti dell'animale, velocemente fuggito dal sito di cattura, sono stati seguiti fin dai primi istanti per mezzo della radiotelemetria classica (VHF).

Si rimanda alle relazioni complete delle catture (Vezzaro, 2007 e 2008) ed al report finale del progetto Interreg (Filacorda *et al.*, 2010) per le descrizioni accurate delle due catture.

Il monitoraggio radiotelemetrico sul campo è stato svolto tutti i giorni dagli operatori, ad esclusione dei giorni in cui le avverse condizioni climatiche non ne hanno permesso l'esecuzione. L'inizio del periodo di monitoraggio è coinciso con la data di cattura dell'esemplare, 21 febbraio 2007. A luglio sono stati registrati dei problemi tecnici all'alimentazione della batteria per cui il sistema GPS di cui è dotato il radiocollare non è più entrato in funzione, mentre il sistema VHF è stato attivato 24 ore su 24 da un segnale radio di allarme, ad indicare lo stato di bassa carica della batteria di alimentazione. A settembre il sistema ha smesso di funzionare, decretando la fine del monitoraggio tramite *radiotracking*. Durante l'inverno del 2007, tuttavia, si è continuato a seguire i movimenti dell'esemplare di lince attraverso *snow-tracking* e grazie al posizionamento di esche attrattive per la cattura del pelo, collocate nei punti di passaggio abituale del felide. Tra febbraio e marzo del 2008 si è proceduto con una nuova attivazione delle due gabbie di cattura, poste nei medesimi luoghi dell'anno precedente, al fine di ricattare lo stesso individuo per rimuovere il vecchio collare e per applicarne uno nuovo. L'individuo è stato ricatturato il 15 marzo 2008. Il nuovo collare GPS

Plus PRO 1C ha garantito un migliore funzionamento rispetto al predecessore, sia in termini di successo di localizzazione sia in termini di durata complessiva della batteria principale e secondaria. Il modulo GPS ha funzionato con 2 fix giornalieri fino a metà febbraio 2009. Dopo questa data similmente a quanto avvenuto in precedenza le uscite in campo per la radiotelemetria classica sono diventate più frequenti ed hanno permesso di raccogliere dati sulla posizione dell'animale fino ad agosto 2009, quando anche la batteria del modulo VHF ha smesso di funzionare, segnando la fine delle attività radiotelemetriche su Ricky.

I fix (VHF e GPS) sono stati raccolti soprattutto nelle ore serali e notturne, periodo di maggiore attività della lince. Non mancano ad ogni modo numerosi fix durante il periodo di rest diurno (11:00).

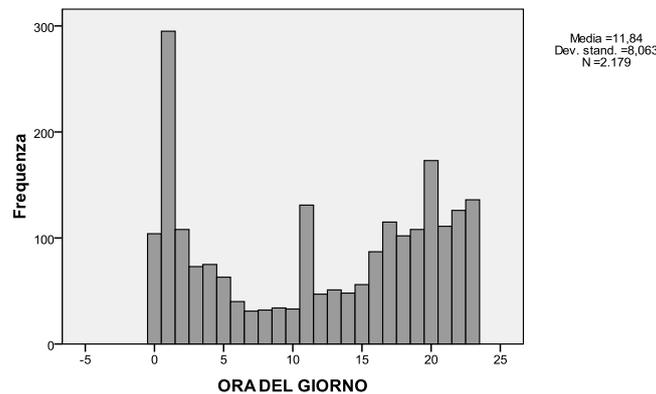


Grafico 1. Frequenza dei rilievi svolti (GPS e VHF) sulla lince Ricky secondo ora del giorno.

Sono più frequenti le localizzazioni effettuate durante il periodo primaverile-estivo, a causa del periodo di cattura dell'animale (febbraio-marzo) e della scarsa durata dei radio-collari apposti (settembre dello stesso anno il primo, febbraio dell'anno successivo il secondo).

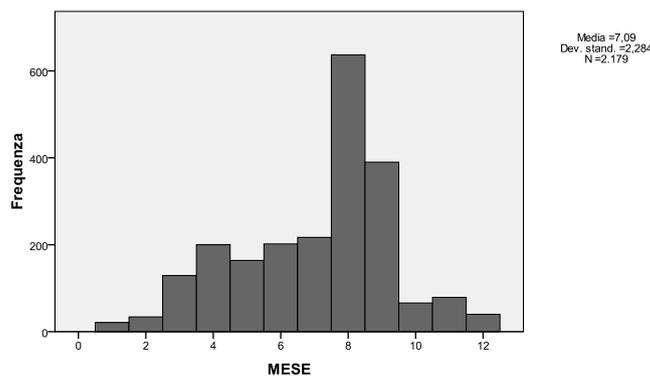


Grafico 2. Frequenza dei rilievi svolti (GPS e VHF) sulla lince Ricky secondo mese.

Dall'autunno 2010 le gabbie di Malga Amula sono state nuovamente attivate nella speranza di una terza ricattura di Ricky che permetterebbe di recuperare il collare ed i preziosi dati conservati al suo interno.

TESI DI DOTTORATO DI ALESSANDRO VISINTIN DISCUSSA PRESSO L'UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI UDINE

4.5 BIOLOGIA DELL'ORSO BRUNO

L'orso bruno alpino (*Ursus arctos arctos*, Linnaeus 1758) appartiene alla famiglia degli Ursidi (*Ursidae*), le cui forme ancestrali apparvero 25 milioni di anni or sono quali discendenti di piccoli mammiferi predatori e arrampicatori. Ne evolsero delle specie plantigrade come l'uomo, ma dal corpo piuttosto tozzo, dalle orecchie tonde, con occhi orientati in avanti, una coda a mozzicone, nonché con una dentatura da predatore, leggermente modificata in funzione di un'alimentazione vegetariana. L'antenato dell'odierno orso bruno è l'orso etrusco (*Ursus etruscus*), dal quale discende anche l'orso delle caverne (*Ursus spelaeus*), specie ormai estinta, contemporanea dell'uomo di Neanderthal. Esistono numerose sottospecie di *Ursus arctos*, quali l'orso grigio, più comunemente noto come grizzly (*Ursus arctos horribilis*) e il Kodiak (*Ursus arctos middendorffii*), specie entrambe nordamericane, oltre al ben noto orso bruno marsicano (*Ursus arctos marsicanus*).

L'orso bruno presente in Europa, pur non raggiungendo le notevoli dimensioni dei suoi parenti stretti nordamericani che raggiungono facilmente il peso di 500 kg, risulta essere comunque il carnivoro di maggiori dimensioni in Europa, dall'alto dei 120-350 kg dei maschi adulti e dei 75-160 kg delle femmine. Le differenze nelle dimensioni e nella struttura tra queste sottospecie probabilmente trae origine dal diverso regime alimentare e dalle diverse condizioni di habitat in cui vivono.

L'orso è dotato di una muscolatura estremamente possente, particolarmente evidente nella zona della spalla, il che lo rende un buon scavatore. L'altezza al garrese si aggira tra 1 e 1.2 metri, negli individui adulti, mentre la lunghezza oscilla tra 1.6 e 2.5 metri nei maschi e 1.2-2 metri nelle femmine. Nonostante la mole massiccia, l'orso può raggiungere velocità considerevoli, attorno ai $50 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$ sulle brevi distanze. Rispetto ai suoi antenati, l'orso bruno presenta una dentatura da onnivoro che gli consente di tritare e lacerare le fibre vegetali, mentre i canini vengono utilizzati soprattutto per agganciare la preda più che per infliggerle ferite mortali. E' inoltre un ottimo arrampicatore, grazie anche ai potenti arti a 5 dita che forniscono all'orso notevoli capacità di manipolazione e sono dotati di lunghi artigli non retrattili lunghi parecchi centimetri. Il colore del mantello, nell'area alpina, varia dal bianco panna al bruno molto scuro (quasi nero). I suoi sensi sono molto sviluppati, in particolare l'udito e l'olfatto col quale può percepire la presenza di una carcassa a una distanza anche di alcuni chilometri. L'orso inoltre va annoverato tra le specie animali più intelligenti, dimostrando notevole curiosità e abilità nell'apprendimento.



Figura 2. Esemplare di orso bruno fotografato con photo-trap ad infrarosso nei pressi di una stazione di campionamento genetico nelle Valli del Natisone.

4.5.1 HABITAT

Sulle Alpi l'orso bruno è specie strettamente legata al bosco, nonostante il suo habitat naturale sia rappresentato sia da ambienti aperti che da foreste. Si tratta di un'evoluzione comportamentale che deriva dalle persecuzioni operate nei secoli dall'uomo a suo carico. Per questo l'orso necessita di un ambiente relativamente lontano dalle attività antropiche, dove sia inoltre possibile mimetizzarsi in breve tempo. La presenza di un fitto sottobosco è quindi fondamentale nell'utilizzo di un ambiente da parte dell'orso. Condizione decisiva per la sopravvivenza di una popolazione di orsi è data poi dall'offerta di cibo. Indispensabili sono quindi la presenza di bacche e frutti, sia carnosi che secchi, nonché di insetti, come api, vespe, cerambici e soprattutto formiche. Non a caso nei faggeti e querceti dei Balcani si registrano le più consistenti popolazioni di orsi in Europa. Alti effettivi di selvaggina inoltre contribuiscono ad aumentare la vocazionalità di un'area. Un'ultima risorsa essenziale per l'habitat dell'orso è data dall'offerta di anfratti naturali, nei quali trascorrere il letargo. Essi devono trovarsi in zone tranquille, distanti da ogni genere di disturbo che l'uomo potrebbe arrecare, in quanto, contrariamente a quanto si pensi, l'orso ha un sonno leggero, e se si sentisse in qualsiasi modo minacciato, non esiterebbe ad abbandonare il suo rifugio, sebbene questo comporti a volte perfino l'abbandono dei cuccioli (KORA, 1999).

4.5.2 ALIMENTAZIONE, COMPORTAMENTO, RIPRODUZIONE

La dentatura dell'orso presenta alcuni tratti caratteristici che collocano quest'animale tra gli onnivori. Sebbene possieda lunghi canini che potrebbero far pensare ad un carnivoro, gli incisivi si presentano leggermente spatulati e vengono utilizzati per strappare il foraggio e per cogliere le bacche, mentre i molari sono molto larghi e servono a tritare e macinare gli alimenti (*L'orso bruno nelle Alpi italiane* – Report interno Dipartimento Scienze Animali). Infatti egli copre circa tre quarti del suo fabbisogno alimentare con cibo di natura vegetale. In primavera, dopo il letargo invernale, l'alimentazione è basata per lo più su graminacee, faggioline, foglie fresche di faggio e carogne di animali non sopravvissuti all'inverno. In estate si inserisce nella dieta una quota consistente rappresentata dalla frutta carnosa, come i mirtilli, i lamponi e le more (*soft-mast*, Samson *et al.* 1998). Durante l'autunno, periodo dedicato all'accumulo di grasso corporeo, gli orsi adulti devono invece assimilare giornalmente un quantitativo alimentare corrispondente a 20000 Kcal, pari a circa 30 kg di mele (KORA, 1999). Importante durante queste stagioni diventa l'assunzione di proteine animali, derivanti da larve ed insetti ed occasionalmente da animali domestici, e carboidrati di origine vegetale provenienti da alcune graminacee come il frumento e il mais, oltre che dai vari frutti secchi come le faggioline, le ghiande, le castagne e le noccioline (*hard-mast*, Samson *et al.* 1998). Anche le ombrellifere ricoprono notevole importanza in questo periodo. L'orso non è un grande cacciatore e solamente gli orsi scandinavi e nordamericani cacciano regolarmente selvatici.

Caratteristica chiave dell'orso è il letargo che solitamente in ambiente alpino dura da metà novembre fino a marzo. Gli orsi non mangiano né bevono per mesi e la loro sopravvivenza è affidata al considerevole strato di grasso accumulato in estate ed autunno. Le feci e l'urina non vengono espulse, in quanto l'organismo è in grado di riciclare l'urea prodotta dal corpo, ed integrare l'azoto ivi contenuto negli amminoacidi che andranno a costituire le nuove proteine. Le funzioni corporee sono molto ridotte: il battito cardiaco è di 8 battiti al minuto, invece che 40, la temperatura corporea si riduce solo di 5 gradi. Ad ogni modo, se il tempo è mite, l'orso può lasciare il suo ricovero invernale per brevi periodi, senza ad ogni modo alimentarsi.

L'orso bruno non è un animale sociale e, fatto salvo il periodo degli amori, è sostanzialmente solitario. Gli orsi vivono in home range di estensione variabile in relazione alle risorse alimentari presenti. Ad esempio in Svezia, le zone di percorso annuo dei maschi possono raggiungere un'estensione di circa 1600 km², in Croazia 130 km², mentre quelle delle

femmine circa 225 km² in Svezia e 60 km² in Croazia (KORA, 1999). Poiché gli orsi sono prevalentemente vegetariani, non hanno la necessità di difendere un loro territorio di caccia. Rispetto a lince e lupo, la cui zona di percorso ha un'estensione analoga, gli orsi non sono territoriali; anzi permettono che altri membri, addirittura dello stesso sesso, condividano il loro habitat.

L'accoppiamento avviene tra i mesi di maggio e luglio. Lo sviluppo embrionale viene interrotto allo stadio di blastocisti, per riprendere appena nella seconda metà di novembre. La gravidanza effettiva dura ancora dalle 6 alle 8 settimane e termina con la nascita, tra gennaio e febbraio, di 1-4 cuccioli, solitamente 2 o 3. I piccoli pesano appena 500 grammi e sono completamente dipendenti dal latte materno, composto per un terzo da grassi. In ambiente alpino escono per la prima volta dalla tana nel periodo tra aprile e maggio e solitamente restano assieme alla madre per un periodo di un anno e mezzo. Gli orsi che superano il periodo critico della loro gioventù possono raggiungere un'età tra i 20 e i 25 anni.

4.6 STORIA RECENTE DELL'ORSO BRUNO E DISTRIBUZIONE ATTUALE

Il declino di questa specie in Italia e nei paesi ad essa confinanti ha radici che risalgono al XVII e XVIII secolo, mentre il suo parziale ritorno lungo l'arco alpino è un fenomeno che ha avuto inizio solo 3-4 decenni fa.

L'ultimo orso svizzero è stato abbattuto nel 1904, mentre sporadici avvistamenti si sono succeduti fino al 1923. Attualmente in Svizzera non esiste un piano di reintroduzione e le speranze sono volte verso la micropopolazione trentina che aumentando la sua consistenza (in una proiezione a lungo termine) potrebbe portare ad una ricolonizzazione spontanea della Svizzera (KORA, 1999).

La documentazione austriaca ci fornisce un dataset che riporta la data di uccisione dell'ultimo orso nelle varie regioni: 1833 per l'Austria Superiore, 1838 per il Salisburghese, 1840 per la Stiria, 1842 per la Austria Inferiore, 1884 per la Carinzia e 1913 per il Tirolo (Zedrosser *et al.*, 1999). Casi di singoli orsi provenienti dalla Slovenia si sono registrati ad ogni decade del secolo scorso, fino al famoso caso dell'orso della regione dell'Ötscher, promotore del progetto di reintroduzione avvenuto, nel 1992 e nel 1993, con il rilascio nella regione dell'Ötscher e del Dürrenstein, di due femmine e di un maschio proveniente dalla popolazione slovena. Al 1999 gli effettivi in Austria si collocavano fra i 23 e 28 esemplari, con una popolazione nelle regioni della Stiria e Austria Inferiore, composta da 13 a 16 individui, e in

Carinzia, dove il loro numero è inferiore. Attualmente in Stiria ed Austria centrale la specie risulta praticamente estinta e non si hanno notizie certe riguardo gli effettivi in Carinzia, anche se viene stimato un numero inferiore a 10.

In Slovenia i minimi storici si sono registrati nel periodo antecedente la prima guerra mondiale quando furono contati solamente 30-40 esemplari. Dopo l'attribuzione dello status di specie protetta del 1935 e le disposizioni successivamente emanate, quali la regolamentazione di caccia in tutta la Slovenia e il divieto di utilizzare esche avvelenate, l'orso sloveno ha conosciuto una costante ripresa fino a raggiungere l'attuale numero di circa 500 individui genotipizzati (Skrbinšek *et al.*, 2012).

Tabella 5. Struttura delle popolazioni europee dell'orso bruno (Linnell *et al.*, 2008).

Region	Population	EU countries	Non-EU countries	Population segments	Size
Iberia	Cantabrian	Spain ¹		• Western • Eastern	120
Pyrenees	Pyrenees	France, Spain ²	Andorra	• Western • Central	15-21
Apennines	Apennines	Italy ³			40-50
Alps	Alps	Italy ⁴ , Austria, Slovenia	Switzerland	• Trentino • Central Austria ⁵ • Southern Austria ⁶ & Slovenian Alps	30-50
Dinaric Pindos	Dinaric Pindos	Slovenia, Greece	Bosnia & Herzegovina, Croatia, Serbia, Montenegro, FYR Macedonia, Albania	• Northern Dinarics ⁷ • Central Dinaric ⁸ • Pindos ⁹	2,100 – 2,500
East Balkan	East Balkan	Bulgaria, Greece	Serbia	• Rila Rhodope • Stara Planina • Eastern Serbia – northwest Bulgaria	720
Carpathian	Carpathian Mts	Czech Republic, Poland, Slovakia, Romania	Ukraine, Serbia	• Western ¹⁰ • Main chain ¹¹ • Apuseni Mts.	8,000
Scandinavia	Scandinavia	Sweden	Norway	• South • Central • Northern	2,600
Northeastern Europe	Karelian	Finland	Norway, Russia ¹²		4,300
	Baltic	Estonia, Latvia	Russia ¹³ , Belarus		6,800

1. Questa distribuzione copre le 4 regioni autonome: Asturia, Cantabria, Castilla y Leon e Galizia.
2. Questa distribuzione interessa le 3 regioni autonome: Navarra, Aragona e Catalogna.
3. Lungo gli Apennini la distribuzione copre le regioni: Lazio, Abruzzo, Molise.
4. Questa distribuzione copre le 5 regioni: Provincia aut. di Trento, Provincia aut. di Bolzano, Regioni Veneto, Lombardia e Friuli.
5. Le regioni austriache della bassa Austria, Stiria e alta Austria.
6. La regione austriaca della Carinzia.
7. Slovenia meridionale, Croazia, Bosnia Herzegovina, Serbia occidentale, Montenegro.
8. Albania settentrionale – la distribuzione dell'orso in questa regione è poco nota e di conseguenza la localizzazione esatta delle discontinuità è scarsamente conosciuta.

9. Albania orientale, Macedonia, Grecia settentrionale e centrale.

10. Include Polonia centro-meridionale e Slovacchia centrale.

11. Include Polonia sud-orientale, Slovacchia orientale, Ucraina e la catena centrale dei Carpazi attraverso Romania e Serbia orientale.

12. Oblast russi di Leningrado, Novgorod, Pskov, Tver, Smolensk, Bryansk, Mosca, Kaliningrad, Kaluzh, Tula, Kursk, Belgorod e Orel. Questa suddivisione è stata fatta principalmente allo scopo di ottenere unità di dimensione gestibile a livello biogeografico ed ecologico. La distribuzione dei carnivori è continua attraverso questa suddivisione.

13. Oblast russi di Murmansk e della Karelia. I confine meridionali ed orientali coincidono con le strutture geografiche naturali dei laghi Onega e Ladoga e il Mar Bianco. Questa suddivisione è stata fatta principalmente allo scopo di ottenere unità di dimensione gestibile a livello biogeografico ed ecologico. La distribuzione dei carnivori è continua attraverso questa suddivisione (Linnell *et al.*, 2008).

In Italia l'orso ha conosciuto un lento declino fin dall'inizio del secolo scorso, sopravvivendo ai giorni nostri in due unici nuclei: l'area gravitante attorno al Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, con una popolazione di 40-50 individui circa e in Trentino occidentale e aree adiacenti dove, a seguito della quasi estinzione della popolazione naturale ed alla reintroduzione di 9 orsi grazie al progetto LIFE-Ursus, si stima vi siano attualmente circa 33-36 unità (Groff *et al.*, 2011). Il Friuli Venezia Giulia gode dell'effetto dell'espansione della popolazione balcanica che dalla metà degli anni '60 ha portato all'instaurarsi di una popolazione stabile di circa 15 individui gravitante attorno al suo confine orientale. In base alle attività di monitoraggio su neve (da parte del Dipartimento di Scienze Animali dell'Università di Udine e del Corpo forestale regionale) e dei risultati delle analisi genetiche dei campioni di pelo, la presenza negli anni 2004-2007 è stata stimata in un numero variabile tra 4 e 7 unità nelle Valli del Natisone, del Torre e nelle Prealpi Giulie, 2-4 individui nelle Alpi Giulie e Alpi Carniche orientali, 1-2 individui nelle Alpi Carniche occidentali e Prealpi Carniche e singole apparizioni nel Carso triestino. Dalle recenti analisi genetiche dei campioni biologici raccolti nel periodo 2007-2011 sono stati individuati 5 individui differenti ogni anno. Si stima di conseguenza che la numerosità regionale sia poco superiore, al massimo nell'ordine della decina di unità (Filacorda, comunicazione personale).

4.7 L'ORSO ANDREY

Come già descritto nel capitolo riguardante gli obiettivi della ricerca, sono stati utilizzati dei dati radiotelemetrici derivanti da 1 anno di monitoraggio su un orso catturato in Friuli Venezia Giulia per fornire alcune considerazioni sugli aspetti energetici della fitness di quest'animale. Si ritiene quindi indispensabile illustrare brevemente come e dove questo animale sia stato catturato e quali informazioni abbia fornito la successiva attività di monitoraggio.

Nell'ambito del progetto Interreg III A Italia-Slovenia era prevista la cattura di 4 individui di orso bruno, 2 in territorio italiano e 2 in territorio sloveno. Il gruppo di ricerca italiano, coordinato dal dott. Filacorda, ha svolto con successo la cattura e il radiocollaraggio di 2 esemplari di orso bruno.

Durante il 2006 le catture sono state tentate mediante l'utilizzo di due diversi metodi di cattura: il laccio di Aldrich e la *box-trap* (gabbia di cattura). Il progetto è stato autorizzato dal Ministero dell'Ambiente e della Conservazione del Territorio.

La gabbia utilizzata per la cattura è una struttura chiusa, costituita da pannelli di rete elettrosaldata a maglie quadrate. E' lunga 3 m, larga ed alta 1.8 m. Il fondo della gabbia è rivestito da tavole di legno per impedire che l'animale si ferisca nel tentativo di scappare scavando. La *box-trap* è dotata di una porta a doppia anta su entrambi i lati corti, di altezza e larghezza pari a 1.8 m, che si chiude dall'esterno verso l'interno, in modo da spingere dentro la gabbia un eventuale animale sulla sua soglia, senza il pericolo di schiacciarlo. Il meccanismo di scatto, costituito da un sistema di molle e corde, è predisposto per essere attivato da una forza diretta verso il basso, agente su un secchiello (contenente l'esca) appeso al tetto, nella porzione centrale della gabbia.

Durante la stagione 2006 sono stati allestiti sul territorio 2 siti cattura di questo genere, intensamente foraggiati, per abituare gli animali a frequentarli e verificare l'accettazione e l'utilizzo di questi manufatti da parte della specie *target*, in previsione di una possibile cattura.

In questa stagione di cattura sono state effettuate 2 sessioni di cattura in 2 differenti periodi: la prima, tra marzo e maggio, della durata di 13 notti; la seconda, nel mese di agosto, è durata 15 notti. Entrambi i periodi cattura si sono rivelati, per diverse ragioni, infruttuosi.

Nella stagione 2007, anche grazie all'esperienza maturata nella stagione precedente, si è optato per una differente tecnica di cattura: il *free-ranging*.

Questa tecnica consiste nel posizionare un operatore su un'altana in prossimità di un sito di foraggiamento, in cui l'orso è stato abituato a recarsi, per alimentarsi, nei giorni, o settimane, precedenti alla sessione di cattura. L'operatore armato di un fucile ad aria compressa atto a sparare siringhe si reca in altana alcune ore prima del tramonto e aspetta l'animale, che qualora si presenti in posizione ottimale per il tiratore sarà narcotizzato.

Come sito cattura è stato scelto, per l'alta frequentazione da parte della specie *target*, e per l'idoneità ambientale e operativa il Monte Mia, area di particolare interesse conservativo al confine tra Italia e Slovenia. La scelta del sito, l'allestimento dei punti di foraggiamento e la

costruzione dell'altana, sono avvenuti in collaborazione e grazie ai consigli del Sig. Marinčič, direttore della riserva statale Slovena del Monte Nevoso e grande esperto d'orsi. La lunga e attenta preparazione ha consentito in tre notti-cattura, non consecutive, di radiocollare due esemplari, l'orso Bepi (Marzo 2007) e l'orso Andrey (Aprile 2007).

L'orso Andrey è stato catturato il 2 Aprile 2007 presso il versante sud-occidentale del monte Mia nel comune di Pulfero (UD), sul confine sloveno vicino al valico di Stupizza, a quota 1030 m s.l.m. Già da diversi giorni un orso frequentava regolarmente il sito di alimentazione; dall'osservazione delle impronte il suo peso era stato stimato intorno ai 100 Kg, per cui il dosaggio dell'anestetico è stato fatto supponendo la presenza di un orso di quelle dimensioni. Per l'induzione è stata utilizzata l'associazione tra la miscela commerciale tiletamina-zolazepam (Zoletil 100®) al dosaggio di $4.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ e la medetomidina (Zalopine®) al dosaggio di $35 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Alle ore 23:15 un orso si è presentato in posizione tale da rendere possibile lo sparo del dardo. L'orso è stato stimato essere di peso superiore a quello previsto (un orso di circa 200 kg), ma considerato il protocollo anestetico utilizzato si è ritenuto che il dosaggio caricato in siringa avrebbe indotto uno stato di immobilizzazione tale da permettere la manipolazione dell'animale con un ragionevole grado di sicurezza per un lasso di tempo ridotto. Lo stato dell'anestesia ed i parametri cardiaci e respiratori sono stati costantemente monitorati fino alla somministrazione dell'antidoto. Si trattava di un esemplare di circa 8-9 anni (valutazione effettuata sullo stato di usura dei denti) di sesso maschile, appariva in buono stato di nutrizione e non presentava ferite. Visto il ridotto lasso di tempo a disposizione è stato deciso di limitare l'intervento all'applicazione del collare GPS (GPS Plus 2 con VHF, UHF e GSM, e drop-off); si è comunque proceduto al prelievo di un campione pelo. Si è poi deciso di spostare delicatamente l'animale di alcuni metri, posizionandolo in un luogo meno impervio di quello dove si era addormentato, assicurando così un più sicuro risveglio dell'animale stesso.

Alle ore 00:43 le operazioni sull'animale erano concluse. Si è quindi subito provveduto alla somministrazione di atipamezolo (Antisedan®) al dosaggio di $70 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. L'intero gruppo di lavoro si è immediatamente allontanato per monitorare a distanza attraverso radio VHF le prime fasi di risveglio dell'animale.

I fix considerati nella seguente analisi (solo GPS) sono stati raccolti soprattutto nelle ore centrali della giornata, periodo di minore attività dell'orso, spesso solitamente a riposare in qualche sito indisturbato. Non mancano ad ogni modo numerosi fix durante il periodo notturno (20:00 - 5:00), utilizzato dall'animale per la ricerca di cibo.

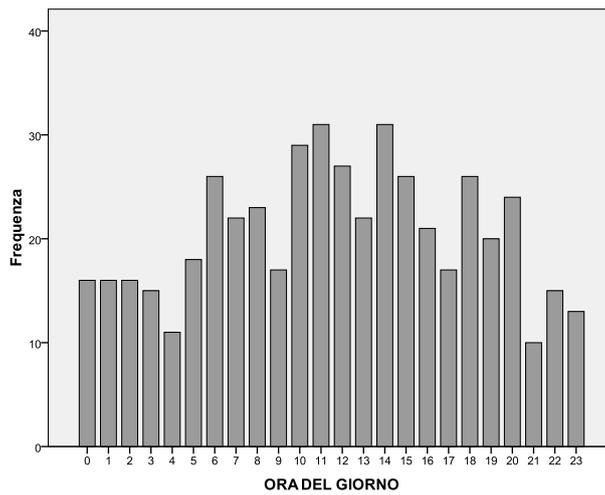


Grafico 3. Frequenza dei rilievi svolti (GPS) sull'orso Andrey secondo ora del giorno.

Le localizzazioni si concentrano durante il periodo tardo-primaverile ed estivo. Di fatto il collare ha funzionato da Aprile ad Agosto, permettendo la raccolta di quasi 500 fix; purtroppo mancano informazioni riguardo l'uso del territorio e gli spostamenti durante l'autunno e l'inverno.

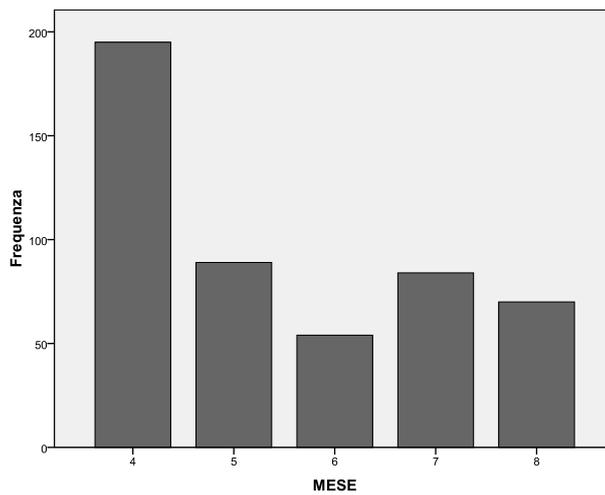


Grafico 4. Frequenza dei rilievi svolti (GPS e VHF) sulla lince Ricky secondo mese.

4.8 AREA DI STUDIO

L'area di studio scelta per questa analisi comprende tutto il territorio regionale del Friuli Venezia Giulia. Si tratta di un'area di notevole estensione (oltre 7800 km²) nel vertice nord-orientale dell'Italia, confinante con Austria, Slovenia e Veneto e a carattere prevalentemente montuoso; la superficie montana occupa il 42.5% del territorio, la pianura il 38.1%, l'area collinare solamente il 19.3%. La confluenza e sovrapposizione di aree biogeografiche diverse, quella mediterranea, quella centroeuropea e quella balcanica, contraddistingue questa regione e la rende un serbatoio di biodiversità, caratterizzato da rari ecosistemi e da fenomeni naturali peculiari. La sezione montuosa, orogeneticamente giovane e non ancora assestata, descrive un arco esteso tra l'altopiano del Cansiglio ad ovest e quello del carso ad est e comprende le Alpi Carniche e una Parte delle Alpi Giulie. E' in questo territorio che si concentrano gli ambienti più naturali e inaccessibili, punteggiati solo localmente da porzioni di paesaggio modellati dall'intervento umano. Il resto del territorio è coperto da colline densamente abitate e da una vasta pianura orlata a sud dal mare Adriatico e delimitata a est dall'altopiano del Carso Goriziano e Triestino.

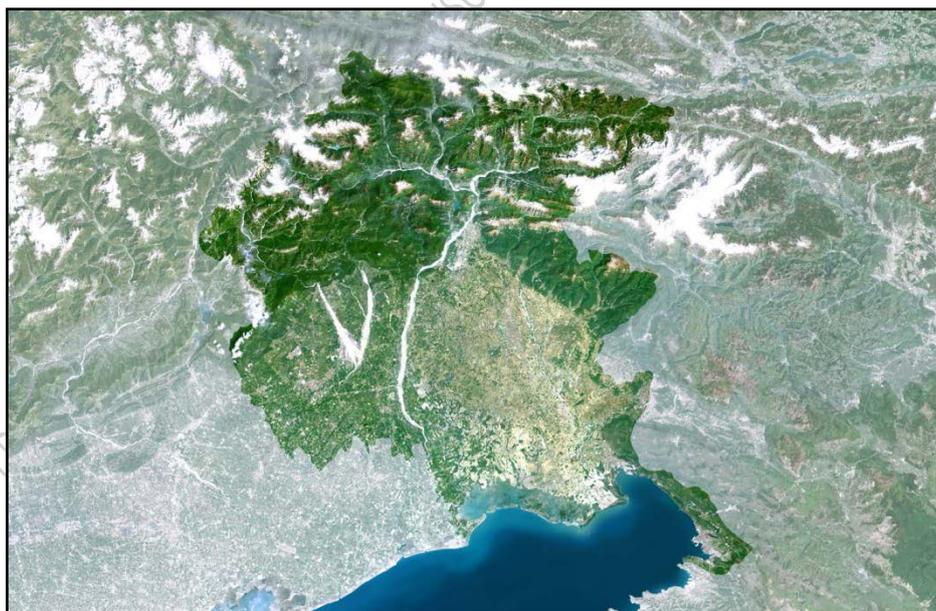


Figura 3. La regione Friuli Venezia Giulia vista dall'alto; molto evidente la distinzione tra l'area di pianura e la fascia prealpina e alpina, così come il corso dei fiumi Tagliamento, Meduna e Cellina (da destra verso sinistra).

La porzione montana della regione può essere suddivisa in 5 unità orografiche-geologiche secondo la classificazione di Gortani (1960):

La Catena Carnica

Occupa l'estrema fascia settentrionale estendendosi sino alla valle del Gail (Austria), mentre a sud risulta interrotta dall'allineamento delle valli Pesarina, Calda, Pontaiba, Pontebbana e Canale. Le altitudini si mantengono in media tra i 1500 e i 2000 m s.l.m., con vette anche superiori ai 2500 m. In questo settore affiorano rocce paleozoiche: i litotipi affioranti sono piuttosto eterogenei con prevalenza dei calcari, argilloscisti ed arenarie.

Le Alpi Tolmezzine

Tale unità si estende dal confine occidentale con il Veneto sino al corso dell'Alto Tagliamento; dominano i sedimenti mesozoici (triassici in particolare) con grande sviluppo di rocce arenacee, calcareo marnose, calcareo dolomitiche e dolomitiche.

Le Alpi Giulie

Separate da quelle Tolmezzine dalla bassa valle del Fiume Fella e da una parte del corso del Tagliamento, terminano a sud con la Val di Resia, che disegna il confine naturale con le Prealpi Giulie. Il picco più alto in territorio italiano tocca i 2754 del Monte Jof di Montasio. In questo settore affiorano in prevalenza rocce mesozoiche con particolare sviluppo della dolomia principale (Triassico superiore).

Le Prealpi Carniche

Sotto questo nome si comprendono i rilievi che dalla valle dell'Alto Tagliamento si estendono sino alla pianura; su tale settore affiorano terreni di età compresa tra il Triassico superiore ed il Miocene superiore.

Le Prealpi Giulie

Sono la continuazione orientale delle Prealpi Carniche dalle quali sono separate dalla valle del Medio Tagliamento; in quest'area affiorano gli stessi sedimenti mesozoici delle Prealpi Carniche mentre risultano differenti i depositi cenozoici rappresentati soprattutto dal Flysch eocenico.

All'interno del territorio regionale possiamo distinguere ulteriori unità orografiche-geologiche:

L'anfiteatro morenico

Rappresenta la manifestazione più vistosa del glacialismo quaternario. L'anfiteatro si estende dal fiume Tagliamento al torrente Torre delineando un ampio arco semicircolare di 21 km di diametro. Esso si articola in una serie di cerchie concentriche di cui tre principali. I colli morenici sono costituiti da una distribuzione caotica di ciottoli, sabbie, limi e argille. Queste ultime assieme a depositi di lignite sono particolarmente diffuse nelle depressioni fra i rilievi e rappresentano il fondo di antichi bacini lacustri.

La pianura friulana

Rappresenta il lembo orientale della pianura padana, ma per le sue caratteristiche va considerata indipendente, vista la sua maggiore acclività e la presenza di sedimenti in genere più grossolani, di origine quaternaria. Il basamento roccioso prequaternario nell'area orientale si trova a pochi metri di profondità mentre verso ovest arriva a -250 m nel sottosuolo di Grado e a più di -600 m nei pressi di Latisana. Si possono individuare 2 vaste fasce separate dalla linea delle risorgive: quella dell'Alta Pianura che ospita i grandi conoidi di materiale grossolano estremamente permeabile e sede di un'ampia e potente falda freatica e quella della Bassa Pianura che dalla linea delle risorgive si estende sino al mare. Lungo la fascia delle risorgive le acque della falda freatica dell'Alta Pianura si innalzano sia per la riduzione della permeabilità dei suoli sia per l'affioramento di orizzonti argillosi impermeabili e danno luogo a numerosi corsi d'acqua.

Il Carso Goriziano e Triestino

Viene spesso considerato una prosecuzione naturale dei rilievi prealpini. Si tratta di un altopiano estremamente arido e roccioso, che nella sezione italiana sorge alle spalle del golfo di Trieste. I suoi terreni calcarei hanno dato origine a manifestazioni morfologiche particolarmente interessanti (inghiottitoi, doline, grotte, fiumi sotterranei, ...), note appunto come fenomeni carsici. Il territorio digrada, procedendo verso sud, in una fascia collinare che si aggira sui 100-300 metri di quota, fino ad arrivare alla Pianura friulana.

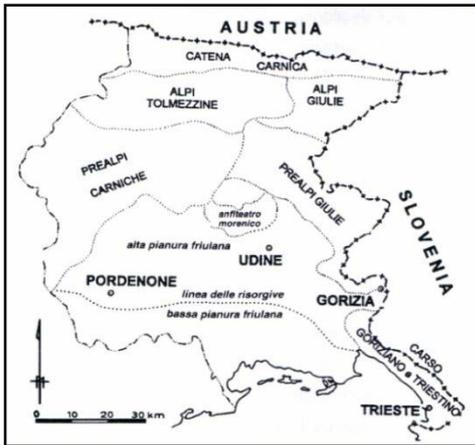


Figura 4. Unità geografiche-geologiche principali del Friuli Venezia Giulia.

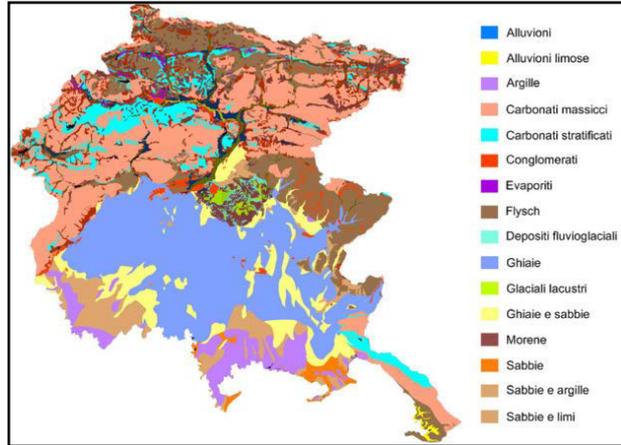


Figura 5. Carta geologica del Friuli Venezia Giulia.

4.8.1 CLIMA E VEGETAZIONE

Il clima del Friuli Venezia Giulia è determinato da diversi fattori; i principali sono la sua collocazione geografica nella fascia temperata boreale, la presenza dei rilievi alpini e prealpini ad andamento longitudinale est-ovest che costituiscono una barriera climatica a settentrione, una marcata penetrazione nel territorio regionale delle correnti calde e umide del Mar Adriatico. Tali fattori determinano differenze climatiche anche rilevanti in alcune aree del territorio. Esse sono ben visibili ad esempio in corrispondenza delle Alpi Carniche, che proteggono la sottostante pianura dai venti freddi e secchi settentrionali, cosa che non fanno invece le Alpi Giulie, disposte secondo una direttrice lievemente differente. Le Prealpi Carniche a loro volta ostacolano l'afflusso di aria calda ed umida dal mare verso le vallate interne, mentre le Prealpi Giulie, scarsamente elevate, sono la causa delle abbondanti precipitazioni su tutto il settore orientale della regione. I boschi originari che ricoprivano la pianura e che erano essenzialmente costituiti da querceti e altre latifoglie, sono quasi del tutto scomparsi. Molto meglio conservata risulta essere la copertura forestale dell'area montana, dove si estende una prima fascia submontana con prevalenza di Faggete, alla quale fanno seguito a quote più elevate popolamenti a conifere, formato soprattutto da Abete rosso e Larice.

E' possibile distinguere, procedendo da nord verso sud sette distretti climatici principali a cui possono essere associate le caratteristiche vegetazionali regionali:

1. Distretto endalpico: occupa la fascia più settentrionale della regione a confine con l'Austria. E' caratterizzato da clima di tipo continentale, con escursioni termiche marcate e precipitazioni concentrate in autunno e primavera. Le associazioni vegetali

caratteristiche della zona sono le estese peccete, spesso praticamente pure, le diffuse mughete e i lariceti, le ontanete presenti soprattutto nelle zone più umide.

2. Distretto mesalpico: interessa le valli più settentrionali della Carnia e della Val Canale. Grazie alle correnti mitiganti adriatiche che penetrano lungo la Valle del Tagliamento e di altri torrenti minori, il clima della zona resta relativamente continentale, con escursioni termiche meno accentuate tuttavia. Le tipologie vegetali che vi si possono trovare sono costituite da peccete, sia pure che miste a faggio ed abete bianco e le pinete a pino silvestre che occupano notevoli estensioni.
3. Distretto esalpico: tipico della fascia prealpina. Il clima è oceanico con precipitazioni medie annue estremamente abbondanti (1000-3000 mm), concentrate prevalentemente nel settore orientale. Le temperature medie non superano gli 11 °C. La vegetazione è rappresentata soprattutto dalle faggete che spiccano lungo tutta la fascia montana. Rare risultano invece le peccete, mentre sicuramente più abbondanti sono i popolamenti a ad orno-ostrieti e le pinete a pino nero sui terreni più acclivi.
4. Distretto avanalpico: si ritrova nella fascia collinare della regione. Il clima risente in larga misura dell'influenza delle correnti provenienti dal Mar Adriatico, tanto che nella zona le temperature medie annue si attestano tra i 9 ed i 13 °C. Le precipitazioni sono mediamente abbondanti (1400-1800 mm) e favoriscono la crescita di estesi castagneti, ostrio-querzeti e ostrio-ornieti.
5. Distretto planiziale: esteso lungo tutta la pianura friulana. E' caratterizzato da precipitazioni comprese tra 1000 e 1400 mm annui e temperature annue superiori ai 13 °C. La vegetazione forestale ha estensione molto ridotta, limitata ad associazioni di quercu-carpineti planiziali che costeggiano i corsi d'acqua.
6. Distretto illirico-dinarico (carsico): è il distretto che abbraccia tutto il Carso monfalconese e parte del Carso triestino. E' caratterizzato da un gradiente di precipitazioni e temperatura che vanno entrambe a diminuire passando dalla prima zona alla seconda. Gli assetti vegetazionali di questo territorio sono costituiti principalmente da ostrio-querzeti e pinete artificiali a pino nero.
7. Distretto mediterraneo: esteso lungo tutto il litorale dell'Alto adriatico. La zona è caratterizzata da estati molto calde e inverni miti. Le precipitazioni non superano i 1100 mm annui e le temperature medie annue si aggirano attorno ai 14 °C. Le formazioni vegetali prevalenti sono costituite da boschi di leccio e carpino nero.

Nel 1998 l'Amministrazione regionale ha pubblicato un testo dal titolo "La vegetazione forestale e la selvicoltura nella regione Friuli Venezia Giulia", risultato di uno studio interdisciplinare tra docenti universitari di selvicoltura, botanica e fitosociologia, tecnici forestali dipendenti della pubblica amministrazione e liberi professionisti. E' stata individuata una realtà forestale molto articolata con ben 17 categorie tipologiche, 105 tipi forestali ed oltre 70 varianti (Del Favero *et al.*, 1998):

1. Boschi costieri
2. Boschi di salice e pioppo
3. Boschi di carpino bianco e querce
4. Boschi di robinia
5. Boschi di rovere e castagno
6. Boschi di orniello, carpino nero e roverella
7. Boschi di acero montano e frassino
8. Boschi di faggio
9. Boschi di pino nero e pino silvestre
10. Boschi di abete rosso e faggio
11. Boschi di abete bianco e faggi o dell'area prealpina
12. Boschi di abete rosso, abete bianco e faggio
13. Boschi di abete rosso e abete bianco
14. Boschi di abete rosso
15. Boschi di larice
16. Boschi di ontano verde
17. Boschi di pino mugo

4.8.2 FAUNA

La varietà di ambienti naturali del Friuli Venezia Giulia si rispecchia in una ricchezza faunistica di notevole interesse, che include sia specie particolarmente comuni e note, sia specie che rappresentano rarità ed endemismi della regione. La fascia alpina e collinare ospita, tra la fauna vertebrata più comune, molte specie conosciute per il notevole interesse venatorio come la lepre variabile o il coniglio selvatico tra i lagomorfi, il capriolo, il cinghiale, il cervo o il camoscio (*Rupicapra rupicapra rupicapra*) tra gli ungulati. Dopo le reintroduzioni del 1992, in regione è presente anche lo stambecco (*Capra ibex*), con popolazioni localizzate nel territorio

del Parco delle Dolomiti Friulane e sulle Prealpi Giulie. A scopi venatori è stata recentemente reintrodotta un'altra specie, il muflone (*Ovis musimon*), che rimane maggiormente legato alle aree prealpine temperate e ai versanti che si affacciano alla pianura. Anche la marmotta (*Marmota marmota*) è stata oggetto di numerose reintroduzioni in molti settori dell'arco alpino friulano, avviate nel 1977 dopo che la specie era stata dichiarata estinta dalle Prealpi Carniche; attualmente è presente con piccole popolazioni dislocate nelle Prealpi Giulie, nel Parco delle Dolomiti Friulane e nella zona del Tarvisiano. La zona collinare che si spinge fino al Carso goriziano è caratterizzata dalla presenza di due specie di insettivori, i cui areali di distribuzione si incontrano fino a sovrapporsi in quest'area: il riccio europeo (*Erinaceus europaeus*) e il riccio orientale (*Erinaceus concolor*), molto più raro del primo.

Al vertice della catena alimentare, tra i predatori di piccole dimensioni spiccano molte specie di mustelidi, tipici sia di ecosistemi agrari (donnaia e faina) che di habitat forestali (martora), tra cui anche la rara puzzola (*Mustela putorius*) e l'ermellino (*Mustela erminea*), presente con ridotte popolazioni nei pascoli di alta quota. La componente più importante della fauna alpina è costituita sicuramente dai grandi predatori, rappresentati dall'orso bruno (*Ursus arctos*) e dalla lince (*Lynx lynx*), la cui popolazione presente sul territorio regionale costituisce la prima stanziale in tutta Italia, dopo che la specie si era estinta dal territorio nazionale agli inizi del XX secolo. Queste specie hanno iniziato a colonizzare il territorio friulano rispettivamente a partire dagli anni '60 e '70, immigrando dalla Slovenia e andando ad occupare, nel corso degli anni, territori sempre più occidentali e meridionali, spingendosi fino al limite dei loro habitat idonei. Incerta è ancora la presenza stabile del lupo (*Canis lupus*), mentre è certa quella dello sciacallo dorato (*Canis aureus*), proveniente dalle regioni dell'est Europa, confermata da numerosi avvistamenti e dal monitoraggio estensivo sistematico svolto dal Dipartimento di Scienze agrarie ed ambientali dell'Università di Udine (Filacorda, dati non pubblicati, 2011). Infine va segnalato il possibile ritorno della lontra (*Lutra lutra*) presente fino agli anni '60 nella nostra regione, poi scomparsa e nel 2011 ricomparsa con il ritrovamento di un individuo investito nel comune di Treppo Grande, che dalle recenti analisi genetiche potrebbe appartenere alla popolazione austriaca (Randi, comunicazione personale, 2011).

Tra l'avifauna, sono presenti in regione importanti specie di rapaci diurni, spesso strettamente protette. Tra queste il grifone (*Gyps fulvus*), avvoltoio di grandi dimensioni tipico degli ambienti alpini europei, da qualche anno oggetto di un progetto di salvaguardia promosso dalla regione con lo scopo di ricostituirne l'areale storico di distribuzione; il gipeto (*Gypaetus barbatus*), estinto agli inizi del XX secolo in tutto l'arco alpino, la cui presenza è stata

riconfermata recentemente nella zona delle Prealpi Giulie; l'aquila reale (*Aquila chrysaetos*), nidificante con numerose coppie tra le pareti rocciose delle Alpi e Prealpi Giulie. Tra i rapaci notturni, da ricordare la presenza dell'allocco degli Urali (*Stryx uralensis mocroura*), la cui distribuzione è limitata alla regione orientale del Friuli, alla Slovenia occidentale e all'Istria. Alcune specie tipiche degli ambienti montani di prateria e di radura sopravvivono ormai con popolazioni veramente ridotte, a causa del progressivo aumento delle aree boscate: è il caso del re di quaglie (*Crex crex*), del fagiano di monte (*Lyrurus tetrrix*), della pernice bianca (*Lagopus mutus*) e del gallo cedrone (*Tetrao urogallus*), specie, peraltro, oggetto di prelievo venatorio. Tra i colli morenici a nord di Udine, i prati umidi ospitano da pochi anni un progetto di reintroduzione della cicogna bianca (*Ciconia ciconia*). Infine, l'ambiente carsico, con le sue peculiarità paesaggistiche e ambientali, ospita specie animali adattate a vivere in ambienti di grotta, spesso endemiche del territorio regionale. Tra queste il proteo (*Proteus anginus*), anfibio cieco, endemico in Italia. Notevole importanza rivestono anche le numerose specie di chiroterteri che abitano le caverne carsiche, come il rinolofo di Blasius (*Rhynolophus blasii*), anch'esso endemico del territorio, la Nottola Gigante (*Nyctalus siculus*) e il Vespertilio di Daubenton (*Myotis daubentonii*), specie veramente rare presenti in regione.

Tra i rettili e gli anfibi, godono di notevole interesse la lucertola muraiola, la testuggine di Herman, la tarantola (una specie di gecko), ancora una volta presenti solo nella porzione più orientale del territorio friulano; tali specie sono oggetto di dibattito per i ricercatori, che mirano a capire se si tratti di specie introdotte dall'uomo o autoctone di questa zona. Da segnalare anche la presenza del tritone alpino, della salamandra alpina e della vipera dal corno in ambiente montano, della salamandra pezzata, della rana montana e del rospo smeraldino in ambiente collinare.

4.8.3 L'AREA DEL MONTE CUAR

Risulta importante descrivere più in dettaglio l'area utilizzata dalla lince Ricky.

L'area di studio relativa alla radiotelemetria è più ristretta rispetto a quella di posizionamento delle trappole per il pelo e si estende nelle Prealpi Carniche del Gemonese, circoscritta dalla Val Tagliamento e dalla Val d'Arzino, su 9 comuni della Carnia Cavazzo Carnico, Enemonzo, Forni di sopra, Forni di sotto, Lauco, Preone, Tolmezzo, Verzegnis e Villa Santina e 4 della Val d'Arzino, Vito d'Asio, Clauzetto, Tramonti di Sopra, Tramonti di Sotto. Il territorio, esteso dalla pianura alla fascia subalpina, presenta una notevole varietà floristica. La

fascia pedemontana, oggi caratterizzata dalla prevalenza di aree coltivate, era un tempo ricoperta da estesi boschi a farnia (*Quercus robur*, L), di cui quasi nulla rimane. Il torrente Arzino, nasce dal Monte Valcalda (1908 m) ed è l'ultimo importante affluente di destra del Tagliamento. E' caratterizzato da un bacino di alimentazione che si estende su 123 kmq ed ha una lunghezza di circa 30 km. Torrenti laterali come rio Scusons, Comugna, Foce ne aumentano la portata, mentre le strette forre della Cengla e del Clapiet, danno accelerazione al suo corso fino al Masarac. A meridione il territorio di maggiore frequentazione della lince forma un "cuneo" racchiuso ad ovest dal torrente Arzino e ad est dal Tagliamento, area submontana, denominata Monte Prat. Le attività di monitoraggio precedentemente descritte hanno permesso di localizzare la core-area dell'animale nel comune di Trasaghis. L'area carsica di Trasaghis è di elevato interesse naturalistico e scientifico. In pochi chilometri quadrati di territorio pedemontano si concentra infatti un elevato numero di fenomeni carsici epigei ed ipogei. Sulla superficie sono presenti ampie zone a campi solcati talvolta profondi fino a due metri e doline di corrosione degne di competere con le aree del carso classico. Questi fenomeni epigei sono concentrati presso gli stavoli Boos e gli stavoli Grignes lungo il versante settentrionale del Col del Sole e sulla piatta sommità del monte Amula ove si susseguono numerose doline di assorbimento e più rare doline di crollo. Sul fondo di alcune di queste, in un recente passato, veniva coltivato qualche lembo di terra fertile costituita dai residui limo sabbiosi della dissoluzione carsica.

Un fattore che accomuna tutte queste aree, dalle pendici del Monte Cuar, al Col del Sole e al Monte Amula, è la scarsità di acque superficiali, organizzate in un reticolo drenante poco evoluto spesso intercettato da inghiottitoi o fessure carsiche. In questi torrenti l'acqua è presente solo in occasione di forti piogge. Le poche e preziose sorgenti perenni ubicate nella zona medio alta dei versanti presso le malghe o gli stavoli possiedono un bacino di accumulo estremamente localizzato e di conseguenza una portata molto bassa. La maggior parte dell'acqua piovana e di quella di fusione delle nevi si infiltra, infatti, rapidamente nel sottosuolo carsico, dando origine ai vasti sistemi sotterranei, che hanno reso famosa la zona. Le maggiori cavità sono infatti tutte cavità emittenti, risorgenze carsiche poste alla base dei versanti. Anche la risorgiva di Amula, di recente scoperta, è una cavità emittente perenne che si trova presso gli stavoli Naruseit alla base del versante orientale del monte. I due principali corsi d'acqua dell'area sono il Torrente Palar e il Torrente Leale. Il Torrente Palar è il corso d'acqua che si trova più a nord della core-area, in quella fascia montana compresa tra i monti Amula, Bedovet, Gran Pala e la più alta catena dei monti Faeit (Piciat, Batai, Piombada). La

valle del Torrente Palar, selvaggia e riservata, è una delle più estese della zona. Fitti boschi ricoprono i versanti, contribuendo all'integrità di un ambiente di grande interesse naturalistico. Numerosi insediamenti rurali punteggiano la valle, ma il loro abbandono da parte dell'uomo sta provocando la scomparsa di prati e pascoli, sopraffatti dalla vegetazione arbustiva. Il Torrente Leale, spesso usato dalla lince per abbeverarsi (come testimoniato dai numerosi segni di presenza lì rinvenuti), si trova più a sud, incanalato tra i monti Amula e Bedovet (a nord) e i monti Cuar, Covria e Flagjel a sud.

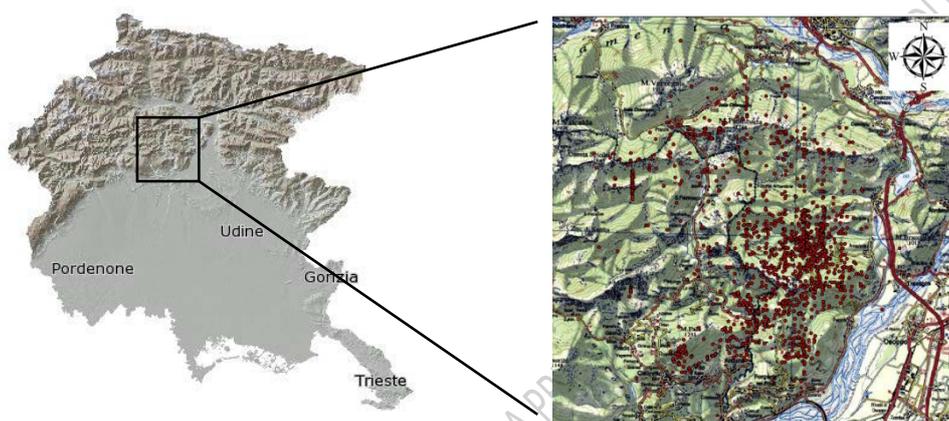


Figura 6. Posizione dell'area campione del Monte Cuar e dei fix della lince Ricky (punti rossi)(fonte immagine regione FVG: Irdat FVG).

Il territorio possiede tutte le caratteristiche tipiche della fascia prealpina: il clima risente, da un lato, delle correnti miti provenienti dalla pianura e dall'Adriatico, dall'altro, dei venti freddi nord orientali che dalle regioni siberiane invadono il nord del Friuli spingendosi, in inverno, fino alle regioni collinari e pedemontane. Le estati risultano, quindi, miti, con temperature medie che non superano i 15° C; gli inverni non sono molto rigidi, con temperature medie pari a circa 4-6° C. La piovosità nella zona è abbondante (1800-2600 mm medi annui), e favorisce la crescita di una vegetazione forestale rigogliosa, composta prevalentemente da faggete, a volte miste ad abeti bianchi o abeti rossi. Sui terreni più aridi il faggio lascia il posto al pino silvestre, spesso in associazione con il pino nero, mentre il larice è componente fondamentale delle zone di rimboscimento. Nei canali formati dai torrenti o lungo le valli più umide si trovano spesso aceri e frassini, accanto a carpini bianchi e querce.

4.8.4 LE VALLI DEL TORRE E DEL NATISONE

L'orso Andrey, nel periodo di monitoraggio a seguito della cattura e radiocollaggio, ha utilizzato l'area confinaria delle Valli del Natisone e del Torre, con sporadiche visite nel settore tarvisiano delle Alpi Giulie, e in territorio sloveno.

Le cosiddette Valli del Natisone sono formate dalla Valle del Natisone propriamente detta e da quelle laterali, che vi confluiscono, del torrente Azzida e dei suoi affluenti: i torrenti Cosiza, Erbezzo e Alberone. Il paesaggio risulta composto da basse montagne (800–1200 m s.l.m. in media) di forma tondeggiante costituite per lo più da formazioni eoceniche di marne ed arenarie e, nel caso delle cime più elevate, da affioramenti calcareo-dolomitici. L'area presenta un clima temperato con temperature medie minime pari a -13 °C e massime pari a 36 °C. Le precipitazioni sono elevate, in media 2000 mm di pioggia all'anno con le massime in primavera ed autunno. La vegetazione corrispondente a questo clima è costituita da boschi di castagno, o cedui a nocciolo con acero (*Acer pseudoplatanus*) e frassino maggiore (*Fraxinus excelsior*), nella fascia altitudinale più bassa. Più sopra si trovano vasti popolamenti di faggio (*Fagus sylvatica*), raramente sostituiti da peccete ad abete rosso (spesso di derivazione antropica), che lasciano posto nelle zone culminali ad estesi pascoli magri a *Molinia arundinacea*, talvolta colonizzati da ginepro (*Juniperus communis*), come nei prati del M. Joanaz. Buona parte del territorio veniva sfruttata in passato essenzialmente per la produzione di legna da brucio. Ne sono una testimonianza gli estesi popolamenti governati a ceduo, soprattutto di nocciolo, ma anche di frassino e faggio. A seguito dell'abbandono della zone montane, molte di queste aree non vengono più "coltivate" da parecchi anni. L'avanzata età dei cedui (soprattutto quelli di nocciolo) e il notevole degrado (molte piante morte, un'elevata densità degli alberi, ...) in cui versano ne sono la prova più tangibile. La fascia vegetazionale che si trova al di sopra dei cedui, quella corrispondente in molti casi a faggeta gode di migliori condizioni, forse dovute al suo maggiore interesse economico. Nel fondovalle trovano invece posto scarse coltivazioni, per lo più a mais e patata, alcuni frutteti e vigneti, oltre ad ampie fasce lasciate a pascolo, soprattutto nell'area slovena, dove sopravvive ancora l'allevamento zootecnico a gestione familiare.

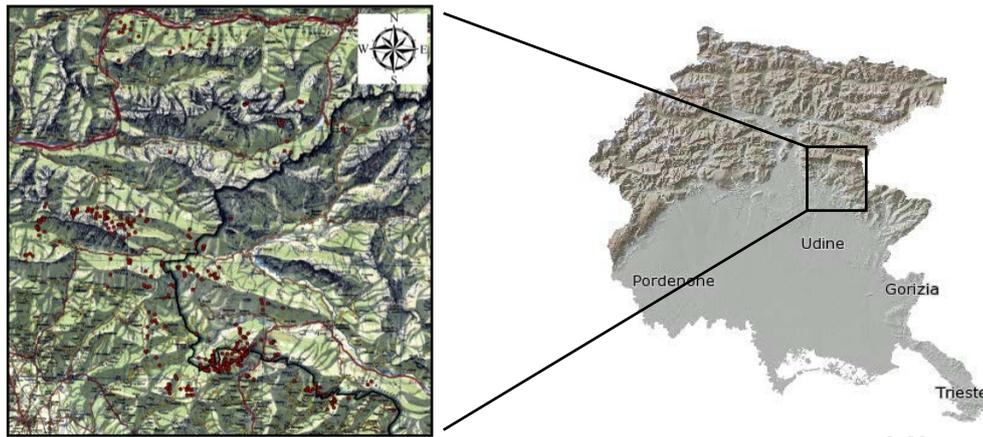


Figura 7. Posizione dell'area campione delle Valli del Torre e del Natisone e dei fix dell'orso Andrey (punti rossi)(fonte immagine regione FVG: Irdat FVG).

L'Alta Val Torre e la Val Ucea rientrano nel comprensorio della catena del Monte Musi. Questa area è caratterizzata dalla presenza di aspri rilievi (con altezze che raggiungono i 1864 metri del Monte Musi) costituiti prevalentemente da un complesso calcareo-dolomitico appartenente al Triassico ed al Giurassico. La piovosità è la più alta del sistema alpino con i suoi 3000 mm di pioggia all'anno e picchi fino quasi a 5000 mm. Le temperature oscillano tra una media minima di -3/-4 °C, registrata nei mesi di gennaio e febbraio, e una media massima di circa 25 °C, misurata nei mesi di luglio e agosto. Per quanto concerne la vegetazione prevalente, si osserva una fascia inferiore, a fondovalle, costituita da popolamenti prevalentemente a castagno, dove però non manca l'acero e il frassino, una fascia termofila intermedia che copre i ripidi pendii calcarei della valle, nella quale prosperano piante legate ad ambienti con forte insolazione e scarsità idrica (originata dalla elevata pendenza dei versanti e dall'incapacità del substrato calcareo di trattenere efficacemente l'acqua piovana), quali il carpino nero (*Ostrya carpinifolia*), l'orniello (*Fraxinus ornus*), la sanguinella (*Cornus sanguinea*) e il pino nero (*Pinus nigra*), e una fascia superiore, quella interessata dallo studio condotto, dove si osserva una massiccia presenza del faggio che lascia spazio, nelle zone più elevate, ad ampi pascoli magri. L'elevata pendenza dei versanti non lascia molte possibilità di sfruttamento del territorio, se non nella sua parte superiore dove le pendenze si attenuano e consentono la crescita di vasti boschi di faggio che forniscono legno da brucio e da lavoro. I pascoli alpini, sfruttati per la pastorizia fino a qualche decennio fa dalle numerose malghe e casere che sorgevano lungo tutta la valle, stanno lentamente scomparendo, ricolonizzati dalla vegetazione arborea ed arbustiva. Sul fondovalle trovano posto poche coltivazioni a mais, alcuni frutteti e prati.

4.9 IL CALCOLO DELLA SPESA ENERGETICA

La lince e l'orso, come ogni animale, per sopravvivere necessitano di un costante apporto energetico alimentare, sotto forma di vari nutrienti quali carboidrati, lipidi e proteine. L'unità di misura che caratterizza l'energia è la caloria e corrisponde alla quantità di calore necessaria per aumentare la temperatura di 1 grammo di acqua da 14.5 °C a 15.5 °C. Siccome, però, la caloria è un'unità di misura molto piccola, si preferisce utilizzare la chilocaloria (kcal), corrispondente a 1000 calorie. Un'altra unità di misura dell'energia è il kilojoule (kJ), unità del sistema metrico internazionale. Per convertire le calorie in kilojoule, il numero di chilocalorie viene moltiplicato per 4.18.

Un animale può trovarsi essenzialmente in 3 status:

1. in equilibrio energetico quando il consumo di energia è equivalente all'apporto di energia;
2. in bilancio energetico positivo quando l'introito calorico supera l'output energetico; l'energia in eccesso viene destinata ad aumentare i livelli di grasso corporeo durante i periodi non riproduttivi, mentre nelle fasi di crescita e gestazione viene indirizzata alla formazione di nuovi tessuti magri;
3. in deficit energetico quando l'apporto di energia è inferiore al consumo energetico; questo stato provoca dimagrimento eccessivo a causa di perdite di tessuto adiposo e delle riserve di tessuto magro.

Gli studi condotti su animali in cattività, non prendendo in considerazione la spesa energetica correlata ad attività, quali per esempio la caccia e non offrono una stima precisa del fabbisogno energetico dal momento che il fabbisogno energetico di un animale dipende direttamente dal suo output energetico (Case *et al.*, 1997).

4.9.1 METODO PER CALCOLARE IL FABBISOGNO ENERGETICO

Aldama *et al.* (1991), espongono il modello di Powell (1979) il quale afferma che il dispendio energetico totale (CT) per ogni mammifero terrestre in un dato periodo di tempo può essere calcolato come la somma delle energie spese nelle diverse attività quotidiane dell'animale, più l'energia spesa nella termoregolazione (Cth). Prendendo in considerazione una lince ed un orso adulti si nota che le loro attività principali (non riproduttive) sono:

- la locomozione (C)

- il riposo (Cr)
- la caccia (Ch) (solo per la lince, considerando le abitudini alimentari dell'orso bruno alle nostre latitudini)
- il consumo del cibo (Ce)

Da ciò è possibile delineare l'equazione per determinare il dispendio energetico totale giornaliero:

$$CT = Cl + Cr + Ch + Ce + Cth \quad (1)$$

Il costo energetico della locomozione orizzontale Clh (incluso anche quello per avvicinarsi alla preda) per molti animali è una funzione lineare della velocità di spostamento con intercetta sull'asse delle Y corrispondente al costo energetico dovuto allo standing (Figura 8). E' possibile rappresentare questo costo attraverso la seguente equazione, che deriva quindi dalla somma del costo netto di locomozione e del costo globale di metabolismo basale (BMR) e di standing (dovuto allo stare in piedi):

Costo netto + Costo globale

$$Clh = 2.57 \cdot W^{0.684} + \frac{1.2(70) \cdot W^{0.75}}{1440} \cdot \left(\frac{60}{S}\right) \quad (kcal) \quad (2)$$

dove Clh è il costo energetico di percorrenza di 1 km, W è il peso dell'animale in kg, 1.2 è l'incremento rispetto al BMR dovuto allo stare in piedi, 1440 sono i minuti in un giorno, 60 sono i minuti in un'ora e S è la velocità in $km \cdot h^{-1}$.

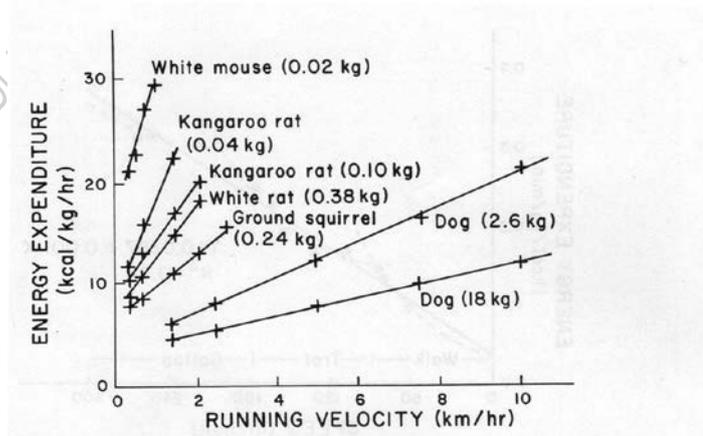


Figura 8. Spesa energetica in funzione della velocità di locomozione in alcune specie animali (Taylor et al., 1970)

Aldama *et al.*, 1991 ha proposto la seguente equazione per il calcolo della spesa giornaliera dovuta alla locomozione (orizzontale) della lince:

$$Clh = (5.8 \cdot W^{0.75} \cdot t_2) + (2.6 \cdot W^{0.6} \cdot d) \left(\frac{kcal}{day} \right) \quad (3)$$

dove t_2 è il tempo speso in piedi (“standing”) dell’animale (mentre cammina, marca il territorio, ecc.) e d è la distanza in km percorsa durante il giorno. Numerose ricerche hanno evidenziato comunque che il costo giornaliero di locomozione in animali non migratori in libertà rappresenta solo una piccola parte della spesa energetica totale giornaliera (Garland, 1983; Altmann, 1987). Ad esempio, il costo medio giornaliero di movimento varia dallo 0.5% della spesa energetica giornaliera in un mammifero di 10 grammi al 4.2% per un mammifero di 100 kg. Ne consegue che un errore, anche grossolano, nel calcolo del costo di locomozione non incide in maniera significativa sul calcolo del costo globale giornaliero di un animale (Robbins, 1993). Viene trascurato per semplicità il costo aggiuntivo dovuto alla locomozione su neve durante il periodo invernale; tuttavia va considerato che durante il periodo di massimo innevamento l’orso bruno si trova in fase di letargo, mentre gli adattamenti morfologici (zampe molto larghe) consentono alla lince di “galleggiare” sulla neve, utilizzando un costo energetico probabilmente trascurabile per il livello di indagine che si intende seguire.

L’energia spesa nel riposare Cr di un mammifero in buono stato di salute è pressoché la stessa del suo livello metabolico di base (BMR , Basal Metabolic Rate), energia che serve a sostenere tutte le attività organiche, ovvero le sintesi dei tessuti che gradualmente si distruggono e vanno reintegrati (Antongiovanni & Gualtieri, 1998). Il BMR è stato definito come la spesa energetica di un animale 1) in riposo psichico e fisico, ma non durante il sonno; 2) in un ambiente termoneutrale; e 3) durante lo stato di post-assorbimento alimentare (Brody, 1945; Kleiber, 1961). Il sonno, la denutrizione prolungata, la disidratazione e il torpore possono ridurre la spesa energetica al di sotto dei livelli del BMR (Reese & Haines, 1978; Lyman *et al.*, 1982; Prothero & Jurgens, 1986; Geiser, 1987; Wang & Wolowyk, 1988; Heller, 1988). Kleiber (1961) ha fornito la seguente equazione per stimare il BMR:

$$Cr = 70 \cdot W^{0.75} \left(\frac{kcal}{day} \right) \quad (4)$$

dove W è la massa in kg dell’animale.

Anche l’ibernazione può ridurre i valori del BMR. I tassi metabolici dipendono in parte dalla temperatura ambientale e di conseguenza dalla temperatura corporea (Lyman *et al.*, 1982, Wang & Wolowyk, 1988). Temperature corporee comprese tra 2 e 5 °C sono comuni negli animali di piccola taglia che vanno in letargo in ambienti molto freddi, anche se nei mammiferi di taglia maggiore le temperature corporee possono essere molto maggiori, grazie alla presenza di folte pellicce e di un rapporto superficie/volume corporeo minore (Robbins,

1993). Ad esempio la temperatura corporea degli orsi non scende mai al di sotto dei 31 °C durante il letargo (Morrison, 1960; Kayser, 1961; Watts *et al.*, 1981). Il BMR di un orso durante il periodo di letargo può essere quindi calcolato secondo la seguente equazione empirica (Erickson & Youatt, 1961; Watts, 1990).

$$Cr = 15.2 \cdot W^{0.99} \left(\frac{kcal}{day} \right) \quad (5)$$

dove W è la massa in kg dell'animale.

L'energia persa nel cacciare Ch dipende dal metodo di cattura della preda; normalmente la lince prepara un agguato, quindi impone un notevole dispendio energetico in un arco di tempo molto breve (attacco furtivo istantaneo). Per calcolarlo si può usare l'espressione di Calder (1984) per il valore più alto possibile di output energetico:

$$Ch = 78.3 \cdot W^{0.84} \cdot t_3 \quad (kcal) \quad (6)$$

dove t_3 è il tempo speso ad attaccare e sottomettere la preda.

Aldama e collaboratori (1991) considerano il costo energetico causato dal manipolare la preda, dal cibarsi (Ce) come il costo di uno spostamento a velocità media ($S = 1.2 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$) in un dato periodo di tempo; in questo caso il valore d può essere sostituito dal prodotto di velocità e tempo. Da ciò deriva la seguente equazione:

$$Ce = (5.8 \cdot W^{0.75} + 3.12 \cdot W^{0.6}) \cdot t_1 \quad (kcal) \quad (7)$$

dove t_1 è il tempo speso a manipolare la preda.

Per un onnivoro come l'orso risulta più complessa la stima del costo energetico di alimentazione Ce , considerato che può indifferentemente comportarsi come un predatore o come un erbivoro. Nel primo caso si può prevedere di utilizzare l'equazione 7, mentre nel secondo caso si devono considerare incrementi percentuali al BMR ed al costo di standing (Robbins, 1993) dovuti all'erbivoria pari a:

$$BMR + \text{costo standing} + \text{costo erbivoria} \\ Ce = BMR + BMR \cdot 0.2 + BMR \cdot 0.2 \cdot (0.36 \pm 0.16) \quad (8)$$

Le equazioni 3, 4, 6 e 7 sono state, ad esempio, prese in esame da Aldama *et al.* (1991) nell'ambito di un progetto di valutazione della spesa energetica e del fabbisogno alimentare della lince iberica (*Lynx pardina*) nel sud-ovest della Spagna. Tuttavia, nel loro studio non è stato considerato il costo energetico per la termoregolazione.

4.9.2 TERMOREGOLAZIONE

Si è ritenuto necessario, in un ambiente alpino che presenta rilevanti differenze stagionali di temperatura, calcolare per la lince l'ulteriore dispendio energetico dovuto alla termoregolazione. Per termoregolazione si intende la capacità dell'animale di produrre calore attraverso processi metabolici (quali, per esempio, l'idrolisi proteica) al fine di mantenere una temperatura ottimale in caso di abbassamenti di temperatura nell'ambiente circostante. Le perdite di calore sono minime in un range di temperatura che rientra in una zona chiamata zona termoneutrale dell'animale, compresa tra una temperatura critica superiore ed una critica inferiore. Molti animali, sebbene vivano in ambienti molto più freddi rispetto alla loro temperatura critica inferiore, tendono a selezionare microambienti con temperature più prossime alla loro zona termoneutrale, quando possibile (Laudenslager & Hamel, 1978). Il calore derivato dalla radiazione solare incidente può in questo senso minimizzare i costi termoregolativi in ambienti freddi, raggiungendo valori anche 9-12 volte rispetto a quelli del calore generato dal metabolismo (Robertshaw & Finch, 1984).

E' stata stimata una zona di termoneutralità dalla valutazione di quella del puma (*Felix concolor*) e del bobcat (*Lynx rufus*) (McNab, 2000) proponendo un range che va dai 9 °C ai 37 °C. Assumendo che la temperature oltre la soglia superiore siano difficilmente raggiungibili alle alte quote alpine della nostra area di studio, è stato preso in esame unicamente il caso di temperature inferiori ai 9 °C. Dai dati di temperature medie mensili dell'area del comprensorio del Tarvisiano, si è arrivati a una stima del fabbisogno energetico richiesto dalla termoregolazione durante i mesi più freddi dell'anno. Questa stima è stata abbinata a una valutazione del costo energetico per il mantenimento della lince (Basal Metabolic Rate, BMR) più recente rispetto all'equazione di Kleiber (1961).

Per il calcolo dei fabbisogni di termoregolazione (FTR) sono stati considerati i valori di soglia minima T_c del range di termoneutralità del puma pari a 9 °C (1 maschio adulto, peso 42.9, 3 femmine adulte, peso medio 32.4 kg) (Mc Nab, 2000). La differenza di ogni grado/ora rispetto a 9 °C genera il seguente fabbisogno in termini di energia metabolizzabile:

$$Yt = 0.0001172 W + 0.003921 \quad (R^2 = 0.9988, n = 3) \quad (9)$$

$$Rt = Yt \cdot \Delta T \quad (cm^3 O_2 h^{-1})$$

dove W è il peso (kg) dell'animale e ΔT la differenza di temperatura tra T_c e la temperatura esterna (°C). Considerando che il consumo per litro di ossigeno per kg di proteina

metabolizzata genera 4.75 kcal, il consumo medio giornaliero FTR dovuto alla termoregolazione può essere così rappresentato:

$$FTR = \frac{Rt}{1000} \cdot w \cdot 1000 \cdot 24 \cdot 4.75 \quad (10)$$

dove 24 è il numero di ore in una giornata.

4.9.3 LOCOMOZIONE VERTICALE

Una particolare spesa energetica è dovuta al movimento verticale dell'animale. Secondo quanto illustrato da Robbins (1993), i movimenti in salita, infatti, sono faticosi, in quanto la spesa energetica maggiore deriva dal contrastare la forza di gravità. Il metodo più semplice per calcolare questo dispendio energetico verticale (C/v) prevede che gli animali spendano 6 Kcal/kg/km verticali percorsi. Inoltre tra una salita lievemente ripida e una salita impervia, gli animali tendono a optare per la seconda scelta, poiché si stancano di meno a percorrere un breve tratto molto inclinato rispetto a camminare a lungo su un sentiero ascendente. Un'altra valutazione va fatta prendendo in esame l'energia che l'animale riacquista nel percorrere una discesa; il cammino in discesa può non essere costoso grazie alla forza cinetica del corpo, indotta dalla forza di gravità. Durante un percorso in salita viene accumulata energia potenziale (per ogni km verticale $2.34 \text{ kcal} \cdot \text{kg}^{-1}$) che può essere recuperata in discesa. Il recupero energetico però non colma tutta l'energia persa nella salita perché una parte viene comunque persa nel trattenere il corpo da eventuali cadute o nell'ammortizzare una discesa veloce o a scatti. La percentuale di efficienza del corpo dell'animale nel riacquistare più energia possibile viene calcolata tramite questa equazione:

$$Z = 132 - 4.8 \cdot X - 0.3 \cdot Y \quad (\%) \quad (R^2 = 0.76) \quad (11)$$

dove X è uguale all'angolo del pendio in gradi, Y è il peso in kg dell'animale e Z è l'efficienza espressa in percentuale. Animali piccoli risultano molto più efficienti nel muoversi su pendii scoscesi rispetto ad animali di grossa taglia. Per esempio, un animale di 1 kg presenta efficienza zero su un terreno con una pendenza di 27.5° , mentre per un animale di 300 kg la pendenza deve essere di 9° . L'efficienza non può eccedere il 100% ma può diventare negativa. A efficienza al di sotto dello zero, i movimenti in discesa risultano molto più costosi rispetto a spostarsi per la stessa distanza orizzontalmente.

4.10 ANALISI GIS

Considerata l'ampiezza del territorio oggetto d'analisi e di conseguenza la complessità di calcolo delle elaborazioni geostatistiche, dovuta al peso dei singoli strati di base, si è deciso di utilizzare una scala di dettaglio medio-alta con risoluzione spaziale di 1 km² e corrispondente al reticolo chilometrico UTM regionale (Military Grid Reference System (MGRS) 1:1 Km, UTM ED50 fuso 33; Irdat FVG). Le analisi GIS sono state eseguite attraverso l'uso del software ArcGIS 9.3 (ESRI, 2011), dei suoi strumenti d'analisi e degli Hawth's Tools (Beyer, 2004).

Per stimare lo sforzo energetico necessario ad attraversare ogni quadrante si è deciso di calcolare il grado di rugosità, inteso come irregolarità topografica del paesaggio. Esso può essere derivato dalla misura della superficie (reale) del territorio esaminato. In tal modo il rapporto tra superficie ed area di una sezione di paesaggio può essere calcolato dividendo la sua superficie reale con l'area planimetrica.

In letteratura esistono numerose metodologie per il calcolo dell'irregolarità del terreno. Hobson (1972) ha descritto alcuni metodi computazionali per stimare la superficie e discusso il concetto di rapporti tra superficie e area. Beasom (1983) ha descritto un metodo per la stima della rugosità del terreno basato sull'intersezione di punti di campionamento e curve di livello su una mappa di isoipse, mentre Jenness (2000) ha descritto un metodo simile basato sulla misurazione della densità di linee di livello in un'area. Mandelbrot (1983) ha descritto il concetto di "dimensione frattale" nella quale la dimensione di una superficie irregolare è compresa tra 2 (che rappresenta una zona piana) e 3 (che rappresenta una superficie che passa attraverso ogni punto all'interno di un volume). Calcolare tale dimensione frattale può essere molto difficile a livello computazionale, e Polidori *et al.* (1991), Lam & De Cola (1993), e Lorimer *et al.* (1994) hanno discusso una serie di metodi per stimare la dimensione frattale di un paesaggio. Una stima della superficie potrebbe anche essere derivata da pendenza ed esposizione all'interno di una cella (Berry, 2002), nonostante Hodgson (1995) abbia dimostrato come gran parte degli algoritmi pendenza-esposizione generino valori 1.6-2 volte la dimensione della cella vera e propria. Valori di superficie-area derivati con questo metodo verrebbero quindi ad essere indebitamente influenzati da celle adiacenti.

In questo lavoro si è deciso di optare per un metodo semplice di calcolo della superficie del paesaggio a partire da modelli digitali del terreno (DTM), sempre più disponibili liberamente a livello globale.

E' stata calcolata la superficie reale del territorio oggetto d'analisi a partire dal DTM regionale (risoluzione 40 m) secondo la procedura proposta da Jenness (Jenness, 2004) attraverso l'utilizzo dei DEM Surface Tools (versione 2.1.298 per ArcGIS, Jenness) ed il rapporto tra superficie reale e area planimetrica del DTM. Sono state quindi derivate alcune statistiche (minimo, massimo, media, ecc.) per questi due parametri a livello dei singoli quadranti UTM.

Ai fini di stimare lo sforzo energetico di attraversamento di un quadrante è stato misurato un altro parametro quale il dislivello massimo medio (in salita). Anche questo parametro è stato calcolato sulla base del DTM; per ogni pixel *i*-esimo del DTM (40 m) è stato identificato nelle 8 celle adiacenti il pixel con la massima altezza e calcolata la differenza tra quest'ultimo e il pixel *i*-esimo. Sono state quindi derivate le varie statistiche (minimo, massimo, media, ecc.) a livello di quadrante chilometrico UTM. Il valore medio può fornire una stima del dislivello totale che è necessario coprire per l'attraversamento di un quadrante; se ad esempio si prende un quadrante con dislivello massimo medio di 20 m, e si vuole attraversarlo da un lato all'altro secondo il percorso rettilineo più breve (1000 m), sarà necessario attraversare 25 pixel da 40 m ognuna con dislivello massimo medio di 20 m, coprendo complessivamente 500 metri di dislivello. Per quanto approssimata sia questa stima può differenziare efficacemente i singoli quadranti sulla base del costo energetico di attraversamento.

La permeabilità del paesaggio può essere influenzata anche dalla presenza di una rete più o meno estesa di strade forestali (con ridotti flussi di traffico veicolare) e sentieri che attraversano i diversi quadranti. Sebbene sia difficile trovare in bibliografia informazioni sul grado di utilizzo di tale viabilità da parte di animali come la lince e l'orso, le osservazioni effettuate durante i numerosi anni di monitoraggio regionale possono far presumere che le specie sfruttino volentieri queste comode vie di trasporto, sia negli spostamenti a media-lunga distanza sia come siti di caccia (lince); infatti la vegetazione presente ai bordi delle strade forestali può in alcuni casi rappresentare una fonte trofica per alcune specie preda della lince, specie in aree dove gli spazi aperti scarseggiano a causa della fitta vegetazione arborea ed arbustiva, e talvolta essere gradita anche dall'orso (ad es. in presenza di lamponi). Si è deciso quindi di calcolare la lunghezza complessiva in metri della viabilità forestale (Reti di trasporto: Viabilità forestale; Irdat FVG) e dei sentieri (Reti di trasporto: Sentieri CAI; Irdat FVG) CAI (Club Alpino Italiano) per singolo quadrante (ArcGIS; Hawth's Tools, Sum Line Lengths in Polygons).

L'importanza della presenza di zone di rifugio, lontano dalle fonti di disturbo antropico (aree urbanizzate e strade), nella definizione della vocazionalità ambientale viene sottolineata da diversi autori (Schmidt *et al.*, 1997; Miller *et al.*, 1997; Schadt *et al.*, 2002, Basille *et al.*,

2009). Di fatto l'attività umana può condizionare pesantemente la presenza dei grandi carnivori attraverso la persecuzione diretta (caccia, bracconaggio) o molto più semplicemente per sfuggire le aree utilizzate dall'uomo (Mladenoff *et al.* 1995; Woodroffe & Ginsberg 1998; Palomares *et al.* 2001). Queste aree a basso disturbo risultano di fondamentale importanza soprattutto durante i periodi di riposo diurno della lince, considerando che questa specie trascorre una parte considerevole di tempo inattiva in riposo risultando vulnerabile al disturbo o alle condizioni meteorologiche sfavorevoli per lunghi periodi (Schmidt *et al.*, 1997), e dell'orso. Podgorski *et al.* (2008), negli studi svolti sulla presenza della lince nella foresta primordiale di Bialoweza, ha osservato come i siti di riposo siano caratterizzati da una vegetazione molto fitta, con bassa visibilità, in grado di proteggere l'animale dal tempo atmosferico avverso e dalla presenza umana. Basille e collaboratori (2009) indicano come la lince scelga situazioni di compromesso tra un elevato numero di prede e bassa presenza umana. I territori intensivamente sfruttati vengono tutt'al più tollerati a condizione che siano connessi ad estese patch forestali di rifugio (Haller & Breitenmoser, 1986; Breitenmoser & Baettig, 1992; Haller, 1992; Breitenmoser *et al.* 1993; Schmidt *et al.*, 1997). Recenti modelli sviluppati per studiare la vocazionalità ambientale per la lince considerano centri abitati ed autostrade come barriere ecologiche, utilizzando gli stessi come i margini più esterni degli home range individuali (Schadt *et al.*, 2002). Gli stessi studi evidenziano quanto sia importante che le core areas non siano attraversate da strade principali. Anche nel caso dell'orso bruno il disturbo antropico influenza pesantemente l'idoneità di un habitat e di conseguenza il comportamento della specie. La presenza di strade, aree urbanizzate ed in generale attività antropica sembra ridurre la vocazionalità di un'area, come illustrato da numerosi autori (Mace *et al.*, 1996; Olson *et al.*, 1997; Kobler & Adamic, 2000; Swenson *et al.*, 2000; Jerina *et al.*, 2003; Posillico *et al.*, 2004; Apps *et al.*, 2004) soprattutto durante la fase di letargo (Linnell *et al.*, 2000; Swenson *et al.*, 2000). Come intuibile ed efficacemente descritto da Swenson e collaboratori (2000), non sono le strutture ed infrastrutture antropiche di per se a dar fastidio all'orso, quanto piuttosto il loro utilizzo più o meno intenso da parte dell'uomo, che aumentano ad esempio le probabilità di investimento, di caccia e bracconaggio ed il disturbo in generale (ad es. legato al turismo), abbassando quindi la sopravvivenza della specie (Mace *et al.*, 1996). Inoltre la presenza umana frequente può creare in alcuni individui fenomeni di assuefazione, aumentando la probabilità di conflitti tra orso e uomo (Olson *et al.*, 1997). Anche le dimensioni degli home range sembrano essere influenzati dal disturbo antropico, con spazi familiari più ampi in zone a basso disturbo (Mace *et al.*, 1996) e prive di barriere ecologiche

(Kaczensky *et al.*, 2003). Nello specifico le ricerche svolte da alcuni autori rilevano alcuni valori utili a descrivere le esigenze ecologiche dell'orso bruno in rapporto al disturbo umano. Mace e collaboratori (1996) indicano un limite pari a 6 km lineari di strade ogni km² al di sotto del quale hanno osservato una maggior presenza dell'orso grizzly. Il modello di Jerina e collaboratori (2003) identifica un habitat come idoneo se la densità abitativa risulta inferiore a 39 abitanti per km², e la distanza dall'urbanizzato è maggiore di 1.5 km. Linnell *et al.* (2000) descrivono come la selezione delle tane avvenga di solito in aree distanti più di 2 km dalle attività antropiche, e come fonti di disturbo più vicine di 1 km portino spesso all'abbandono della tana (aumentando anche la mortalità dei piccoli).

La distanza dai centri urbani è stata calcolata come distanza euclidea di ogni pixel (40 m) dal più vicino centro abitato (Strato prioritario regionale: Urbanizzato; Irdat FVG) attraverso gli strumenti di analisi di distanza di ArcGIS. Successivamente è stato calcolato il valore medio di ogni singolo quadrante UTM. Per ogni quadrante è stata inoltre calcolata la percentuale occupata dalle superfici urbanizzate.

La distanza dai rami della viabilità ordinaria (Strato prioritario regionale: Viabilità CTR2003; Irdat FVG) è stata ottenuta con gli stessi strumenti utilizzati per il calcolo della distanza dai centri urbani. A questa variabile si è affiancata la misura della lunghezza complessiva della viabilità ordinaria per singolo quadrante (ArcGIS; Hawth's Tools, Sum Line Lengths in Polygons).

Anche l'indice di rugosità precedentemente descritto può fornire importanti informazioni sulla presenza di siti di rifugio diurni. All'aumentare di questo parametro infatti aumentano le differenze locali di quota, tipicamente in presenza di pareti rocciose e canyon. La presenza di aree difficilmente raggiungibili e protette, come ad esempio le valli molto strette (canaloni), risultano importanti nella definizione di idoneità di un'area per l'orso bruno, in quanto forniscono riparo e risorse trofiche ottimali, specie durante la stagione primaverile nel periodo di post emergenza dal letargo (Mace *et al.*, 1996).

Per valutare la presenza di aree di riposo diurno con poca visibilità (poco luminose) ed elevata densità della vegetazione è stata analizzata anche la radiazione solare incidente, corretta secondo i fattori di attenuazione ed intercettazione dei raggi solari della vegetazione presente. La presenza di una copertura forestale e cespugliosa densa risulta importante ad esempio per l'orso bruno soprattutto nei territori in cui la specie è soggetta a caccia e/o persecuzione (come avvenuto in Friuli Venezia Giulia) (Swenson *et al.*, 2000). Di fatto si ritiene che l'attività diurna di questo animale sia regolata dal grado di disturbo antropico (Roth &

Huber, 1986). In aree a bassa densità umana gli orsi tendono infatti ad essere maggiormente diurni (Roth & Huber, 1986; Clevenger *et al.*, 1990), mentre risultano più notturni o crepuscolari in aree ad elevata densità antropica (Roth, 1983). Anche nello studio di Nomura & Higashi (2000) i dati di radiotelemetria raccolti indicavano che la femmina di orso studiata, nell'area analizzata (Giappone settentrionale) a basso disturbo umano, utilizzava maggiormente le ore notturne per il resting rispetto a quelle diurne.

E' stata analizzata la radiazione solare incidente ($\text{Wh}\cdot\text{m}^{-2}$) per singolo mese, calcolata il 15° giorno di ogni mese, sulla base del DTM regionale (risoluzione 40 metri) attraverso il tool di ArcGIS Area Solar Radiation. E' stata utilizzata la latitudine media regionale calcolata pari a 46.11 gradi decimali, Skysize/resolution pari a 200 e Hour interval di 0.5 ore. Per ogni quadrante del reticolo chilometrico regionale 1:1 km (Military Grid Reference System, UTM WGS84 fuso 33) è stata derivata la radiazione solare incidente media (ArcGIS; Spatial Analyst, Zonal Statistics).

Queste elaborazioni prendono in considerazione la radiazione solare incidente sulla superficie terrestre in funzione di soli parametri morfologici (esposizione e pendenza) e di inclinazione dei raggi solari. I valori ottenuti sarebbero sicuramente validi nel caso di superfici nude (strade, sabbie e greti, ...), mentre necessitano di alcune correzioni dal momento che nella maggior parte dei casi sulle superfici considerate insistono cenosi vegetali più o meno complesse. Va ricordato inoltre che lince ed orso, in quanto animali prevalentemente di ambienti forestali, si spostano al di sotto di una copertura vegetale densa, che intercetta buona parte della radiazione solare incidente, modificando le caratteristiche di luminosità ambientale.

Come illustrato da Baldocchi (2010) la natura qualitativa della luce all'interno della canopy può essere descritta abbastanza semplicemente. La densità di flusso dell'energia luminosa ricevuta in una qualsiasi posizione al disotto della canopy consiste infatti in raggi diretti e radiazione solare diffusa che penetra attraverso i gap presenti nella canopy. A questi va a sommarsi la radiazione complementare generata dall'intercettazione e conseguente trasmissione (dipendente dalla lunghezza d'onda) attraverso il fogliame, oltre che dalla luce riflessa da foglie e suolo (Lemeur & Blad, 1974; Myneni *et al.*, 1989; Ross, 1980). Diversamente risulta molto complesso valutare quantitativamente l'ambiente luminoso di una canopy a causa della sua variabilità spaziale e temporale. Tale variabilità viene associata all'eterogeneità strutturale e ambientale su diverse scale temporali e spaziali, determinata da alcuni fattori chiave quali:

- 1) aggregazione del fogliame e presenza di gap;
- 2) gap nella canopy dovuti a caduta di alberi o alle tecniche colturali forestali;
- 3) variazioni spaziali negli angoli di orientamento delle foglie;
- 4) penombra;
- 5) tremolio delle foglie;
- 6) nuvolosità;
- 7) topografia;
- 8) trend stagionali nella fenologia delle piante;
- 9) movimenti stagionali e diurni del sole;
- 10) diffusione luminosa direzionale, non-isotropica e dipendente dalla lunghezza d'onda.

Di conseguenza la trasmissione della radiazione attraverso la vegetazione è funzione a) della radiazione solare incidente; b) delle proprietà ottiche di foglie e rami; c) delle caratteristiche ottiche del suolo sottostante e della lettiera; d) dell'architettura del popolamento vegetale (che include LAI, distribuzione degli angoli fogliari, dispersione delle foglie, ad es. random, aggregate o regolari).

Esistono numerosi metodi per descrivere l'architettura della canopy, allo scopo di calcolare il trasferimento di fotoni attraverso la vegetazione (Figura 9). Il metodo più semplice parte dall'assunto che la vegetazione sia orizzontalmente omogenea e costituita da strati di foglie piane e parallele, distribuite spazialmente in maniera random con variazioni verticali. Rappresentazioni più complesse della canopy considerano raggruppamenti di fogliame bidimensionali, astrazioni tridimensionali basate su figure geometriche ideali o dati reali sulla distribuzione di foglie e rami all'interno del popolamento vegetale.

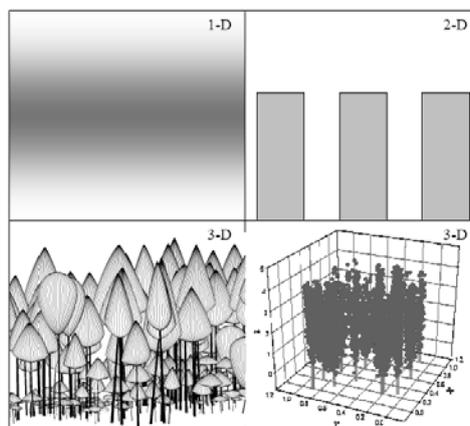


Figura 9. Differenti astrazioni della canopy per il calcolo del trasferimento radiativo (Cescatti & Niinemets, 2004).

La stima della trasmissione dei raggi solari attraverso il fogliame può essere supportata dalle statistiche probabilistiche e dal calcolo differenziale (Lemeur & Blad, 1974; Myneni *et al.*, 1989; Nilson, 1971). In questo caso le funzioni di probabilità di densità della trasmissione dei raggi solari, o intercettazione, possono essere derivate considerando la canopy come un mezzo torbido orizzontalmente omogeneo e dividendo la stessa in un numero (N) di layer statisticamente indipendenti.

Innanzitutto si consideri il caso in cui le foglie siano distribuite uniformemente a formare un singolo strato. In questo caso la canopy con LAI (Leaf Area Index) pari a 1 intercetterà tutta la luce proveniente da sopra. Nel caso invece in cui le foglie siano distribuite in maniera randomica nello spazio si potrà utilizzare un generatore casuale di numeri e creare un set di numeri random compresi tra 1 e 10. Le foglie possono essere quindi posizionate sugli spazi che corrispondono al loro numero di posizione. Così facendo si produrranno zone con numerosi gap e con foglie multiple. Se le foglie sono collocate randomicamente un LAI pari ad 1 non intercetterà tutta la luce solare incidente (Baldocchi, 2010).

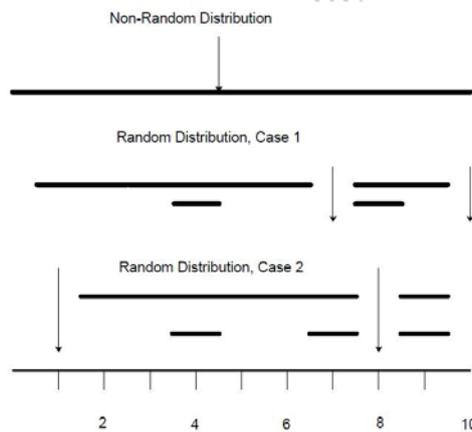


Figura 10. Esempi di distribuzione orizzontale delle foglie (Baldocchi, 2010).

Lo spessore ottico di uno strato è definito dal rapporto tra LAI cumulativo e N. La probabilità che un raggio di luce passi attraverso lo strato fogliare, senza essere intercettato, è funzione del LAI del layer che è proiettato perpendicolarmente alla direzione del raggio incidente (Monsi & Saeki, 2005; Nilson, 1971). Nel caso più semplice con foglie random ed orizzontali che si estendono in un volume con spessore pari ad una unità, la probabilità che la luce passi il layer è pari ad $1-(a \cdot A^{-1})$ (con a pari all'area delle foglie ed A la superficie del suolo), mentre con n layer è:

$$P_0 = \left(1 - \frac{a}{A}\right)^n$$

ovvero espresso in termini di LAI e con n tendente all'infinito:

$$I(LAI) = \exp(-LAI)$$

equazione valida solo nel caso la luce solare arrivi perpendicolare ad uno strato orizzontale di foglie.

Nei casi più complessi, volendo predire l'attenuazione della trasmissione luminosa attraverso una vegetazione più simile a quella reale, può essere utilizzata la famosa equazione di Beer:

$$I(x) = I_0 \exp(-k \cdot a \cdot x)$$

dove I_0 è la densità di flusso luminoso al di sopra della canopy, k una costante di attenuazione, a la quantità di materiale da attraversare, che nel caso della vegetazione corrisponde alla densità fogliare ed x la distanza percorsa dalla luce. Con sole allo zenit ed imponendo che $a \cdot x$ è uguale al LAI l'equazione assume questa forma:

$$I(LAI) = I_0 \exp(-k \cdot LAI)$$

Nel caso di canopy reali si rende necessario considerare casi in cui le foglie hanno angoli differenti ed il sole non si trova allo zenit. Uno dei fattori chiave nel calcolo della probabilità di penetrazione luminosa è k , il coefficiente di estinzione luminosa. Può essere considerato come la frazione di superficie fogliare che è proiettata sull'orizzontale (A_h) da un particolare angolo zenitale. In altri termini possiamo equiparare k al rapporto tra l'ombra proiettata da una foglia sull'orizzontale e la sua area ($A_h \cdot A^{-1}$) (Campbell & Norman, 1998; Monteith & Unsworth, 1990).

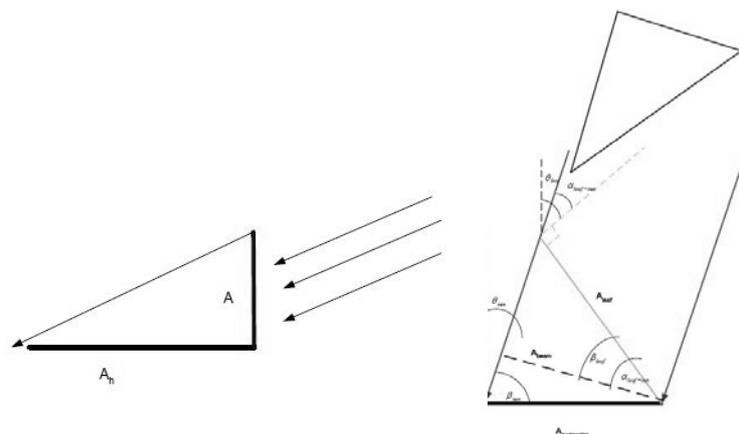


Figura 11. Angoli coinvolti nel calcolo della radiazione solare incidente e della probabilità di penetrazione (Baldocchi, 2010).

Dalla semplice trigonometria possiamo ottenere le seguenti equazioni per foglie ideali con una specifica orientazione:

$$\frac{A_h}{A} = \frac{\cos \alpha}{\sin \beta_{sun}} = k = \frac{G}{\sin \beta_{sun}} = \frac{G}{\cos \theta_{sun}}$$

dove β è l'elevazione solare e θ è l'angolo zenitale.

Nelle canopy reali molte foglie coesistono con una distribuzione statistica di elevazione ed angoli zenitali. La funzione di orientazione fogliare G può essere derivata o utilizzando la geometria solida degli angoli (Myneni *et al.*, 1989; Ross, 1980) o utilizzando funzioni di densità di probabilità bidimensionali per la distribuzione di elevazione ed azimuth delle foglie (Lemeur, 1973). Può essere riassunta secondo alcune equazioni analitiche (Anderson, 1966; Campbell & Norman, 1998; Monteith & Unsworth, 1990).

Tabella 6. Equazioni analitiche per il calcolo di G e K (Anderson, 1966; Campbell & Norman, 1998; Monteith & Unsworth, 1990).

Distribuzione dell'angolo fogliare	G	K
Orizzontale	$\cos\theta$	1
Verticale	$2\pi \sin\theta$	$2 \tan\left(\frac{\theta}{\pi}\right)$
Conica	$\cos\theta \cdot \cos\theta_L$	$\cos\theta_L$
Sferica o random	0.5	$\frac{1}{2 \cos\theta}$
Eliotropica	1	$\frac{1}{\cos\theta}$
Elissoidale	*	**

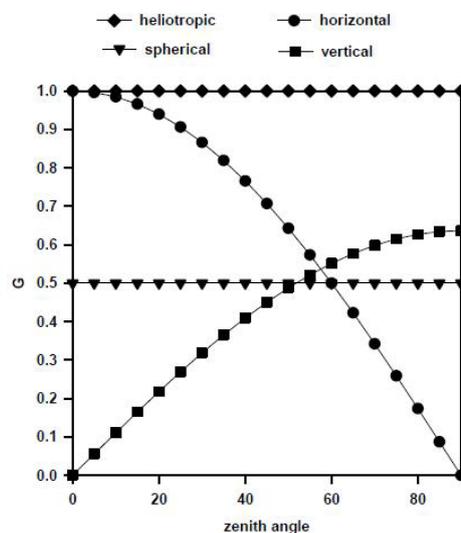


Grafico 5. Variazione di G in funzione dell'angolo zenitale e delle diverse distribuzioni fogliari (Baldocchi, 2010).

Da queste funzioni si possono dedurre alcune importanti considerazioni riguardo l'architettura della canopy ed il comportamento del coefficiente di estinzione:

- k è pari ad 1 quando le foglie sono orizzontali ed è indipendente dall'angolo zenitale solare;
- k tende a zero quando il sole è perpendicolare e le foglie sono erette;
- k è pari ad 1 radiante per tutte le distribuzioni degli angoli delle foglie.

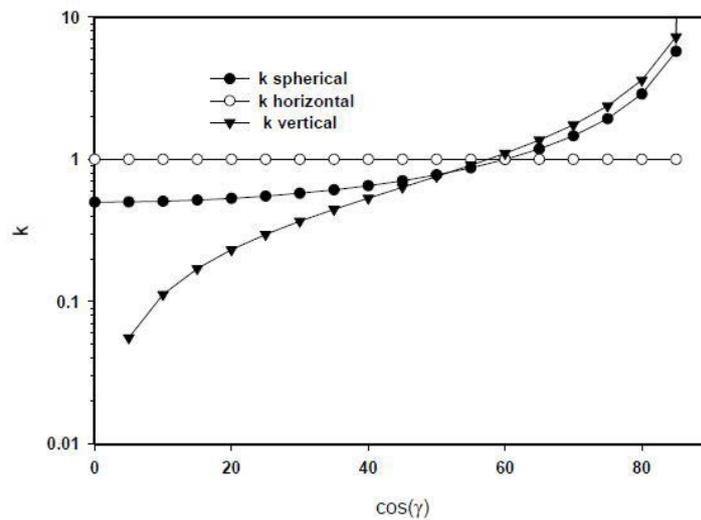


Grafico 6. Variazione di k in funzione delle diverse distribuzioni fogliari (Baldocchi, 2010).

Combinando le equazioni riguardanti la distribuzione degli angoli di inclinazione delle foglie con quelle dell'angolo zenitale solare è possibile definire la probabilità di penetrazione luminosa attraverso il fogliame. La variazione nella probabilità di un gap è funzione dell'intercettazione dei fotoni al crescere dell'area fogliare proiettata $dLAI$:

$$dP_0 = -P_0 \left(\frac{G}{\cos\theta_{sun}} \right) dLAI$$

che integrata rispetto a LAI porta alle seguenti equazioni:

$$P_0 = \exp\left(-\frac{LAI \cdot G}{\cos\theta_{sun}}\right) = \exp\left(-\frac{LAI \cdot G}{\sin\beta_{sun}}\right)$$

dove LAI è l'indice di area fogliare, θ è l'angolo di elevazione solare e G è la funzione di orientamento fogliare.

La maggior parte dei popolamenti vegetazionali presenti in natura non ha però foglie distribuite randomicamente nello spazio, ma piuttosto distribuzioni di tipo aggregato. Questa

caratteristica è vera sia per i popolamenti a latifoglie (Baldocchi *et al.*, 1985; Neumann *et al.*, 1989), sia per quelli a conifere (Chen, 1996; Oker-Blom *et al.*, 1991). L'aggregazione delle foglie è difficile da quantificare ed è preferibile utilizzare un modello Markoviano, piuttosto che una funzione di densità di probabilità Poissoniana per la stima della probabilità di penetrazione dei raggi solari (Nilson, 1971):

$$P_0 = \exp\left(-\frac{LAI \cdot G \cdot \Omega}{\sin\beta}\right)$$

dove Ω è il fattore di aggregazione. Esso assume valori pari a 1 quando le foglie sono distribuite randomicamente, valori inferiori ad 1 quando le foglie sono raggruppate e valori superiori ad 1 quando distribuite secondo un pattern regolare. Valori di Ω per diversi ecosistemi mondiali sono stati calcolati da Chen *et al.* (2005), Pisek *et al.*, (2010) e Nikolov & Zeller (2006) con tecniche di remote sensing.

Tabella 7. Statistiche medie per Ω calcolate nel periodo Novembre 1996 - Giugno 1997 (Chen *et al.*, 2005; Pisek *et al.*, 2010; Nikolov & Zeller, 2006) con tecniche di remote sensing.

Class	Class names	Min	Max	Mean	d - NL	d - EQ	d - SL
1	Tree Cover, broadleaf, evergreen	0.59	0.68	0.63	-0.006	-0.004	0.024
2	Tree Cover, broadleaf, deciduous, closed	0.59	0.79	0.69	-0.019	-0.001	0.021
3	Tree Cover, broadleaf, deciduous, open	0.62	0.78	0.70	-0.005	0.007	0.025
4	Tree Cover, needleleaf, evergreen	0.55	0.68	0.62	-0.012	-0.017	0.009
5	Tree Cover, needleleaf, deciduous	0.60	0.77	0.68	-0.033	N/A	N/A
6	Tree Cover, mixed leaf type	0.58	0.79	0.69	-0.024	-0.018	0.011
7	Tree Cover, regularly flooded, fresh water	0.61	0.69	0.65	N/A	-0.002	N/A
8	Tree Cover, regularly flooded, saline water	0.65	0.79	0.72	N/A	-0.006	N/A
9	Mosaic: Tree Cover / Other natural vegetation	0.64	0.82	0.72	-0.013	0.008	N/A
10	Tree Cover, burnt	0.65	0.86	0.75	-0.036	N/A	N/A
11	Shrub Cover, closed-open, evergreen	0.62	0.80	0.71	-0.020	-0.010	0.024
12	Shrub Cover, closed-open, deciduous	0.62	0.80	0.71	-0.016	0.009	0.022
13	Herbaceous Cover, closed-open	0.64	0.83	0.74	-0.016	0.003	0.026
14	Sparse herbaceous or sparse shrub cover	0.67	0.84	0.75	-0.019	0.008	0.024
15	Reg. flooded shrub and/or herbaceous cover	0.68	0.85	0.77	-0.026	0.004	0.024
16	Cultivated and managed areas	0.63	0.83	0.73	-0.018	-0.006	0.026
17	Mosaic: Cropland / Tree Cover / Natural vegetation	0.64	0.76	0.70	-0.011	-0.004	0.024
18	Mosaic: Cropland / Shrub and/or grass cover	0.65	0.81	0.73	-0.018	0.001	0.026
19	Bare Areas	0.75	0.99	0.87	-0.032	-0.03	0.027

Minimo, massimo e media derivano da medie globali di valori validi e il cambiamento mensile (d) deriva dalla regressione degli indici per tutti i pixel nei quali almeno un valore valido per stagione è presente per le latitudini nord (NL), la regione equatoriale (EQ) e le latitudini sud (SL); FN/A indica mancanza di campioni.

Il modello markoviano sopra descritto è stato applicato nella stima della penetrazione luminosa al di sotto di canopy vegetali, o classi vegetazionali secondo la Carta della Natura del Friuli Venezia Giulia (ISPRA, 2009). Al fine di produrre dei risultati che fossero applicabili non

solo in Friuli ma anche in altre zone d'Italia e d'Europa lo stesso approccio è stato adottato nell'applicazione di tale modello alle classi della carta europea Corine Land Cover 2000. I valori di LAI medi delle singole classi della Carta della Natura sono stati estrapolati da un'ampia rassegna bibliografica (cfr. Appendice I). E' bene ricordare che esistono poche ricerche svolte sui valori di LAI a livello regionale, per cui molti dei valori sono stati assegnati alle classi della Carta Natura per similitudine con tipologie vegetazionali europee o mondiali (ad es. nordamericane) e sono quindi soggetti ad un margine d'errore causato appunto dalla loro scarsa specificità territoriale. Nell'approccio proposto l'indice di area fogliare viene sostituito dall'indice di area legnosa WAI (Wood Area Index) nel calcolo della probabilità di penetrazione in classi vegetazionali prevalentemente a caducifoglie durante i mesi freddi invernali-primaverili (periodo dal 15 ottobre al 15 marzo). Il WAI, dove non disponibile da fonti bibliografiche è stato stimato come pari all'80% del LAI in popolamenti erbacei e boschi misti a prevalenza di conifere (ad es. Abetine) o 10% del LAI in popolamenti arborei ed arbustivi a caducifoglie. Considerando una macro-suddivisione della vegetazione in overstory (sovrabosco) ed understory (sottobosco) LAI e WAI sono stati calcolati separatamente per entrambi gli strati. I diversi LAI e WAI ottenuti per la Carta della Natura FVG sono stati quindi mediati per ottenere i valori delle classi di uso del suolo della carta Corine. Si rimanda all'Appendice I per la descrizione dei valori di LAI attribuiti alle classi vegetazionali (Carta della Natura) e di uso del suolo (Corine Land Cover 2000) sulla base di quanto descritto dalla bibliografia raccolta. Nelle seguenti tabelle vengono invece descritti i valori medi calcolati di LAI e WAI (per l'overstory e l'understory) ed i valori di G e Ω per le tipologie vegetazionali della Carta della Natura (tabella 8) e le classi Corine Land Cover 2000 (Tabella 9).

Tabella 8. Parametri utilizzati nel calcolo della probabilità di penetrazione della luce solare assegnati alle classi della Carta della Natura del FVG (ISPRA, 2009).

CODICE	TYPEover	LAIover	WAIover	Gover	Ω over	TYPEunder	LAIunder	WAIunder	Gunder	Ω under
15.1	H	0,400	0,320	S	0,75	0	0,000	0,000	.	.
15.21	H	2,913	2,330	V	0,77	0	0,000	0,000	.	.
15.5	H	2,600	2,080	V	0,77	0	0,000	0,000	.	.
15.6	DBS	1,490	0,149	S	0,75	H	2,500	2,000	S	0,75
15.81	H	2,500	2,000	S	0,77	0	0,000	0,000	.	.
16.1	H	0,000	0,000	V	0,84	0	0,000	0,000	.	.
16.21	H	0,000	0,000	V	0,75	0	0,000	0,000	.	.
16.22	H	0,000	0,000	V	0,75	0	0,000	0,000	.	.
16.29	ENF	3,970	3,970	S	0,72	H	1,872	1,498	V	0,75
16.3	H	1,199	0,959	V	0,77	0	0,000	0,000	.	.
21	H	0,000	0,000	V	0,77	0	0,000	0,000	.	.

22.1	H	0,000	0,000	H	0,77	0	0,000	0,000	.	.
22.4	H	0,000	0,000	H	0,77	0	0,000	0,000	.	.
24.1	H	0,000	0,000	H	0,99	0	0,000	0,000	.	.
24.221	H	1,710	0,000	V	0,84	0	0,000	0,000	.	.
24.52	H	4,130	3,304	V	0,77	0	0,000	0,000	.	.
31.42	DBS	1,940	0,194	S	0,8	H	4,235	3,388	V	0,74
31.52	ENS	3,480	3,480	S	0,62	H	2,175	1,740	V	0,74
31.611	DBS	4,566	0,457	S	0,62	H	1,596	1,277	V	0,74
31.81	DBS	4,805	0,481	S	0,62	H	1,506	1,205	V	0,74
31.88	ENS	2,080	2,080	S	0,8	H	3,911	3,129	V	0,74
34.75	H	2,653	2,123	V	0,74	0	0,000	0,000	.	.
35.11	H	4,700	3,760	V	0,74	0	0,000	0,000	.	.
36.31	H	4,367	3,493	V	0,74	0	0,000	0,000	.	.
36.34	H	2,178	1,742	V	0,74	0	0,000	0,000	.	.
36.413	H	5,500	4,400	V	0,74	0	0,000	0,000	.	.
36.433	H	2,005	1,604	V	0,74	0	0,000	0,000	.	.
36.5	H	4,800	3,840	V	0,64	0	0,000	0,000	.	.
37.31	H	2,700	2,160	V	0,74	0	0,000	0,000	.	.
38.2	H	6,467	1,293	V	0,64	0	0,000	0,000	.	.
41.11	DBF	5,027	0,659	S	0,69	DBS	1,430	0,143	S	0,84
41.13	DBF	5,027	0,659	S	0,69	DBS	1,430	0,143	S	0,84
41.15	DBF	5,027	0,659	S	0,69	DBS	1,430	0,143	S	0,84
41.16	DBF	5,027	0,659	S	0,69	DBS	1,430	0,143	S	0,84
41.281	DBF	4,456	0,678	S	0,69	DBS	1,641	0,164	S	0,84
41.282	DBF	4,456	0,678	S	0,69	DBS	1,641	0,164	S	0,84
41.41	DBF	4,390	0,363	S	0,69	DBS	1,669	0,167	S	0,84
41.59	DBF	3,528	0,678	S	0,69	DBS	2,142	0,214	S	0,84
41.731	DBF	3,782	0,678	S	0,69	DBS	1,978	0,198	S	0,84
41.81	DBF	2,647	0,265	S	0,69	DBS	2,972	0,297	S	0,84
41.9	DBF	4,417	0,442	S	0,69	DBS	1,658	0,166	S	0,84
42.12	MF	4,344	3,475	H	0,62	DBS	1,689	0,169	S	0,84
42.13	MF	4,344	3,475	H	0,62	DBS	1,689	0,169	S	0,84
42.1B	ENF	3,761	3,761	H	0,62	DBS	1,991	0,199	S	0,84
42.21	ENF	4,522	4,522	H	0,62	DBS	1,614	0,161	S	0,84
42.221	ENF	4,522	4,522	H	0,62	DBS	1,614	0,161	S	0,84
42.222	ENF	4,522	4,522	H	0,62	DBS	1,614	0,161	S	0,84
42.322	DNF	2,600	0,260	S	0,68	DBS	3,033	0,303	S	0,84
42.611	ENF	2,446	2,446	S	0,62	DBS	3,251	0,325	S	0,84
44.11	DBS	3,015	0,302	S	0,71	DBS	2,562	0,256	S	0,84
44.13	DBS	3,015	0,302	S	0,65	DBS	2,562	0,256	S	0,84
44.21	DBS	2,045	0,205	S	0,65	DBS	3,988	0,399	S	0,84
44.61	DBF	3,657	3,300	S	0,69	DBS	2,056	0,206	S	0,84
44.91	DBF	4,930	0,493	S	0,65	DBS	1,462	0,146	S	0,84

45.319	EBF	4,808	4,808	S	0,63	DBS	1,505	0,150	S	0,84
53.1	H	7,830	6,264	V	0,77	0	0,000	0,000	.	.
53.2	H	4,200	3,360	V	0,77	0	0,000	0,000	.	.
54.2	H	2,800	2,240	V	0,77	0	0,000	0,000	.	.
54.4	H	3,450	2,760	V	0,77	0	0,000	0,000	.	.
61.11	0	0,000	0,000	S	0,84	0	0,000	0,000	.	.
61.22	0	0,000	0,000	S	0,84	0	0,000	0,000	.	.
61.23	0	0,000	0,000	S	0,84	0	0,000	0,000	.	.
61.31	0	0,000	0,000	S	0,84	0	0,000	0,000	.	.
62.15	0	0,000	0,000	S	0,84	0	0,000	0,000	.	.
62.21	0	0,000	0,000	S	0,84	0	0,000	0,000	.	.
63	0	0,000	0,000	H	0,99	0	0,000	0,000	.	.
82.1	A	3,863	0,000	S	0,73	0	0,000	0,000	.	.
82.3	A	3,420	0,000	S	0,7	H	2,219	1,775	V	0,74
83.15	DBS	3,040	0,304	S	0,8	H	2,538	2,030	V	0,74
83.21	DBS	2,998	0,300	S	0,8	H	2,578	0,000	.	.
83.31	ENF	5,082	5,082	H	0,62	0	0,000	0,000	.	.
83.321	DBF	7,910	3,300	S	0,69	0	0,000	0,000	.	.
83.324	DBF	5,487	0,549	S	0,69	DBS	1,295	0,129	S	0,84
85.1	DBF	3,645	0,365	S	0,7	H	2,063	1,651	V	0,74
86.1	0	0,000	0,000	S	0,99	0	0,000	0,000	.	.
86.3	0	0,000	0,000	S	0,99	0	0,000	0,000	.	.
86.41	0	0,000	0,000	S	0,99	0	0,000	0,000	.	.

Il suffisso "over" viene utilizzato per i parametri relativi all'overstory (canopy), mentre il suffisso "uder" è utilizzato per i parametri dell'understory (sottobosco).

Tabella 9. Parametri utilizzati nel calcolo della probabilità di penetrazione della luce solare sulla assegnati alle classi della carta Corine Land Cover 2000.

CODICE	LAIover	WAIover	Gover	Ω over	LAIunder	WAIunder	Gunder	Ω under
1.1.1	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
1.1.2	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
1.2.1	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
1.2.2	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
1.2.3	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
1.2.4	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
1.3.1	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
1.3.3	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
1.4.1	3,645	0,365	S	0,70	2,063	1,651	V	0,74
1.4.2	3,645	0,365	S	0,70	2,063	1,651	V	0,74
2.1.1	3,863	0,000	V	0,73	0,000	0,000	.	0,99
2.2.1	2,998	0,300	S	0,80	2,578	2,062	V	0,74
2.2.2	3,040	0,304	S	0,80	2,538	2,030	V	0,74
2.3.1	6,467	1,940	V	0,74	0,000	0,000	.	0,99
2.4.2	3,420	0,000	S	0,70	2,219	1,775	V	0,74

2.4.3	3,420	0,000	S	0,70	2,219	1,775	V	0,74
2.4.4	3,420	0,342	S	0,72	2,219	1,775	V	0,74
3.1.1	4,370	0,600	S	0,67	1,609	0,161	S	0,84
3.1.2	3,880	3,880	H	0,65	1,833	0,183	S	0,84
3.1.3	4,125	2,240	S	0,69	1,721	0,172	S	0,84
3.2.1	3,613	2,890	V	0,74	0,000	0,000	.	0,99
3.2.2	2,710	1,837	S	0,71	3,205	2,564	V	0,74
3.2.4	3,817	0,382	S	0,72	2,338	1,870	V	0,74
3.3.1	1,252	0,125	S	0,75	0,486	0,389	V	0,74
3.3.2	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
3.3.3	0,000	0,000	S	0,67	0,000	0,000	.	0,99
3.3.4	0,000	0,600	S	0,75	0,000	0,000	.	0,99
4.1.1	4,570	3,656	V	0,77	0,000	0,000	.	0,99
4.2.1	2,756	2,205	V	0,77	0,000	0,000	.	0,99
4.2.2	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
5.1.1	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
5.1.2	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
5.2.1	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
5.2.2	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99
5.2.3	0,000	0,000	.	0,99	0,000	0,000	.	0,99

Il suffisso "over" viene utilizzato per i parametri relativi all'overstory (canopy), mentre il suffisso "under" è utilizzato per i parametri dell'understory (sottobosco).

I valori di θ e β , necessari nel calcolo di G e della probabilità di penetrazione della radiazione solare incidente sono stati ricavati attraverso il calcolatore di posizione solare del NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) per latitudine 46°, longitudine 13° e zona oraria +1, alle ore 12.00 del 15° giorno di ogni mese.

Tabella 10. elevazione solare β e angolo zenitale θ calcolati attraverso il calcolatore di posizione solare del NOAA.

	JAN	FEB	MAR	APR	MAJ	JUN	JUL	AUG	SEP	OCT	NOV	DEC
θ	67,09	58,63	48,08	36,19	27,10	22,69	24,50	32,00	43,03	54,56	64,51	69,27
β	22,91	31,37	41,92	53,81	62,90	67,31	65,50	58,00	46,97	35,44	25,49	20,73

Il valore di radiazione solare incidente I_Q per singolo mese calcolato con il Solar Analyst di ArcGIS per ogni quadrante UTM è stato corretto secondo la media pesata della copertura vegetazionale presente utilizzando la seguente formula:

$$I_Q = \sum_{i=1}^n I_0 \cdot P_{O_i} \cdot P_{U_i} \cdot A_i / A_Q$$

dove I_0 è la radiazione solare incidente media grezza calcolata sulla base della morfologia del quadrante con ArcGIS, P_{O_i} è la probabilità di penetrazione dei raggi solari all'interno dell'overstory della classe di copertura iesima, P_{U_i} è la probabilità di penetrazione dei raggi solari all'interno dell'understory della classe di copertura iesima, A_i è l'area della classe di copertura iesima (m^2) ed A_Q è l'area complessiva degli habitat nel quadrante (m^2).

In Appendice II vengono riassunti i risultati del calcolo di P_O per ogni classe della Carta della Natura FVG e della Carta Corine Land Cover 2000 per ogni mese dell'anno (variando l'altezza del sole variano anche i valori assegnati).

Viene trascurato l'apporto luminoso della luce diffusa, della penombra e dell'albedo al fine di semplificare il modello radiativo.

I costi energetici legati alla termoregolazione durante la stagione fredda potrebbero assumere valori significativi ed orientare l'uso del territorio da parte degli animali, specie nella scelta dei siti di rest. Come precedentemente illustrato la soglia inferiore di termoneutralità viene stimata pari a quella del puma attorno ai 9 °C. E' quindi interessante capire se fattori legati al microclima locale possano influire sull'uso del territorio da parte del felide. Per stimare l'apporto energetico di ogni singolo quadrante sono stati scaricati ed elaborati i dati relativi alla temperatura terrestre al suolo raccolti dal programma satellitare MODIS (MODIS LST Products).

Tabella 11. Caratteristiche dei prodotti MODIS Terra.

Earth Science Data Type (ESDT)	Product Level	Nominal Data Array Dimensions	Spatial Resolution	Temporal Resolution	Map Projection
MOD11_L2	L2	2030 or 2040 lines by 1354 pixels per line	1km at nadir	swath (scene)	None (lat,lon referenced)
MOD11A1	L3	1200 rows by 1200 columns	1km (actual 0.927km)	daily	Sinusoidal
MOD11B1	L3	200 rows by 200 columns	6km (actual 5.56km)	daily	Sinusoidal
MOD11A2	L3	1200 rows by 1200 columns	1km (actual 0.927km)	eight days	Sinusoidal
MOD11C1	L3	360° by 180° (global)	0.05° by 0.05°	daily	equal-angle geographic
MOD11C2	L3	360° by 180° (global)	0.05° by 0.05°	eight days	equal-angle geographic
MOD11C3	L3	360° by 180° (global)	0.05° by 0.05°	monthly	equal-angle geographic

Nella tabella viene evidenziato il prodotto utilizzato nell'analisi delle temperature al suolo (MOD11A2), corrispondente alla misura della temperatura media al suolo per intervalli di 8 giorni.

I prodotti MODIS LST (Land Surface Temperature) sono archiviati in file di formato Hierarchical Data Format- Earth Observing System (HDF-EOS). L'HDF, sviluppato dalla NSCA è il formato standard di archiviazione per tutti i prodotti EOSDIS (EOS Data Information System). Questi prodotti LST contengono attributi globali, come i metadati, e dataset scientifici (serie) con attributi locali, come descritto nella Tabella 12.

Tabella 12. Caratteristiche del prodotto MOD11A2 EIGHT-DAY LST.

SDS Name	Long Name	NumberType	Unit	Valid Range	Fill Value	scale factor	add offset
LST_Day_1km	Daily daytime 1km grid Land-surface Temperature	uint16	K	7500-65535	0	0.02	0.0
QC_Day	Quality control for daytime LST and emissivity	uint8	none	0-255	0	NA	NA
Day_view_time	(local solar) Time of daytime Land-surface Temperature observation	uint8	hrs	0-240	255	0.1	0
Day_view_angle	View zenith angle of daytime Land-surface Temperature	uint8	deg	0-130	255	1.0	-65.0
LST_Night_1km	Daily nighttime 1km grid Land-surface Temperature	uint16	K	7500-65535	0	0.02	0.0
QC_Night	Quality control for nighttime LST and emissivity	uint8	none	0-255	0	NA	NA
Night_view_time	(local solar) Time of nighttime Land-surface Temperature observation	uint8	hrs	0-240	255	0.1	0
Night_view_angle	View zenith angle of nighttime Land-surface Temperature	uint8	deg	0-130	255	1.0	-65.0
Emis_31	Band 31 emissivity	uint8	none	1-255	0	0.002	0.49
Emis_32	Band 32 emissivity	uint8	none	1-255	0	0.002	0.49
Clear_day_cov	day clear-sky coverage	uint16	none	0-65535	0	0.0005	0.
Clear_night_cov	night clear-sky coverage	uint16	none	0-65535	0	0.0005	0.

Nella tabella vengono evidenziate le serie utilizzate per l'analisi, ovvero quelle rappresentate dalla temperatura al suolo diurna e da quelle della temperatura notturna.

Nello specifico sono stati utilizzati i granuli .hdf (file di formato Hierarchical Data Format) relativi alla missione Terra dal 2000 al 2010 con valori medi diurni e notturni per periodi di otto giorni (MOD11A2 EIGHT-DAY LST), alla risoluzione spaziale di 1 km. I granuli

sono stati selezionati solo per coperture nuvolose $\leq 10\%$. Complessivamente per ogni anno erano presenti al massimo 46 granuli (“ottimane” di otto giorni ciascuna). Sono state calcolate le temperature medie “ottimaneli” attraverso lo Spatial Analyst di ArcGIS e successivamente i valori medi per singolo quadrante e la deviazione standard degli stessi, dal momento che la griglia di riferimento UTM utilizzata per le analisi non coincide con quella adottata dai prodotti MODIS.

Tabella 13. Numerosità dei granuli analizzati.

		GRANULO DELL'ANNO (8 GIORNI)																																																			
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	10	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46				
N		6	7	8	9	6	9	9	9	10	10	10	7	11	11	10	9	10	7	10	10	9	10	10	10	10	9	11	11	11	11	10	10	10	11	11	10	10	11	11	11	11	10	10	11	8	11	8	7	8	10	6	2

A titolo esemplificativo per la “ottimana” 1 (che va dal 01 al 08 Gennaio) sono stati mediati 6 granuli perché presenti in soli 6 anni su 11 dal 2000 al 2010, mentre per la “ottimana” 12 (dal 30 Marzo al 06 Aprile) sono stati mediati 11 granuli perché presenti in tutti gli anni dal 2000 al 2010.

Dall’analisi svolta sono stati ottenuti database relativi alle temperature medie notturne e diurne ottimaneli per il periodo 2000-2010 a livello di singolo quadrante UTM.

Nelle figure 11, 12, 13 e 14 si riporta a titolo di esempio la spazializzazione dei dati medi di temperatura al suolo. Mentre per alcuni periodi di otto giorni (ad es. Il granulo, Figure 11 e 12) vi sono pochi o nessun quadrante con valore nullo (No Value), per altri la nuvola di quadranti con valore nullo è decisamente più diffusa e numerosa (ad es. XXI granulo, Figure 13 e 14). La presenza di buchi dovuti a valori nulli è da ricondursi alla locale presenza di nuvole o incapacità del sensore (per cause non riconducibili alla nuvolosità) di produrre dati.

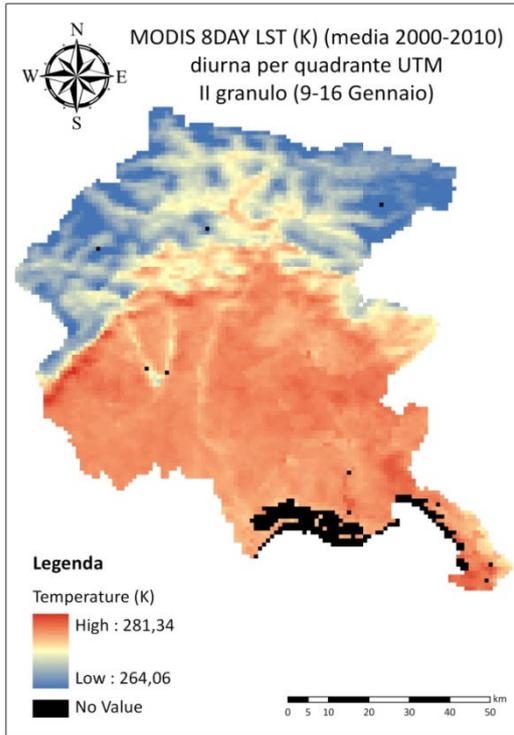


Figura 11. Mappa della media diurna per quadrante UTM del II granulo; le temperature sono espresse in gradi Kelvin.

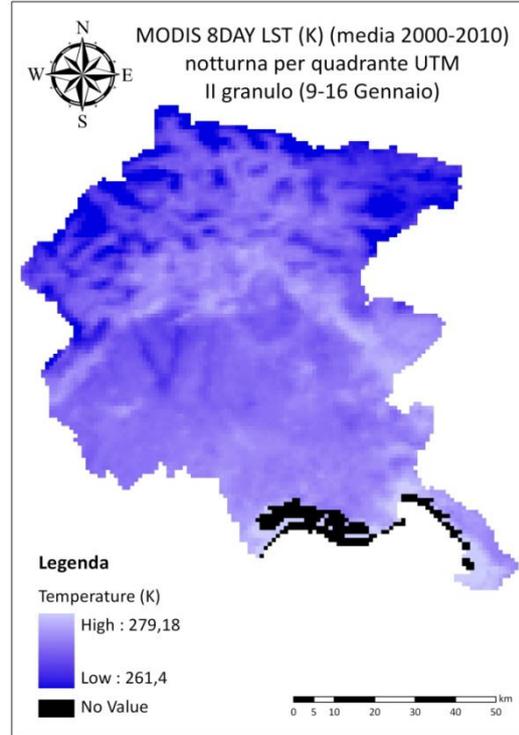


Figura 12. Mappa della media notturna per quadrante UTM del II granulo; le temperature sono espresse in gradi Kelvin.

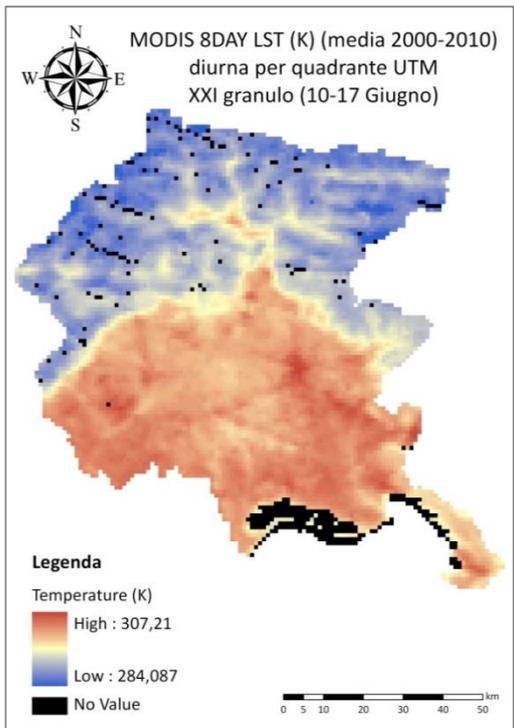


Figura 13. Mappa della media diurna per quadrante UTM del XXI granulo; le temperature sono espresse in gradi Kelvin.

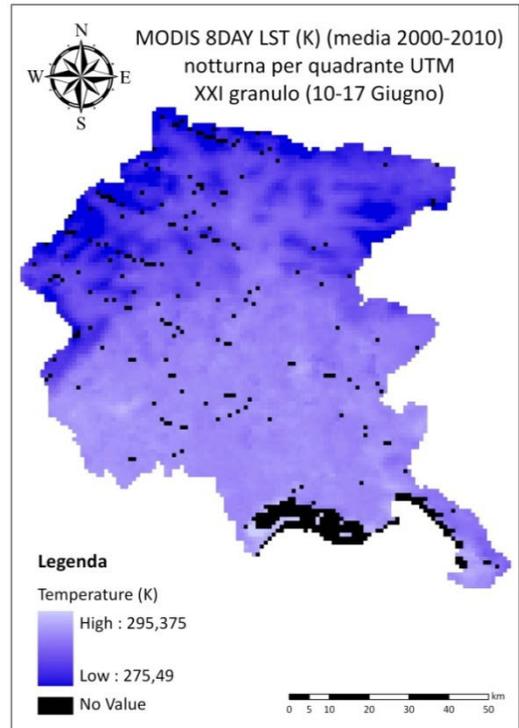


Figura 14. Mappa della media notturna per quadrante UTM del XXI granulo; le temperature sono espresse in gradi Kelvin.

4.10.1 DISPONIBILITA' TROFICA

Mentre le analisi illustrate sinora sono valide per entrambe le specie target scelte (lince e orso bruno), è stato necessario sviluppare 2 distinti modelli di disponibilità trofica specie-specifici a causa della diversa alimentazione dei 2 animali.

Lince

Al fine di quantificare la disponibilità trofica (e quindi l'apporto energetico positivo) di ogni singolo quadrante per un carnivoro predatore come la lince, è necessario conoscere il numero di potenziali prede presenti; nello specifico studio è stata considerata solo la preda regionale d'elezione, il capriolo, e non le altre potenziali fonti trofiche come ad esempio il camoscio o il cervo. Purtroppo a livello regionale gli unici dati disponibili sugli ungulati sono rappresentati dai censimenti venatori delle riserve di caccia. Si tratta di stime numeriche complessive condotte su tutta la superficie cacciabile delle riserve che non fanno alcun riferimento a sotto-zone, quali ad esempio i quadranti UTM. Si è reso quindi necessario costruire un modello ad hoc a scala regionale che stimi la numerosità del capriolo in ogni quadrante chilometrico.

Per far ciò sono stati analizzati i dati dei censimenti su ungulati delle riserve di caccia regionali delle stagioni venatorie dal 2004 al 2010, classificati per singola riserva di caccia. E' stata quindi calcolata la superficie dei diversi habitat secondo la Carta Corine Land Cover 2000 all'interno delle riserve di caccia. Ad ogni quadrante appartenente alla singola riserva di caccia sono stati attribuiti i valori di densità media censita nella riserva (n° medio animali dal 2004 al 2010 in rapporto a superficie agro-silvopastorale). L'analisi è stata condotta separatamente per singoli Distretti Venatori (01, 02, 03, 04, 06) considerando le loro diverse caratteristiche vegetazionali e gestionali. Le variabili utilizzate sono le percentuali di copertura delle classi di uso del suolo Corine e le interazioni tra di esse come descritte dalla seguente tabella.

Tabella 14. Codici delle interazioni tra classi Corine utilizzate.

$T = (3.1.1) \cdot (2.4.3)$	$TTTTT = (3.2.4) \cdot (2.4.3)$
$TT = (2.4.2) \cdot (2.4.3)$	$TX = (3.1.1) \cdot (2.4.2)$
$TTT = (3.2.4) \cdot (3.1.1)$	$TY = (3.1.1) \cdot (3.2.4)$
$TTTT = (3.2.4) \cdot (2.4.2)$	$TZ = (3.1.1) \cdot (2.1.1)$

Alcune riserve di caccia sono state attribuite ad un altro distretto rispetto alla loro appartenenza per affinità delle caratteristiche ecologiche e gestionali. Di seguito sono descritte le riclassificazioni effettuate.

Tabella 15. Attribuzioni di alcune particolari riserve di caccia ai nuovi Distretti Venatori.

COD. RISERVA	DISTRETTO VENATORIO	
	DA	A
D01/R05	01	03
D01/R15	01	03
D02/R04	02	03
D02/R08	02	01
D02/R13	02	01
D02/R18	02	01

La vocazionalità della presenza della specie capriolo è stata stimata attraverso analisi di regressione multipla per selezione tra censimenti espressi come media degli ultimi 5 anni e coperture degli habitat Corine Land Cover, espresse per singolo quadrante, per le singole riserve di caccia dell'area alpina e prealpina del Friuli Venezia Giulia separate per singolo distretto venatorio e considerate complessivamente (proc reg/selection=stepwise; SAS., 1988). I parametri così ottenuti sono stati applicati ai quadranti utilizzati dalla linca nell'area di studio in relazione alla sua appartenenza geografica.

Orso

L'approccio utilizzato per stimare la disponibilità trofica per un onnivoro (nel nostro territorio, essenzialmente erbivoro) come l'orso bruno differisce notevolmente da quello utilizzato per la linca e si basa sulla stima della produttività alimentare degli habitat. Sono stati assegnati diversi valori di produttività alimentare ad alcune classi della carta Corine Land Cover 2000 sulla base dei lavori svolti da De Simon (2004) e Groppo (2005). La base del lavoro di De Simon (2004) è una ricerca bibliografica per l'individuazione delle specie vegetali appetite dall'orso. Sono stati raccolti e analizzati i lavori che trattano in maniera particolare dell'orso bruno europeo (*U. a. arctos*) e dell'orso Grizzly (*U. a. horribilis*). Tutte le fonti sono state raccolte e ordinate per specie vegetale. E' stata quindi verificata la reale presenza di tutte le essenze vegetali nell'area oggetto di studio dal momento che gran parte dei lavori bibliografici sono stati eseguiti al di fuori dell'area alpina centro-europea. La selezione è stata effettuata confrontando le singole specie con un atlante floristico (Dalla Fior, 1985). Nel caso in cui la singola specie non fosse censita, ma ci fosse il genere, è stato tenuto quest'ultimo. Per ogni

voce di questo elenco è stata calcolata la frequenza con cui essa compare nella bibliografia: la frequenza è stata definita come Indice di Scelta Alimentare (*ISA*). Sono state utilizzate solo le specie comparse 3 o più volte in bibliografia. Dalla bibliografia sono state divise le fonti in classi stagionali, mentre i dati forniti come complessivi sono stati inseriti nella classe "annuale", a sé stante.

$$ISA = \frac{n^{\circ} \text{ citazioni per la specie } x}{n^{\circ} \text{ fonti bibliografiche totali}}$$

In seguito l'elenco delle specie appetite/scelte è stato poi confrontato con i dati presenti o associati alla Carta dei Tipi Forestali (Del Favero, 1998), una cartografia d'interesse silvicolturale. L'elenco delle specie di interesse alimentare è stato quindi incrociato con le specie che compongono il singolo Tipo Forestale, cioè con la scheda dell'associazione fitosociologica cui il Tipo Forestale fa riferimento (ad es. Faggeta montana dei suoli xerici corrisponde all'associazione fitosociologica *Anemone trifoliae-agetum sylvaticae* var. *Geogr a Luzula nivea*). Questa scheda è una scheda analitica risultata di campionamenti in campo: a ogni specie rinvenuta è associato un valore che ne definisce la copertura in percentuale in quella determinata associazione fitosociologica. Questo valore è espresso secondo il metodo Braun-Blanquet: r (presenza rara), + (presente con copertura inferiore all'1%), 1 (dall'1 al 20%), 2 (dal 21 al 40 %), 3 (dal 41 al 60%), 4 (dal 61 all'80%) e 5 (dall'81 al 100%). Per ogni specie viene fornito il valore minimo, la moda e il valore massimo rinvenuto negli *n* campionamenti effettuati in siti diversi popolati da quella specifica associazione fitosociologica (Poldini in Del Favero, 1998). Il dato utilizzato in questo studio è la moda, *mBB* (= moda secondo Braun-Blanquet), espresso nelle modalità descritte in tabella.

Tabella 16. Valori di mBB (moda secondo Braun-Blanquet) assegnati alle coperture della vegetazione (De Simon, 2004).

Moda secondo Braun-Blanquet	Copertura %	mBB
r	raro	non considerato
+	<1%	0.1
1	1% <> 20%	1
2	21% <> 40%	2
3	41% <> 60%	3
4	61% <> 80%	4
5	81% <> 100%	5

Oltre alle schede secondo Braun-Blanquet Del Favero propone anche delle descrizioni di quasi tutti i tipi forestali, ove sono evidenziate le specie prevalenti o le varianti territoriali, senza fornire dati numerici. Questa descrizione è stata comunque utilizzata traducendola in un

parametro di correzione della densità K , rispetto all'associazione fitosociologica, cui sono stati assegnati i seguenti valori: 0.5 se le specie citate sono segnalate come rare, 1.5 se abbondanti, e 1 se non viene segnalata differenza. Per ogni singola specie è stato calcolato quindi un valore effettivo di copertura VEC nel determinato Tipo Forestale moltiplicando il valore analitico (mBB) per il coefficiente di correzione K .

$$VEC = mBB \cdot K$$

Sono stati quindi calcolati i Valori Alimentari VA di ogni singolo Tipo Forestale in esame per ogni stagione moltiplicando il VEC per l'indice di scelta alimentare ISA precedentemente calcolato:

$$VA = ISA \cdot VEC$$

Sono stati ottenuti quattro valori di VA per ogni specie: VA annuo, invernale, primaverile, estivo e autunnale. Infine è stato calcolato l'indice di disponibilità alimentare complessiva (IDA) per il singolo tipo forestale per ogni stagione, sommando tutti i VA stagionali delle specie selezionate.

$$IDA = \sum VA \quad \text{dell'iesimo tipo forestale.}$$

I valori individuati da De Simon per le tipologie forestali della Carta delle Tipologie Forestali del Friuli Venezia Giulia sono stati raggruppati e mediati per classi della Carta Corine. Purtroppo da questa analisi rimangono escluse tutte le classi vegetali erbacee, sia naturali che antropiche (colture).

Tabella 17. Valori medi di disponibilità alimentare (IDA) annuali (_y), invernali (_i), primaverili (_p), estivi (_e), autunnali (_a) e rispettive deviazioni standard, assegnati alle classi forestali della carta Corine Land Cover 2000.

CODICE CORINE	IDA _y	IDA _i	IDA _p	IDA _e	IDA _a	DS _y	DS _i	DS _p	DS _e	DS _a
3.1.1	0.480	1.246	0.715	0.590	1.090	0.287	0.706	0.575	0.319	0.572
3.1.2	0.369	0.805	0.614	0.454	0.817	0.221	0.555	0.543	0.272	0.578
3.1.3	0.384	0.597	0.626	0.462	0.620	0.291	0.467	0.527	0.376	0.527
3.2.2	0.381	0.647	0.627	0.476	0.635	0.292	0.461	0.527	0.366	0.514
3.2.4	0.296	0.598	0.523	0.333	0.478	0.263	0.513	0.499	0.284	0.469

Quest'analisi non permette purtroppo una quantificazione (in kcal ad esempio) della disponibilità alimentare, ma piuttosto una classificazione pesata dei diversi ambienti, più simile ai tradizionali modelli di idoneità ambientale basati su indici adimensionali delle variabili ambientali. La quantificazione degli input energetici vegetali degli habitat è di difficile

realizzazione in quanto necessita di una notevole mole di informazioni e studi specifici. Un approccio più semplice potrebbe utilizzare indici stagionali dell'NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) come proxy del funzionamento dell'ecosistema per ricavare pattern comportamentali animali, come fatto da Wiegand *et al.* (2008) per l'orso bruno, o tentare di convertire questi indici vegetazionali a larga scala in valori energetici. Si tratta di un ulteriore livello d'analisi che non può trovare spazio nella presente ricerca, ma che sarebbe interessante investigare in futuro.

4.11 ANALISI STATISTICHE

Nel presente studio, per la ricerca di pattern specifici nell'uso delle risorse sono state svolte le seguenti analisi statistiche:

- 1) Analisi della varianza. Tutte le variabili descrittive come le coperture degli habitat, le caratteristiche geomorfologiche (altitudine, pendenza, esposizione, rugosità), la radiazione solare corretta secondo la vegetazione (illuminazione), la temperatura, il grado di antropizzazione (densità strade, presenza di urbanizzato, ecc.), l'idrografia, la disponibilità alimentare (caprioli stimati per la lince e disponibilità alimentare vegetale stimata per l'orso), le velocità di movimento orario (m/min) espresse come media per singola ora di rilievo, giorno, mese ed anno, e per singolo quadrante di presenza della lince, sono state sottoposte ad analisi della varianza al fine di determinare l'effetto della stagione e del periodo (giorno e notte) e l'interazione tra questi fattori (Proc Glm; SAS, 1988).
- 2) Analisi di regressione multipla per selezione. Le stesse variabili dipendenti sono state utilizzate per stimare la frequentazione complessiva per singolo quadrante (di lince e orso), misurata come punti di localizzazione interni allo stesso quadrante sull'intero periodo di studio (proc reg/selection=stepwise; SAS, 1988), complessivamente e per singolo periodo della giornata e stagione. Anche la velocità di movimento orario (m/min) (solo per la lince) è stata messa in relazione attraverso regressione multipla per selezione con le coperture degli habitat, le caratteristiche geomorfologiche, l'illuminazione, la temperatura, le caratteristiche di urbanizzato, idrografia e viabilità

(proc reg/selection=stepwise; SAS, 1988), secondo notte/giorno all'interno dei singoli mesi.

- 3) Modelli non lineari logistici. Al fine di stimare il movimento giornaliero della lince i dati di movimento sono stati studiati in relazione al numero di punti GPS e VHF ottenuti nell'arco di una giornata e messi in relazione al mese di osservazione attraverso un modello non lineare logistico (proc nonlin; SAS, 1988).

$$\text{Distanza giornaliera percorsa} = \frac{\text{distanza giornaliera massima stimata}}{1 + \exp(-C \cdot \text{numero di rilievi})}$$

5. RISULTATI E DISCUSSIONI

5.1 ANALISI DELLE COMPONENTI TERRITORIALI

Dalle elaborazioni svolte a livello di radiazione solare incidente si è osservato un consistente fenomeno di schermatura svolto dalla vegetazione presente nei quadranti. Le varie tipologie vegetazionali esercitano differenti livelli di attenuazione luminosa a seconda delle loro caratteristiche (densità, presenza del sottobosco, ecc.) e del periodo dell'anno. Come evidente dai seguenti grafici la radiazione luminosa che filtra all'interno della vegetazione risulta mediamente un terzo di quella incidente al di sopra della stessa. Si ricorda che il calcolo è stato svolto per ogni quindicesimo giorno del mese. L'effetto della superficie fogliare delle piante che, in concomitanza con l'inizio del periodo di emissione delle foglie (fissato al 15 Aprile) determina un brusco calo nella radiazione luminosa passante, si presenta molto marcato. Al contrario in concomitanza alla caduta delle foglie (fissata al 15 Ottobre) si rileva un netto aumento della radiazione passante. Il fenomeno appare molto accentuato a causa dell'intervallo temporale considerato (mensile); si passa quindi da Marzo in assenza di foglie ad Aprile con foglie completamente sviluppate, mentre in realtà il processo risulterebbe maggiormente distribuito durante tutta la fase di emissione e sviluppo fogliare e non si osserverebbero bruschi picchi o decrementi nella radiazione solare filtrante.

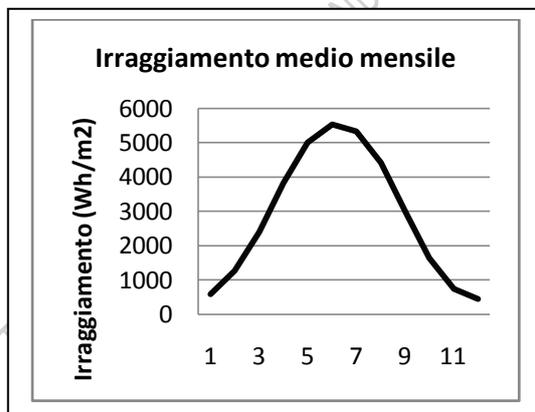


Grafico 7. Irraggiamento medio mensile regionale.

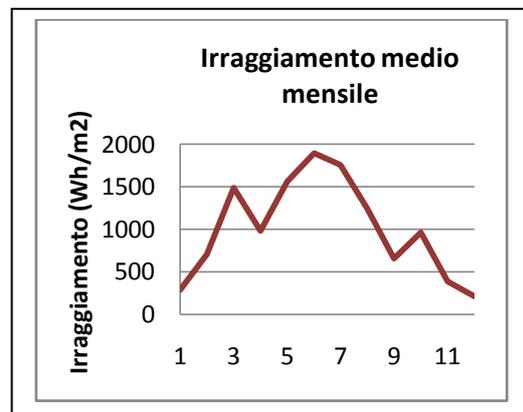


Grafico 8. Irraggiamento medio mensile regionale corretto secondo lo sviluppo della vegetazione presente.

L'effetto schermante della vegetazione sulla radiazione luminosa incidente risulta evidente anche dalla spazializzazione del database ottenuto. Nelle figure 15, 16 e 17 si riporta a titolo esemplificativo le fasi di calcolo della radiazione luminosa corretta ed il risultato ottenuto per uno dei mesi dell'anno (15 Giugno).

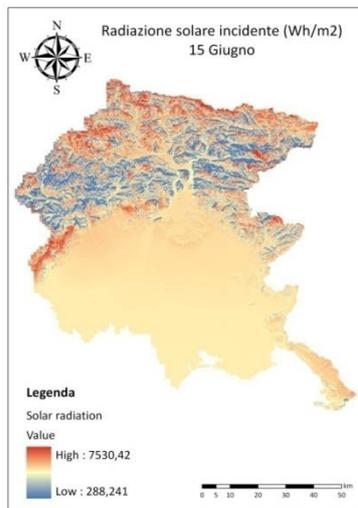


Figura 15. Mappa della radiazione solare incidente calcolata per il 15/06 con il DEM a 40 m.

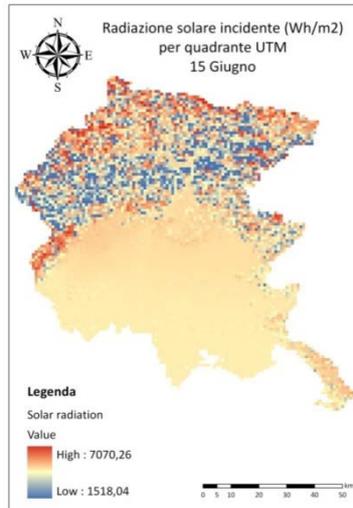


Figura 16. Mappa della radiazione solare incidente al 15/06 per quadranti UTM.

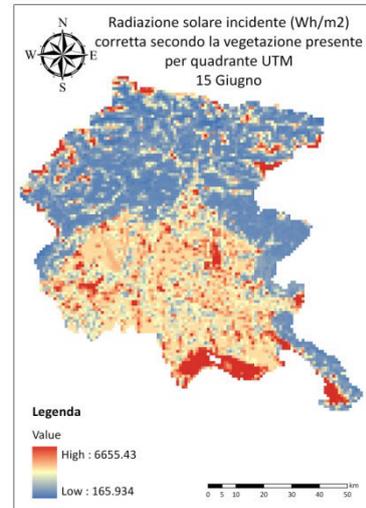


Figura 17. Mappa della radiazione solare incidente al 15/06 corretta secondo la vegetazione presente, per quadranti UTM.

I granuli del MODIS utilizzati per studiare le temperature locali, presentavano alcuni "buchi", ovvero alcune celle con valore nullo. Nelle operazioni di media tra granuli e tra pixel all'interno dei quadranti UTM (causa la diversa risoluzione spaziale, 0.927 km i granuli, 1 km il reticolo UTM e lo shift esistente tra i 2 strati) è stata tenuta in considerazione la presenza di valori nulli, sopperita nella maggior parte dei casi dalla presenza di più granuli per ogni intervallo di 8 giorni. Nonostante ciò, come evidente dalla seguente tabella, tutti i granuli medi (tranne il secondo notturno), sebbene con notevoli variazioni, presentano quadranti senza valori calcolati (NoData).

Tabella 18. Distribuzione dei quadranti senza valore di Land Surface Temperature medio calcolato (NoData) all'interno dei 46 granuli.

DAY	GRANULO																																													
	NoData	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45
	71	12	149	279	28	82	192	162	158	177	209	212	283	223	218	99	222	220	75	246	110	50	135	110	107	58	40	82	124	111	81	105	129	16	303	114	69	81	278	251	263	137	161	128	159	8

NIGHT	GRANUOLO	
	NoData CELLS	
	97	1
	0	2
	98	3
	123	4
	7	5
	26	6
	94	7
	48	8
	75	9
	166	10
	180	11
	89	12
	293	13
	273	14
	225	15
	253	16
	166	17
	129	18
	135	19
	211	20
	183	21
	76	22
	206	23
	28	24
	90	25
	11	26
	144	27
	50	28
	136	29
	77	30
	25	31
	58	32
	215	33
	21	34
	333	35
	164	36
	133	37
	95	38
	137	39
	190	40
	350	41
	79	42
	92	43
	48	44
	9	45
	6	46

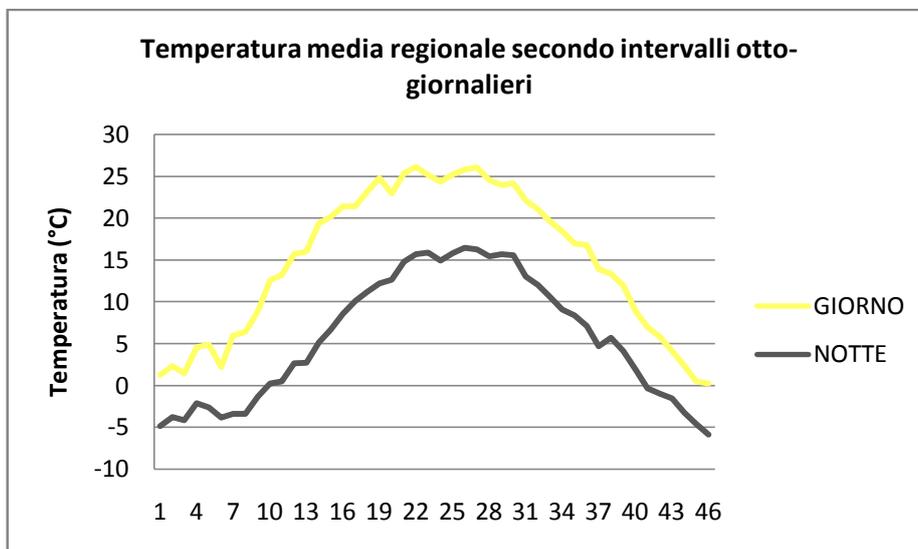


Grafico 9. Andamento delle temperature medie regionali diurne e notturne.

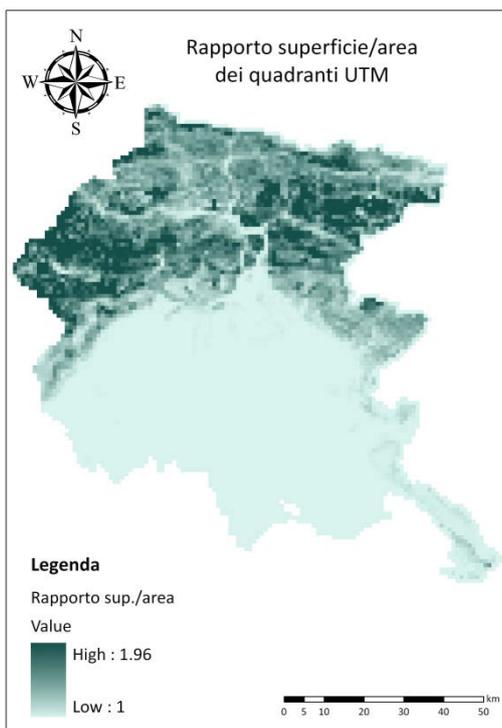


Figura 18. Mappa del rapporto superficie-area planimetrica calcolato secondo il DEM regionale.

Mediamente il rapporto superficie reale-area planimetrica è stato calcolato pari a 1.08 ma con valori massimi che raggiungono 1.96 (ovvero la superficie reale è quasi il doppio dell'area piana).

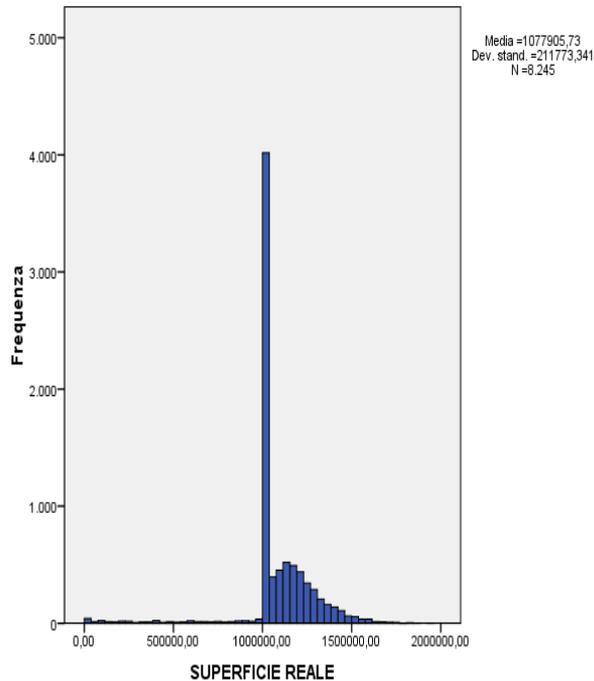


Grafico 10. Frequenza dei valori del parametro di superficie reale media per i quadranti UTM.

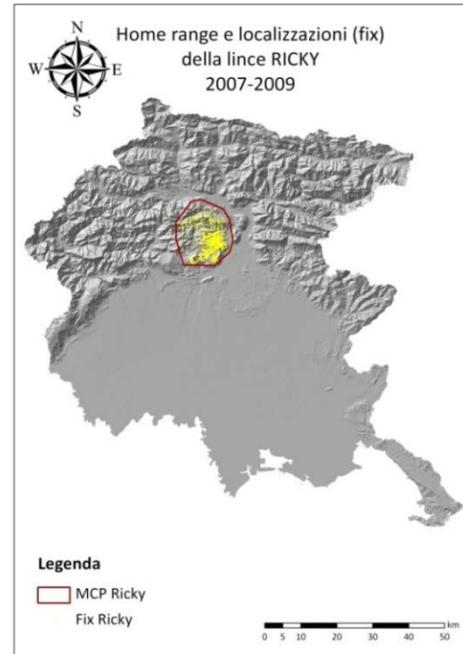


Figura 19. Home range (cerchio rosso) e fix (punti gialli) della lince radiocollarata Ricky.

E' interessante osservare come ad esempio l'home range della lince Ricky calcolato con il metodo del Minimo Poligono Complesso (MCP) abbia un'area planimetrica di circa 23000 ettari, mentre se consideriamo la superficie reale questo valore sale a 27600 ettari, ovvero aumenta di circa il 20%.

Il dislivello massimo medio tra le sottocelle (40-40 m) nei quadranti, ovvero la differenza media tra l'altezza di ogni pixel ed il più alto valore degli 8 pixel adiacenti, si assesta attorno ad un valore pari a 16. In tutta la pianura friulana il dislivello medio è pari a 0, mentre sale progressivamente nella zona collinare e montana per raggiungere i valori massimi in area prealpina e lungo le principali creste alpine friulane. Considerando che in un quadrante da 1 km di lato, è necessario attraversare 25 pixel da 40 m per passare da lato a lato (lungo il percorso più breve), un valore di 16 m a pixel si traduce in un dislivello complessivo di 400 m.

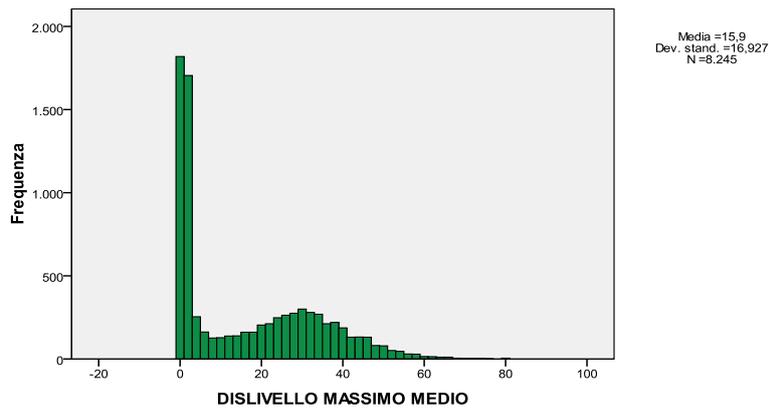


Grafico 11. Distribuzione di frequenza del dislivello massimo medio per quadrante UTM.

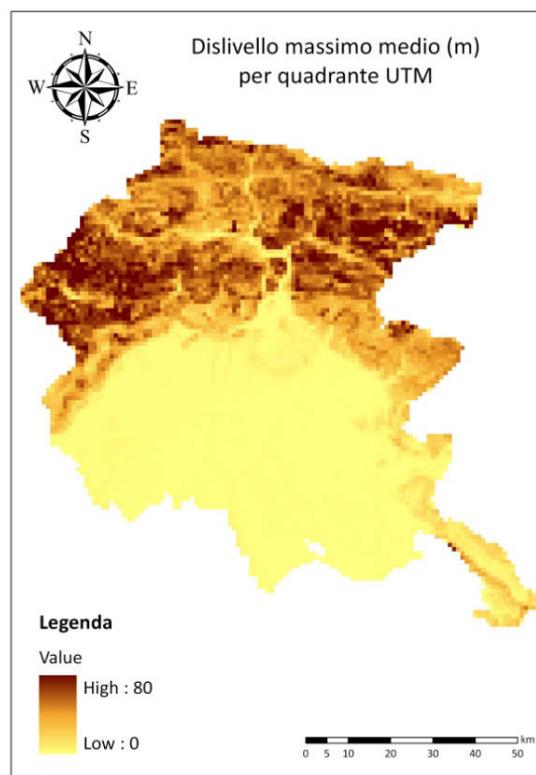


Figura 20. Mappa regionale del dislivello massimo medio per quadrante UTM.

5.1.1 CALCOLO DEGLI INPUT ENERGETICI

Per quanto riguarda gli input energetici della linca, le variabili selezionate dal modello realizzato per il capriolo sono diverse a seconda dei distretti venatori considerati, (cfr. Capitolo 4.10.1).

Per il Distretto Venatorio 01 il modello ha selezionato la percentuale di copertura del

quadrante a Spiagge, dune e sabbie (3.3.1) (in questa categoria rientrano anche tutti gli alvei fluviali e torrentizi), a Seminativi in aree non irrigue (2.1.1), a Boschi di conifere (3.1.2), a Boschi misti di conifere e latifoglie (3.1.3) negativamente, ad Aree con vegetazione rada (3.3.3) negativamente per Bacini d'acqua (5.1.2) ed Aree percorse da incendi (3.3.4).

Tabella 19. Variabili selezionate dalla regressione stepwise per la densità del capriolo nel Distretto Venatorio 01.

DISTRETTO V. 01	
VARIABILE	VALORE
INTERC	4.07336663
3.3.1	42.4924185
2.1.1	789.6367859
3.1.2	8.73141589
3.1.3	-6.02508515
3.3.3	14.67695074
5.1.2	-37.34606021
3.3.4	-494.606329

Spiagge, dune e sabbie (3.3.1), Seminativi in aree non irrigue (2.1.1), Boschi di conifere (3.1.2), Boschi misti di conifere e latifoglie (3.1.3), Aree con vegetazione rada (3.3.3) Bacini d'acqua (5.1.2), Aree percorse da incendi (3.3.4).

Per il Distretto Venatorio 02 è risultata significativa la percentuale di copertura del quadrante a Spiagge, dune e sabbie (3.3.1), Boschi di latifoglie (3.1.1), Boschi misti di conifere e latifoglie (3.1.3), Aree a pascolo naturale e praterie (3.2.1), Bacini d'acqua (5.1.2) e l'interazione tra Boschi di latifoglie ed Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti (T), e tra Boschi di latifoglie e Sistemi colturali e particellari complessi (TX).

Tabella 20. Variabili selezionate dalla regressione stepwise per la densità del capriolo nel Distretto Venatorio 02.

DISTRETTO V. 02	
VARIABILE	VALORE
INTERC	-3.06211657
3.3.1	-43.52676319
3.1.1	9.57084376
3.1.3	12.4552864
3.2.1	31.38185884
5.1.2	120.4505838
T	142.7078453
TX	7028.545028

Spiagge, dune e sabbie (3.3.1), Boschi di latifoglie (3.1.1), Boschi misti di conifere e latifoglie (3.1.3), Aree a pascolo naturale e praterie (3.2.1), Bacini d'acqua (5.1.2), interazione tra Boschi di latifoglie ed Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti (T), interazione tra Boschi di latifoglie e Sistemi colturali e particellari complessi (TX).

Per il Distretto Venatorio 03 il modello di regressione stepwise ha selezionato la percentuale di copertura del quadrante a Brughiere e cespuglieti (3.2.2), a Prati stabili (2.3.1) e l'interazione tra Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione (3.2.4) e Boschi di latifoglie (3.1.1) (TTT), a Boschi misti di conifere e latifoglie (3.1.3) con effetto negativo.

Tabella 21. Variabili selezionate dalla regressione stepwise per la densità del capriolo nel Distretto Venatorio 03.

DISTRETTO V. 03	
VARIABILE	VALORE
INTERC	8.52767638
3.2.2	158.888675
2.3.1	407.0630689
3.1.3	-42.03979054
TTT	146.8519319

Brughiere e cespuglieti (3.2.2), Prati stabili (2.3.1), Boschi misti di conifere e latifoglie (3.1.3) interazione tra Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione e Boschi di latifoglie (TTT).

Per il Distretto Venatorio 04 il modello risulta più semplice dei precedenti e risultano significative solo la copertura del quadrante ad Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione (3.2.4) e l'interazione tra Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione (3.2.4) e Boschi di latifoglie (3.1.1) (TTT).

Tabella 22. Variabili selezionate dalla regressione stepwise per la densità del capriolo nel Distretto Venatorio 04.

DISTRETTO V. 04	
VARIABILE	VALORE
INTERC	6.97569221
3.2.4	-53.9175943
TTT	138.5427753

Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione (3.2.4), interazione tra Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione e Boschi di latifoglie (TTT).

Il Distretto Venatorio 05 è stato escluso dall'elaborazione, mentre per il Distretto Venatorio 06 sono state selezionate positivamente le variabili corrispondenti alla copertura del quadrante a Spiagge, dune e sabbie (3.3.1), a Brughiere e cespuglieti (3.2.2), ad Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati (1.2.1), ad Aeroporti (1.2.4), con Bacini d'acqua (5.1.2) e le interazioni tra i Boschi di latifoglie (3.1.1) e le Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti (2.4.3) (T), tra i Sistemi colturali e particellari complessi (2.4.2) e le Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti (2.4.3) (TT), tra i Seminativi in aree non irrigue (2.1.1) e i Boschi di latifoglie (3.1.1) (TK), negativamente i Seminativi in aree non irrigue (2.1.1), i

Sistemi colturali e particellari complessi (2.4.2), i Boschi di conifere (3.1.2) e le Aree a pascolo naturale e praterie (3.2.1).

Tabella 23. Variabili selezionate dalla regressione stepwise per la densità del capriolo nel Distretto Venatorio 06.

DISTRETTO V. 06	
VARIABILE	VALORE
INTERC	2.3318572
3.3.1	0.59990252
2.1.1	-3.40200434
2.4.2	-33.92626785
3.1.2	-68.03850287
3.2.2	280.4358006
1.2.1	15.77173591
1.2.4	47.26133607
3.2.1	-4.47100963
5.1.2	427.1362237
T	125.1623741
TT	1665.797757
TK	50.07143745

Spiagge, dune e sabbie (3.3.1), Brughiere e cespuglieti (3.2.2), Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati (1.2.1), Aeroporti (1.2.4), Bacini d'acqua (5.1.2), Seminativi in aree non irrigue (2.1.1), Sistemi colturali e particellari complessi (2.4.2), Boschi di conifere (3.1.2), Aree a pascolo naturale e praterie (3.2.1), interazione tra Boschi di latifoglie e Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti (T), interazione tra Sistemi colturali e particellari complessi e Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti (TT), interazione tra Seminativi in aree non irrigue e Boschi di latifoglie (TK).

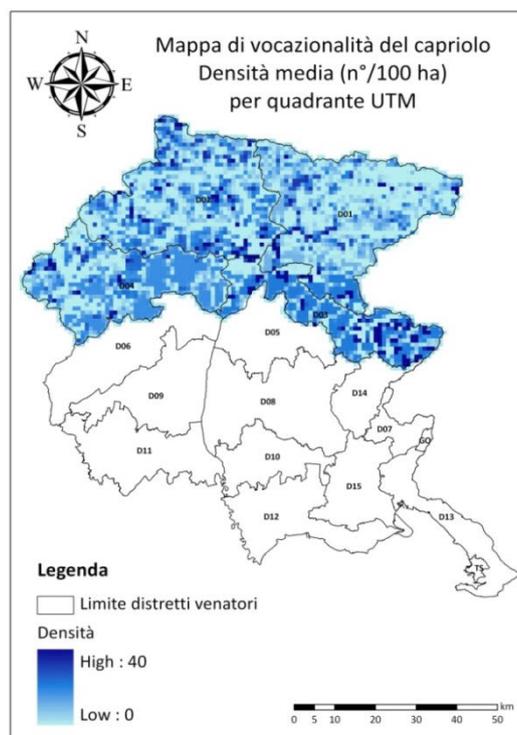


Figura 21. Mappa di vocazionalità del capriolo espressa come densità media di caprioli per 100 ha (quindi per quadrante UTM).

Dal momento che si sono generate alcune celle con valori aberranti molto superiori a 100 o molto inferiori a 0, alle celle con valori superiori a 40 (caprioli per 100 ha) è stato assegnato valore pari a 40, mentre alle celle con valori negativi è stato attribuito valore 0.

La relativa mappa di disponibilità energetica "lorda" Dl si deriva come funzione lineare della densità media di caprioli in quanto data dal prodotto:

$$Dl = N \cdot Wc \cdot u \cdot E \cdot e \quad (\text{kcal lorde})$$

dove Dl è la disponibilità energetica del quadrante (kcal lorde), N è la numerosità di caprioli presenti, Wc il peso medio di un capriolo cacciato, u la percentuale di utilizzazione delle carcasse da parte della lince che può variare dal 20 all'80 % (un maschio adulto solitamente consuma il 70% della preda), E l'energia (in kcal) fornita da 1 kg di capriolo (circa 840 kcal; analisi Dipartimento di Scienze Animali, Università di Udine, 2006) ed e l'efficienza predatoria della lince (n° di caprioli catturati su n° disponibile) che può oscillare dal 2 al 5 % circa. In questo calcolo bisogna considerare che la lince consuma, considerando anche i giorni in cui è alla ricerca di un preda, in media 2 ± 0.9 kg di tessuti animali al giorno, durante le ore notturne (Molinari & Jobin, 2000b) e che può tornare sulla carcassa predata per 2-3 giorni consecutivi, in funzione delle condizioni climatiche. La disponibilità energetica "lorda" è funzione della scala temporale utilizzata; se in un quadrante un capriolo viene cacciato N diminuisce, diminuendo di conseguenza anche complessivamente Dl . Va chiarito inoltre da cosa dipendano i 2 fattori variabili u ed e . Dipendono dalla morfologia dell'area? Dalla vegetazione presente? Dal disturbo? Purtroppo, mancando dati certi su queste tematiche e sulle interazioni dell'ambiente in senso ampio (morfologico-vegetazionale ed antropico), è possibile solamente costruire alcuni scenari variando il valore assegnato ai 2 parametri. Infatti utilizzando valori pari a 80% per u e 5% per e la disponibilità massima lorda risulta pari a 33600 kcal (per caprioli di peso medio pari a 25 kg), 3360 kcal per valori di u ed e pari a 20% e 2% rispettivamente, e 14700 kcal per u pari a 50% ed e pari a 3.5% (cfr. Figura 29 in Appendice III).

La disponibilità alimentare per l'orso bruno è stata ricavata, come già ampiamente descritto nel Capitolo 4.10.1, dall'attribuzione di indici adimensionali medi alle classi di uso del suolo della carta Corine Land Cover 2000. È utile ricordare che l'approccio seguito considera solo i popolamenti forestali regionali, alcuni cespuglieti e le neocolonizzazioni vegetali, mentre restano esclusi tutti i popolamenti erbacei naturali ed antropici (seminativi, pascoli, ecc.). I valori di IDA (Indice di Disponibilità Alimentare) calcolati a livello di quadrante UTM sono quindi dati dalla media pesata (secondo superficie) degli IDA delle diverse classi Corine presenti, escluse le aree aperte e i seminativi. Ne consegue che gran parte della pianura

friulana resti esclusa dall'analisi e le celle di fondovalle (dove sono presenti coltivi) sottostimino la reale disponibilità trofica annuale e stagionale.

Sebbene questo tipo di analisi non permetta una stima quantitativa degli apporti energetici del territorio, permette di osservare le variazioni stagionali nelle disponibilità trofiche e correlare queste modificazioni ecosistemiche a pattern comportamentali specifici per l'orso bruno. Dalla spazializzazione dei database ottenuti (Figure 22, 23, 24, 25, 26) si nota come a livello globale vi sia una maggiore disponibilità trofica nelle fasce prealpine (specie nell'area delle Valli del Natisone) e lungo le fasce medio-basse della zona montana, dove si distribuiscono con maggior frequenza i popolamenti forestali a latifoglie. I boschi a latifoglie ricoprono un ruolo fondamentale soprattutto durante le stagioni autunnale ed invernale, quando la differenza in termini di IDA rispetto alle altre classi è maggiore. Durante il periodo estivo si osserva come generalmente l'IDA raggiunga i valori minimi sul territorio regionale, mentre nel periodo invernale tutti gli ambienti forestali forniscano il livello massimo di disponibilità trofica.

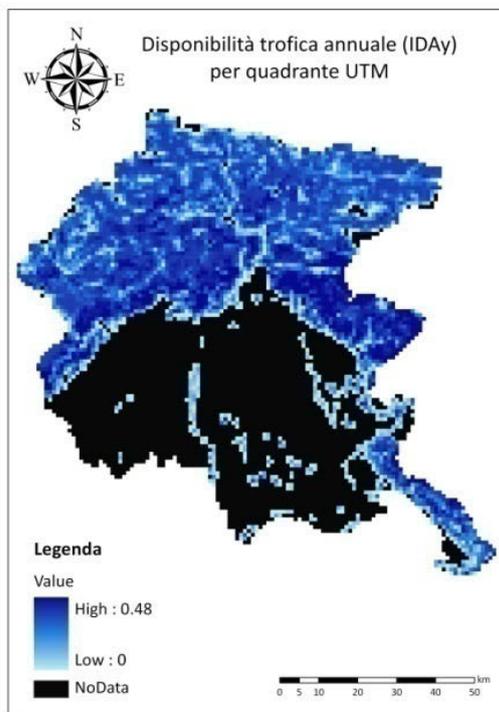


Figura 22. Indice di disponibilità trofica annuale (IDAy) per l'orso bruno, secondo quadranti UTM.

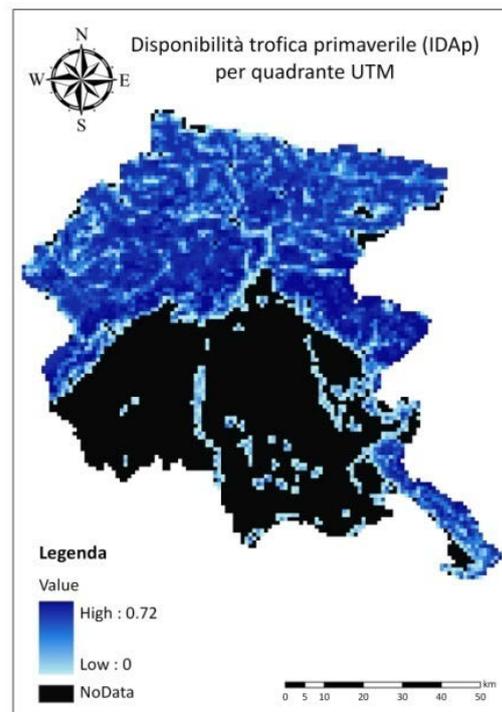


Figura 23. Indice di disponibilità trofica primaverile (IDAp) per l'orso bruno, secondo quadranti UTM.

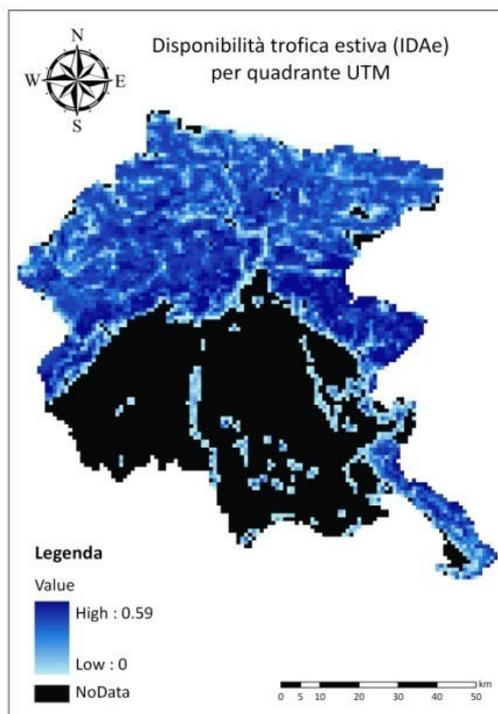


Figura 24. Indice di disponibilità trofica estiva (IDAe) per l'orso bruno, secondo quadranti UTM.

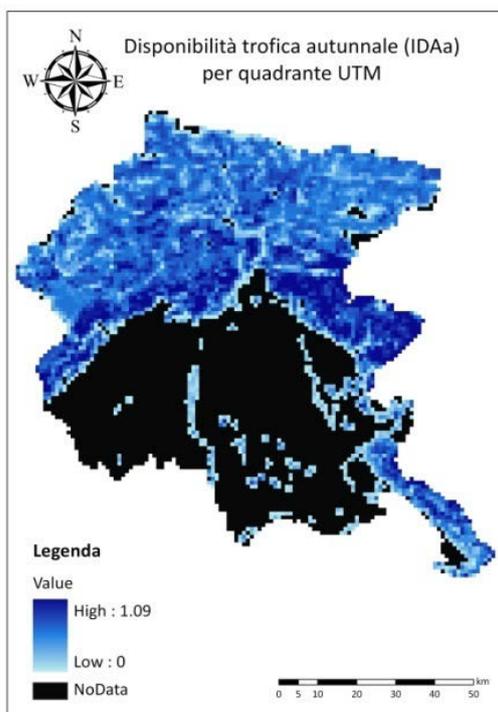


Figura 25. Indice di disponibilità trofica autunnale (IDAa) per l'orso bruno, secondo quadranti UTM.

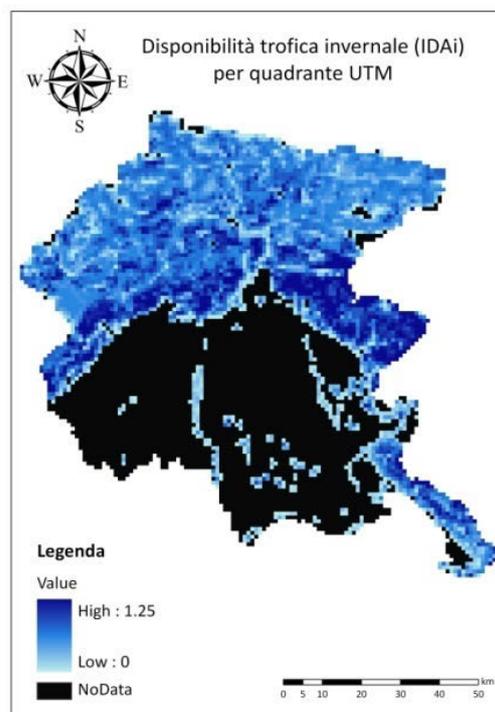


Figura 26. Indice di disponibilità trofica invernale (IDAi) per l'orso bruno, secondo quadranti UTM.

5.2 ANALISI DEI PATTERN E APPLICAZIONI AL CALCOLO DELL'OUTPUT ENERGETICO PER LA LINCE

Come già illustrato la prima fase delle analisi statistiche ha interessato l'individuazione di parametri utili alla definizione di vocazionalità energetica dei quadranti sulla base dei dati di posizionamento (fix) della lince Ricky, secondo un approccio pattern-oriented. Le analisi sono state svolte sia differenziando i fix tra diurni e notturni, sia raggruppandoli in 4 stagioni: STAGIONE 1 invernale (dicembre, gennaio, febbraio), STAGIONE 2 primaverile (marzo, aprile, maggio), STAGIONE 3 estiva (giugno, luglio, agosto) e STAGIONE 4 autunnale (settembre, ottobre, novembre). Un ulteriore livello d'analisi ha preso in considerazione i soli fix GPS (alta precisione, poco numerosi e distribuiti in poche fasce orarie) o tutti i fix, sia GPS che VHF (minor precisione dovuta agli errori nella triangolazione, ma più numerosi e distribuiti in tutto l'arco della giornata).

5.2.1 ANALISI DELLA VARIANZA

L'analisi della varianza ha selezionato alcune differenze significative ($P < 0,05$) nei valori medi delle variabili considerate tra la notte e il giorno e tra le diverse stagioni.

Considerando i soli fix GPS, distinti tra giorno e notte, si osservano differenze significative a livello di radiazione luminosa media del quadrante. L'animale utilizza i quadranti a maggior luminosità (solare, e quindi diurna) durante la notte, forse perché offrono una maggior visibilità (lunare, quindi notturna) utile per la caccia, mentre nelle ore diurne vengono utilizzati quadranti mediamente meno luminosi in quanto potrebbero offrire maggiore rifugio nei siti di rest diurno. Questi risultati sono perfettamente in linea con quanto rilevato da Podgorski *et al.* (2008) durante i rilievi del microhabitat nei siti di rest e di caccia; la lince sceglie siti di riposo ad elevata densità di vegetazione con scarsa luminosità, mentre i siti di caccia sono normalmente caratterizzati da buona visibilità e vegetazione più rada (radure, ecc.). Anche lo studio di Sunde e collaboratori (1997) ha messo in evidenza come una vegetazione fitta ad elevata densità orizzontale possa aumentare la tolleranza della lince, durante la fase di resting, alla presenza umana in territori soggetti a caccia.

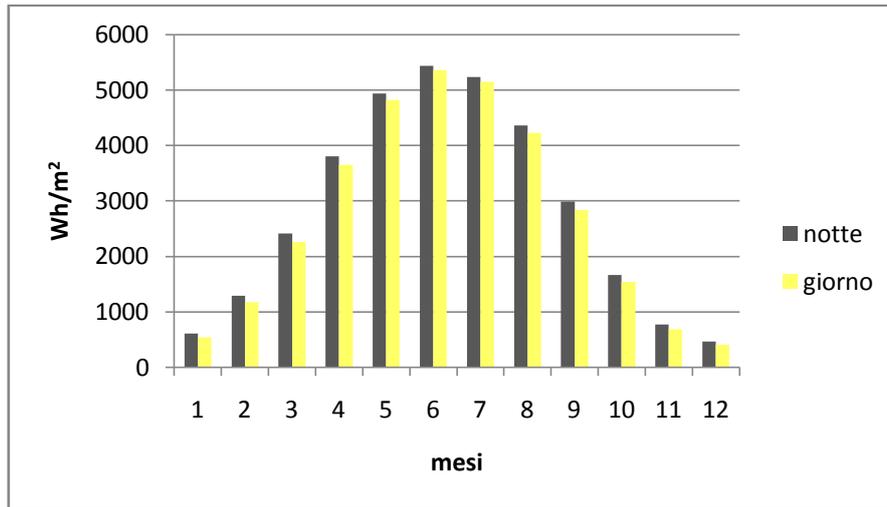


Grafico 12. Differenze significative tra la luminosità media dei quadranti nei diversi mesi (1-12) utilizzati durante il giorno e la notte.

Questo pattern è osservabile in linea generale anche considerando a livello di quadranti utilizzati la somma degli irraggiamenti medi mensili, attenuati secondo la vegetazione presente e non.

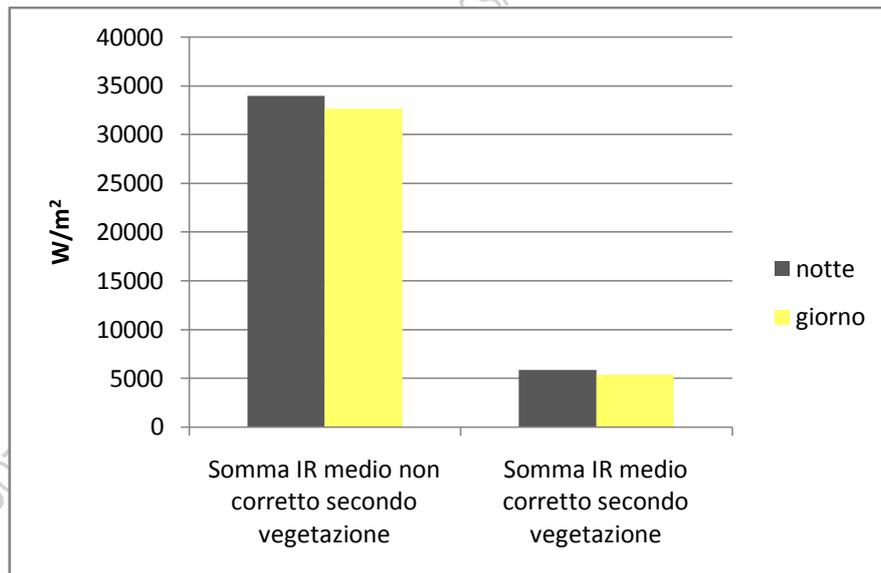


Grafico 13. Differenze significative tra medie della somma della luminosità mensile (corretta e non corretta secondo la vegetazione presente) dei quadranti utilizzati durante il giorno e la notte.

Anche considerando tutti i fix (GPS e VHF) si rilevano tra il giorno e la notte delle differenze significative nel livello di luminosità media dei quadranti nei mesi di giugno e luglio.

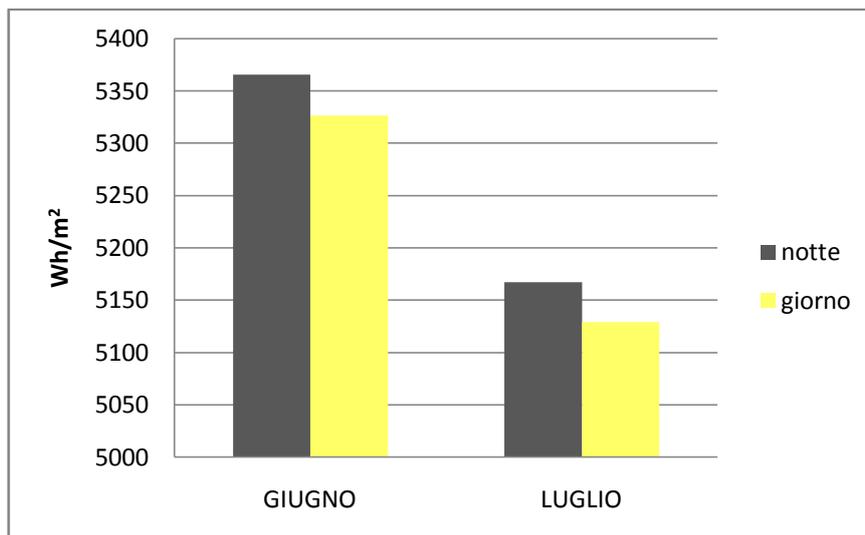


Grafico 14. Differenze significative tra medie della luminosità di giugno e luglio dei quadranti utilizzati durante il giorno e la notte.

La lunghezza totale media della viabilità forestale e dei sentieri è significativamente maggiore nei quadranti occupati dalla lince Ricky di notte rispetto a quelli occupati di giorno. Questo pattern va probabilmente messo in relazione con la maggiore mobilità dell'animale durante le ore notturne, che lo porta a percorrere quadranti con una rete viaria (strade, sentieri) maggiore rispetto ai quadranti più remoti dove riposa nelle ore diurne.

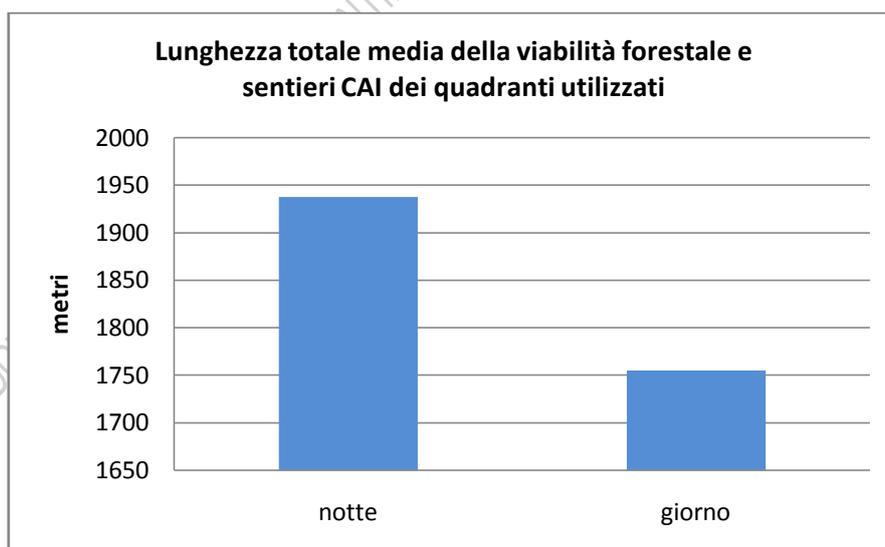


Grafico 15. Differenze significative tra medie della lunghezza complessiva della viabilità forestale e dei sentieri nei quadranti utilizzati di giorno e di notte.

Anche l'uso stagionale di questa variabile presenta differenze significative. In primavera ed autunno i valori raggiunti sono significativamente maggiori rispetto a quelli

osservati in inverno ed estate. In estate, periodo di maggiore affluenza umana sul territorio (escursionismo, utilizzo di case vacanza, maggior traffico veicolare sulle strade forestali) vengono forse preferiti i luoghi remoti lontani da strade forestali e sentieri, mentre in inverno, a causa di una minore mobilità sembra frequentare un areale più localizzato, concentrato in zone con minor presenza di una rete viaria secondaria.

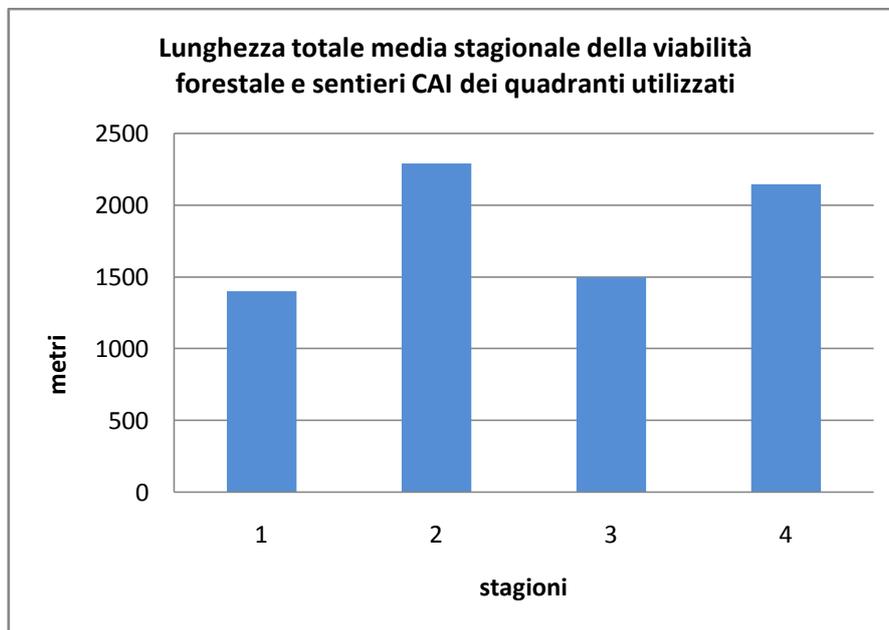


Grafico 16. Differenze significative tra medie della lunghezza della viabilità forestale e dei sentieri CAI nelle 4 stagioni.

Vi sono delle differenze significative anche tra la lunghezza totale media della rete idrografica dei quadranti utilizzati di notte rispetto a quelli utilizzati di giorno (valore medio minore). Questo fenomeno potrebbe essere messo in relazione con una maggiore attività notturna dell'animale, similmente a quanto osservato con la presenza di viabilità secondaria. Va aggiunto che comunque nella definizione di questo indice (il discorso vale in realtà per tutti i parametri identificati) potrebbero concorrere problemi di campionamento dovuti ai periodi di monitoraggio ed all'utilizzo di un database di un singolo animale.

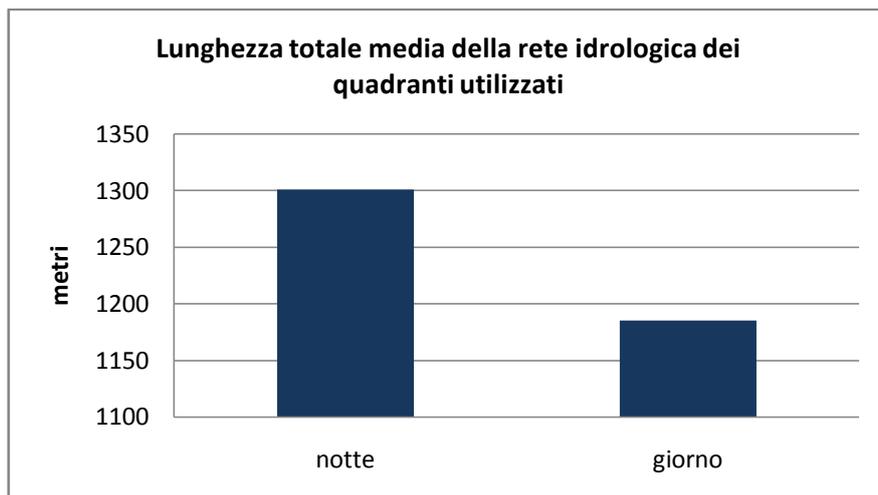


Grafico 17. Differenze significative nella lunghezza totale della rete idrografica nei quadranti usati di giorno e di notte.

E' stata evidenziata una differenza significativa tra medie di questa variabile anche analizzando il dataset disponibile (VHF e GPS) suddiviso secondo 4 stagioni. In inverno (1) ed estate (3) la lunghezza della rete idrografica presente nei quadranti utilizzati da Ricky è mediamente maggiore rispetto alla primavera e all'autunno (valore minore). Si tratta di un dato da valutare con maggiore attenzione, in quanto a questo pattern possono contribuire sia fattori diretti quali differenze stagionali di uso del territorio da parte delle prede (le stagioni estiva ed invernale sono nella nostra regione quelle a minore disponibilità idrica), sia fattori indiretti quali ad esempio la presenza di caratteristiche morfologiche, vegetazionali (ripariali) e microclimatiche legate ai quadranti con una rete idrografica superficiale più estesa, tali da influenzare il comportamento spaziale del felide.

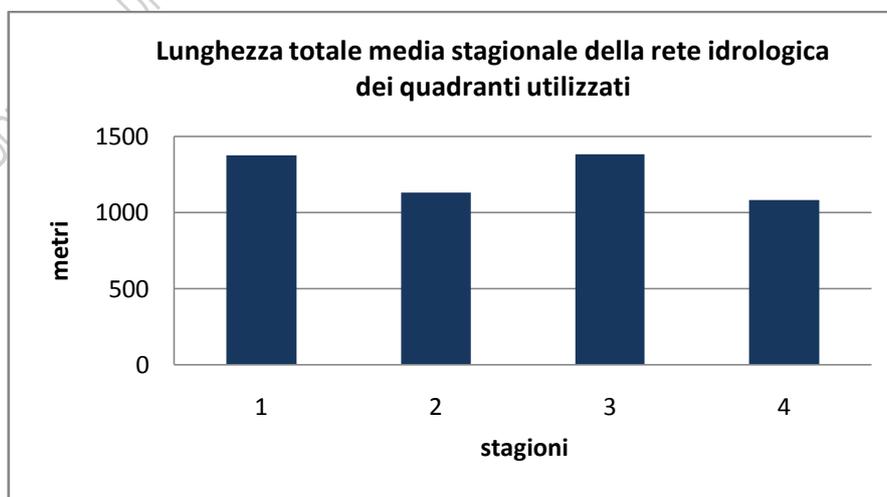


Grafico 18. Differenze significative tra medie della lunghezza totale della rete idrografica dei quadranti usati nelle 4 stagioni.

Un pattern simile a quanto descritto per l'idrografia emerge dall'analisi della lunghezza complessiva della rete stradale ordinaria all'interno delle celle UTM. Di notte vengono utilizzate le celle con una lunghezza maggiore rispetto al giorno (maggior mobilità dell'animale), in estate quelle con valori massimi ed in primavera quelle con valori minimi. I valori osservati sono comunque molto bassi considerando il valore medio nella porzione montana regionale di questa variabile pari a 633 m e si avvicinano molto ai valori ottimali (0.39-0.6 km·km⁻²) rilevati da Basille *et al.* (2009). Questi autori, come già illustrato nei capitoli precedenti, hanno verificato che la densità di strade pubbliche e private risultava positivamente associata con la presenza della lince, e con quella della sua preda d'elezione, il capriolo (con valori maggiori rispetto alla lince, pari a circa 1 km·km⁻²).

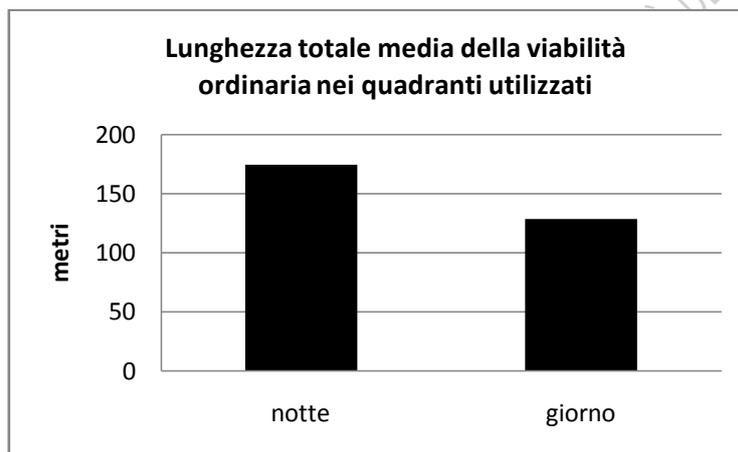


Grafico 19. Differenze significative tra medie della lunghezza totale della viabilità ordinaria nei quadranti usati di giorno e di notte.

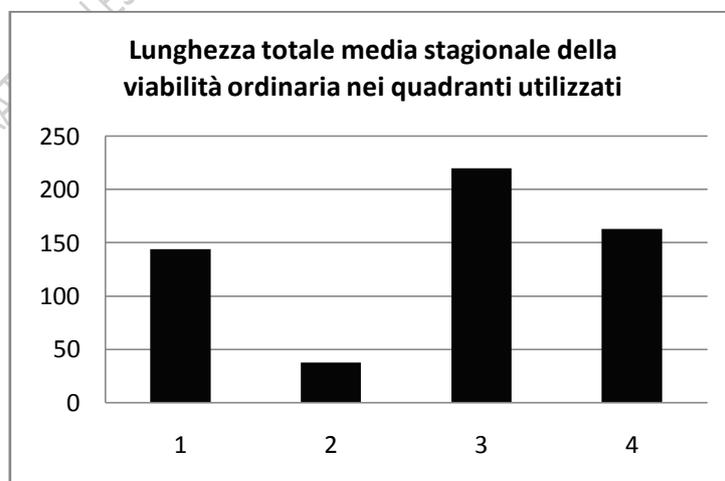


Grafico 20. Differenze significative tra medie della lunghezza totale della rete stradale ordinaria nei quadranti utilizzati nelle 4 stagioni.

L'altitudine media dei quadranti usati nelle ore notturne è significativamente maggiore rispetto a quella dei quadranti occupati durante le ore diurne, così come le altezze minima e massima, come evidente dalla seguente tabella. I siti di rest diurno potrebbero essere collocati ad altitudini intermedie in una posizione di compromesso tra i siti di caccia alle quote più elevate e le aree idonee agli spostamenti tra quadranti alle quote inferiori.

Tabella 23. Medie dei valori di quota (min., avg., max.) dei quadranti usati dalla lince di giorno e di notte e dell'intero homerange (hr).

	REGWF grouping	Alt. min. quad	REGWF grouping	Alt. max quad.	REGWF grouping	Alt. avg. quad.
notte	A	587	A	1064	A	819
giorno	B	554	B	1038	B	797
hr		169		1905		762

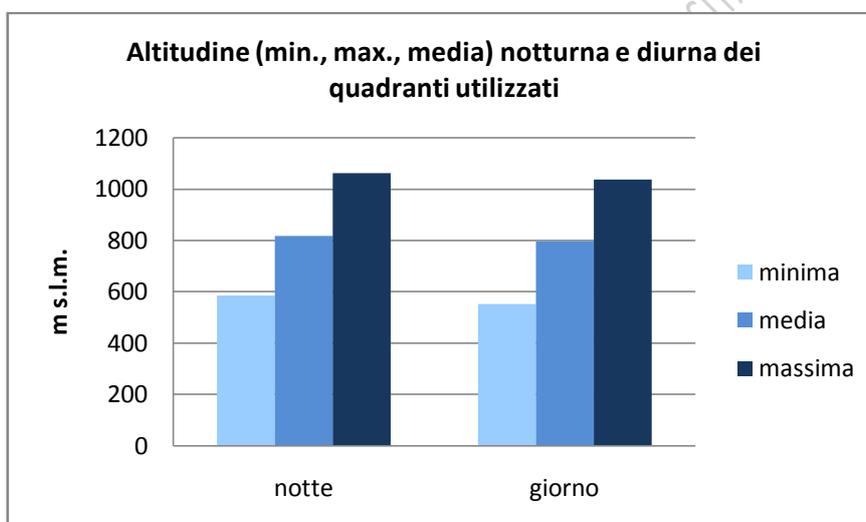


Grafico 21. Differenze significative tra medie dei valori di quota (min., avg., max.) nei quadranti utilizzati di giorno e di notte.

Dall'analisi della varianza per l'altitudine media dei quadranti utilizzati emergono interessanti differenze anche a livello stagionale. La lince frequenta ambienti ad altitudini maggiori durante le stagioni calde (primavera ed estate) mentre tende a scendere di quota, probabilmente seguendo gli spostamenti altitudinali delle sue prede, durante le stagioni fredde (inverno ed autunno). Il comportamento della lince B132, catturata e monitorata dal Servizio Foreste e Fauna della provincia di Trento, si discosta leggermente da quanto osservato nel caso di Ricky; anche se è vero che mediamente l'inverno l'animale rimane a quote più basse, sono state notate delle eccezioni evidenti (circostanziate nel tempo) nelle quali la lince ha trascorso dei periodi in alto (1500-1800 m) cacciando in particolare caprioli in condizioni di

neve fonda (circa 50 cm). Il personale del Servizio Foreste e Fauna ritiene (pur non avendo dati certi in proposito) che sebbene la densità di caprioli alle basse quote fosse più alta, la lince preferisse cacciare dove la neve la favoriva molto, pur a fronte di densità di prede più basse (Groff, comunicazione personale, 2012).

Tabella 24. Medie e gruppi dei valori stagionali di quota (min., avg., max.) nei quadranti utilizzati dalla lince.

	REGWF grouping	Alt. min. quad	REGWF grouping	Alt. max quad.	REGWF grouping	Alt. avg. quad.
STAG. 1	B	538	B	998	C	759
STAG. 2	A	626	A	1082	A	855
STAG. 3	B	557	A	1075	B	807
STAG. 4	B	551	B	987	BC	773

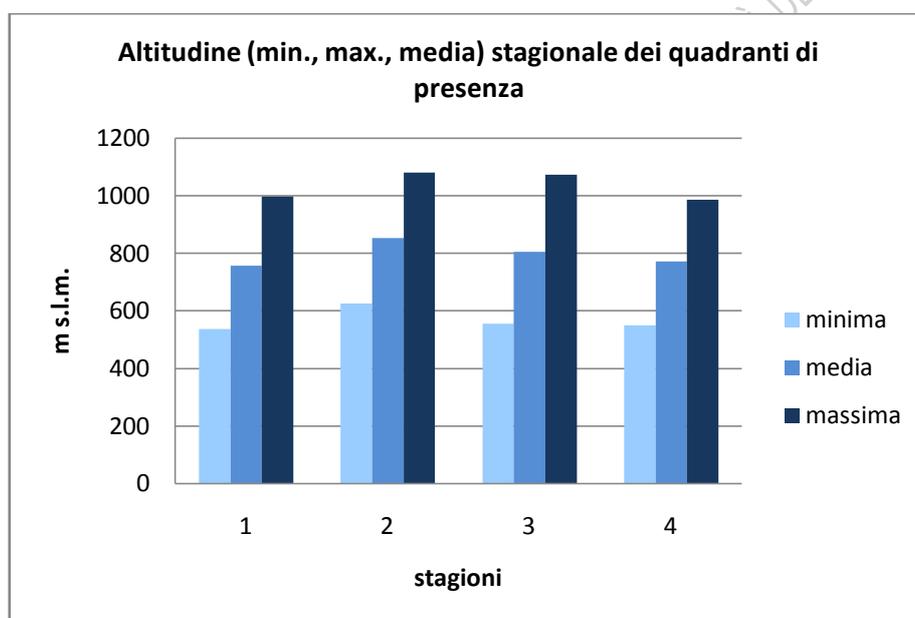


Grafico 22. Differenze significative tra medie delle altitudini (min., avg., max.) nei quadranti utilizzati nelle 4 stagioni.

Dislivello massimo medio (m) e pendenza media (°) seguono lo stesso pattern stagionale, presentando differenze significative tra estate (STAG. 3), inverno e primavera (STAG. 1 e 2) ed autunno (STAG. 4). L'applicazione di questi risultati al calcolo della spesa energetica per la locomozione verticale (*C_v*) si traduce in una differenza di 6 punti nel dislivello medio, che a sua volta si trasforma in una differenza di dislivello complessiva per quadrante pari a 150 m (6 · 25 sottounità di 40 m, come minimo percorso per l'attraversamento da lato a lato della cella); tradotta in output energetico per una lince media adulta (20 kg) equivale a 18 kcal.

Tabella 25. Medie e gruppi dei valori di dislivello massimo medio e pendenza dei quadranti usati dalla lince nelle 4 stagioni.

	REGWF grouping	Dislivello medio (m)*	REGWF grouping	Pendenza media (°)
STAG. 1	B	28	B	26
STAG. 2	B	28	B	26
STAG. 3	A	32	A	29
STAG. 4	C	26	C	25

*: il dislivello medio è inteso per singolo pixel di 40x40 m, sotto-unità del quadrante UTM.

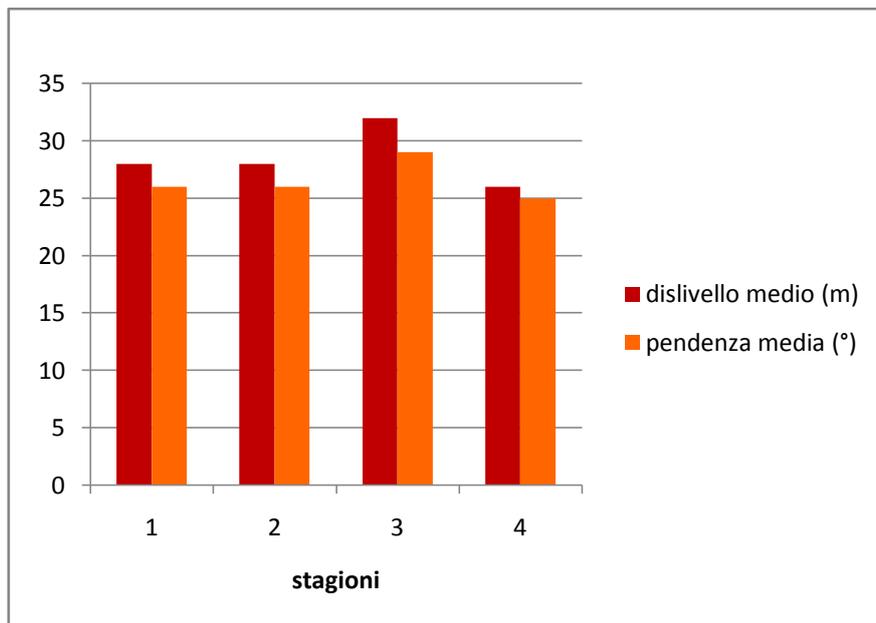


Grafico 23. Differenze significative tra medie dei valori di dislivello massimo medio e pendenza nei quadranti utilizzati nelle 4 stagioni.

E' stato stimato il costo di locomozione verticale Clv per la lince calcolato come:

$$Clv = 6 \text{ (kcal)} \cdot \text{Peso animale (20 kg)} \cdot \text{dislivello totale (km)}$$

dove il dislivello totale DT di un quadrante UTM è stato calcolato come:

$$DT = \text{dislivello massimo medio} \cdot 25$$

dove 25 è il numero di celle necessarie per attraversare da lato a lato il quadrante.

Risulta ovviamente elevato in quadranti con un alto valore di dislivello medio massimo; come evidente dalla Figura 30 in Appendice III, i quadranti con il costo di locomozione verticale più consistente sono quelle della fascia prealpina e delle Alpi Giulie, sebbene il massimo valore risulti essere pari a 239 kcal per quadrante. Il costo così calcolato rappresenta lo scenario peggiore, considerato il metodo con cui è stato calcolato il dislivello medio (differenza tra massimo valore delle 8 celle circostanti una cella e valore della cella); è come se i quadranti si

trovassero sempre mediamente in salita e la lince scegliesse sempre la linea di massima pendenza. In futuro sarebbe interessante confrontare i valori di dislivello ottenuti attraverso la metodologia speditiva applicata nel presente studio con valori ottenibili dall'esame della sezione di alcuni quadranti.

L'analisi della varianza identifica delle differenze significative anche tra le medie stagionali del rapporto tra superficie reale ed area planimetrica dei quadranti utilizzati dalla lince. Nella stagione estiva vengono utilizzati quadranti a rugosità maggiore, mentre in quella autunnale le celle a rugosità minore.

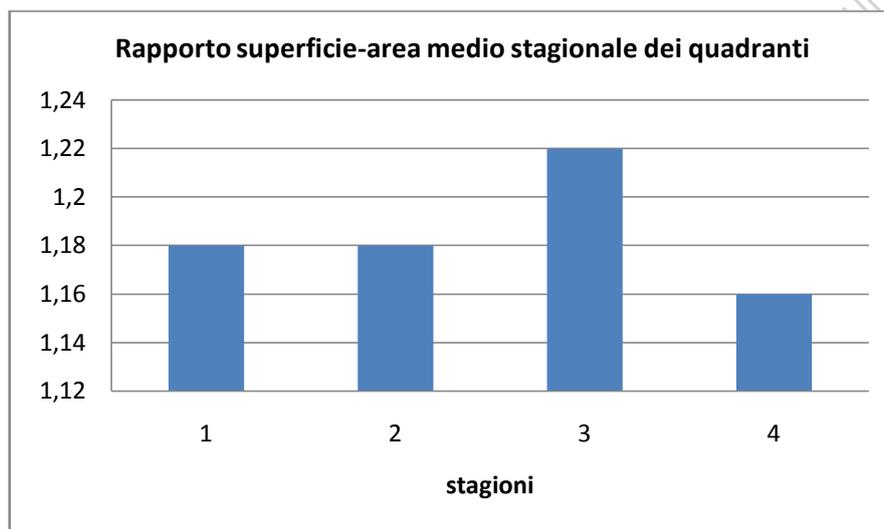


Grafico 24. Differenze significative tra medie del rapporto superficie reale-area piana dei quadranti utilizzati dalla lince nelle 4 stagioni.

E' interessante notare come considerando costante la velocità della lince ($1.2 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$), le variazioni nel rapporto superficie-area medio tra stagioni si traducano in variazioni della spesa energetica trascurabili; infatti se si considera il lato medio L della cella come la radice quadrata del rapporto superficie-area, dal momento che vengono utilizzate celle UTM di area planimetrica pari a 1 km^2 , e si calcola il costo di locomozione orizzontale Clh necessario ad attraversare 1 quadrante (da lato a lato in linea retta) come:

$$Clh = 2.57 \cdot W^{0.684} + \frac{1.2(70) \cdot W^{0.75}}{1440} \cdot \left(\frac{60}{S}\right) \cdot L \quad (kcal)$$

dove W è il peso dell'animale in kg, 1.2 è l'incremento rispetto al BMR dovuto allo stare in piedi, 1440 sono i minuti in un giorno, 60 sono i minuti in un'ora, S è la velocità in km orari ($1.2 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$ per la lince, come osservato da Jedrzejewski *et al.*, 2002) ed L il lato del quadrante, si noterà che tra una cella media della stagione con il valore più elevato di tale rapporto

(stagione 3) ed una cella media della stagione con i valori più bassi (stagione 4) intercorre una differenza di 1 kcal circa. Questo indice di rugosità probabilmente non va utilizzato tanto per correggere il costo di locomozione orizzontale della lince ma piuttosto rapportato ad una maggiore disponibilità di siti di rifugio all'interno dei quadranti.

E' possibile stimare il costo complessivo di locomozione Cl per quadrante come:

$$Cl = Clh + Clv - Rd$$

dove Ch è il costo della locomozione orizzontale calcolato come sopra, Cv è il costo di locomozione verticale ed Rd il recupero energetico della locomozione in discesa. La spazializzazione del database ottenuto è presente in Appendice III (Figura 32).

Il costo di locomozione per quadrante UTM così calcolato probabilmente sovrastima il reale costo di locomozione per l'attraversamento dei singoli quadranti da parte di una lince adulta, per i motivi precedentemente già descritti, legati al calcolo del dislivello medio di attraversamento delle celle e dell'applicazione di questo parametro al costo della spesa energetica; inoltre il quadrante è stato considerato contemporaneamente tutto in salita (costo locomozione verticale) e tutto in discesa (recupero energetico in discesa, che però oltre una certa soglia, pari a 26.25° per una lince di 20 kg, si traduce in un costo aggiuntivo, dovuto allo sforzo per frenare la discesa). Nonostante ciò è possibile notare dalla Figura 32 in Appendice III che i costi maggiori legati alla locomozione sono localizzati nella fascia prealpina (Prealpi carniche e Prealpi giulie), mentre le Alpi carniche e le Valli del Natisone sono le zone con i valori meno elevati, considerando l'area montana regionale. Analizzando i dati di radiotelemetria della lince Ricky si osserva che complessivamente il costo medio di locomozione dei fix è pari a 120 kcal (min. 20, max. 267 kcal). Resta da chiarire come venga utilizzata la viabilità stradale e particolari morfologie del terreno (canyon, valli, ecc.) presenti nei quadranti per ridurre la spesa necessaria agli spostamenti.

Si osservano delle differenze significative anche nella velocità di movimento media stagionale della lince, che in inverno ed autunno assume i valori più bassi, mentre in primavera ed estate valori quasi 10 volte maggiori rispetto alla stagione fredda. Probabilmente vi sono errori dovuti alla diversa numerosità dei fix nelle diverse stagioni (cfr. Grafico 2), che come già illustrato è più elevata in primavera ed estate, che tendono ad abbassare le medie stagionali invernali ed autunnali, ma comunque emergono pattern differenziati di movimento stagionale. Questo indice risulta perfettamente in linea con quanto descritto da Jedrzejewski *et al.* (2002) per le linci nella foresta di Bialoweza (velocità medie pari a 1.2 km·h⁻¹).

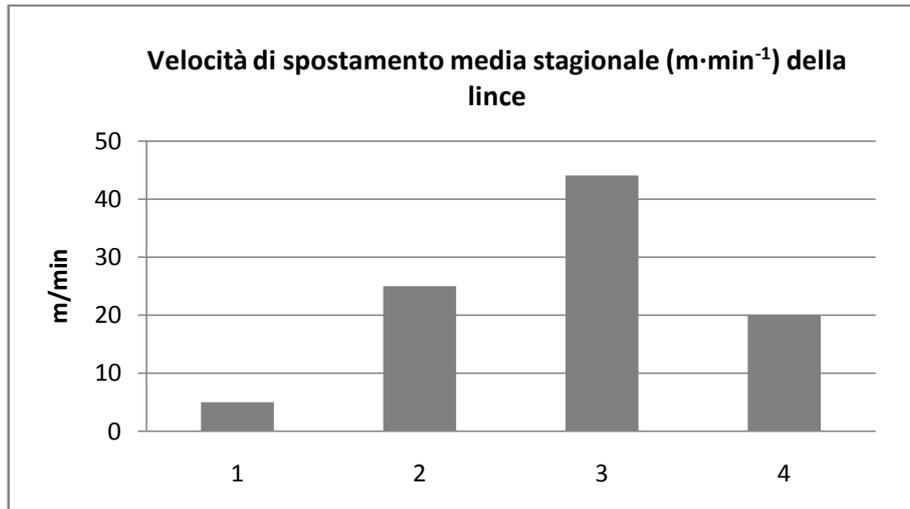


Grafico 25. Differenze significative a livello di medie della velocità media di spostamento nelle 4 stagioni.

Per calcolare il movimento medio giornaliero è necessario utilizzare il valore di velocità media ($\text{m}\cdot\text{min}^{-1}$) assieme al tempo speso in movimento, ottenibile dall'analisi dei ritmi di attività dell'animale. Sono stati considerati i ritmi di attività della lince Ricky durante il 2007 (disponibile solo un dataset su 2, perchè recuperato solo un collare su due) e calcolate le ore medie di attività (movimento) giornaliero. Come evidente dal successivo grafico (Activity Pattern, VECTRONIC Aerospace GmbH), la lince presenta un pattern medio di attività tipico.

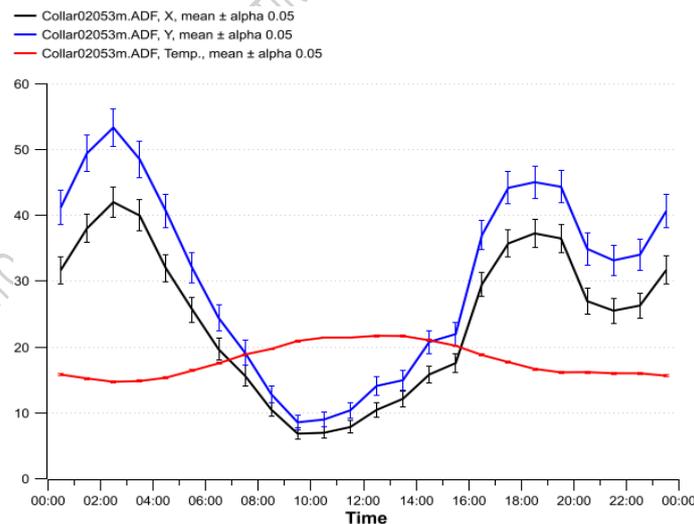


Grafico 26. Andamento complessivo dei ritmi di attività X ed Y della lince Ricky e della temperatura ambientale ($^{\circ}\text{C}$).

Nonostante le lievi variazioni stagionali nell'attività giornaliera dell'animale, si nota un pattern di attività costante; mediamente la lince si muove nell'arco della giornata per circa 10 ore. Si osserva inoltre che il pattern di attività durante la stagione invernale (post-cattura)

presenta un andamento anomalo, probabilmente a causa degli effetti della cattura e della narcosi subita.

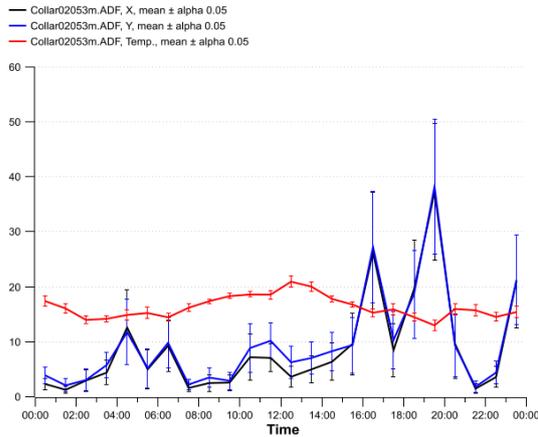


Grafico 27. Andamento invernale dei ritmi di attività X ed Y della lince Ricky e della temperatura ambientale (°C).

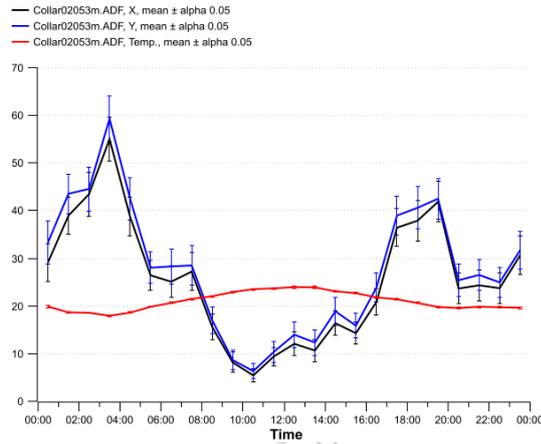


Grafico 28. Andamento primaverile dei ritmi di attività X ed Y della lince Ricky e della temperatura ambientale (°C).

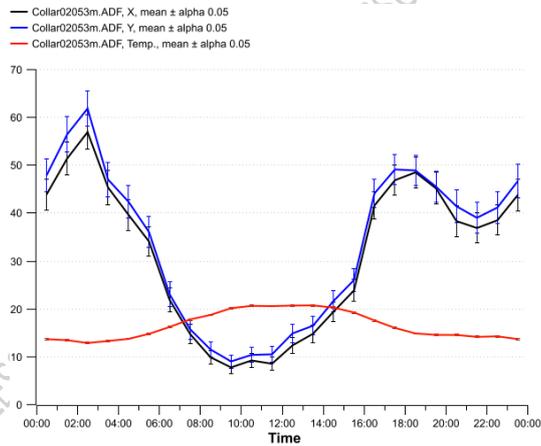


Grafico 29. Andamento estivo dei ritmi di attività X ed Y della lince Ricky e della temperatura ambientale (°C).

Anche l'analisi della varianza condotta sulla somma oraria dei movimenti lungo l'asse X, l'asse Y e sulla somma oraria del prodotto dei movimenti lungo l'asse X e l'asse Y secondo mesi e secondo ore del giorno, evidenzia la significatività del pattern osservabile nei grafici sopra esposti.

Tabella 26. Analisi della varianza condotta sulla somma oraria media dei movimenti lungo l'asse X per ore del giorno.

REGWF	Grouping	Mean	N	ORA
	A	576.58	152	3
B	A	546.69	152	4
B	A C	521.86	152	2
B	D A C	507.84	153	19
B	D A C	496.35	153	20
E	B D A C	485.45	153	18
E	B D A C	437.67	152	5
E	B D C	427.13	154	0
E	B D F C	423.06	154	1
E	D F C	404.76	153	17
E	G D F	365.16	153	21
E	G F	357.99	153	23
E	G F	352.04	152	6
E	G F H	348.43	153	22
G	I F H	272.28	152	7
G	I J H	242.13	153	16
K	I J H	217.14	153	15
K	I J H	214.95	152	8
K	I J	165.30	153	14
K	I J	142.42	153	9
K	I J	141.73	153	13
K	J	108.79	153	12
K		96.10	153	11
K		93.04	153	10

Sono stati calcolati i movimenti medi giornalieri per singolo mese della lince. Come visibile dal Grafico 30 l'animale si sposta poco (nell'arco della giornata) durante i mesi tardo autunnali ed invernali, mentre presenta spostamenti molto più consistenti durante il periodo tardo primaverile-estivo.

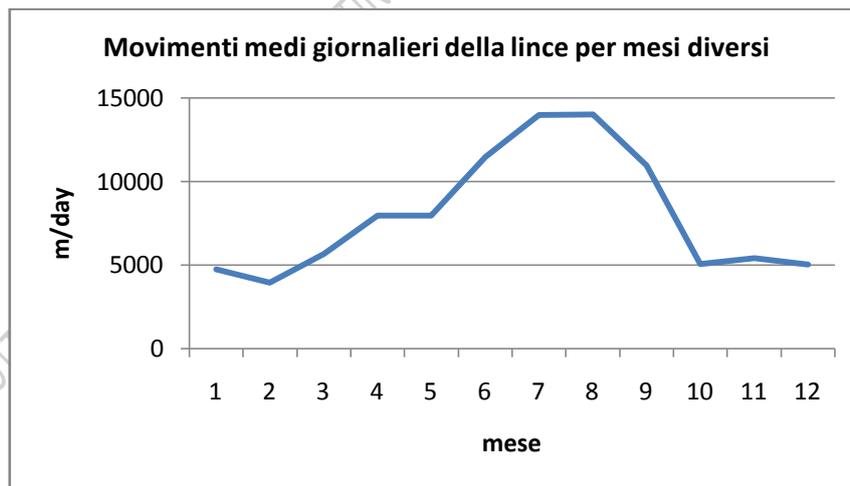


Grafico 30. Movimenti medi giornalieri della lince per mese dell'anno.

Sulla base di quanto derivato dal calcolo del tempo giornaliero di attività (10 ore circa) e dei movimenti medi giornalieri stagionali (Grafico 30) è possibile stimare i costi di locomozione medi giornalieri (C/h) che vanno da circa 630 kcal in inverno a 770 kcal in estate, valori prossimi a quelli stimati da Aldama et al. (1991) pari a 585 kcal per un maschio di lince e

433 per una femmina. Questo calcolo, comunque, non tiene conto dei costi aggiuntivi dovuti al dislivello percorso.

Si rilevano delle differenze a livello di habitat utilizzati. Come evidente dal Grafico successivo, la copertura percentuale media dei quadranti a boschi di latifoglie (311) è minima durante l'inverno e la primavera (STAG. 1 e 2), mentre aumenta decisamente in estate ed autunno (STAG. 3 e 4). L'utilizzo di celle con superficie percentuale media occupata da boschi misti di latifoglie e conifere (313) esibisce invece andamento completamente inverso. L'utilizzo maggiore del bosco misto (nell'area prealpina occupata dalla lince Ricky il bosco puro di conifere è praticamente inesistente) durante la stagione invernale può essere direttamente correlato alla maggior protezione (contro gli eventi atmosferici) e rifugio offerti da questo tipo di vegetazione sempreverde durante il periodo di assenza del fogliame negli altri ambienti, come osservato anche da Podgorski *et al.* (2008). Anche altri autori hanno dimostrato l'importanza che vegetazioni dense (ad es. piantagioni o ricolonizzazioni arbustive) con scarsa luminosità hanno nella scelta degli habitat della lince, specie nei pressi dei siti di rest (McCord, 1974; Anderson, 1990; Palomares, 2001; Kolowski & Woolf, 2002; Chamberlain *et al.*, 2003; Mowat & Slough, 2003).

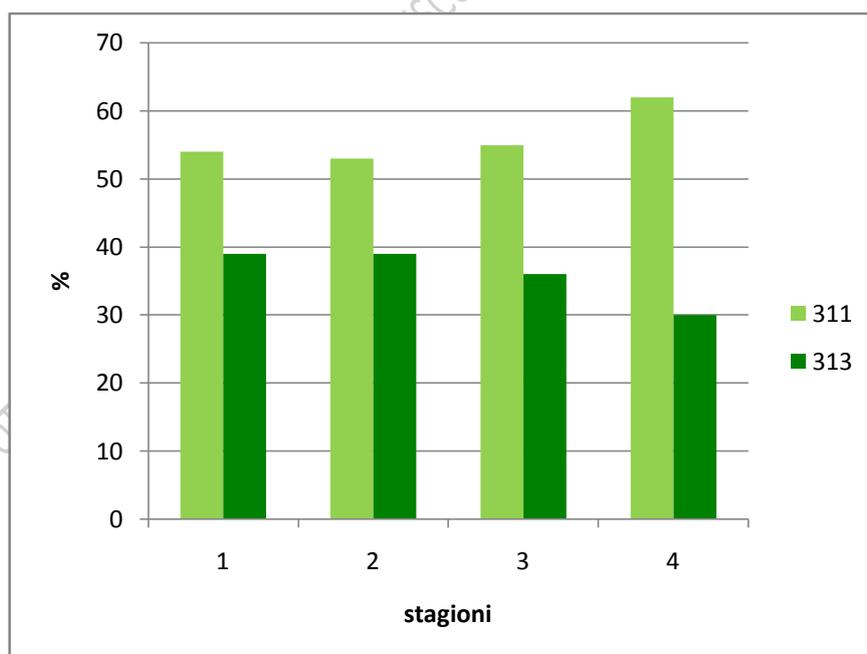


Grafico 31. Differenze significative tra medie della percentuale di copertura del Bosco di latifoglie (311) e del Bosco misto (313) nei quadranti usati nelle 4 stagioni.

L'analisi della varianza sul database complessivo mette in luce alcune differenze significative nell'utilizzazione stagionale dei quadranti a diversa luminosità media. Come si può

notare sia dal grafico che dalla tabella sottostanti nella stagione invernale (1) vengono utilizzati i quadranti con i più elevati valori mensili di luminosità media. Nella stagione estiva (3), durante i mesi estivi (giugno, luglio e agosto), invece vengono utilizzati preferenzialmente i quadranti a minore luminosità.

Tabella 27. Differenze stagionali e gruppi di medie dei valori di luminosità mensile nei quadranti utilizzati.

		LUMINOSITA' MEDIA																						
		JAN		FEB		MAR		APR		MAY		JUN		JUL		AUG		SEP		OCT		NOV		DEC
STAG. 1	A	616	A	1316	A	2439	A	3813	A	4919	A	5404	A	5214	A	4359	A	3018	A	1692	A	783	A	470
STAG. 2	B	549	B	1202	B	2298	B	3696	AB	4863	A	5389	A	5181	AB	4267	B	2881	B	1563	B	702	C	418
STAG. 3	AB	592	AB	1259	AB	2348	B	3697	B	4793	B	5278	B	5087	B	4237	B	2915	AB	1622	AB	751	AB	454
STAG. 4	B	571	B	1240	B	2348	AB	3650	A	4908	A	5426	A	5222	AB	4318	AB	2933	B	1607	B	729	BC	434

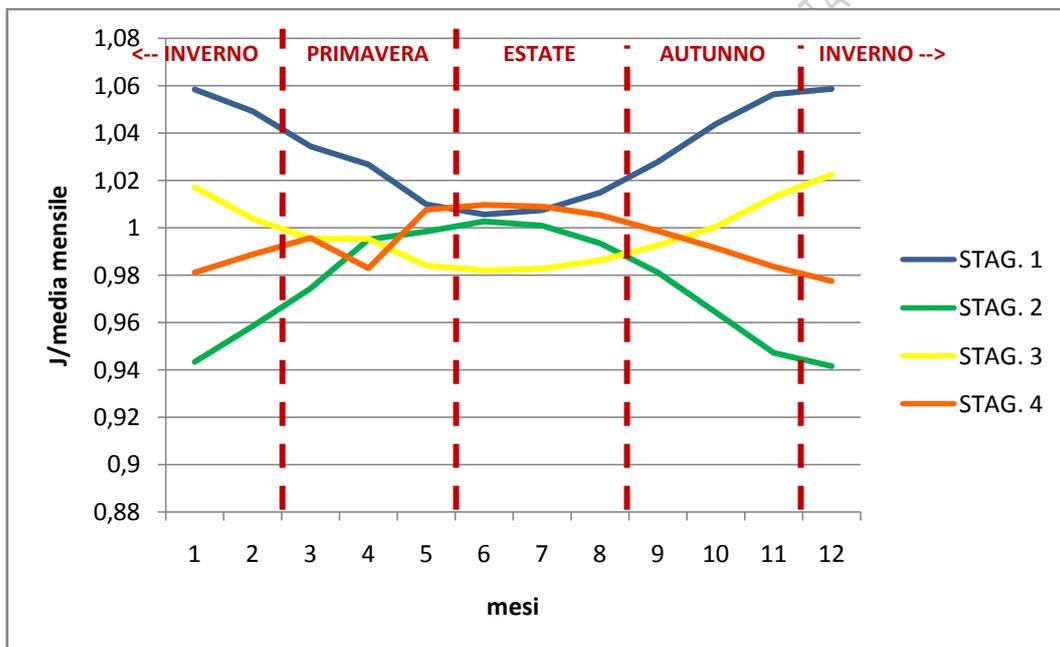


Grafico 32. Rapporto stagionale tra il valore di luminosità mensile stagionale J e la media dei valori mensili nelle 4 stagioni.

Il pattern è ancora più evidente analizzando la media mensile in backward e forward utilizzando il primo mese e l'ultimo. La luminosità media dei quadranti sembra essere un fattore discriminante nella scelta delle aree di utilizzazione, con valori più elevati nel periodo invernale e valori minimi durante l'estate e l'autunno.

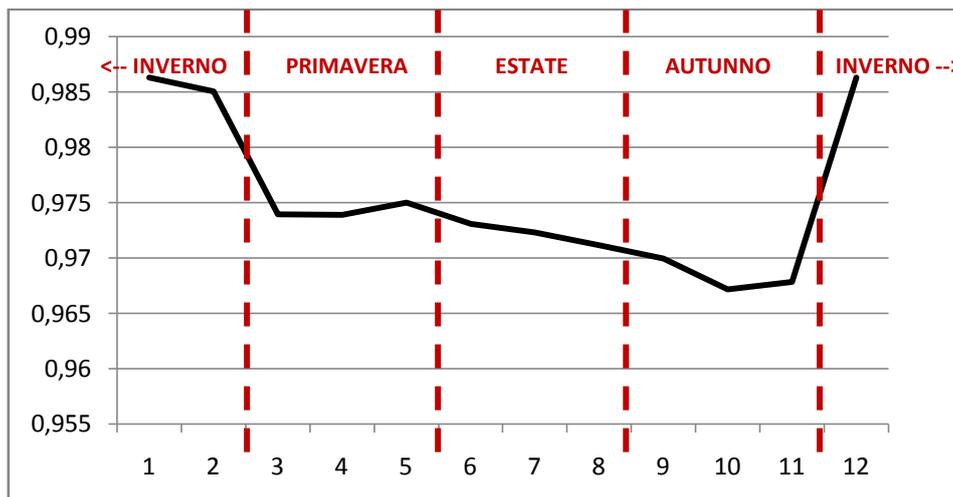


Grafico 33. Andamento delle medie mensili in backward e forward utilizzando il primo e l'ultimo mese.

In primavera ed estate l'animale esibisce una preferenza significativa per quadranti ad elevata densità media di caprioli (preda elettiva), valore che poi decresce in autunno (4) ed inverno (1). Bisogna ricordare che il valore di densità media di caprioli deriva a sua volta da modellistica e potrebbe essere negativamente influenzato dalla procedura seguita, dalla scelta delle variabili e dai dati di origine (i censimenti al capriolo vengono svolti dalle riserve di caccia durante il periodo primaverile). Potrebbe altresì descrivere un comportamento particolare del felide nella scelta durante la stagione dei parti del capriolo (primavera) proprio i quadranti a maggior densità dello stesso, per aumentare il successo di caccia e di conseguenza l'apporto energetico.

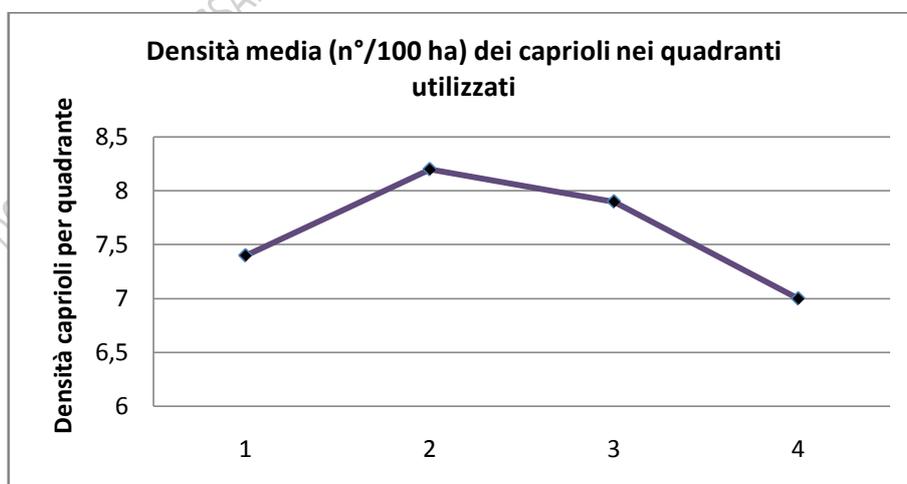


Grafico 34. Differenze significative tra medie dei valori di densità dei caprioli nei quadranti utilizzati nelle 4 stagioni.

In autunno ed inverno vengono utilizzate celle con superficie media (m²) ad urbanizzato decisamente superiori rispetto alle altre 2 stagioni. Questo effetto potrebbe essere determinato da un abbassamento della quota di presenza della lince che corrisponde all'occupazione di quadranti con maggior presenza di abitazioni. Inoltre questo pattern subisce probabilmente l'effetto del diverso uso stagionale del territorio da parte delle prede: come descritto da Basille *et al.* (2009) durante l'inverno le prede (caprioli) si spingono maggiormente in prossimità degli insediamenti (perché vi trovano maggiori risorse trofiche) e la lince tende di conseguenza ad utilizzare maggiormente queste aree come territorio di caccia. Va ricordato inoltre che le superfici urbanizzate nell'area di studio di Ricky sono rappresentate da insediamenti per lo più stagionali (case vacanza utilizzate durante la stagione primaverile-estiva) ed il felide di conseguenza vi può cacciare durante l'inverno in completa sicurezza (senza dover scegliere condizioni di compromesso tra numero di prede e disturbo umano, come illustrato da Basille *et al.*, 2009).

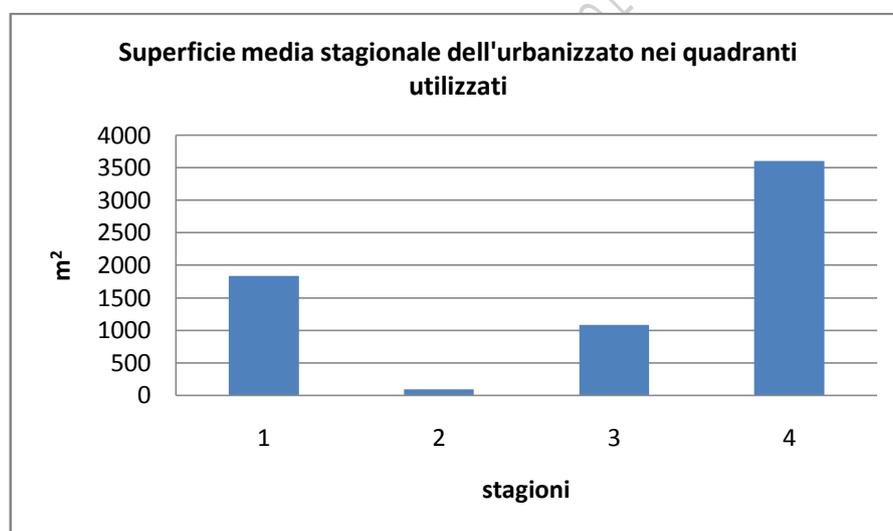


Grafico 35. Differenze significative tra le medie della superficie dell'urbanizzato nelle 4 stagioni.

5.2.2 ANALISI DELLA REGRESSIONE PER SELEZIONE

Sono state svolte analisi della regressione stepwise tra le variabili considerate nello studio e la persistenza della lince (*GMNL*), espressa come:

$$GMNL = \log_{10}(n^{\circ} \text{ fix su quadrante})$$

nei quadranti secondo giorno/notte.

Il modello realizzato per le ore notturne ($R^2=0.2902$; $P<0.0001$) evidenzia alcune

variabili significative come descritto dalle seguenti tabelle. In questo caso i boschi di conifere (3.1.2) esercitano un effetto negativo sulla presenza notturna del felide (dovuto forse alla scarsa illuminazione), così come la superficie occupata da urbanizzato (AURB, secondo lo strato informativo prioritario "Urbanizzato") e le temperature medie diurne di maggio (MAYTG). Vengono invece selezionate positivamente dal modello la presenza di zone residenziali a tessuto discontinuo e rado (1.1.2), la distanza media dalla viabilità principale (MEANST), la lunghezza complessiva delle strade forestali e sentieri CAI (STRFOR) e le temperature medie diurne del mese di gennaio (JANTG).

Tabella 28. Analisi della regressione stepwise per i quadranti di presenza notturna.

		DF	Sum of Squares	Mean Square	F	Prob>F
Regression		7	43.90253762	6.27179109	7.59	0.0001
Error		130	107.35305172	0.82579271		
Total		137	151.25558934			

Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II Sum of Squares	F	Prob>F
INTERCEP	15.40635359	26.60506302	0.27691226	0.34	0.5635
3.1.2	-1.52143922	0.84522589	2.67568312	3.24	0.0742
1.1.2	34.64074639	22.69119418	1.92455719	2.33	0.1293
MEANST	0.00014009	0.00008243	2.38516633	2.89	0.0916
AURB	-0.00001415	0.00000466	7.63128055	9.24	0.0029
STRFOR	0.00022332	0.00005454	13.84562204	16.77	0.0001
JANTG	0.00689409	0.00168322	13.85308058	16.78	0.0001
MAYTG	-0.00749694	0.00274907	6.14142387	7.44	0.0073

Summary of Stepwise Procedure for Dependent Variable GMNL

Step	Variable Entered	Variable Removed	Number In	Partial R**2	Model R**2	C (p)	F	Prob>F
1	GIUM		1	0.0598	0.0598	52.2861	8.6520	0.0038
2	AURB		2	0.0695	0.1294	40.5077	10.7826	0.0013
3	STRFOR		3	0.0298	0.1592	36.5942	4.7565	0.0309
4	MEANST		4	0.0357	0.1948	31.5303	5.8892	0.0166
5	JANTG		5	0.0355	0.2304	26.4880	6.0961	0.0148
6		GIUM	4	0.0063	0.2241	25.7442	1.0874	0.2990
7	MAYTG		5	0.0360	0.2600	20.6180	6.4157	0.0125
8	3.1.2		6	0.0175	0.2775	19.1482	3.1754	0.0771
9	1.1.2		7	0.0127	0.2903	18.6271	2.3306	0.1293

3.1.3: Bosco di conifere; 1.1.2: Zone residenziali a tessuto discontinuo e rado; MEANST: distanza media dalle strade; AURB: superficie coperta da aree urbanizzate; STRFOR: lunghezza totale della viabilità forestale e dei sentieri CAI; JANTG: temperature medie diurne di Gennaio; MAYTG: temperature medie diurne di Maggio; GIUM: luminosità media corretta di Giugno.

Il modello realizzato invece per le ore diurne ($R^2=0.3307$; $P<0.0001$) evidenzia altre variabili significative come descritto dalle seguenti tabelle. La rugosità minima (MINRU, minimo rapporto superficie-area) ha effetto negativo, così come le temperature medie diurne di Agosto e Settembre. Le variabili con effetto positivo selezionate sono: la distanza media dalla viabilità ordinaria (MEANST), il range dell'esposizione (RANGEE), la densità media di caprioli (VOCJ) e la temperatura media diurna di Gennaio. E' molto interessante osservare

l'effetto delle temperature diurne; mentre le alte temperature estive rendono poco idonei i quadranti al resting diurno, vengono preferiti i quadranti con elevate temperature nei mesi più freddi come ad esempio in Gennaio.

Tabella 29. Analisi della regressione stepwise per i quadranti di presenza diurna.

		DF	Sum of Squares	Mean Square	F	Prob>F
Regression		7	46.07156544	6.58165221	7.91	0.0001
Error		112	93.22553450	0.83237084		
Total		119	139.29709994			

Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II Sum of Squares	F	Prob>F
INTERCEP	36.55660913	27.48836417	1.47214598	1.77	0.1863
MEANST	0.00014950	0.00008269	2.72085771	3.27	0.0733
RANGEE	0.00571024	0.00214779	5.88360595	7.07	0.0090
VOCJ	0.05021742	0.02007545	5.20828653	6.26	0.0138
MINRU	-12.87250680	3.54353055	10.98425878	13.20	0.0004
JANTG	0.01600893	0.00242899	36.15677614	43.44	0.0001
AUGTG	-0.00737042	0.00298532	5.07365148	6.10	0.0151
SEPTG	-0.00956147	0.00341534	6.52376143	7.84	0.0060

Summary of Stepwise Procedure for Dependent Variable GMNL

Step	Variable Entered	Number Removed	Number In	Partial R**2	Model R**2	C(p)	F	Prob>F
1	JANTG		1	0.0381	0.0381	46.6280	4.6717	0.0327
2	SEPTG		2	0.1311	0.1692	26.4687	18.4570	0.0001
3	MINRU		3	0.0352	0.2043	22.5215	5.1284	0.0254
4	AUGTG		4	0.0345	0.2389	18.6847	5.2161	0.0242
5	RANGEE		5	0.0349	0.2738	14.7805	5.4819	0.0210
6	VOCJ		6	0.0374	0.3112	10.4513	6.1416	0.0147
7	MEANST		7	0.0195	0.3307	9.1490	3.2688	0.0733

MEANST: distanza media dalle strade; AURB: superficie coperta da aree urbanizzate; RANGEE: range delle esposizioni; VOCJ: densità media di caprioli; MINRU: rugosità minima come rapporto superficie-area; JANTG: temperature medie diurne di Gennaio; AUGTG: temperature medie diurne di Agosto; GIUM: SEPTG: temperature medie diurne di Settembre.

E' stato calcolato l'output energetico dovuto alla termoregolazione per singolo quadrante per una linca di peso medio pari a 20 kg (per i 46 granuli diurni e 46 notturni del MODIS), utilizzando le seguenti formule:

$$Y_t = 0.0001172 W + 0.003921$$

$$R_t = Y_t \cdot \Delta T \quad (cm^3 O_2 h^{-1})$$

dove W è il peso (kg) dell'animale e ΔT la differenza di temperatura tra la temperatura critica inferiore T_c (9 °C) e la temperatura ambientale esterna (°C) derivata dagli strati informativi MODIS (diurna, notturna o come media per l'intero arco delle 24 ore). Considerando che il consumo per litro di ossigeno per kg di proteina metabolizzata genera 4.75 kcal, il consumo medio giornaliero FTR dovuto alla termoregolazione può essere così rappresentato:

$$FTR = \frac{Rt}{1000} \cdot w \cdot 1000 \cdot 24 \cdot 4.75$$

dove 24 è il numero di ore in una giornata, mentre l'output energetico diurno (resting) è stato calcolato utilizzando solamente il valore diurno del granulo MODIS LST:

$$FTR = \frac{Rt}{1000} \cdot w \cdot 1000 \cdot Dday \cdot 4.75$$

dove *Dday* è la durata media del giorno (*sunlight duration*) nell'iesima "ottimana" del granulo MODIS considerato, derivata dal calcolatore di posizione solare del NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) per latitudine 46°, longitudine 13° e zona oraria +1.

A titolo esemplificativo si riportano alcune applicazioni della spazializzazione del database ottenuto (Figure 27 e 28).

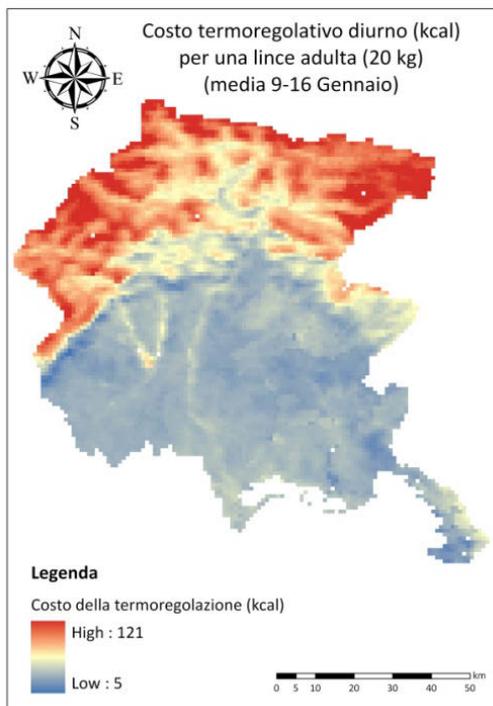


Figura 27. Carta regionale del costo della termoregolazione stimato per una lince di 20 kg, utilizzando i valori diurni della temperatura al suolo del II granulo MODIS.

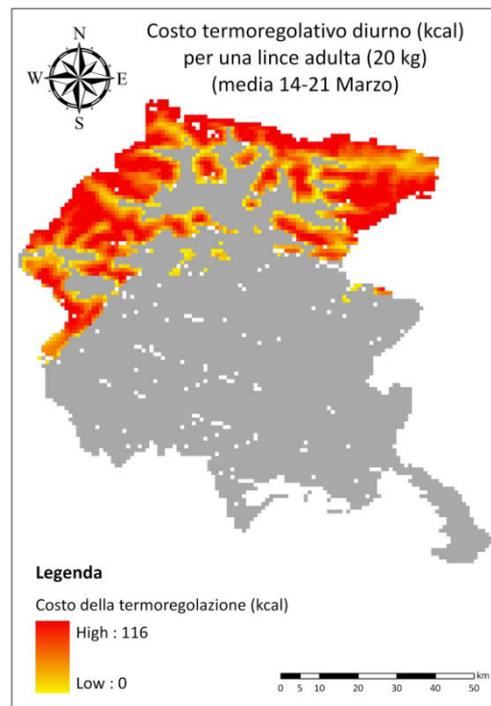


Figura 28. Carta regionale del costo della termoregolazione stimato per una lince di 20 kg, utilizzando i valori diurni della temperatura al suolo del X granulo MODIS.

E' importante considerare che la termoregolazione è funzione del tempo ed e di conseguenza necessario scegliere con cura la scala temporale per il calcolo degli output; ossia, durante il periodo notturno di movimento il calcolo deve essere rapportato al tempo medio di permanenza in un quadrante, variabile in funzione della velocità dell'animale e/o dall'utilizzo o

meno del quadrante come sito di caccia (e consumo della preda), mentre durante il periodo di resting diurno il calcolo deve essere sviluppato sulla base delle ore dedicate al riposo.

Dall'analisi della regressione per la velocità di movimento notturna/diurna nelle diverse stagioni vengono evidenziate alcune variabili che sembrano giocare un ruolo chiave negli spostamenti di questo animale. La luminosità ha di solito un effetto positivo durante le ore notturne (FEBM, DICM, NOV M), negativo durante le ore diurne (TOTS, OTTM), a prescindere dalla stagione. I Boschi di conifere e misti hanno effetto positivo di giorno (3.1.2, 3.1.3) perché potrebbero aumentare la disponibilità di rifugio per la lince. Al contrario le aree aperte (3.2.1, 2.3.1, 3.3.1) hanno effetto positivo soprattutto di notte, favorendo gli spostamenti. L'effetto positivo dell'altitudine (MINAQ) si manifesta solo dopo Aprile, per poi diventare nuovamente negativo a Settembre, forse a causa della presenza di neve in quota che ostacola i movimenti.

Tabella 30. Sintesi dell'analisi della regressione per selezione con variabile dipendente la velocità di spostamento della lince (m/min) secondo ore notturne e diurne nei diversi mesi dell'anno.

MESE	NOTTE	EFFETTO	GIORNO	EFFETTO	MESE	NOTTE	EFFETTO	GIORNO	EFFETTO			
JAN	-----	-----	-----	-----	AUG	MEANST	-	VOCUJ	+			
FEB	VIAB	+	MEANE	+				MAXRU	+			
MAR	FEBM	+	-----	-----				MEANST	-			
	DICM	+						IDRO	-			
	RANGEP	+						PEURB	-			
	NOVM	+						TOTS	-			
APR	3.2.1	+	MAXRU	+				SEP	3.2.1	+	MEANST	+
			STDRU	-	MEANE	-	2.3.1			+		
			MINAQ	-	STDRU	-	3.1.2			-		
MAY	MEANE	+	3.1.2	+	MINAQ	-		RANGED	+			
	MINAQ	+			OCT	-----	-----	RANGEP	-			
	2.3.1	-						NOV	IDRO	+	2.4.3	+
	IDRO	-									DICM	+
	TOTS	-			JUN	-----	-----	RANGEAQ	+	OTTM	-	
JUN	3.3.1	+	RANGEAQ	-								
	3.1.2	+	DEC	APM						-	SUMRU	+
2.3.1	+	IDRO			+							
JUL	-----	-----	3.1.3	+	3.2.2	-	3.2.2	-				

2.3.1: Prati stabili; 2.4.3: Aree coltivate con spazi naturali; 3.1.2: Boschi di conifere; 3.1.3: Boschi misti; 3.2.1: Aree a pascolo; 3.2.2: Brughiere e cespuglieti; 3.3.1: Spiagge, dune e sabbie; APM: luminosità media corretta nel mese di Aprile; DICM: luminosità media corretta nel mese di Dicembre; FEBM: luminosità media corretta nel mese di Febbraio; IDRO: lunghezza totale della rete idrografica; MAXRU: rugosità massima; MEANE: esposizione media; MEANST: distanza media dalle strade; MINAQ: altitudine minima; NOV M: luminosità media corretta nel mese di

Novembre; OTTM: luminosità media corretta nel mese di Ottobre; PEURB: percentuale di superficie ad urbanizzato; RANGEAQ: range dell'altitudine; RANGED: range del dislivello; RANGEP: range delle pendenze; STDAQ: dev. standard dell'altitudine; STDRU: dev. standard della rugosità; SUMRU: somma della rugosità; TOTS: somma annuale della luminosità media corretta mensile; VOCUJ: densità di caprioli.

La presenza di aree urbanizzate (PEURB) ha effetto negativo sulla velocità di spostamento indifferentemente di giorno e di notte, soprattutto nei mesi estivi, quando la presenza umana è più intensa. La rugosità (MAXRU, SUMRU, STDRU) ha un duplice effetto, positivo durante il giorno, negativo durante la notte (come ci si potrebbe aspettare, essendo questo il periodo di maggiore attività della lince).

Riassumendo quanto descritto dalle analisi geo-statistiche svolte e dalla realizzazione di carte di INPUT ed OUTPUT energetico è possibile tracciare un quadro generale delle variabili coinvolte nella selezione degli habitat da parte della lince; questa lista di variabili descrive il pattern comportamentale di una singola lince (Ricky) ed andrebbe affiancato ad altri dati di posizionamento di altri animali per acquistare maggiore robustezza. Vi sono delle variabili che trovano diretta applicazione alle formule di calcolo degli indici energetici, altre di dubbia interpretazione, altre ancora con un significato ecologico evidente ma di difficile traduzione quantitativa in termini di energia in entrata o in uscita.

Dall'analisi statistica dei dati radio telemetrici della lince Ricky sono emersi i seguenti pattern significativi. 1) A livello di radiazione luminosa dei quadranti utilizzati; la luminosità è risultata maggiore nei quadranti utilizzati di notte, rispetto a quelli usati di giorno. Questo potrebbe riflettere le diverse necessità legate alle abitudini di questo animale, che di giorno solitamente riposa in habitat densi a bassa luminosità (necessità di rifugio) e di notte caccia in habitat più luminosi; in tal senso potrebbe anche influenzare l'efficienza predatoria di questa specie. Il pattern stagionale che vede una differenziazione nella luminosità delle aree occupate d'inverno (maggiore) rispetto a quelle estive (minore) può derivare da esigenze termoregolatrici, ma anche da una diversa distribuzione stagionale delle prede (in inverno potrebbero frequentare ambienti più aperti e luminosi). 2) Durante la notte vengono utilizzati quadranti con rete stradale forestale più estesa, forse a causa dei maggiori spostamenti compiuti dall'animale. Le differenze stagionali (più strade forestali in autunno e primavera) possono essere similmente ricondotte ad una maggiore attività di Ricky; la stagione primaverile coincide col periodo riproduttivo e potrebbe determinare un aumento nei movimenti (intesi come spostamenti da un'area come la core area ad un'altra, come il territorio limitrofo di una possibile partner) non legati alla ricerca di prede, favoriti forse dalla presenza di strade forestali di collegamento. Si tratta comunque di ipotesi non supportate da

risultati evidenti. 3) La presenza di pattern con differente utilizzo stagionale della rete idrografica è di difficile interpretazione e potrebbe sia essere correlata ad un utilizzo diretto delle risorse idriche della lince (maggiore nei mesi invernali ed estivi), sia delle sue prede, sia rappresentare una variabile indiretta della morfologia del territorio e delle caratteristiche vegetazionali utilizzate preferenzialmente in quelle stagioni dall'animale. 4) Il pattern relativo alla viabilità ordinaria esibisce una preferenza dell'animale per quadranti a rete estesa durante le ore notturne, dovuta principalmente ad una sua maggiore mobilità. I valori rilevati sono molto prossimi a quanto rilevato da Basille et al. (2009) e potrebbero essere messi in relazione alla presenza di prede nei pressi dei bordi stradali, dove trovano una vegetazione appetita. E' stato inoltre osservato un altro pattern significativo, che riguarda la velocità di spostamento della lince: al decrescere della distanza media dalle viabilità ordinaria diminuisce anche la velocità del predatore, che potrebbe assumere un comportamento più diffidente e spostarsi con maggior cautela (effetto di disturbo). 5) Durante la notte vengono utilizzate aree con altitudine più elevata rispetto al giorno, forse in funzione di una maggior presenza di prede negli ambienti aperti in quota durante la notte e di una maggior abbondanza di siti di rifugio con vegetazione densa alle quote inferiori. Inoltre la quota di presenza della lince decresce dalle stagioni calde a quelle fredde. Rispetto a questi due pattern si possono fare alcune considerazioni. Innanzitutto va chiarito se questi movimenti altitudinali della lince seguano gli spostamenti delle prede o semplicemente fattori legati a temperature e nevosità. In secondo luogo potrebbe influire anche la conservazione delle carcasse che durante le stagioni calde potrebbero essere consumate per un periodo più esteso se predate nei regimi più freschi presenti alle alte quote. 6) Il dislivello aumenta durante l'estate per poi diminuire col procedere verso le stagioni fredde; questo pattern è di difficile interpretazione. 7) Similmente la pendenza segue l'andamento osservato per il dislivello. 8) Entrambi questi indici potrebbero essere correlati a differenze stagionali della rugosità (rapporto superficie reale/area basimetrica) delle aree utilizzate; infatti anche la rugosità presenta valori massimi durante l'estate, per poi decrescere in autunno. In questi pattern vi potrebbe essere un effetto della mobilità della lince che nel periodo estivo raggiunge il suo picco, o semplicemente riflettere quanto già osservato nel caso delle quote; l'animale utilizzando in estate siti di resting diurno a quote più basse per poi andare a cacciare durante la notte alle quote più elevate, potrebbe selezionare quadranti con morfologia più complessa, a maggior rugosità. 9) Gli habitat forestali a latifoglie vengono preferiti durante l'estate e l'autunno, perché più freschi e meno luminosi rispetto ad altri ambienti (maggiore rifugio), mentre 10) gli habitat forestali misti con presenza

di conifere e latifoglie vengono maggiormente selezionati nei periodi freddi, quando la mancanza di fogliame in altri ambienti non fornisce abbastanza rifugio dagli agenti atmosferici e dalle minacce (uomo compreso). 11) Quadranti con maggiore disponibilità di ambienti aperti (2.3.1, 3.2.1, 3.3.1) vengono selezionati durante le ore notturne, probabilmente a causa della presenza di potenziali prede (anche se la lince probabilmente utilizza per la caccia le zone nei pressi, non aperte ma nemmeno troppo dense). 12) Esiste un pattern comportamentale anche nell'utilizzo delle risorse trofiche (densità del capriolo); la densità di prede nei quadranti utilizzati presenta un andamento a campana, con densità crescente dall'inverno alla primavera, decrescente dall'estate all'autunno. Questo fenomeno potrebbe essere determinato sia dagli effetti di disturbo causati dalla pressione venatoria nella stagione tardo estiva-utunnale (concentrati nelle aree a maggior densità di caprioli), sia da effetti legati ad errori di stima del modello predittivo del capriolo dovuti alla natura dei dati di origine (censimenti delle riserve di caccia). Ad ogni modo questo modello, che necessita una calibrazione più accurata, andrebbe affiancato a modelli per le altre prede potenziali del felide, quali camoscio e cervo. Inoltre sarebbe interessante capire le interazioni tra habitat ed efficienze predatorie e consumo delle carcasse. 13) L'animale frequenta aree con maggior presenza di zone urbanizzate (anche ad uso solo stagionale) durante l'inverno e l'autunno, seguendo forse la distribuzione delle prede, solitamente più prossime ai centri abitati durante la stagione fredda. Ha comunque generalmente un effetto negativo sulla selezione dei quadranti e sulla velocità di spostamento del felide. 14) Si riscontra un pattern evidente anche nella scelta delle aree con temperature ottimali sia di giorno che di notte (termoregolazione); infatti durante il giorno (resting) hanno effetto positivo alte temperature invernali e basse temperature estive-autunnali, mentre durante la notte (caccia) la selezione viene effettuata in zone con basse temperature primaverili-estive ed alte temperature invernali.

Tabella 31. Sintesi delle variabili analizzate e dei pattern osservati nella lince, commentate in funzione delle possibili implicazioni energetiche.

VARIABILE	PATTERN	COMMENTI	ASPETTI ENERGETICI
RADIAZIONE LUMINOSA	<ul style="list-style-type: none"> • Utilizzo di aree ad alta luminosità di notte, bassa luminosità di giorno; • Utilizzo di aree ad alta luminosità d'inverno e bassa luminosità in estate-autunno. 	<ul style="list-style-type: none"> • Potrebbe influenzare l'efficienza di caccia; • Potrebbe influenzare la permanenza in determinate zone (rifugio) anche se è difficile quantificare energeticamente la disponibilità di aree di rifugio; • Potrebbe influenzare la distribuzione delle prede. 	<ul style="list-style-type: none"> • Rifugio: di difficile quantificazione. • Efficienza di caccia
STRADE FORESTALI	<ul style="list-style-type: none"> • Utilizzo di zone con estesa rete stradale di notte, in primavera ed autunno. 	<ul style="list-style-type: none"> • La rete stradale forestale è più importante di notte perché l'animale si sposta di più; • L'importanza durante la primavera è da rapportarsi al periodo di riproduzione, che coincide con maggiori spostamenti alla ricerca del partner? 	<ul style="list-style-type: none"> • Può influire sul costo di locomozione ma è difficilmente quantificabile.
IDROGRAFIA	<ul style="list-style-type: none"> • Utilizzo di quadranti ad estesa rete idrografica durante le ore notturne, nel periodo invernale ed estivo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Variabile di difficile interpretazione; • Potrebbe rispecchiare le necessità idriche della lince o delle prede nei mesi più asciutti; • Potrebbe essere interpretato come un indice di rugosità. 	
VIABILITA' ORDINARIA	<ul style="list-style-type: none"> • Utilizzo notturno di aree con maggiore lunghezza di strade ordinarie; • La distanza media dalle strade ha effetto positivo sulla velocità di spostamento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Nel complesso la lunghezza delle strade nei quadranti utilizzati risulta molto bassa rispetto alla media regionale; • Potrebbe essere messa in relazione alla presenza di ambienti aperti solitamente disponibili lungo la viabilità ordinaria e dunque alla maggiore disponibilità di prede. 	<ul style="list-style-type: none"> • Può influire sul costo di locomozione ma è difficilmente quantificabile.
ALTITUDINE	<ul style="list-style-type: none"> • E' maggiore nei quadranti utilizzati di notte; • E' maggiore nei mesi caldi, minore in quelli freddi. 	<ul style="list-style-type: none"> • Segue gli spostamenti delle prede? • La nevosità? • Le temperature? • Potrebbe essere correlata alla presenza di ambienti chiusi idonei al resting diurno (alle quote più basse); • Potrebbe influenzare la conservazione delle carcasse predate che con temperature minori (in quota durante l'estate) si degradano più lentamente. 	
DISLIVELLO	<ul style="list-style-type: none"> • Aumenta in estate per diminuire in autunno. 	<ul style="list-style-type: none"> • Le differenze stagionali non si traducono in differenze significative in termini di kcal. 	<ul style="list-style-type: none"> • Influenza il calcolo del costo di locomozione verticale (C/v); • La variabile tende a sovrastimare il calcolo di C/v.
PENDENZA	<ul style="list-style-type: none"> • Aumenta in estate per diminuire in autunno. 		<ul style="list-style-type: none"> • Influenza il calcolo del C/v (recupero di energia in discesa).
RUGOSITA'	<ul style="list-style-type: none"> • Utilizzo di aree a maggiore rugosità in estate, minore in autunno; • Effetto negativo sulla 	<ul style="list-style-type: none"> • Le differenze stagionali non si traducono in differenze significative in termini di kcal. 	<ul style="list-style-type: none"> • La radice del rapp. sup.-area può essere utilizzata per il calcolo del costo di locomozione orizzontale

	selezione dei quadranti giornalieri.		(Clh).
HABITAT FORESTALI 3.1.1	<ul style="list-style-type: none"> Utilizzo di aree con maggiore presenza in autunno, minore in primavera. 	<ul style="list-style-type: none"> E' possibile sostituire gli habitat nel calcolo della vocazionalità con indici derivati dagli habitat (es. densità di prede, luminosità) più facilmente traducibili in costi/ricavi energetici? 	
3.1.3	<ul style="list-style-type: none"> Utilizzo di aree con maggiore presenza in inverno, minore in autunno. 	<ul style="list-style-type: none"> Come sopra. 	
HABITAT APERTI 2.3.1, 3.2.1, 3.3.1	<ul style="list-style-type: none"> Effetto positivo soprattutto durante le ore notturne; Effetto positivo anche sulle velocità di spostamento. 	<ul style="list-style-type: none"> Come sopra. 	<ul style="list-style-type: none"> Modificando la velocità di spostamento può modificare il tempo di persistenza in un quadrante e quindi il calcolo di Cl.
DENSITA' DEL CAPRIOLO	<ul style="list-style-type: none"> Utilizzo di aree con densità crescenti dall'inverno alla primavera, decrescenti dall'estate all'autunno. 	<ul style="list-style-type: none"> Va affiancata la disponibilità di altre prede; Importante capire interazioni di ambiente con efficienza di cattura e consumo delle prede; Il pattern potrebbe essere influenzato dal disturbo svolto dalla caccia nella stagione estiva-autunnale; Vi potrebbero essere errori di stima nel modello dovuti alla natura dei dati di origine (censimenti delle riserve di caccia); Il modello va raffinato. 	<ul style="list-style-type: none"> Fondamentale nella definizione degli INPUT energetici.
URBANIZZATO	<ul style="list-style-type: none"> Maggiore utilizzo di aree urbanizzate in inverno ed autunno, minore in primavera ed estate; Abbassa la velocità di spostamento; Generalmente ha effetto negativo. 	<ul style="list-style-type: none"> Potrebbe seguire l'uso stagionale del territorio da parte delle prede (nelle stagioni fredde più vicine agli insediamenti umani). 	<ul style="list-style-type: none"> Modificando la velocità di spostamento può modificare il tempo di persistenza in un quadrante e quindi il calcolo di Cl.
TEMPERATURE	<ul style="list-style-type: none"> Durante il giorno hanno effetto positivo alte T invernali e basse T estive-autunnali; Durante la notte hanno effetto positivo alte T invernali e basse T primaverili-estive. 		<ul style="list-style-type: none"> Influenza diretta sul calcolo della spesa termoregolativa (da indagare con maggiore dettaglio).

5.3 ANALISI DEI PATTERN E APPLICAZIONI AL CALCOLO DELL'OUTPUT ENERGETICO PER L'ORSO

Come già illustrato parte delle analisi statistiche hanno interessato l'individuazione di parametri utili alla definizione di vocazionalità energetica dei quadranti sulla base dei dati di posizionamento (fix) dell'orso Andrey, secondo un approccio pattern-oriented. Le analisi sono state svolte sia differenziando i fix tra diurni e notturni, sia raggruppandoli in 4 stagioni: STAGIONE 1 invernale (dicembre, gennaio, febbraio), STAGIONE 2 primaverile (marzo, aprile, maggio), STAGIONE 3 estiva (giugno, luglio, agosto) e STAGIONE 4 autunnale (settembre, ottobre, novembre). E' stata inoltre fatta una valutazione per ore notturne/diurne secondo stagioni diverse.

5.3.1 ANALISI DELLA REGRESSIONE PER SELEZIONE

I modelli di regressione stepwise significativi per la frequentazione dei quadranti (GMNL) sono quelli sviluppati complessivamente per le ore notturne (PERU=1) e diurne (PERU=2) e per giorno/notte nelle stagioni primaverile (STAG=2) ed estiva (STAG=3). E' bene specificare che la numerosità complessiva dei quadranti utilizzati dall'orso Andrey è bassa, per cui vi potrebbero essere degli errori nelle stime dei parametri individuati. Inoltre valgono le considerazioni già fatte per l'analisi sui pattern comportamentali della lince, secondo le quali l'utilizzo di un database riferito ad un solo individuo potrebbe portare all'emergenza di pattern legati più al comportamento individuale che ad un quadro generale della specie. Infatti Andrey era un orso adulto di oltre 10 anni con comportamento di uso dell'habitat abbastanza remoto e i pattern comportamentali individuati potrebbero non aver valore su altri animali come ad esempio individui subadulti in dispersione.

Nelle ore notturne ($R^2=0.46$, $P<0.0002$) mediamente questa specie seleziona quadranti con buona presenza di Boschi di conifere (3.1.2) e bassa pendenza (MEANP). L'orso Andrey sembrerebbe selezionare anche aree discretamente urbanizzate (SUM).

Tabella 32. Analisi della regressione stepwise per le ore notturne.

R-square = 0.45915718 C(p) = .									
		DF	Sum of Squares	Mean Square	F	Prob>F			
	Regression	3	5.96567674	1.98855891	8.77	0.0002			
	Error	31	7.02699104	0.22667713					
	Total	34	12.99266778						
Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II Sum of Squares	F	Prob>F				
INTERCEP	0.67386452	0.41689317	0.59224762	2.61	0.1161				
3.1.2	2.42167561	0.65690638	3.08058131	13.59	0.0009				
MEANP	-0.03827676	0.01617759	1.26896679	5.60	0.0244				
SUMU	0.00000071	0.00000015	5.14793405	22.71	0.0001				
Summary of Stepwise Procedure for Dependent Variable GMNL									
Step	Variable Entered	Number Removed	Number In	Partial R**2	Model R**2	C(p)	F	Prob>F	
1	SUMU		1	0.1862	0.1862	.	7.5499	0.0096	
2	3.1.2		2	0.1753	0.3615	.	8.7855	0.0057	
3	MEANP		3	0.0977	0.4592	.	5.5981	0.0244	

3.1.2: Boschi di conifere; SUMU: somma della superficie urbanizzata; MEANP: pendenza media.

Durante le ore diurne ($R^2=0.19$, $P<0.0117$) invece la frequentazione aumenta nei quadranti con alte temperature di un mese freddo come febbraio (FEBTG) e basse temperature di un mese caldo come luglio (JULTG). Questo pattern sembra suggerire un comportamento dell'orso volto alla minimizzazione della spesa termoregolativa durante il riposo, attraverso la scelta di zone con microclima favorevole: fresco in estate e meno freddo d'inverno.

Tabella 33. Analisi della regressione stepwise per le ore diurne.

R-square = 0.19083803 C(p) = .									
		DF	Sum of Squares	Mean Square	F	Prob>F			
	Regression	2	4.27258575	2.13629288	4.95	0.0117			
	Error	42	18.11595917	0.43133236					
	Total	44	22.38854492						
Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II Sum of Squares	F	Prob>F				
INTERCEP	117.55714757	39.95609841	3.73373915	8.66	0.0053				
FEBTG	0.00297470	0.00182553	1.14530377	2.66	0.1107				
JULTG	-0.01071481	0.00419992	2.80736772	6.51	0.0145				
Summary of Stepwise Procedure for Dependent Variable GMNL									
Step	Variable Entered	Number Removed	Number In	Partial R**2	Model R**2	C(p)	F	Prob>F	
1	JULTG		1	0.1397	0.1397	.	6.9815	0.0114	
2	FEBTG		2	0.0512	0.1908	.	2.6553	0.1107	

FEBTG: temperature medie diurne del mese di febbraio; JULTG: temperature medie diurne del mese di luglio.

Durante le ore notturne della stagione primaverile ($R^2 = 0.82$, $P < 0.0001$) l'orso sembra selezionare positivamente quadranti con copertura a Boschi di conifere (3.1.3) e a vegetazione rada (3.3.3), forse per effetto delle alte quote di letargo o della maggior disponibilità di rifugio

offerta da questo tipo di vegetazione (in altre tipologie forestali durante questo periodo la presenza di foglie è ancora scarsa o assente), con ambienti ad elevata disponibilità trofica primaverile (ENEP), e alte temperature medie diurne del mese di dicembre (DECTG); hanno invece effetto negativo pendenze medie (MEANP) elevate e alte temperature medie diurne del mese di settembre (SEPTG).

Tabella 34. Analisi della regressione stepwise per le ore notturne della stagione primaverile.

R-square = 0.81995542 C(p) = .								
	DF	Sum of Squares	Mean Square	F	Prob>F			
Regression	7	7.06433137	1.00919020	9.76	0.0001			
Error	15	1.55117524	0.10341168					
Total	22	8.61550661						
Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II Sum of Squares	F	Prob>F			
INTERCEP	75.92549207	25.70860389	0.90196119	8.72	0.0099			
3.1.2	3.58381062	0.64407584	3.20173730	30.96	0.0001			
3.3.3	3.67964870	2.31846271	0.26048462	2.52	0.1333			
MEANP	-0.04774789	0.01494326	1.05581323	10.21	0.0060			
ENEP	2.22649515	0.96426861	0.55133689	5.33	0.0356			
SUMU	0.00000083	0.00000012	5.32731285	51.52	0.0001			
SEPTG	-0.01157883	0.00420954	0.78240035	7.57	0.0149			
DECTG	0.00663001	0.00280355	0.57833882	5.59	0.0319			
Summary of Stepwise Procedure for Dependent Variable GMNL								
Step	Variable Entered	Number Removed	Number In	Partial R**2	Model R**2	C(p)	F	Prob>F
1	SUMU		1	0.2552	0.2552	.	7.1966	0.0139
2	3.1.2		2	0.2367	0.4919	.	9.3172	0.0063
3	MEANP		3	0.1691	0.6610	.	9.4790	0.0062
4	ENEP		4	0.0528	0.7138	.	3.3187	0.0852
5	SEPTG		5	0.0375	0.7513	.	2.5609	0.1280
6	DECTG		6	0.0385	0.7897	.	2.9258	0.1065
7	3.3.3		7	0.0302	0.8200	.	2.5189	0.1333

3.1.2: Boschi di conifere; 3.3.3: Vegetazione rada; ENEP: disponibilità trofica primaverile; SUMU: somma della superficie urbanizzata; DECTG: temperature medie diurne del mese di dicembre; MEANP: pendenza media; SEPTG: temperature medie diurne del mese di settembre.

Durante le ore diurne ($R^2=0.36$, $P<0.0210$) l'animale seleziona positivamente i quadranti con presenza di Boschi di conifere (3.1.2), con temperature medie diurne del mese di gennaio (JANTG) e giugno (JUNTG) elevate, negativamente quelli con alte temperature medie diurne di luglio (JULTG). L'utilizzo dei boschi di conifere può essere, come già ipotizzato, un effetto della quota, ma potrebbe anche identificare selezione di aree con bassa visibilità utili per la ricerca di rifugio. Anche durante il giorno le temperature invernali hanno un effetto positivo.

Tabella 35. Analisi della regressione stepwise per le ore diurne della stagione primaverile.

R-square = 0.35945877 C(p) = .								
	DF	Sum of Squares	Mean Square	F	Prob>F			
Regression	4	6.25651118	1.56412780	3.51	0.0210			
Error	25	11.14885429	0.44595417					
Total	29	17.40536547						
Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II Sum of Squares	F	Prob>F			
INTERCEP	82.36057043	44.29671207	1.54165054	3.46	0.0748			
3.1.2	3.81847242	1.65685827	2.36863872	5.31	0.0298			
JANTG	0.00641932	0.00318362	1.81312395	4.07	0.0546			
JUNTG	0.02644585	0.00978789	3.25557248	7.30	0.0122			
JULTG	-0.03787306	0.01144106	4.88673174	10.96	0.0028			
Summary of Stepwise Procedure for Dependent Variable GMNL								
Step	Variable Entered	Number Removed	In	Partial R**2	Model R**2	C(p)	F	Prob>F
1	JULTG		1	0.1124	0.1124	.	3.5447	0.0702
2	JUNTG		2	0.0819	0.1942	.	2.7429	0.1093
3	RANGEE		3	0.0687	0.2629	.	2.4216	0.1318
4	3.1.2		4	0.0854	0.3483	.	3.2754	0.0824
5	JANTG		5	0.0563	0.4046	.	2.2687	0.1451
6		RANGEE	4	0.0451	0.3595	.	1.8177	0.1902

3.1.2: Boschi di conifere; JANTG: temperature medie diurne del mese di gennaio; JUNTG: temperature medie diurne del mese di giugno; JULTG: temperature medie diurne del mese di luglio.

Il modello realizzato per le ore notturne della stagione estiva ($R^2 = 0.495$, $P < 0.0166$) evidenzia solo due variabili con effetto positivo, ovvero la presenza di Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti (2.4.3) e di Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti (3.3.2).

Tabella 36. Analisi della regressione stepwise per le ore notturne della stagione estiva.

R-square = 0.49515224 C(p) = .								
	DF	Sum of Squares	Mean Square	F	Prob>F			
Regression	2	1.32612741	0.66306371	5.88	0.0166			
Error	12	1.35209415	0.11267451					
Total	14	2.67822156						
Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II Sum of Squares	F	Prob>F			
INTERCEP	0.24776063	0.09458133	0.77317788	6.86	0.0224			
2.4.3	66.68941926	27.33416660	0.67069935	5.95	0.0312			
3.3.2	4.05951050	1.55387184	0.76902885	6.83	0.0227			
Summary of Stepwise Procedure for Dependent Variable GMNL								
Step	Variable Entered	Number Removed	In	Partial R**2	Model R**2	C(p)	F	Prob>F
1	3.3.2		1	0.2447	0.2447	.	4.2123	0.0608
2	2.4.3		2	0.2504	0.4952	.	5.9525	0.0312

2.4.3: Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti; 3.3.2: Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti.

Durante le ore diurne della stagione estiva ($R^2=0.822$, $P<0.0001$) l'animale ha selezionato positivamente i quadranti con presenza di Aree prevalentemente occupate da

colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti (2.4.3) ed elevate temperature medie diurne del mese di febbraio (FEBTG), negativamente quadranti con elevata disponibilità trofica estiva (ENEE), presenza di urbanizzato (RANGEU) e temperature medie diurne di maggio (MAYTG). Si potrebbe supporre che ambienti molto produttivi come ad esempio le Faggete non siano idonei alla presenza diurna della specie perché eccessivamente radi ed aperti.

Tabella 37. Analisi della regressione stepwise per le ore diurne della stagione estiva.

R-square = 0.82193165 C(p) = .								
	DF	Sum of Squares	Mean Square	F	Prob>F			
Regression	5	3.65644059	0.73128812	12.92	0.0001			
Error	14	0.79215389	0.05658242					
Total	19	4.44859447						
Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II Sum of Squares	F	Prob>F			
INTERCEP	83.05549148	15.20134783	1.68909483	29.85	0.0001			
2.4.3	118.29918744	19.99138541	1.98134115	35.02	0.0001			
ENEE	-2.10746340	0.52125412	0.92491667	16.35	0.0012			
RANGEU	-0.00078017	0.00039901	0.21631669	3.82	0.0708			
FEBTG	0.00217939	0.00082967	0.39043151	6.90	0.0199			
MAYTG	-0.00761288	0.00160037	1.28038059	22.63	0.0003			
Summary of Stepwise Procedure for Dependent Variable GMNL								
Step	Variable Entered	Number Removed	Number In	Partial R**2	Model R**2	C(p)	F	Prob>F
1	2.4.3		1	0.2811	0.2811	.	7.0368	0.0162
2	MAYTG		2	0.2724	0.5534	.	10.3673	0.0050
3	ENEE		3	0.1201	0.6735	.	5.8843	0.0275
4	FEBTG		4	0.0998	0.7733	.	6.6047	0.0213
5	RANGEU		5	0.0486	0.8219	.	3.8230	0.0708

2.4.3: Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti; MAYTG: temperature medie diurne di maggio; ENEE: disponibilità trofica estiva; FEBTG: temperature medie diurne di febbraio; RANGEU: range dell'urbanizzato.

E' stata svolta una simulazione di calcolo del costo di locomozione verticale anche per l'orso bruno, utilizzando la formula generale (cfr. Capitolo 4.9.3, pag. 71):

$$Clv = 6 \text{ (kcal)} \cdot W \text{ (peso animale in kg)} \cdot D \text{ (dislivello espresso in km)}$$

Come si può osservare dalla Mappa del costo di locomozione verticale (Appendice III, Figura 31), per questa specie i quadranti più dispendiosi sono quelli a maggior dislivello, collocati lungo la fascia prealpina e delle Alpi Giulie. Mentre per la lince i valori massimi che venivano raggiunti erano pari a circa 239 kcal per quadrante, nel caso dell'orso si possono osservare valori molto superiori al migliaio di calorie, a causa della sua massa corporea media quasi 10 volte maggiore rispetto a quella del felide.

E' stato calcolato il costo di locomozione orizzontale *Clh* necessario ad attraversare 1 quadrante (da lato a lato in linea retta), considerando il lato medio *L* della cella come la radice

quadrata del rapporto superficie/area, dal momento che vengono utilizzate celle UTM di area planimetrica pari a 1 km²:

$$Clh = 2.57 \cdot W^{0.684} + \frac{1.2(70) \cdot W^{0.75}}{1440} \cdot \left(\frac{60}{S}\right) \cdot L \quad (kcal)$$

dove W è il peso dell'animale in kg (150 kg), 1.2 è l'incremento rispetto al BMR dovuto allo stare in piedi, 1440 sono i minuti in un giorno, 60 sono i minuti in un'ora, S è la velocità in km orari (5.5 km·h⁻¹ per l'orso bruno, come osservato da Weber, 1987).

E' possibile stimare il costo complessivo di locomozione Cl per quadrante come:

$$Cl = Clh + Clv - Rd$$

dove Ch è il costo della locomozione orizzontale calcolato come sopra, Cv è il costo di locomozione verticale ed Rd il recupero energetico della locomozione in discesa. La spazializzazione del database ottenuto è presente in Appendice III.

Il costo di locomozione per quadrante UTM così calcolato probabilmente sovrastima il reale costo di locomozione per l'attraversamento dei singoli quadranti da parte di un orso adulto, per i motivi precedentemente già descritti, legati al calcolo del dislivello medio di attraversamento delle celle e dell'applicazione di questo parametro al costo della spesa energetica; inoltre il quadrante è stato considerato contemporaneamente tutto in salita (costo locomozione verticale) e tutto in discesa (recupero energetico in discesa, che però oltre una certa soglia, pari a 18.125° per un orso di 150 kg, si traduce in un costo aggiuntivo, dovuto allo sforzo per frenare la discesa). Senza trascurare questa considerazione, è possibile comunque notare dalla Figura 33 in Appendice III che i costi maggiori legati alla locomozione sono localizzati nella fascia prealpina (Prealpi carniche e Prealpi giulie), mentre le Alpi carniche e le Valli del Natisone sono le zone con i valori meno elevati, considerando l'area montana regionale. Analizzando i dati di radiotelemetria dell'orso Andrey si osserva che complessivamente il costo medio di locomozione in corrispondenza dei fix è pari a 994 kcal (min. 298, max. 1996 kcal), mentre il costo medio di locomozione dei quadranti all'interno dell'homerange dell'animale (calcolato come MCP) è pari a 1111 kcal, con valori massimi e minimi equivalenti a 3298 e 175 kcal rispettivamente. Senza dubbio l'animale ha evitato i quadranti a maggior dispendio energetico, probabilmente a causa di fattori quali forte acclività, elevati dislivelli e alta rugosità (tutti fattori che influenzano direttamente il calcolo dei costi di locomozione). Resta ad ogni modo da chiarire come venga utilizzata la viabilità stradale e particolari morfologie del terreno (canyon, valli, ecc.) presenti nei quadranti per ridurre la spesa necessaria agli spostamenti.

Dall'analisi del pattern di attività dell'orso Andrey (Activity Pattern, VECTRONIC Aerospace GmbH) per il periodo di funzionamento del collare (03/04/2007 – 04/08/2007) si nota che l'animale presenta 2 picchi di attività, localizzati alle 22:00 e alle 03:00 circa. Il periodo di minore attività invece si colloca tra le 06:00 e le 18:00 circa, e corrisponde al periodo di riposo diurno dell'orso. Non esiste una differenziazione stagionale nei ritmi di attività, e contrariamente a quanto osservato per la lince Ricky, l'animale sembra non aver subito alcun effetto della cattura e narcosi a livello di pattern di attività.

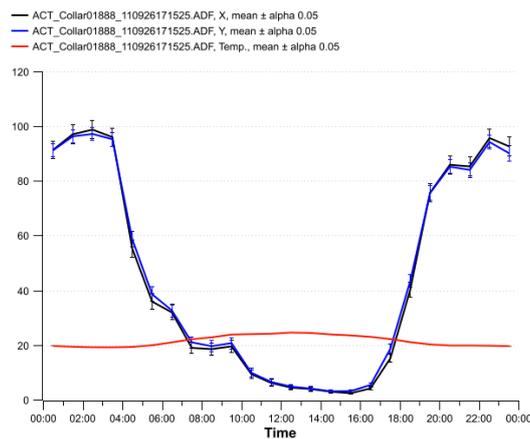


Grafico 36. Andamento complessivo dei ritmi di attività X ed Y dell'orso Andrey e della temperatura ambientale (°C).

Da quest'analisi si deduce che l'individuo monitorato è rimasto attivo mediamente per 10-11 ore nell'arco della giornata, come evidente anche dal successivo grafico (Activity Pattern, VECTRONIC Aerospace GmbH).

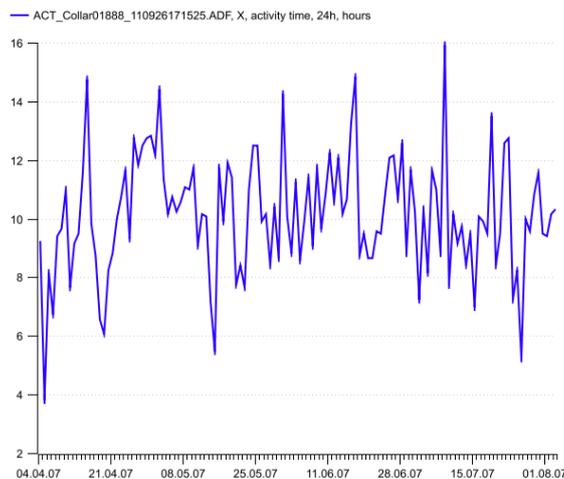


Grafico 37. Time budget calcolato dai ritmi di attività dell'orso Andrey (peak threshold > 20 abs. value).

Esaminando in dettaglio i ritmi di attività giornalieri (N=123) di Andrey è possibile inoltre stimare il tempo dedicato all'alimentazione. L'attività è stata considerata come *feeding* quando il rapporto tra l'accelerazione lungo l'asse X e quella lungo l'asse Y è inferiore a 1 (prevalgono quindi i movimenti verticali del capo, propri dell'attività di alimentazione), e come *movimento* quando invece è maggiore di 1 (prevalgono gli spostamenti lungo l'orizzontale, tipici dell'attività esplorativa). Sulla base dei risultati ottenuti è stato stimato un tempo medio giornaliero di feeding pari a 55 ± 16 minuti, equivalente a circa 4.5 ore, e calcolato per un orso di 150 kg il costo medio giornaliero legato all'alimentazione (C_e) pari a circa 620-650 kcal nel caso di un'alimentazione completamente erbivora (equazione 8 pag. 69), e 1250 kcal circa per un'alimentazione da carnivoro (equazione 7 pag. 69). E' bene precisare che, come già illustrato nei capitoli precedenti, nella nostra regione l'orso si nutre quasi esclusivamente di vegetali, a parte in alcuni casi, specie durante il periodo primaverile, quando si può alimentare con le carcasse di ungulati morti durante la stagione invernale. Nella vicina Slovenia sono testimoniati anche casi di claptoparassitismo su prede della lince. Bisogna quindi considerare anche questo duplice comportamento nel calcolo del costo di alimentazione.

Tabella 38. Calcolo dei costi medi di alimentazione (C_e) per un orso adulto di 150 kg, a seconda che il feeding sia da carnivoro o da erbivoro.

ore	feeding da carnivoro (kcal)			feeding da erbivoro (kcal)		
	peso dell'animale			peso dell'animale		
	150 kg	200 kg	250 kg	150 kg	200 kg	250 kg
1	312	383	450	155 - 163	192 - 202	227 - 239
2	623	767	901	310 - 326	385 - 405	455 - 478
3	935	1150	1351	465 - 489	577 - 607	682 - 717
4	1247	1534	1801	620 - 652	769 - 809	910 - 956
5	1558	1917	2252	775 - 815	962 - 1011	1137 - 1196

Riassumendo quanto descritto dalle analisi geo-statistiche svolte e dalla realizzazione di carte di input ed output energetico è possibile tracciare un quadro generale delle variabili coinvolte nella selezione degli habitat da parte dell'orso bruno; questa lista di variabili, ad ogni modo, descrive il pattern comportamentale di un singolo animale (Andrey) ed andrebbe affiancato ad altri dati di posizionamento di altri individui per acquistare maggiore robustezza.

I pattern che emergono sono i seguenti. 1) La pendenza ha un effetto negativo sulla selezione dei quadranti nelle ore notturne, in cui l'animale solitamente si sposta, e durante la stagione primaverile. A questo pattern potrebbero concorrere sia fattori legati al dispendio

energetico maggiore necessario per spostarsi su terreni acclivi (specie in discesa, come evidenziato dalla formula del recupero energetico in discesa), sia una preferenza durante la fase di alimentazione per ambienti a bassa pendenza. 2) Gli habitat forestali a conifere vengono selezionati positivamente durante il giorno e la notte della stagione primaverile. Questo comportamento potrebbe essere legato alla ricerca di ambienti con maggior disponibilità di siti di rifugio, rispetto al resto della vegetazione che in questa stagione presenta fogliame poco sviluppato e a macchie. 3) L'animale esibisce preferenza anche verso le zone aperte come gli ambienti rocciosi e con vegetazione rada, specie durante le ore notturne, in primavera ed estate. 4) Gli ambienti agricoli hanno effetto positivo sulla permanenza dell'animale durante l'estate nelle ore notturne e diurne. Sarebbe interessante quantificare l'apporto energetico anche di questo tipo di vegetazione, al fine di capire se la relazione osservata può essere riconducibile ad una precisa strategia alimentare. 5) La presenza di aree urbanizzate nei quadranti utilizzati nelle ore notturne forse va ricondotta appunto al pattern precedente, dal momento che i coltivi, nell'area di studio delle Valli del Natisone, si concentrano in zone circostanti gli insediamenti umani. Durante le ore diurne infatti il disturbo antropico originato da questi ambienti porta ad una selezione negativa da parte dell'orso Andrey, e potrebbe influire sul pattern di scelta dei siti di rest dell'animale. 6) E' stato osservato un pattern tipico anche per quanto concerne il microclima (temperature) locale; infatti durante il periodo diurno di inattività dell'animale hanno effetto positivo alte temperature invernali e basse temperature primaverili-estive, quasi appunto l'orso scegliesse siti di rest più caldi durante il periodo freddo e più freschi nella stagione calda. Lo stesso pattern è osservabile durante le ore notturne. 7) La disponibilità trofica sembra influire direttamente sulla selezione degli habitat da parte di Andrey, che durante la stagione primaverile ha mostrato preferenza proprio per gli ambienti ad alta disponibilità trofica primaverile. Durante l'estate invece vengono evitati gli ambienti ad elevata disponibilità trofica estiva, forse perché corrispondenti a popolamenti forestali eccessivamente maturi e radi (mancanza di zone di rifugio). L'utilizzo di una variabile adimensionale come l'indice di disponibilità trofica (IDA) non permette una quantificazione degli input energetici ed andrebbe piuttosto convertito attraverso l'uso di formule empiriche in kcal disponibili. Si potrebbe altrimenti ricorrere all'uso di indici della vegetazione, come l'NDVI, più facilmente convertibili in produttività lorda e netta ed in kcal disponibili.

Tabella 39. Sintesi delle variabili analizzate e dei pattern osservati nell'orso bruno, commentate in funzione delle possibili implicazioni energetiche.

VARIABILE	EFFETTI	COMMENTI	ASPETTI ENERGETICI
PENDENZA	<ul style="list-style-type: none"> • Effetto negativo sulla selezione delle aree durante le ore notturne della stagione primaverile. 	<ul style="list-style-type: none"> • Durante i periodi di alimentazione vengono preferiti ambienti a bassa pendenza. 	<ul style="list-style-type: none"> • Influenza il calcolo del <i>C_v</i> (recupero di energia in discesa).
DISLIVELLO	<ul style="list-style-type: none"> • Non verificati. 		<ul style="list-style-type: none"> • Potrebbe determinare pesantemente la scelta delle aree di spostamento a causa di un elevato costo di locomozione verticale (<i>C_v</i>).
HABITAT FORESTALI 3.1.2	<ul style="list-style-type: none"> • Utilizzo di aree con maggiore presenza sia di giorno che di notte della stagione primaverile. 	<ul style="list-style-type: none"> • E' possibile sostituire gli habitat nel calcolo della vocazionalità con indici derivati dagli habitat più facilmente traducibili in costi/ricavi energetici? 	<ul style="list-style-type: none"> • Rientra nel calcolo dell'input energetico in forma indiretta con l'utilizzo degli indici di disponibilità trofica stagionali.
HABITAT APERTI 3.3.2 3.3.3	<ul style="list-style-type: none"> • Effetto positivo soprattutto durante le ore notturne; • Effetto positivo durante la stagione primaverile ed estiva. 	<ul style="list-style-type: none"> • Come sopra; • Sarebbe interessante quantificare la disponibilità trofica anche di questi ambienti. 	
AMBIENTI AGRICOLI 2.4.3	<ul style="list-style-type: none"> • Effetto positivo soprattutto durante l'estate, sia di giorno che di notte. 	<ul style="list-style-type: none"> • Come sopra; • Sarebbe interessante quantificare la disponibilità trofica anche di questi ambienti. 	
URBANIZZATO	<ul style="list-style-type: none"> • Effetto positivo nelle ore notturne della primavera; • Effetto negativo nelle ore diurne dell'estate. 	<ul style="list-style-type: none"> • Il disturbo antropico potrebbe influire sulla selezione estiva dei siti di rest. 	
TEMPERATURE	<ul style="list-style-type: none"> • Durante il giorno hanno effetto positivo alte T invernali e basse T primaverili-estive; • Durante la notte hanno effetto positivo alte T invernali e basse T autunnali-estive. 		<ul style="list-style-type: none"> • Influenza diretta sul calcolo della spesa termoregolativa (da indagare con maggiore dettaglio).
DISPONIBILITA' TROFICA	<ul style="list-style-type: none"> • In primavera ha importante effetto la disponibilità trofica primaverile; • In estate la disponibilità trofica estiva ha effetto negativo sulla selezione degli ambienti. 	<ul style="list-style-type: none"> • Gli indici vanno convertiti in kcal medie prima di poter essere utilizzati nel calcolo dell'INPUT energetico; • Ambienti molto produttivi come alcuni boschi di latifoglie forse non sono idonei alla presenza diurna perché eccessivamente radi ed aperti. 	<ul style="list-style-type: none"> • Utili nel calcolo dell'INPUT energetico (dovuto all'alimentazione).

6. CONCLUSIONI

La ricerca svolta ha permesso di indagare un campo di analisi ancora scarsamente esplorato, identificando alcuni pattern comportamentali (che in questo caso definiremo energetici) significativi.

Entrambe le specie esibiscono pattern differenti nella ricerca notturna di siti di caccia/foraggiamento e diurna di siti di rest. Durante le ore notturne le variabili chiave nella scelta degli habitat frequentati pare siano quelle legate alla disponibilità trofica (prede, IDA) ed alla massimizzazione dei ricavi energetici, come ad esempio un'elevata luminosità (aumentando il successo di cattura delle prede nella lince). Data la maggior attività notturna delle specie target, assumono rilevanza anche i fattori legati appunto agli spostamenti, come la morfologia del paesaggio (rugosità, altitudine, ecc.) e la presenza di strade, asfaltate e non, che permettono verosimilmente di diminuire il costo energetico degli spostamenti tra siti di rest e siti di caccia, o dei movimenti esplorativi (ad es. durante la stagione riproduttiva). Infine non vanno trascurati i fattori derivanti da necessità termoregolative (temperature locali) e di rifugio. Durante il giorno, invece assumono maggior rilievo tutte le variabili legate alle necessità di rifugio, quali la radiazione luminosa, la lontananza dai centri abitati, la densità e struttura della vegetazione, ma in maniera più marcata rispetto al giorno anche le variabili legate alla termoregolazione (temperature), specie nel periodo invernale (si è osservata però anche una selezione delle aree in funzione delle temperature diurne estive).

Anche a livello stagionale si osservano pattern differenziati, che probabilmente seguono la disponibilità di risorse alimentari (ad es. IDA stagionali) ed i movimenti delle prede (altitudinali, ma anche indirettamente legati a loro volta alla ricerca di risorse trofiche), i cambiamenti ambientali nella vegetazione e nella sua capacità di offrire rifugio, ma anche nei regimi delle temperature e presumibilmente della nevosità, gli utilizzi stagionali del territorio da parte dell'uomo (caccia, attività ricreative e turistiche, ecc.).

Molti dei pattern energetici emersi per entrambe le specie trovano riscontro con quanto ipotizzato ed osservato da numerosi autori, in termini di luminosità (Podgorski *et al.*, 2008), rifugio (McCord, 1974; Anderson, 1990; Mace *et al.*, 1996; Sunde *et al.*, 1997; Palomares, 2001; Kolowski & Woolf, 2002; Chamberlain *et al.*, 2003; Mowat & Slough, 2003; Posillico *et al.*, 2003; Wiegand *et al.*, 2004), disturbo antropico (Mace *et al.*, 1996; Olson *et al.*, 1997; Kobler & Adamic, 2000; Linnell *et al.*, 2000; Swenson *et al.*, 2000; Jerina *et al.*, 2003; Kaczensky *et al.*, 2003; Posillico *et al.*, 2003; Apps *et al.*, 2004; Basille *et al.*, 2009) e disponibilità

trofica (Samson *et al.*, 1998; Jerina *et al.*, 2003; Apps *et al.*, 2004; Basille *et al.*, 2009), sebbene vi siano delle differenze a livello di approccio seguito (in questo studio volto ad una quantificazione energetica) e metodologia di sviluppo; gran parte dei modelli citati infatti sono a parere d'esperto, o utilizzano funzioni di selezione delle risorse (senza che vi sia una quantificazione delle stesse), o ancora un metodo che combina i due precedenti. Alla luce di queste considerazioni, si ritiene che molte delle ipotesi formulate in fase preliminare dello studio, sul significato energetico di numerose variabili territoriali, siano state verificate dall'emergenza di pattern significativi e dal confronto con quanto già presente in letteratura.

Riuscire a questo punto a capire quali tra le molte variabili analizzate siano le variabili chiave per la quantificazione degli input ed output energetici (e quindi la previsione della distribuzione delle specie) è un punto cruciale che merita ulteriori analisi, al fine di evitare la sovra parametrizzazione dei modelli e l'autocorrelazione delle variabili. La condizione ottimale si ritiene possa venir raggiunta individuando un set di massimo 2-3 indici territoriali per ogni macrocategoria energetica (alimentazione, locomozione, termoregolazione) da applicare al calcolo dei costi e guadagni energetici e allo sviluppo di un modello di vocazionalità ecologica energetica.

Nonostante siano stati identificati dei pattern che trovano corrispondenza in quanto già esplorato da altri autori, vi sono ancora alcuni punti oscuri e aspetti dell'energetica di questi animali da chiarire. Innanzitutto non è chiaro il metodo per tradurre la disponibilità di aree idonee al rifugio in termini energetici. Se da un lato appare evidente l'importanza di questa variabile, come ampiamente dimostrato anche in bibliografia, appaiono sicuramente meno chiare le sue implicazioni sul bilancio energetico giornaliero animale. Si potrebbe presupporre che la presenza in un'area di un'elevata disponibilità di siti di rifugio si traduca in un non-movimento, o comunque in uno spostamento di minore entità (se l'animale si trova nei paraggi) e quindi in un risparmio energetico. E' tuttavia molto difficile "catturare" questa informazione in un sistema statico come una mappa di costo energetico (o comunque di vocazionalità). Molto più idoneo allo scopo si potrebbe dimostrare invece l'utilizzo di modelli dinamici, come ad esempio i modelli individuali (IBM), coi quali simulare lo spostamento (o appunto il non-spostamento) di un animale attraverso una matrice. Un discorso analogo può essere sviluppato per le fonti di disturbo che causano un allontanamento dell'animale e quindi un costo di locomozione aggiuntivo.

Oltre a questa problematica, si sono riscontrate delle difficoltà nell'interpretare l'uso della viabilità stradale (ordinaria e forestale) da parte della linca. Non è chiaro infatti se un

utilizzo maggiore da parte dell'animale durante le ore notturne sia da ricondursi ad una maggiore mobilità dello stesso, alla presenza di prede in alimentazione lungo i margini stradali o ad un effettivo utilizzo delle strade per gli spostamenti. Inoltre se le strade venissero sfruttate per i movimenti giornalieri a medio-lungo raggio del felide, quanto potrebbero influenzare il consumo energetico dovuto alla locomozione? Anche se le strade permettessero una maggiore velocità rispetto alla locomozione all'interno del bosco, il risparmio sarebbe minimo e non giustificabile. Potrebbero permettere un risparmio energetico in discesa grazie alla minor pendenza, rispetto al versante sul quale risultano tracciate, ma sarebbe da valutare in funzione di un aumento nella locomozione orizzontale dovuto al fatto di dover percorrere un tragitto decisamente più lungo rispetto alla linea di massima pendenza del versante. Tutte queste considerazioni andrebbero in futuro approfondite con specifici studi sul campo, quali ad esempio lo snow tracking, combinate ad analisi delle caratteristiche della viabilità stradale esistente e del suo utilizzo da parte dell'animale (metri di percorrenza su strada, verso di percorrenza, ecc.), anche per verificare se il pattern emerso dall'analisi geostatistica trovi un riscontro nella realtà.

Il calcolo svolto per il costo energetico dovuto alla locomozione (orizzontale e verticale) sembra sovrastimare il reale dispendio energetico animale. Questo problema ha presumibilmente origine non tanto dagli indici territoriali utilizzati, quanto dalla loro applicazione alle formule di calcolo della spesa energetica. Il dislivello, come calcolato in questa ricerca, rappresenta lo scenario più dispendioso in un quadrante, considerando gli spostamenti al suo interno lungo la linea di maggior pendenza e sempre in salita; oltre a questo si è aggiunto l'ulteriore costo dovuto alla pendenza media ed allo sforzo di frenata in discesa, considerando il quadrante tutto in discesa. Ecco che quindi i costi legati alla morfologia sono stati considerati praticamente due volte. Nonostante ciò, l'assunto secondo il quale la lince attraverserebbe il quadrante da lato a lato in linea retta (seguendo quindi il tragitto minore), potrebbe bilanciare questa imprecisione nel calcolo energetico. In futuro si potrebbe prevedere di considerare solo metà quadrante in salita e metà in discesa o sviluppare un algoritmo più sofisticato che tenga conto di queste problematiche.

Un ulteriore punto debole dello studio effettuato riguarda l'analisi della disponibilità trofica per entrambe le specie. Per la lince è stata utilizzata una sola specie come fonte alimentare, ovvero il capriolo. Come però già ampiamente discusso nei capitoli sulla biologia dell'animale questa preda d'elezione può essere affiancata ad altre specie, siano ungulati (camoscio, cervo), mammiferi di taglia medio-piccola (gatto selvatico, volpe, lepre, ecc.), o una

serie di altre piccole prede quali roditori ed uccelli. Per valutare quindi correttamente gli input energetici sarebbe necessario creare modelli ad hoc almeno per le altre due specie di ungulati preda, il camoscio ed il cervo, anche se nella nostra regione rappresentano la frazione minore nell'alimentazione della lince. Il modello di densità sviluppato potrebbe in aggiunta subire effetti di errori di stima a causa dei dati di partenza, i censimenti delle riserve di caccia (dovuti alle tecniche utilizzate, alle superfici censite ed al periodo di censimento), ed andrebbe testato su piccole aree campione per valutarne l'affidabilità. Va inoltre chiarito l'effetto dell'ambiente sul successo di caccia della lince e l'efficienza di consumo delle carcasse. Per l'orso invece l'utilizzo di una variabile adimensionale, come l'indice di disponibilità alimentare (IDA) non ha permesso di quantificare il reale apporto calorico delle componenti vegetazionali del paesaggio e quindi di sviluppare un modello degli input energetici, pur permettendo di valutare la presenza di pattern comportamentali spiegabili da un punto di vista energetico. Andrebbe di conseguenza valutata la possibilità di un'ulteriore analisi allo scopo di ricavare delle equazioni empiriche che leghino l'IDA alla disponibilità trofica in termini di chilocalorie utilizzabili dall'orso. In alternativa si potrebbe prevedere l'uso di altri indici, facilmente reperibili e disponibili per superfici vaste, quali ad esempio l'NDVI, e l'applicazione di questi al calcolo della produttività della vegetazione e dell'apporto calorico per l'orso bruno.

Infine uno dei principali fattori limitanti in questa ricerca, comunque, si è rilevato essere il ridotto numero di animali utilizzati nelle analisi geo-statistiche, che potrebbe aver determinato l'insorgenza di pattern individuali, non generalizzabili a livello di specie, anche se si prevede l'utilizzo di altri database, italiani e non, per affinare la ricerca di pattern comportamentali generali.

Ad ogni modo l'approccio sviluppato e lo sforzo fatto nell'attribuire valori quantitativi (espressi in kcal in questo caso) alle unità territoriali di modelli spazialmente espliciti potrebbe rendere possibile il superamento di alcuni limiti intrinseci alla modellistica quali l'attribuzione soggettiva (seppur in molti casi corretta) di indici di vocazionalità, di permeabilità, e di pesi alle diverse componenti del territorio.

7. APPLICAZIONI FUTURE

Valutare la vocazionalità del territorio su base energetica, anche per dei grandi carnivori come l'orso e la lince, potrebbe avere numerose applicazioni nel campo della modellistica più sofisticata come ad esempio ABM (Agent Based Models) ed IBM (Individual Based Models). Questo tipo di modelli dinamici si prestano meglio a simulare spostamenti ed utilizzi del territorio da parte delle specie animali, e gli indici individuati con questo studio e l'approccio utilizzato potrebbero costituire il substrato ottimale sul quale compiere simulazioni di questo tipo.

Lo sviluppo di mappe di vocazionalità energetica, potrebbe trovare inoltre un'applicazione pratica di natura conservativa nella gestione delle specie selvatiche e degli habitat di specie. Un esempio può essere rappresentato da Piani di gestione e Misure di conservazione speciale di SIC e ZPS, attualmente redigenti in Friuli Venezia Giulia ed altre regioni d'Italia. La strategia gestionale di questi documenti "... dovrà tenere conto delle esigenze di habitat e specie presenti nel sito preso in considerazione, in riferimento anche alle relazioni esistenti a scala territoriale." (Decreto 3 settembre 2002 - Linee guida per la gestione dei siti Natura 2000). Nel caso specifico del Friuli Venezia Giulia le Misure di conservazione per la bioregione alpina sanciscono per la lince il "divieto di accesso turistico, ad esclusione delle strade e sentieri segnalati, in aree di riposo diurno in periodo invernale e in aree di riproduzione, individuate dall'ente gestore del Sito tramite Piano di gestione, Valutazione di incidenza o parere motivato, dal 30 novembre al 30 maggio" (DGR 2494/2011). La presente ricerca, in tal senso, potrebbe fornire gli strumenti idonei a definire queste zone di svernamento e contribuire alla conservazione della lince.

Con questo lavoro si è voluto seguire un approccio innovativo, basato sulla ricerca di metodologie più che di risposte, che sembra poter avere delle buone potenzialità in uno sviluppo futuro. Ovviamente la strada per la definizione di un metodo generalmente valido è ancora lunga, ma decisamente affascinante.

APPENDICI

TESI DI DOTTORATO DI ALESSANDRO VISINTIN DISCUSSA PRESSO L'UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI UDINE

LAI (cfr. lista AUTORI)																																	
COD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31		
15.1	
15.21	3,325	2,500		
15.5	.	.	2,500	2,700	
15.6	
15.81	2,500	
16.29	3,970	
16.3	.	.	1,710	0,687	.	.	
24.221	.	.	1,710	
24.52	4,130	.	.	.	
31.42	.	.	1,880	2,000	
31.52	4,000	2,960	
31.611	
31.81	.	.	.	4,880	4,730	
31.88	.	.	2,080	
34.75	.	.	1,700	
35.11	3,700	5,500	4,900	
36.31	3,700	4,500	4,900	
36.34	.	.	1,710	1,200
36.413	5,500
36.433	.	.	1,710
36.5	4,800
37.31	2,400
38.2	7,000	5,400	7,000
41.11	5,595	.	5,060	4,450	3,950	5,891	4,316	.	.	5,930	
41.13	5,595	.	5,060	4,450	3,950	5,891	4,316	.	.	5,930	
41.15	5,595	.	5,060	4,450	3,950	5,891	4,316	.	.	5,930	
41.16	5,595	.	5,060	4,450	3,950	5,891	4,316	.	.	5,930	
41.281	.	4,890	5,060	5,480	3,750	3,100	
41.282	.	4,890	5,060	5,480	3,750	3,100	
41.41	5,210	.	5,060	3,730	3,560	

COD	LAI (cfr. lista AUTORI)														WAI (cfr. lista AUTORI)				
	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	
15.1	.	.	0,400	
15.21	
15.5	
15.6	1,360	1,620	
15.81	
16.29	
16.3	
24.221	
24.52	
31.42	
31.52	
31.611	.	.	.	6,080	3,052	
31.81	
31.88	
34.75	3,500	2,760	
35.11	
36.31	
36.34	3,500	2,300	
36.413	
36.433	2,300	
36.5	
37.31	3,000	
38.2	
41.11	0,460	0,500	0,800	0,876	.	
41.13	0,460	0,500	0,800	0,876	.	
41.15	0,460	0,500	0,800	0,876	.	
41.16	0,460	0,500	0,800	0,876	.	
41.281	0,600	.	.	.	0,755	
41.282	0,600	.	.	.	0,755	
41.41	0,260	0,430	.	0,400	

COD	LAI (cfr. lista AUTORI)																																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31		
41.59	.	4,890	5,060	2,170	2,360	3,100	
41.731	.	4,890	5,060	3,070	2,790	3,100		
41.81	.	.	2,080	3,070	2,790		
41.9	.	.	5,060	4,100	4,090		
42.12	4,426	.	5,470	4,260	3,220		
42.13	4,426	.	5,470	4,260	3,220		
42.1B	.	3,780	4,060	.	.	.	3,733	.	3,219	4,012		
42.21	3,704	5,200	5,470	3,690	3,550	.	4,700	.	4,214	5,650		
42.221	3,704	5,200	5,470	3,690	3,550	.	4,700	.	4,214	5,650		
42.222	3,704	5,200	5,470	3,690	3,550	.	4,700	.	4,214	5,650		
42.322	
42.611	.	2,360	2,650	.	.	.	2,767	2,300	2,224	2,375	
44.11	.	.	2,080	3,950	
44.13	.	.	2,080	3,950	
44.21	.	.	2,080	2,010	
44.61	.	2,750	5,060	2,173	3,450	
44.91	.	.	5,060	4,800	
45.319	.	.	5,700	3,250	
53.1	7,830	
53.2	4,200
54.2	.	.	2,500
54.4	.	.	2,500	4,400
82.1	.	.	3,620	.	.	3,570	.	4,400	
82.3	.	.	3,620	.	.	3,090	.	3,550
83.15	.	.	2,080
83.21	.	.	2,080	3,440	.	.	3,475
83.31	3,704	5,200	4,630	3,690	3,550	.	4,700	.	4,214	5,650	.	.	10,400	
83.321	.	.	8,720	7,100
83.324	.	.	5,060	4,300	7,100
85.1	.	.	.	3,730	3,560

COD	LAI (cfr. lista AUTORI)													WAI (cfr. lista AUTORI)				
	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49
41.59	3,585	.	.	.	0,600	.	.	.	0,755
41.731	0,600	.	.	.	0,755
41.81
41.9
42.12
42.13
42.1B	5,200
42.21	5,200
42.221	5,200
42.222	5,200
42.322
42.611	2,360
44.11
44.13
44.21
44.61	4,850	.	.	.	3,300
44.91
45.319	5,475
53.1
53.2
54.2	3,100
54.4
82.1
82.3
83.15	4,000
83.21
83.31	5,200
83.321	3,300
83.324
85.1

AUTORI:

- 1: Barilotti *et al.*, 2006.
- 2: Gower *et al.*, 1999.
- 3: Scurluck *et al.*, 2001
- 4: Napolitano *et al.*, 2005 (LAI LC)
- 5: Napolitano *et al.*, 2005 (LAI FE)
- 6: Flenet *et al.*, 1996
- 7: Pierce *et al.*, 1988
- 8: Breuer *et al.*, 2003
- 9: Chen *et al.*, 1996 (LAI optic)
- 10: Chen *et al.*, 1996 (LAI allom)
- 11: Cutini *et al.*, 1997 (LAI litter)
- 12: Cutini *et al.*, 1997 (LAI PCA)
- 13: Gower *et al.*, 1991
- 14: Tappeiner *et al.*, 1998
- 15: Bartelink, 1996
- 16: Zimmerman, 1984
- 17: Jing *et al.*, 2009
- 18: De Cortazar *et al.*, 2005
- 19: Wohlfahrt, 2001
- 20: Statford, 2006
- 21: Cohen *et al.*, 2000
- 22: Hoff *et al.*, 2002
- 23: Eschenbach *et al.*, 1996
- 24: Stangl *et al.*, 2009
- 25: Koetz *et al.*, 2004
- 26: Maximov *et al.*, 2010
- 27: Koerner *et al.*, 1997
- 28: Chang, 2008
- 29: Ripley, 2001
- 30: Banksota. 2006
- 31: Zhang *et al.*, 1997
- 32: Neves *et al.*, 2007
- 33: Jensen, 1979

- 34: Heinsh *et al.*, 2004
- 35: Wiedmer *et al.*, 2006
- 36: Rubli, 1976
- 37: Lauberg *et al.*, 1997
- 38: Darvishzadeh *et al.*, 2008
- 39: Bertoldi *et al.*, 2010
- 40: Koerner. 1982
- 41: Trotta
- 42: Diemer *et al.*, 2001
- 43: Green *et al.*, 1987
- 44: Spieksma *et al.*, 1996
- 45: Gower *et al.*, 1999
- 46: Napolitano *et al.*, 2005 (WAI LC)
- 47: Napolitano *et al.*, 2005 (WAI FE)
- 48: Cutini *et al.*, 1997 (WAI PCA)
- 49: Eriksson *et al.*, 2004

Tabella 40. LAI e WAI calcolati secondo i valori reperiti in bibliografia per comparazione ai diversi ambienti della Carta della Natura del FVG (ISPRA, 2009).

CODICE	OVERSTORY												UNDERSTORY											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
15.1	0,735	0,794	0,836	0,830	0,845	0,850	0,848	0,838	0,814	0,813	0,757	0,712	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
15.21	0,067	0,154	0,280	0,352	0,482	0,550	0,522	0,410	0,264	0,201	0,091	0,049	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
15.5	0,090	0,188	0,321	0,394	0,521	0,587	0,559	0,451	0,304	0,239	0,118	0,068	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
15.6	0,866	0,898	0,920	0,500	0,534	0,546	0,541	0,517	0,466	0,908	0,878	0,854	0,146	0,237	0,325	0,313	0,349	0,362	0,357	0,331	0,277	0,274	0,175	0,120
15.81	0,138	0,228	0,316	0,303	0,339	0,352	0,347	0,321	0,268	0,265	0,167	0,114	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
16.1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
16.21	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
16.22	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
16.29	0,025	0,064	0,118	0,170	0,201	0,212	0,208	0,185	0,142	0,085	0,036	0,018	0,184	0,310	0,451	0,520	0,633	0,688	0,665	0,572	0,434	0,366	0,223	0,151
16.3	0,329	0,463	0,592	0,651	0,740	0,782	0,765	0,693	0,578	0,517	0,373	0,289	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
21	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
22.1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
22.4	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
24.1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
24.221	1,000	1,000	1,000	0,512	0,626	0,682	0,659	0,565	0,426	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
24.52	0,022	0,070	0,165	0,227	0,355	0,429	0,397	0,282	0,151	0,103	0,033	0,014	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
31.42	0,819	0,862	0,890	0,382	0,418	0,431	0,426	0,401	0,346	0,875	0,835	0,803	0,023	0,073	0,169	0,232	0,360	0,434	0,403	0,288	0,155	0,106	0,035	0,015
31.52	0,063	0,126	0,199	0,263	0,298	0,311	0,306	0,280	0,229	0,156	0,081	0,047	0,144	0,261	0,401	0,473	0,592	0,651	0,627	0,527	0,384	0,316	0,179	0,115
31.611	0,695	0,762	0,809	0,173	0,204	0,216	0,211	0,188	0,144	0,783	0,720	0,670	0,241	0,373	0,512	0,577	0,681	0,730	0,710	0,625	0,496	0,429	0,283	0,204
31.81	0,682	0,751	0,800	0,158	0,188	0,199	0,195	0,173	0,130	0,773	0,707	0,656	0,261	0,394	0,531	0,595	0,696	0,743	0,724	0,642	0,516	0,450	0,304	0,223
31.88	0,118	0,202	0,288	0,357	0,393	0,406	0,401	0,375	0,320	0,238	0,145	0,095	0,031	0,089	0,194	0,260	0,389	0,463	0,432	0,316	0,179	0,126	0,045	0,020
34.75	0,094	0,194	0,328	0,401	0,527	0,593	0,566	0,458	0,311	0,245	0,123	0,071	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
35.11	0,015	0,055	0,139	0,198	0,322	0,396	0,364	0,251	0,127	0,083	0,024	0,009	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
36.31	0,020	0,067	0,160	0,222	0,349	0,423	0,392	0,277	0,147	0,099	0,032	0,013	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
36.34	0,143	0,260	0,401	0,472	0,592	0,651	0,627	0,527	0,384	0,316	0,179	0,114	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
36.413	0,007	0,033	0,099	0,150	0,266	0,338	0,307	0,198	0,089	0,054	0,013	0,004	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

44.91	0,663	0,735	0,787	0,137	0,165	0,176	0,172	0,151	0,112	0,759	0,689	0,636	0,854	0,889	0,912	0,467	0,502	0,514	0,509	0,485	0,432	0,899	0,867	0,841
45.319	0,020	0,055	0,104	0,153	0,182	0,194	0,189	0,168	0,126	0,073	0,030	0,014	0,850	0,886	0,910	0,457	0,492	0,504	0,499	0,475	0,421	0,897	0,863	0,836
53.1	0,001	0,007	0,033	0,060	0,140	0,201	0,174	0,091	0,028	0,013	0,002	0,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
53.2	0,020	0,067	0,160	0,222	0,349	0,423	0,391	0,276	0,146	0,099	0,032	0,013	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
54.2	0,074	0,165	0,294	0,366	0,495	0,563	0,535	0,424	0,278	0,214	0,100	0,055	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
54.4	0,041	0,109	0,222	0,290	0,421	0,493	0,463	0,348	0,206	0,149	0,059	0,028	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
61.11	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
61.22	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
61.23	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
61.31	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
62.15	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
62.21	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
63	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
82.1	1,000	1,000	1,000	0,174	0,205	0,217	0,212	0,190	0,145	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
82.3	1,000	1,000	1,000	0,227	0,261	0,273	0,268	0,244	0,194	1,000	1,000	1,000	0,138	0,254	0,394	0,465	0,586	0,646	0,621	0,520	0,377	0,309	0,173	0,110
83.15	0,732	0,792	0,834	0,222	0,255	0,268	0,263	0,238	0,189	0,811	0,754	0,709	0,104	0,208	0,345	0,417	0,542	0,607	0,580	0,474	0,328	0,261	0,134	0,080
83.21	0,735	0,794	0,836	0,226	0,260	0,273	0,268	0,243	0,194	0,813	0,757	0,713	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
83.31	0,043	0,043	0,043	0,043	0,043	0,043	0,043	0,043	0,043	0,043	0,043	0,043	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
83.321	0,054	0,112	0,182	0,034	0,047	0,052	0,050	0,040	0,024	0,140	0,071	0,040	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
83.324	0,615	0,695	0,753	0,096	0,119	0,129	0,125	0,107	0,075	0,721	0,644	0,586	0,849	0,893	0,926	0,603	0,702	0,749	0,729	0,649	0,524	0,907	0,865	0,833
85.1	0,721	0,783	0,826	0,206	0,239	0,251	0,246	0,222	0,175	0,802	0,743	0,697	0,159	0,279	0,421	0,491	0,608	0,666	0,642	0,545	0,404	0,335	0,196	0,128
86.1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
86.3	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
86.41	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Tabella 41. Probabilità di penetrazione della luce solare P_0 calcolata per singolo mese dell'anno (15° giorno) assegnata alle classi della Carta della Natura del Friuli Venezia Giulia (ISPRA, 2009).

CODICE	OVERSTORY												UNDERSTORY											
	JAN	FEB	MAR	APR	MAJ	JUN	JUL	AUG	SEP	OCT	NOV	DEC	JAN	FEB	MAR	APR	MAJ	JUN	JUL	AUG	SEP	OCT	NOV	DEC
1.1.1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1.1.2	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1.2.1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1.2.2	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1.2.3	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1.2.4	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1.3.1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1.3.3	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1.4.1	0,720	0,782	0,826	0,206	0,239	0,251	0,246	0,222	0,175	0,802	0,743	0,697	0,159	0,279	0,421	0,491	0,608	0,666	0,642	0,545	0,404	0,335	0,196	0,128
1.4.2	0,720	0,782	0,826	0,206	0,239	0,251	0,246	0,222	0,175	0,802	0,743	0,697	0,159	0,279	0,421	0,491	0,608	0,666	0,642	0,545	0,404	0,335	0,196	0,128
2.1.1	1,000	1,000	1,000	0,269	0,399	0,472	0,441	0,326	0,187	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2.2.1	0,735	0,794	0,836	0,226	0,260	0,273	0,268	0,243	0,194	0,813	0,757	0,713	0,100	0,203	0,339	0,411	0,537	0,602	0,575	0,468	0,322	0,255	0,130	0,077
2.2.2	0,732	0,792	0,834	0,222	0,255	0,268	0,263	0,238	0,189	0,811	0,754	0,709	0,104	0,208	0,345	0,417	0,542	0,607	0,580	0,474	0,328	0,261	0,134	0,080
2.3.1	0,115	0,223	0,361	0,108	0,210	0,280	0,249	0,149	0,058	0,277	0,147	0,089	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2.4.2	1,000	1,000	1,000	0,227	0,261	0,273	0,268	0,244	0,194	1,000	1,000	1,000	0,138	0,254	0,394	0,465	0,586	0,646	0,621	0,520	0,377	0,309	0,173	0,110
2.4.3	1,000	1,000	1,000	0,227	0,261	0,273	0,268	0,244	0,194	1,000	1,000	1,000	0,138	0,254	0,394	0,465	0,586	0,646	0,621	0,520	0,377	0,309	0,173	0,110
2.4.4	0,729	0,789	0,832	0,218	0,251	0,263	0,258	0,234	0,186	0,809	0,751	0,706	0,138	0,254	0,394	0,465	0,586	0,646	0,621	0,520	0,377	0,309	0,173	0,110
3.1.1	0,597	0,680	0,740	0,163	0,193	0,205	0,200	0,178	0,135	0,707	0,627	0,567	0,841	0,878	0,904	0,433	0,468	0,481	0,476	0,451	0,397	0,890	0,855	0,826
3.1.2	0,080	0,080	0,080	0,080	0,080	0,080	0,080	0,080	0,080	0,080	0,080	0,080	0,821	0,863	0,891	0,385	0,421	0,434	0,429	0,403	0,349	0,876	0,836	0,805
3.1.3	0,137	0,227	0,315	0,171	0,202	0,214	0,209	0,187	0,143	0,264	0,166	0,113	0,831	0,870	0,897	0,408	0,444	0,457	0,452	0,426	0,372	0,883	0,845	0,815
3.2.1	0,040	0,107	0,219	0,288	0,419	0,491	0,460	0,345	0,204	0,148	0,057	0,027	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
3.2.2	0,187	0,286	0,377	0,304	0,339	0,352	0,347	0,322	0,268	0,325	0,220	0,158	0,057	0,138	0,260	0,331	0,462	0,532	0,502	0,389	0,244	0,183	0,079	0,041
3.2.4	0,703	0,768	0,814	0,182	0,214	0,226	0,221	0,198	0,153	0,789	0,727	0,678	0,124	0,236	0,375	0,447	0,569	0,631	0,605	0,503	0,358	0,290	0,157	0,097
3.3.1	0,886	0,914	0,932	0,559	0,590	0,601	0,597	0,575	0,526	0,922	0,897	0,876	0,648	0,741	0,816	0,846	0,889	0,909	0,901	0,867	0,808	0,773	0,681	0,616
3.3.2	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

3.3.3	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
3.3.4	0,561	0,649	0,714	0,757	0,777	0,784	0,781	0,767	0,735	0,678	0,593	0,530	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
4.1.1	0,014	0,053	0,136	0,194	0,318	0,392	0,360	0,247	0,124	0,081	0,023	0,009	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
4.2.1	0,077	0,170	0,300	0,372	0,501	0,568	0,540	0,430	0,283	0,219	0,104	0,057	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
4.2.2	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
5.1.1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
5.1.2	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
5.2.1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
5.2.2	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
5.2.3	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Tabella 42. Probabilità di penetrazione della luce solare P_0 calcolata per singolo mese dell'anno (15° giorno) assegnata alle classi della Carta Corine Land Cover 2000.

TESI DI DOTTORATO DI ALESSANDRO VISINTIN DISCUSSA PRESSO L'UNIVERSITÀ DI TRIESTE

APPENDICE III

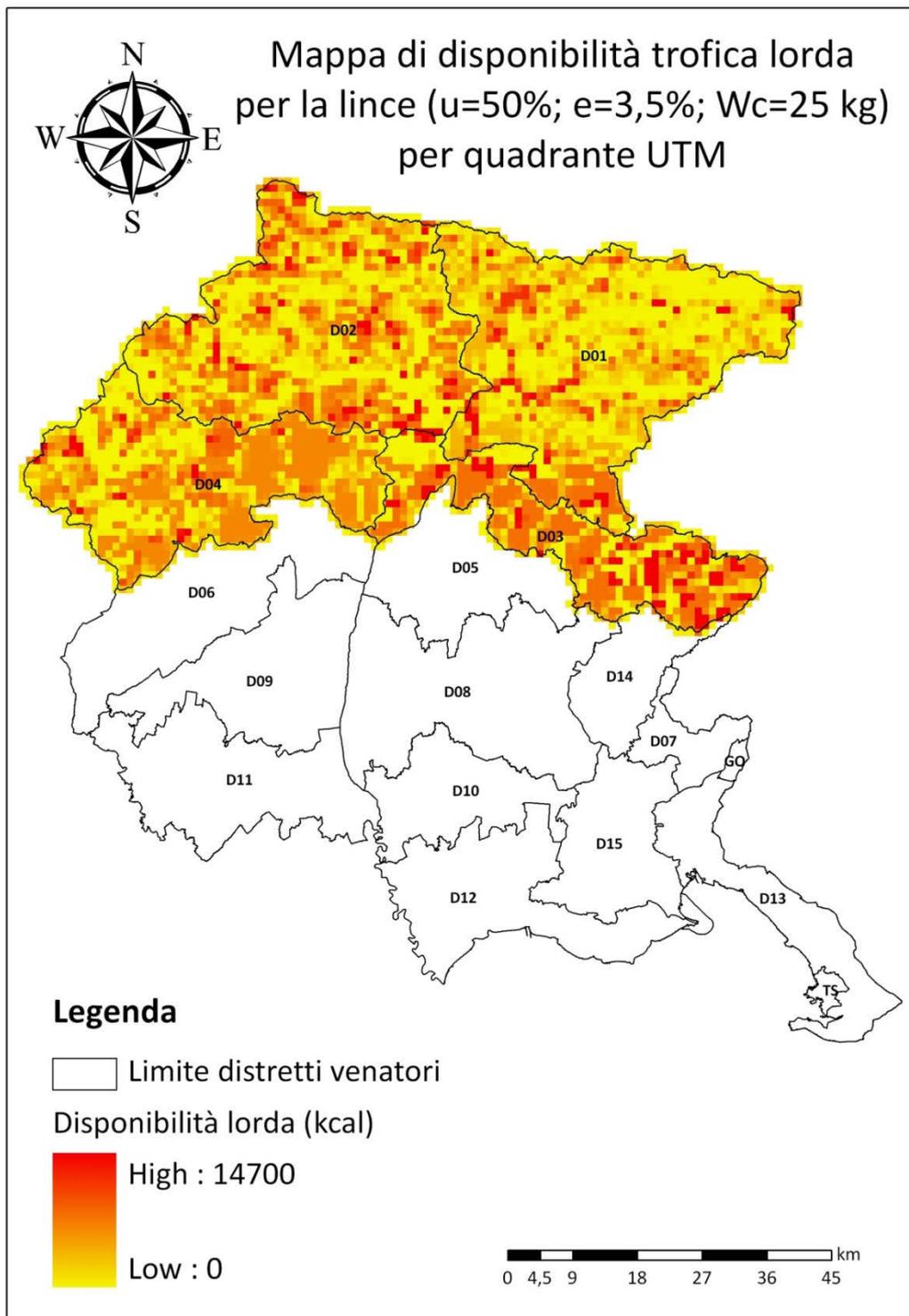


Figura 29. Carta regionale della disponibilità trofica lorda calcolata per la lince, sulla base della densità di caprioli stimata; i valori dei parametri utilizzati per il calcolo sono i seguenti: $u=50\%$, $e=3.5\%$, $Wc=25$ (kg) ed $E=840$ (kcal).

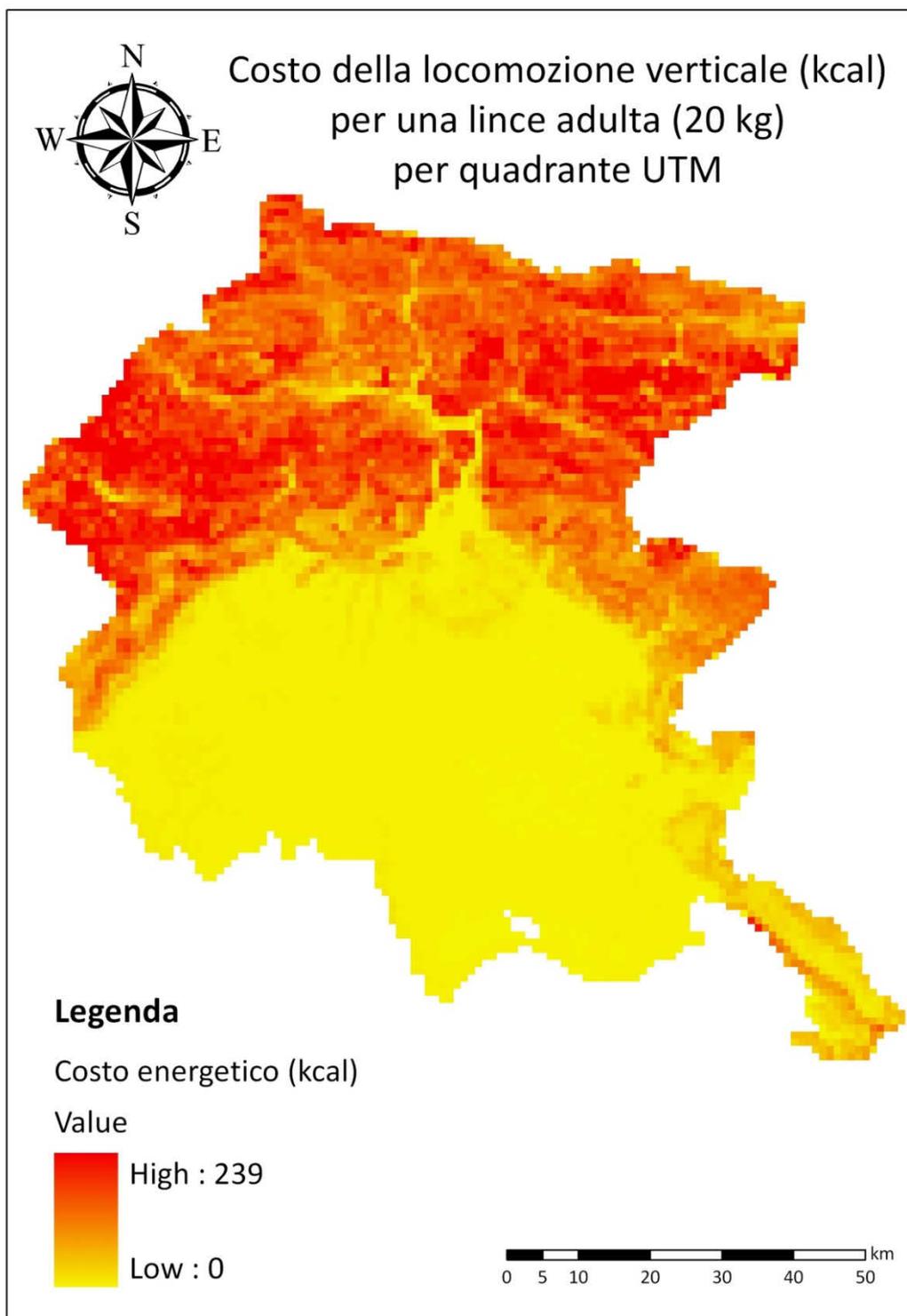


Figura 30. Carta regionale del costo di locomozione verticale stimato per una lince di 20 kg.

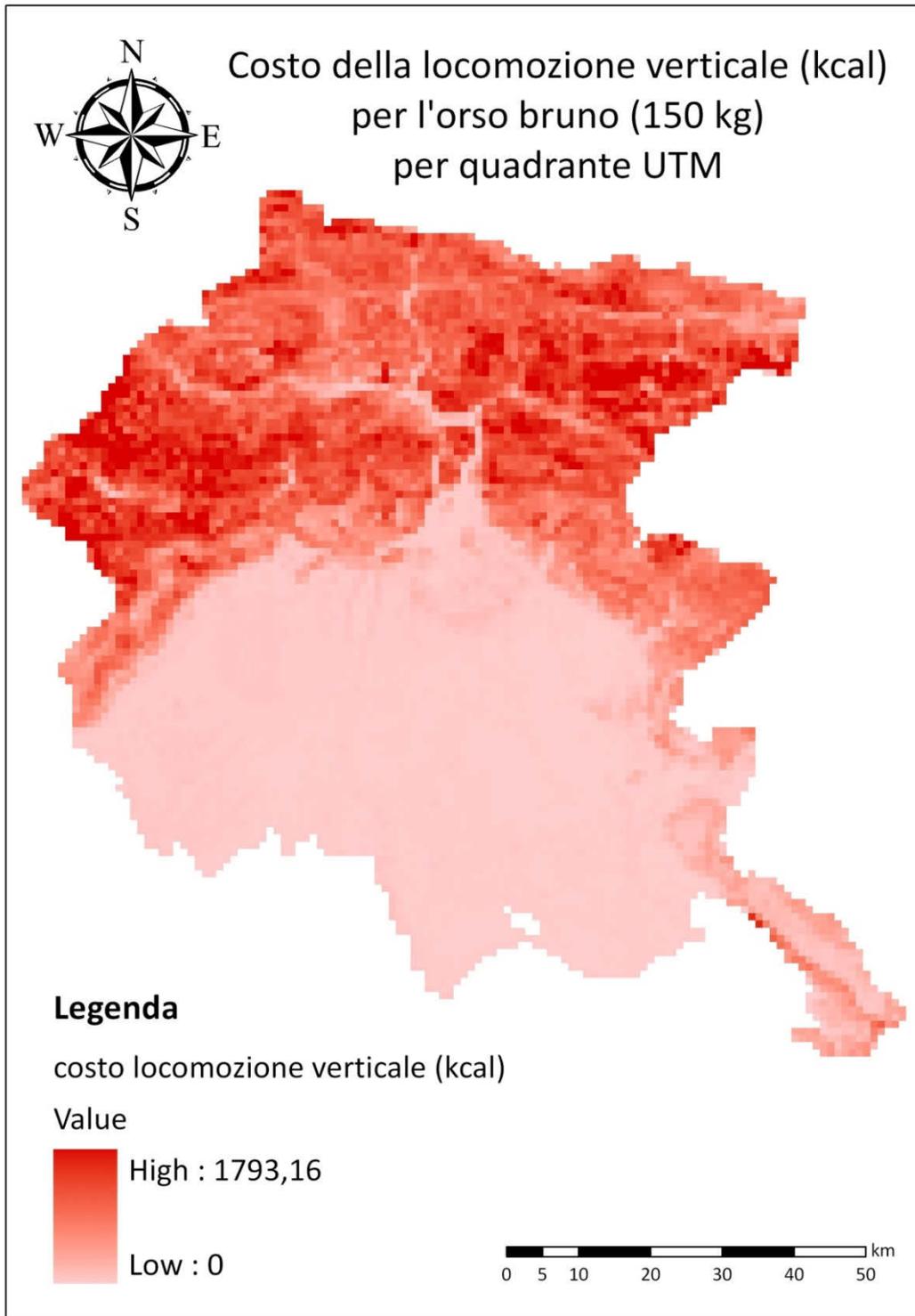


Figura 31. Carta regionale del costo di locomozione verticale stimato per un orso di 150 kg.

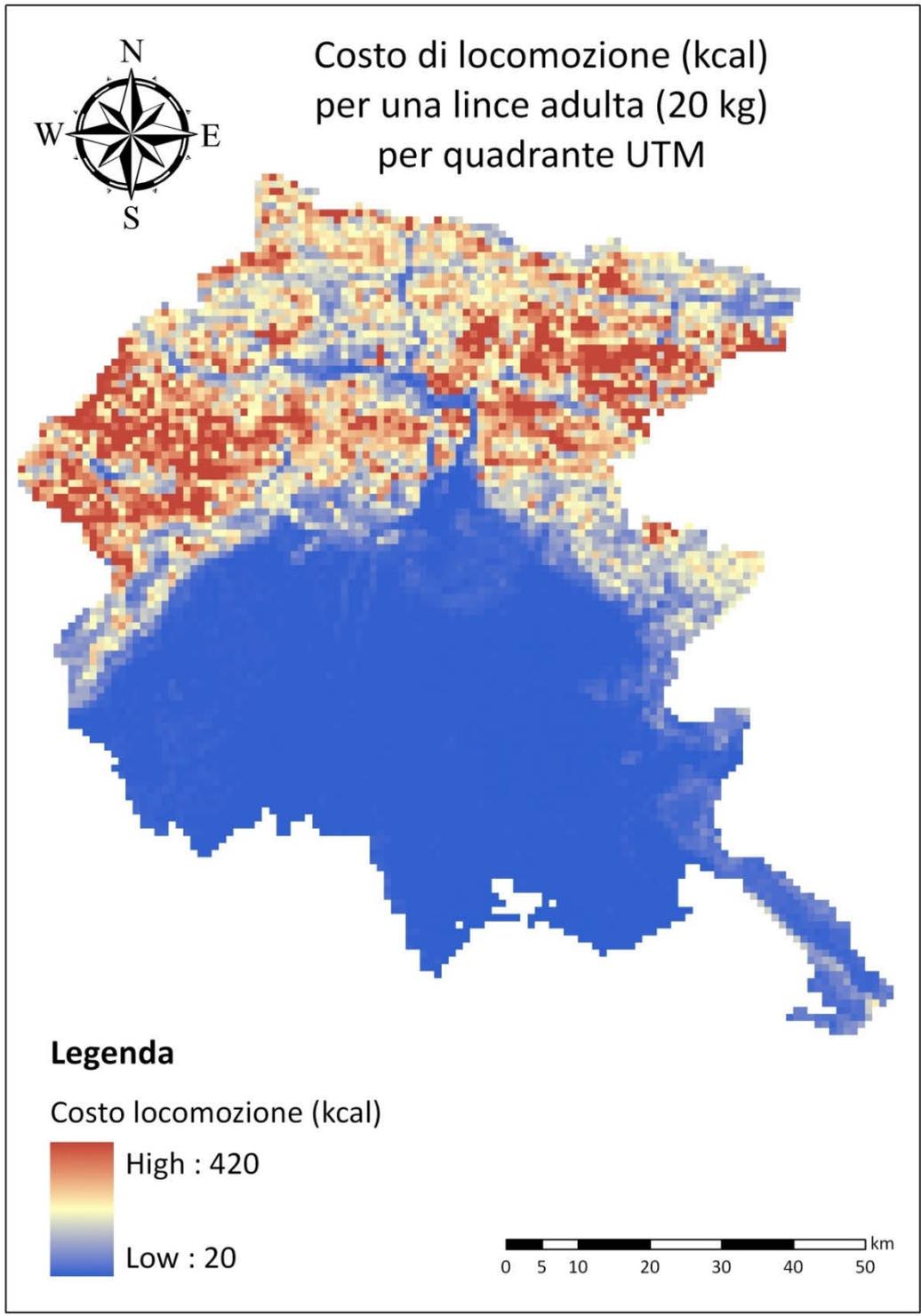


Figura 32. Carta regionale del costo di locomozione totale Cl ($Clv+Clh-Rd$) stimato per una lince di 20 kg.

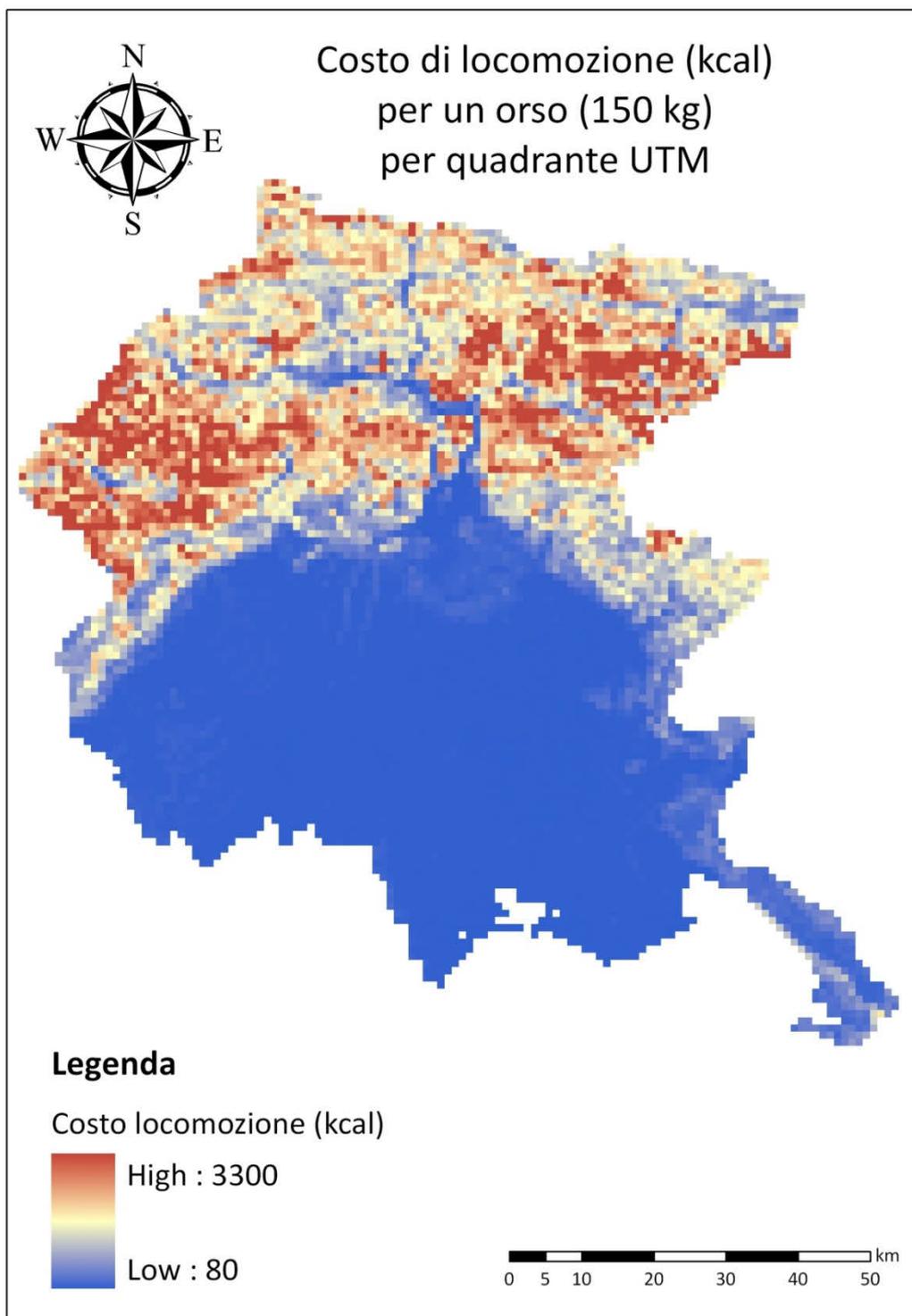


Figura 33. Carta regionale del costo di locomozione totale Cl ($Cv+Ch-Rd$) stimato per un orso di 150 kg.

BIBLIOGRAFIA

- ADRIAENSEN, F., J. P. CHARDON, G. DEBLUST, E. SWINNEN, S. VILLALBA, H. GULINCK, AND E. MATTHYSEN. 2003. *The application of 'least-cost' modeling as a functional landscape model*. Landscape and Urban Planning 64: 233–247.
- ALDAMA, J.J., J.F. BELTRAN, AND M. DELIBES. 1991. *Energy expenditure and prey requirements of free-ranging Iberian lynx in Southwestern Spain*. Journal of Wildlife Management 55 (4): 635–645.
- ALTMANN, S.A. 1987. *The impact of locomotor energetics on mammalian foraging*. J. Zool 211: 215–225.
- ANDERSON, E.M. 1990. *Bobcat diurnal loafing sites in southeastern Colorado*. The Journal of Wildlife Management 54: 600–602.
- ANDERSON, M.C. 1966. *Stand Structure and Light Penetration 2. A Theoretical Analysis*. Journal of Applied Ecology 3 (1).
- ANNILA, A., AND S. SALTHER. 2010. *Physical foundations of evolutionary theory*. Journal of Non-equilibrium Thermodynamics 35: 301–321.
- ANTONGIOVANNI, M., AND M. GUALTIERI. 1998. *Nutrizione e alimentazione animale*. Ed. Agricole, Bologna.
- APPS, C.D., B.N. MCLELLAN, J.G. WOODS, AND M.F. PROCTOR. 2004. *Estimating grizzly bear distribution and abundance relative to habitat and human influence*. Journal of Wildlife Management 68(1): 138–152.
- AUGUSTIN, N.H., M.A. MUGGLESTONE, AND S.T. BUCKLAND. 1996. *An autologistic model for the spatial distribution of wildlife*. Journal of Applied Ecology 33: 339–347.
- AUSTIN, M.P. 1971. *Role of regression analysis in plant ecology*. Proc. Ecol. Soc. Aust. 6: 63–75.
- AUSTIN, M.P., A.O. NICHOLLS, AND C.R. MARGULES. 1990. *Measurement of the realized qualitative niche: environmental niches of five Eucalyptus species*. Ecol. Monogr. 60: 161–177.
- AUSTIN, M.P., A.O. NICHOLLS, M.D. DHERTY, AND J.A. MEYERS. 1994. *Determining species response functions to an environmental gradient by means of a b-function*. J. Veg. Sci. 5: 215–228.
- AUSTIN, M.P. 1998. *An ecological perspective on biodiversity investigations: example from Australian eucalypt forests*. Ann. Missouri Bot. Gard. 85: 2–17.
- AUSTIN, M.P. 2002. *Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling*. Ecol. Model. 157: 101–118.

BALDOCCHI, D.D., B.A. HUTCHISON, M.D.R, AND R.T. MCMILLEN. 1985. *Canopy radiative transfer models for spherical and known leaf inclination distribution angles: a test in an oakhickory forest*. Journal Applied Ecology 22: 539-555.

BALDOCCHI, D. 2010. *Lecture 8 Solar Radiation Transfer Through Vegetation, Part 1: Theory*. Department of Environmental Science, Policy and Management. University of California, Berkeley, CA.

BANKSOTA, A. 2006. *Estimating leaf area index of salt marsh vegetation using airborne hyperspectral data*. Thesis submitted to the International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation.

BARILOTTI, A., S. TURCO, AND G. ALBERTI. 2006. *LAI determination in forestry ecosystem by lidar data analysis*. 3D Remote sensing in Forestry Workshop.

BARTELINK, H.H. 1996. *Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (Fagus sylvatica L.)*. Ann. For. Sci. 54: 39-50.

BASILLE, M., I. HERFINDAL, H. SANTIN-JANIN, J.D.C. LINNELL, J. ODDEN, R. ANDERSEN, K.A. HØGDA AND J.M. GAILLARD. 2009. *What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people?* Ecography 32: 683-691.

BEASOM, S.L. 1983. *A technique for assessing land surface ruggedness*. Journal of Wildlife Management 47: 1163–1166.

BEIER, P., AND R.F. NOSS. 1998. *Do habitat corridors provide connectivity?* Conservation Biology 12: 1241–1252.

BEIER, P., D.R. MAJKA, AND W.D. SPENCER. 2008. *Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages*. Conservation Biology 22: 836–851.

BERRY, J.K. 2002. *Use surface area for realistic calculations*. Geoworld 15 (9): 20–21.

BERTOLDI, G., C. NOTARNICOLA, G. LEITINGER, S. ENDRIZZI, M. ZEBISCH, S. DELLA CHIESA, AND U. TAPPEINER. 2010. *Topographical and ecohydrological controls on land surface temperature in an alpine catchment*. Ecohydrology 3: 189–204.

BEYER, H.L. 2004. Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. Available at <http://www.spatial ecology.com/htools>.

BJØRGE, A., T. BEKKBY, V. BAKKESTUEN, AND E. FRAMSTAD. 2002. *Interactions between harbour seals, Phoca vitulina, and fisheries in complex coastal waters explored by combined Geographic Information System (GIS) and energetics modeling*. ICES Journal of Marine Science 59: 29–42.

BIRKELAND, K., AND H. MYRBERGET. 1980. *The diet of the lynx (Lynx lynx) in Norway*. Fauna Norv. Ser. 1: 24-28.

BLANCO, J.C., S. REIG, AND L.D.I. CUESTA. 1992. *Distribution, status and conservation problems of the wolf Canis lupus in Spain*. Biological Conservation 60: 73-80.

BOITANI, L. 2000. *The action plan for the conservation of the wolf (Canis lupus) in Europe*. Bern Convention Meeting, Switzerland, Council of Europe, Strasbourg, France.

BOITANI, L., S. LOVARI, AND A. VIGNA TAGLIANTI. 2003. *Fauna d'Italia*. Mammalia III. Carnivora-Artiodactyla. Edagricole, Bologna 38.

BOITANI, L., A. FALCUCCI, L. MAIORANO, AND C. RONDININI. 2007. *Ecological Networks as Conceptual Frameworks or Operational Tools in Conservation*. Conservation Biology 21: 1414–1422.

BOYCE, M.S., J.S. MEYER, AND L.L. IRWIN. 1994. *Habitat-based PVA for the northern spotted owl*. In: Fletcher, D.J., Manly, B.F.J. (Eds.), *Statistics in Ecology and Environmental Monitoring*, Otago Conference Series 2. University Otago Press, Dunedin, New Zealand: 63-85.

BOYCE, M. S., AND L.L. MCDONALD. 1999. *Relating populations to habitats using resource selection functions*. Trends Ecol. Evol. (14): 268–272.

BOYCE, M.S., L.L. MCDONALD, AND B.F.J. MANLY. 1999. *Reply to Myrsterud and Ims*. Trends Ecol. Evol. 14: 490.

BOYCE, M.S., AND J. WALLER. 2000. *The application of resource selection functions analysis to estimate the number of grizzly bears that could be supported by habitats in the Bitterroot ecosystem*. In: Servheen, C. (Ed.), *Grizzly Bear Recovery in the Bitterroot Ecosystem*. Final Environmental Impact Statement. Appendix 21B.US. Fish & Wildlife Service, Missoula, Montana, USA: 6/231-6/241.

BOYCE, M.S., P.R. VERNIER, S.E. NIELSEN, F.K.A. SCHMIEGELOW. 2002. *Evaluating resource selection functions*. Ecological Modelling 157: 281-300.

BREUER, L., K. ECKHARDT, AND H.G. FREDE. 2003. *Plant parameter values for models in temperate climates*. Ecological Modelling 169: 237–293.

BREITENMOSER, U., AND M. BAETTIG. 1992. *Wiederansiedlung und Ausbreitung des Luchses (Lynx lynx) im Schweizer Jura*. Revue Suisse de Zoologie 99: 163–176.

BREITENMOSER, U., P. KACZENSKY, M. DÖTTERER, BREITENMOSER-WÜRSTEN, S. CAPT, F. BERNHART, AND M. LIEBEREK. 1993. *Spatial organization and recruitment of lynx (Lynx lynx) in a reintroduced population in the Swiss Jura Mountain*. Journal of Zoology. 231: 449-464.

BREITENMOSER, U., AND H. HALLER. 1993. *Pattern of predation of reintroduced European lynx in the Swiss Alps*. Journal of Wildlife Management 57: 135-144.

BREITENMOSER, U. 1998. *Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors*. Biological Conservation 83: 279-289.

BREITENMOSER, U., C. BREITENMOSER-WÜRSTEN, H. OKARMA, T. KAPHEGYI, U. KAPHYGYI-WALLMAN, AND U.M. MÜLLER. 2000. *Action plan for the conservation of the Eurasian lynx (Lynx lynx) in Europe*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitat (Bern Convention). Council of Europe Publishing. Nature and Environment 112.

BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., F. ZIMMERMANN, A. RYSER, S. CAPT, J. LAAS , A. SIEGENTHALER, AND U. BREITENMOSER. 2001. *Untersuchungen zur Luchspopulation in den Nordwesteralpen der Schweiz 1997–2000*. KORA Bericht. 9.

BRODY, S. 1945. *Bioenergetics and growth*. Hafner, New York.

BROOKS, C.P. 2003. *A scalar analysis of landscape connectivity*. *Oikos* 102: 433–439.

BROWN, J.H., J.F. GILLOOLY, A.P. ALLEN, V.M. SAVAGE, AND G.B. WEST. 2004. *Toward a metabolic theory of ecology*. *Ecology* 85(7): 1771–1789.

BRUGNOLI, A. 2010. *Ricatturata la lince B132 in Trentino*. *Forest@* 7: 172-176.

BRUNSELL, N.A., S. SCHYMANSKI, AND A. KLEIDON. 2011. *Quantifying the thermodynamic entropy budget of the land surface: Is this useful?* *Earth System Dynamics* 2: 71–103.

BUCKLAND, S.T., AND D.A. ELSTON. 1993. *Empirical models for the spatial distribution of wildlife*. *Journal of Applied Ecology* 30: 478–495.

BURGER, I.H., S.E. BLAZA, P.T. KENDALL, AND P.M. SMITH. 1984. *The Protein Requirement of Adult Cats for Maintenance*. *Feline Practice* 2 (14): 8-14.

CALDER, W.A. III. 1984. *Size, function in life history*. Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass.

CALOW, P. 1987. *Towards a definition of functional ecology*. *Functional Ecology* 1: 57-61.

CAMPBELL, G.S., AND J.M. NORMAN. 1998. *An Introduction to Environmental Biophysics*. Springer Verlag, New York.

CARVER, S.J. 1991. *Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems*. *International Journal of Geographical Information Systems* 5: 321-339.

CASE, L.P. ET AL. 1997. *L'alimentazione del cane e del gatto: una preziosa risorsa per la professione veterinaria*. Ed. Mosby Doyma, Italia.

CASTELLÓN, T.D., AND K.E. SIEVING. 2006. *An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird*. *Conservation Biology* 20: 135–145.

CESCATTI, A., AND U. NIINEMETS. 2004. *Photosynthetic Adaptation: Chloroplast to the Landscape*. W.K.T.C.V. Smith, C. Critchley, Springer, New York.

CHAMBERLAIN, M.J., B.D. LEOPOLD, AND M.L. CONNER. 2003. *Space use, movements and habitat selection of adult bobcats (*Lynx rufus*) in central Mississippi*. *The American Midland Naturalist* 149: 395–405.

CHANG, J. 2008. *Spatial Patterns in Aquatic Plant Communities Implications for Nutrient Cycling within a Constructed Wetland*.

- CHARNOV, E.L. 1976. *Optimal foraging, the marginal value theorem*. Theoretical Population Biology 9 (2).
- CHEN, J.M. 1996. *Optically-based methods for measuring seasonal variation of leaf area index in boreal conifer stands*. Agricultural and Forest Meteorology 80 (2-4): 135-163.
- CHEN, J.M., C.H. MENGES, AND S.G. LEBLANC. 2005. *Global mapping of foliage clumping index using multi-angular satellite data*. Remote Sensing of Environment 97 (4): 447-457.
- CHETKIEWICZ, C.L.B., C. CASSADY ST. CLAIR, AND M.S. BOYCE. 2006. *Corridors for conservation: integrating pattern and process*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 37: 317-342.
- CLEVENGER, A.P., F.J. PURROY, AND M.R. PELTON. 1990. *Movement and activity patterns of a European brown bear in the Cantabrian mountains, Spain*. International Conference for Bear Research and Management 8: 205-211.
- CLEVENGER, A.P., J. WIERZCHOWSKI, B. CHRUSZCZ, AND K. GUNSON. 2002. *GIS-generated, expert-based models for identifying wildlife habitat linkages and planning mitigation passages*. Conservation Biology 16: 503-514.
- COHEN, S., M.J. STRIEM, M. BRUNER, AND I. KLEIN. 2000. *Grapevine leaf area index evaluation by gap fraction inversion*. ISHS Acta Horticulturae 537.
- COMMISSIONE EUROPEA. 3/3/2010. *Comunicazione della Commissione Europa 2020 - Una strategia per una crescita intelligente, sostenibile e inclusiva*. Bruxelles, COM(2010) 2020 definitivo.
- COP, J., AND A. FRKOVIC. 1998. *The reintroduction of the lynx in Slovenia and its present status in Slovenia and Croatia*. Hystrix 10 (1): 65-76.
- CUTINI, A., G. MATTEUCCI, AND G. SCARASCIA MUGNOZZA. 1997. *Estimation of leaf area index with the Li-Cor LAI 2000 in deciduous forests*. Forest Ecology and Management 10: 55-65.
- DALE, V.H., S.M. PEARSON, S.M. OFFERMAN, AND R.V. O'NEILL. 1994. *Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon*. Conservation Biology 8: 1027-1036.
- DALLA FIOR, G. 1985. *La nostra flora – Guida alla conoscenza della flora della regione Trentino-Alto Adige*. Terza ed. G.B. Monauni Ed. Trento.
- DARVISHZADEH, R., A. SKIDMORE, M. SCHLERF, C. ATZBERGER, F. CORSI, AND M. CHO. 2008. *Estimation of leaf area index and chlorophyll for a mediterranean grassland using hyperspectral data*. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XXXVII (B7).
- DARWIN, C. 1859. *On the origin of species*. London, UK: John Murray.

- DE CORTÁZAR, V.G., C. CÓRDOVA, AND M. PINTO. 2005. *Canopy structure and photosynthesis modelling of grapevines grown on an overhead trellis system in Chile*. Australian Journal of Grape and Wine Research 11: 328–338.
- DEL FAVERO, R., L. POLDINI, P.L. BORTOLI, G. DREOSSI, C. LASEN, AND G. VANONE. 1998. *La vegetazione forestale e la selvicoltura nella regione Friuli Venezia Giulia*. Direzione Regionale delle Foreste, Servizio della Selvicoltura, Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia. 2 Vol.
- DEMAYNADIER, P.G., AND M.L.J. HUNTER. 1998. *Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine*. Conservation Biology 12: 340–352.
- DE SIMON, P.E. 2004. *Modello di valutazione dell'habitat per l'orso bruno (Ursus arctos L.) in Friuli Venezia Giulia in funzione della disponibilità alimentare stagionale e delle zone di rifugio*. Tesi di laurea. Università degli studi di Udine – Facoltà di Medicina Veterinaria.
- DIEMER, M., K. OETIKER, AND R. BILLETER. 2001. *Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens*. Applied Vegetation Science 4: 237-246.
- DOSWALD, N., F. ZIMMERMANN, AND U. BREITENMOSER. 2007. *Testing expert groups for a habitat suitability model for the lynx Lynx lynx in the Swiss Alps*. Wildlife Biology 13: 430-446.
- DUNNING, J.B.J., D.J. STEWART, B.J. DANIELSON, B.R. NOON, T.L. ROOT, R.H. LAMBERSON, AND E.E. STEVENS. 1995. *Spatially explicit population models: current forms and future uses*. Ecological Applications 5: 3–11.
- EIBERLE, K. 1972. *Lebensweise und Bedeutung des Luchses in der Kulturlandschaft*. Mammalia Depicta, Verlag Paul Parey, Hamburg.
- ERICKSON, A.W., AND W.G. YOUATT. 1961. *Seasonal variations in the hematology and physiology of black bears*. J. Mammal. 42: 198-203.
- ESCHENBACH, C., AND L. KAPPEN. 1996. *Leaf area index determination in an alder forest: a comparison of three methods*. Journal of Experimental Botany 47 (302): 1457-14.
- ERIKSSON, H., L. EKLUNDH, K. HALL, AND A. LINDROTH. 2004. *Estimating LAI in deciduous forest stands*. Agricultural and Forest Meteorology 129: 27–37.
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 9.3. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- FABRO, C., AND S. FILACORDA. 2003. *Analisi della sovrapposizione spaziale teorica tra siti di interesse comunitario e grandi carnivori nel Friuli Venezia Giulia e relative implicazioni conservative*. Hystrix It. J. Mamm. 14.
- FARINA, A. 1997. *Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem*. Landscape Ecology 12: 365–378.
- FAUSCH, K.D. 1984. *Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain*. Canadian Journal of Zoology 62: 441-451.

- FERRERAS, P. 2001. *Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx*. *Biological Conservation* 100: 125–136.
- FERRIER, S. 1984. *The status of the Rufous Scrub-Bird *Atrichornis rufescens*: habitat, geographical variation and abundance*. PhD Thesis, University of New England, Armidale, Australia.
- FESTETICS, A., 1980. *Die Wiedereinburgerung des Luchses in Europa. Der Luchs in Europa*. Kilda Verlag. Greven: 224-254.
- FILACORDA, S. Report Interno Dipartimento Scienze Animali – Università di Udine. *L'orso bruno nelle Alpi italiane*.
- FILACORDA, S., A. MADINELLI, Y. CESCHIA, A. COMARO, S. VEZZARO, AND R. NADALINI. 2010. *Cattura e radiotelemetria della linca. Grandi carnivori ed ungulati nell'area confinaria italo-slovena – Stato di conservazione* (II edizione): 40-43.
- FLENET, F., J.R. KINIRY, J.E. BOARD, M.E. WESTGATE AND D.C. REIKOSKY. 1996. *Row spacing effects on light extinction coefficient of corn sorghum, soybean and sunflower*. *Agronomy Journal* 88 (2): 185-190.
- FRANKLIN, J. 1995. *Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients*. *Prog. Phys. Geogr.* 19: 474–499.
- GARLAND, T.JR. 1983. *Scaling the ecological cost of transport to body mass in terrestrial mammals*. *Am. Nat.* 121: 571-578.
- GEISER, F. 1987. *Hibernation and daily torpor in two pygmy possums (*Cercartetus* spp., Marsupialia)*. *Physiol. Zool.* 60: 93-102.
- GIBBS, J.P. 1998. *Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient*. *Landscape Ecology* 13: 263–268.
- GOBATTONIA, F., R. PELOROSSO, G. LAURO, A. LEONE, AND R. MONACO. 2011. *A procedure for mathematical analysis of landscape evolution and equilibrium scenarios assessment*. *Landscape and Urban Planning* 103: 289– 302.
- GORTANI, M. 1960. *I pionieri italiani della Geologia e della Mineralogia*. *Giornale di Geologia* 29 (1): 1-17.
- GOSSOW, H., AND P. HONSIG-ERLENBURG. 1986. *Management problems with re-introduced lynx in Austria*. *Proc. Intern. Symp. "Cats of the World". Natl. Wildl. Fed. Washington D.C.:* 77-83.
- GOWER, S.T., AND J.M. NORMAN. 1991. *Rapid Estimation of Leaf Area Index in Conifer and Broad-Leaf Plantations*. *Ecology* 72 (5): 1896-1900.
- GOWER, S.T., C.J. KUCHARIK, AND J.M. NORMAN. 1999. *Direct and Indirect Estimation of Leaf Area Index, fPAR, and Net Primary Production of Terrestrial Ecosystems*. *Remote Sens. Environ* 70: 29–51.

GRAHAM, C.H. 2001. *Factors influencing movement patterns of Keel-Billed toucans in a fragmented tropical landscape in Southern Mexico*. Conservation Biology 15: 1789–1798.

GRAHAM, C.H., S. FERRIER, F. HUETTMAN, C. MORITZ, AND A.T. PETERSON. 2004. *New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis*. Trends Ecol. Evol. 19: 497–503.

GREEN, S.R., AND B.E. CLOTHIER. 1987. *Water Use of Kiwifruit Vines and Apple Trees by the Heat-Pulse Technique*. Journal of Experimental Botany 39: 115-123.

GRIMM, V. 1994. *Mathematical models and understanding in ecology*. Ecological Modelling 75-76: 641-651.

GRIMM, V., K. FRANK, F. JELTSCH, R. BRANDL, J. UCHMARISKI, AND C. WISSEL. 1996. *Pattern-oriented modelling in population ecology*. The Science of the Total Environment 183: 151-166.

GRIMM, V., AND S.F. RAILSBACK. 2005. *Individual-based modeling and ecology*. Princeton series in theoretical and computational biology. Princeton University Press: 38-50.

GROFF, C., D. DALPIAZ, R. RIZZOLI, AND P. ZANGHELLINI (a cura di). 2012. *Rapporto Orso 2011 del Servizio Foreste e fauna della Provincia Autonoma di Trento*.

GROPPO, M. 2005. *Definizione di indici alimentari e di rifugio per la fauna selvatica dei principali tipi forestali delle Valli del Natisone*. Tesi di laurea. Università degli Studi di Udine – Facoltà di agraria.

GROSSMAN, G.D., AND M.C. FREEMAN. 1987. *Microhabitat use in a stream fish assemblage*. Journal of Zoology 212: 151-176.

GRUBB, T.C. JR, AND P.F. JR DOHERTY. 1999. *On home-range gap-crossing*. The Auk 116: 618–628.

GUIBAN, A., AND N.E. ZIMMERMANN. 2000. *Predictive habitat distribution models in ecology*. Ecol. Model. 135: 147–186.

GUIBAN, A., AND W. THUILLER. 2005. *Predicting species distribution: offering more than simple habitat models*. Ecol. Lett. 8: 993–1009.

HADDAD, N. M., D. R. BOWNE, A. CUNNINGHAM, B. J. DANIELSON, D. J. LEVEY, S. SARGENT, AND T. SPIRA. 2003. *Corridor use by diverse taxa*. Ecology 84: 609–615.

HALLER, H., AND U. BREITENMOSER. 1986. *Zur Raumorganisation der in den Schweizer Alpen wiederangesiedelten Population des Luchses (Lynx lynx)*. Zeitschrift für Säugetierkunde 51: 289–311.

HALLER, H. 1992. *Zur Ökologie des Luchses Lynx lynx im verlauf seiner wiederansiedlung in den Alpen*. Mammalia Depicta 15: 1-62.

- HANSEN, A.J., S.L. GARMAN, B. MARKS, AND D.L. URBAN. 1993. *An approach for managing vertebrate diversity across multiple-use landscapes*. *Ecological Applications* 3: 481-496.
- HANSEN, A.J., W.C. MCCOMB, R. VEGA, M.G. RAPHAEL, AND M. HUNTER. 1995. *Bird habitat relationships in natural and managed forests in the West Cascades of Oregon*. *Ecological Applications* 5: 555-569.
- HANSKI, I., AND D. SIMBERLOFF. 1997. *The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation*. In: *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution* (eds I.Hanski and M.E.Gilpin). Academic Press, San Diego, USA: 5–26.
- HEINSCH, F.A., J.L. HEILMAN, K.J. MCINNES, D.R. COBOS, D.A. ZUBERER, AND D.L. ROELKE. 2004. *Carbon dioxide exchange in a high marsh on the Texas Gulf Coast: effects of freshwater availability*. *Agricultural and Forest Meteorology* 125: 159–172.
- HELLDIN, J.O., O. LIBERG, AND G. GLÖERSEN. 2006. *Lynx (Lynx lynx) killing red foxes (Vulpes vulpes) in boreal Sweden: frequency and population effects*. *Journal of Zoology* 270: 657-663.
- HELLER, H.C. 1988. *Sleep and hypometabolism*. *Can. J. Zool.* 66: 61-69.
- HERFINDAL, I., J.D.C. LINNELL, J. ODDEN, E. BIRKELAND NIELSEN, AND R. ANDERSEN. 2005. *Prey density, environmental productivity and home range size in the Eurasian lynx (Lynx lynx)*. *Journal of Zoology* 265: 63-71.
- HILL, J., AND G.D. GROSSMAN. 1993. *An Energetic Model of Microhabitat Use for Rainbow Trout and Rosyside Dace*. *Ecology* 74(3): 685-698.
- HINTIKKA, V. 1963. *Über das Grossklima einiger Pflanzenareale in zwei Klimakoordinatensystemen Dargestellt*. *Ann. Bot. Soc. Zool. Bot. Fennicae 'Vanamo'* 34: 64.
- HIRZEL, A. H., G. LE LAY, V. HELFER, C. RANDIN, AND A. GUISAN. 2006. *Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences*. *Ecological Modelling* 199: 142–152.
- HIRZEL, A.H., V. HELFER, AND F. MÉTRAL. 2001. *Assessing habitat-suitability models with a virtual species*. *Ecol. Model.* 145: 111–121.
- HITCHINGS, S.P., AND T.J.C. BEEBEE. 1997. *Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban Rana temporaria (common frog) populations: implications for biodiversity conservation*. *Heredity* 79: 117–127.
- HOBSON, R.D. 1972. *Chapter 8 - Surface roughness in topography: quantitative approach*. *Spatial analysis in geomorphology*: 221–245.
- HODGSON, M.E. 1995. *What cell size does the computed slope/aspect angle represent?* *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 61: 513–517.
- HOFF, C., AND S. RAMBAL. 2002. *An examination of the interaction between climate, soil and leaf area index in a Quercus ilex ecosystem*. *Ann. For. Sci.* 60: 153–161.

HUBER, T., P. KACZENSKY, C. STANISA, J. COP, AND H. GOSSOP. 1995. *Luchstemetrieproject Kocesvska Slovenien. Abschlussberich*. Unpublished report.

HUBER, T., P. KACZENSKY. 1998. *The situation of the lynx (Lynx lynx) in Austria*. *Hystrix It. J. Mamm.* 10 (1): 43-54.

HUBER, T., J. LAASS, AND T. ENGLEDER. 2001. *Present knowledge on the distribution of the lynx (Lynx lynx) in Austria*. *Hystrix It. J. Mamm.* 12 (2): 31-37.

HUGHES, N.F., AND L.M. DILL. 1990. *Position choice by drift-feedings almonids: models and test for Arctic grayling (Thymallus arcticus) in subarctic mountain streams, interior Alaska*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 2039-2048.

HUSTON, M.A. 2002. *Introductory essay: critical issues for improving predictions*. In: *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale* (eds Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. and Samson, F.B.). Island Press, Covelo, CA.

IMS, R.A., AND N.G. YOCCOZ. 1997. *Studying transfer processes in metapopulations – emigration, migration, and colonization*. *Metapopulation Biology* (eds I.A.Hanski & M.E.Gilpin). Academic Press, London, UK: 247–265.

INGEGNOLI, V. 2002. *Landscape ecology: a widening foundation*. New York, Berlin: Springer-Verlag.

INGEGNOLI, V. 2005. *An innovative contribution of landscape ecology to vegetation science*. *Israel Journal of Plant Sciences* 53: 155–166.

IRWIN, L.L. 1994. *A process for improving wildlife habitat models for assessing forest ecosystem health*. *Journal of Sustainable Forestry* 2: 293-306.

I S P R A - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. 2009. *Carta della Natura del Friuli Venezia Giulia* scala 1: 50000.

JANKOWSKI, P. 1995. *Integrating geographical information systems and multiple criteria decision-making methods*. *International Journal of Geographical Information Systems* 9: 251-273.

JEDRZEJEWSKI, W., K. SCHMIDT, H. OKARMA, AND R. KOWALCZYK. 2002. *Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Białowieża Primeval Forest (Poland)*. *Annales Zoologici Fennici* 39 (1): 29-41.

JENKINS, T.M.JR. 1969. *Social structure, position choice and microdistribution of two trout species (Salmo trutta and Salmo gairdneri) resident in mountain streams*. *Animal Behavior Monographs* 2: 57-123.

JENNESS, J.S. 2000. *The effects of fire on Mexican spotted owls in Arizona and New Mexico*. Thesis, Northern Arizona University, Flagstaff, USA.

Jenness, J.S. 2004. *Calculating landscape surface area from digital elevation models*. Wildlife Society Bulletin, 32 (3): 829–839.

JENSEN, A. 1979. *Seasonal changes in near infrared reflectance ratio and standing crop biomass in a salt marsh community dominated by Halimione portulacoides (L.) aellen*. New Phytol. 86: 57-67.

JERINA, K., M. DEBELJAK, S. DŽEROSKI, A. KOBLER, AND M. ADAMIC. 2003. *Modeling the brown bear population in Slovenia - A tool in the conservation management of a threatened species*. Ecological Modelling 170: 453–469.

JING, M.C., P.M. RICH, S.T. GOWER, J.M. NORMAN, AND S. PLUMMER. 1997. *Leaf area index of boreal forests: Theory techniques and measurements*. Journal of Geophysical Research 102 (D24): 29.429-29.443.

JOBIN, A., P. MOLINARI, AND U. BREITENMOSER. 2000. *Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountain*. Acta Theriologica 45 (2): 243-252.

JOHNSTON, T.H. 1924. *The relation of climate to the spread of Prickly Pear*. Trans. R. Soc. South Aust. 48: 269-295

JOHNSTON, C.A. 1998. *Geographic Information Systems in Ecology*. 1. Blackwell Science Ltd., Victoria, Australia.

JOLY, P., C. MIAUD, A. LEHMANN, AND O. GROLET. 2001. *Habitat matrix effects on pond occupancy in newts*. Conservation Biology 15: 239–248.

KACZENSKY, P., F. KNAUER, B. KRZEC, M. JONOZOVIC, M. ADAMIC, AND H. GOSSOW. 2003. *The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia*. Biological Conservation 111: 191–204.

KAYSER, C. 1961. *The physiology of natural hibernation*. Pergamon, New York.

KEMPF, C., A. BALESTRIERI, U. WOTSCHIKOWSKY, AND M. FERNEX. 1979. *Chez nous le lynx? Mythes et réalité*. Les Guides Gesta Publishing, Paris.

KÉRY, M. 2002. *Inferring the absence of a species: a case study of snakes*. J. Wildlife Management 66: 330–338.

KLEIBER, M. 1961. *The fire of life*. Wiley, New York.

KLEIDON, A. 2004. *Optimized stomatal conductance of vegetated land surfaces and its effects on simulated productivity and climate*. Geophysical Research Letters 31: 1–4.

KLEIDON, A. 2007. *Optimized stomatal conductance and the climate sensitivity to carbon dioxide*. Geophysical Research Letters 34: 1–4.

KLEIDON, A., Y. MALHI, AND P.M. COX. 2010. *Maximum entropy production in environmental and ecological systems*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London (Series B) 365: 1297–1302.

KNICK, S.T., AND D.L. DYER. 1997. *Distribution of blacktailed jackrabbit habitat determined by GIS in southwestern Idaho*. Journal of Wildlife Management 61: 75-85.

KOBLER, A., AND M. ADAMIC. 2000. *Identifying brown bear habitat by a combined GIS and machine learning method*. Ecological Modelling 135: 291–300.

KOENER, C., M. DIEMER, B. SCHÄPPI, P. NIKLAUS, AND J. ARNONE III. 1997. *The responses of alpine grassland to four seasons of CO₂ enrichment: a synthesis*. Acta Aecologica 18 (3): 165-175.

KOLBE, J.A., J.R. SQUIRES AND T.W. PARKER. 2003. *An effective box trap for capturing lynx*. Wildlife Society Bulletin 31: 980-985.

KOLOWSKI, J.M. AND A. WOOLF. 2002. *Microhabitat use by bobcats in southern Illinois*. The Journal of Wildlife Management 66: 822–832.

K.O.R.A. 1999. *Documentazione orso* – Redatta su mandato dell'Ufficio federale dell'ambiente delle foreste e del paesaggio.

K.O.R.A. 2005. *Documentazione lince*. Materiale online disponibile sul sito <http://www.kora.org>

KÖRNER, CH. 1982. *CO₂ Exchange in the Alpine Sedge Carex curvula as Influenced by Canopy Structure, Light and Temperature*. Oecologia 53: 98-104.

KOS, F. 1928. *Lynx on the ethnographic area of Slovenia*. Newsletter of the museum society for Slovenia.

KÖTZ, B., M. SCHAEPMAN, F.MORSDORF, P. BOWYER, K. ITTEN, AND B. ALLGÖWER. 2004. *Radiative transfer modeling within a heterogeneous canopy for estimation of forest fire fuel properties*. Remote Sensing of Environment 06118: 1-13.

KRATOCHVIL, J. 1968. *History of the distribution of the Lynx in Europe*. Acta Sc. Nat. 2: 5-6.

LAM, N.S.N., AND L. DE COLA. 1993. *Fractals in geography*. PTR Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

LARUE, M.A., AND C.K. NIELSEN. 2008. *Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods*. Ecological Modelling 212: 372–381.

LAUBER, W., AND C. KÖRNER. 1997. *In situ stomatal responses to long-term CO₂ enrichment in calcareous grassland plants*. Acta Aecologica 18 (3): 221-229.

LAUDENSLAGER, A.M., AND H.T. HAMEL. 1978. *Metabolic heat production in the chucker partridge*. Auk 95: 592-594.

- LEBRETON, J.D., J.E. HINES, R. PRADEL, J.D. NICHOLS, AND J.A. SPENDELOW. 2003. *Estimation by capture–recapture of recruitment and dispersal over several sites*. *Oikos* 101: 253–264.
- LEHTINEN, R.M., S.M. GALATOWITSCH, AND J.R. TESTER. 1999. *Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages*. *Wetlands* 19: 1–12.
- LEMEUR, R. 1973. *A method for simulating the direct solar radiation regime in sunflower, Jerusalem artichoke, corn and soybean canopies using actual stand structure data*. *Agricultural Meteorology* 12: 229-247, 1973
- LEMEUR, R., AND B.L. BLAD. 1974. *A critical review of light models for estimating the shortwave radiation regime of plant canopies*. *Agricultural Meteorology*, 14 (1-2): 255-286.
- LEVIN, S.A. 1992. *The problem of pattern and scale*. *Ecology* 73: 1943-1967.
- LYMAN, C.P., J.S. WILLIS, A. MALAN, AND L.C.H. WANG. 1982. *Hibernation and torpor in mammals and birds*. Academic Press, New York.
- LI, W., Z. WANG, Z. MA, AND H. TANG. 1997. *A regression model for the spatial distribution of red-crown crane in Yancheng biosphere reserve, China*. *Ecol. Model.* 103: 115–121.
- LINNELL, J.D.C., J.E. SWENSON, R. ANDERSEN, AND B. BARNES. 2000. *How Vulnerable Are Denning Bears to Disturbance?* *Wildlife Society Bulletin* 28 (2): 400-413.
- LINNELL, J.D.C., R. ANDERSEN, T. KVAM, H. ANDRÉN, O. LIBERG, J. ODDEN AND P.F. MOA. 2001. *Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia*. *Environmental Management* 27 (6): 869-879.
- LINNELL, J., V. SALVATORI, AND L. BOITANI. 2008. *Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe*. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission.
- LORIMER, N.D., R.G. HAIGHT, AND R.A. LEARY. 1994. *The fractal forest: fractal geometry and applications in forest science*. United States Department of Agriculture Forest Service, North Central Forest Experiment Station, General Technical Report; NC-170. St. Paul, Minnesota, USA.
- MACARTHUR, R.H., AND E.R. PIANKA. 1966. *On the optimal use of a patchy environment*. *American Naturalist* 100.
- MACE, R.D., J.S. WALLER, T.L. MANLEY, L.J. LYON AND H. ZUURING. 1996. *Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana*. *Journal of App. Ecol.* 33: 1395-1404.
- MACKENZIE, D.I., AND J.A. ROYLE. 2005. *Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort*. *J. Appl. Ecol.* 42: 1105–1114.
- MAJIĆ SKRBINŠEK, A., T. SKRBINŠEK, M. SINDIČIĆ ET AL. 2008. *Proposal for common lynx strategy for Slovenia and Croatia*. Ljubljana, Zagreb: DinaRis project.

MANDELBROT, B. B. 1983. *The fractal geometry of nature*. W. H. Freeman, New York, New York, USA.

MANLY, B.F.J. 1985. *The Statistics of Natural Selection*. Chapman & Hall, London: 484.

MANLY, B.F.J., L.L. MCDONALD, AND D.L. THOMAS. 1993. *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies*. Chapman & Hall, London: 177.

MANLY, B. F., L. L. MCDONALD, D. L. THOMAS, T. L. MCDONALD, AND W. P. ERICKSON. 2002. *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies*, 2nd ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

MARGULES, C.R., AND M.P. AUSTIN. 1991. *Nature Conservation: Cost Effective Biological Survey and Data Analysis*. CSIRO, Canberra, Australia.

MAXIMOV, T.CH, A.V. KONONOV, K.A. PETROV AND B.I. IVANOV. 2010. *Structural and Functional Peculiarities of the Plants of Yakutia*. *Plant and Vegetation* 3: 317-355.

MCCORD, C.M. 1974. *Selection of winter habitat by bobcats (Lynx rufus) on the Quabbin Reservation, Massachusetts*. *Journal of Mammalogy* 55: 428–437.

MC NAB. 2000. *The standard energetics of mammalian carnivores: Felidae and Hyaenidae*. *Canadian Journal of Zoology* 78 (12): 2227-2239.

MENNECHEZ, G., N. SHTICKZELLE, AND M. BAGUETTE. 2003. *Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly: comparison of demographic parameters and dispersal between a continuous and a highly fragmented landscape*. *Landscape Ecology* 18: 279–291.

MILLER, J.N., R.P. BROOKS, AND M.J. CROONQUIST. 1997. *Effects of landscape patterns on biotic communities*. *Landscape Ecology* 12: 137-153.

MILLSPAUGH, J. J., AND J. M. MARZLUFF. 2001. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, California.

MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO. Decreto 3 settembre 2002 - *Linee guida per la gestione dei siti Natura 2000*.

MLADENOFF, D.J., T.A. SICKLEY, R.G. HAIGHT, AND A.P. WY-DEVEN. 1995. *A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region*. *Conservation Biology* 9: 279-294.

MLADENOFF, D.J., AND T.A. SICKLEY. 1998. *Assessing potential gray wolf restoration in the northeastern United States: a spatial prediction of favorable habitat and potential population levels*. *J. Wildlife Manage.* 62 (1): 1–10.

MOEN, R., J. PASTOR, AND Y. COHEN. 1997. *A Spatially Explicit Model of Moose Foraging and Energetics*. *Ecology* 78(2): 505-521.

MOILANEN, A., AND M. NIEMINEN. 2002. *Simple connectivity measures in spatial ecology*. *Ecology* 83: 1131–1145.

- MOLINARI, P. 1998. *The lynx in the Italian South-eastern Alps*. *Hystrix It. J. Mamm.* 10: 55-64.
- MOLINARI, P., AND A. JOBIN. 2000a. *La lince eurasiatica*. *Habitat* 104: 98-109.
- MOLINARI, P., AND A. JOBIN. 2000b. *La Lince Euroasiatica: alimentazione*. Parte terza. *Supplemento Habitat* 3: 4-11.
- MOLINARI-JOBIN, A., P. MOLINARI, A. LOISON, J.M. GAILLARD, AND U. BREITENMOSER. 2004. *Life cycle period and activity of prey influence their susceptibility to predators*. *Ecography* 27: 323-329.
- MONSI, M., AND T. SAEKI. 2005. *On the factor light in plant communities and its importance for matter production*. *Annals of Botany* 95 (3): 549-567.
- MONTEITH, J.L., AND M.H. UNSWORTH. 1990. *Principles of Environmental Physic*. Edward Arnold, London.
- MORRISON, P. 1960. *Some interrelations between weight and hibernation function*. *Bull. Harvard Mus. Comp. Zool.* 124: 75-91.
- MOWAT, G. AND B. SLOUGH. 2003. *Habitat preference of Canadalynx through a cycle in snowshoe hare abundance*. *Canadian Journal of Zoology* 81: 1736-1745.
- MYNENI, R.B., J. ROSS, AND G. ASRAR. 1989. *A review on the theory of photon transport in leaf canopies*. *Agricultural and Forest Meteorology* 45 (1-2): 1-153.
- NAGY, K.A. 1987. *Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds*. *Ecol. Monogr.* 57: 11-128.
- NAPOLITANO, R., A. ALTOBELLI, E. FEOLI, AND E. BRESSANA. 2005. *Stima della biomassa verde in diverse tipologie forestali del FVG attraverso il satellite MODIS e misure indirette in campo di LAI*. 15th Meeting of the Italian Society of Ecology.
- NATORI, Y., AND W.P. PORTER. 2007. *Model of japanese serow (Capricornis crispus) energetics predicts distribution on Honshu, Japan*. *Ecological Applications* 17(5): 1441-1459.
- NEUMANN, H.H., G. DEN HARTOG, AND R.H. SHAW. 1989. *Leaf area measurements based on hemispheric photographs and leaf-litter collection in a deciduous forest during autumn leaf-fall*. *Agricultural and Forest Meteorology* 45 (3-4): 325-345.
- NEVES, J.P., L.F. FERREIRA, M.P. SIMOES, AND L.C. GAZARIN. 2007. *Primary Production and Nutrient Content in Two Salt Marsh Species, Atriplex portulacoides L. and Limoniastrum monopetalum L., in Southern Portugal*. *Estuaries and Coasts* 30 (3): 459-468.
- NIKOLOV, N., AND K. ZELLER. 2006. *Efficient retrieval of vegetation leaf area index and canopy clumping factor from satellite data to support pollutant deposition assessments*. *Environmental Pollution* 141 (3): 539-549.

- NILSON, T. 1971. *A theoretical analysis of the frequency of gaps in plant stands*. Agricultural Meteorology 8: 25-38.
- NIX, H., J. MCMAHON, AND D. MACKENZIE. 1977. *Potential areas of production and the future of pigeon pea and other grain legumes in Australia*. In: The potential for pigeon pea in Australia. Proceedings of Pigeon Pea (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) Field Day (eds Wallis, E.S. & Whiteman, P.C.). University of Queensland, Queensland, Australia: 5/1–5/12.
- NOMURA, F., AND S. HIGASHI. 2000. *Effects of food distribution on the habitat usage of a female brown bear Ursus arctos yesoensis in a beech-forest zone of northernmost Japan*. Ecological Research 15: 209–217.
- NOSS, R.F., H.B. QUIGLEY, M.G. HORNOCKER, T. MERRILL, AND P.C. PAQUET. 1996. *Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains*. Conservation Biology 10: 949-963.
- NOVIKOV, G.A. 1981. *Carnivorous mammals of the fauna of the USSR*. Academy of Sciences of the USSR Publishing, Moscow.
- OFFERMANN, H.L., V.H. DALE, S.M. PEARSON, R.O.J. BIERREGAARD, AND R.V. O'NEILL. 1995. *Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability*. Environmental Review 3: 191-211.
- OKER-BLOM, P., M.R. KAUFMANN, AND M.G. RYAN. 1991. *Performance of a canopy light interception model for conifer shoots, trees and stands*. Tree Physiol. 9: 227-243.
- OLSON, T.L., B.K. GILBERT, AND R.C. SQUIBB. 1997. *The effects of increasing human activity on brown bear use of an Alaskan river*. Biological Conservation 82: 95-99.
- OSBORNE, P.E., AND B.J. TIGAR. 1992. *Interpreting bird atlas data using logistic models: an example from Lesotho, Southern Africa*. Journal of Applied Ecology 29: 55–62.
- OSBORNE, P.E., J.C. ALONSO AND R.G. BRYANT. 2001. *Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards*. Journal of Applied Ecology 38: 458–471.
- PALOMARES, F., M. DELIBES, E. REVILLA, J. CALZADA, AND J.M. FEDRIANI. 2001. *Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in southwestern Spain*. Wildlife Monographs 148: 1-36.
- PALMA, L., P. BEJA, AND M. RODRIGUES. 1999. *The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution*. Journal of Applied Ecology 36: 812–824.
- PALOMARES, F. 2001. *Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors*. Journal of Applied Ecology 38: 9–18.
- PATTERSON, T.A., L. THOMAS, C. WILCOX, O. OVASKAINEN, AND J. MATTHIOPOULOS. 2008. *State-space models of individual animal movement*. Trends in Ecology & Evolution 23: 87–94.

- PEARCE, J.K., K. CHERRY, M. DRIELSMA, S. FERRIER, AND G. WHISH. 2001. *Incorporating expert opinion and fine-scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution*. *Journal of Applied Ecology* 38: 412-424.
- PEARCE, J.L., AND M.S. BOYCE. 2006. *Modelling distribution and abundance with presence-only data*. *J. Appl. Ecol.* 43: 405-412.
- PEARSON, S.M., J.B. DRAKE, AND M.G. TURNER. 1999. *Landscape change and habitat availability in the southern Appalachian Highlands and Olympic Peninsula*. *Ecological Applications* 9:1288-1304.
- PEARSON, R.G., T.E. DAWSON, AND C. LIU. 2004. *Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data*. *Ecography* 27: 285-298.
- PEREIRA, M.C., AND R.M. ITAMI. 1991. *GIS-based habitat modeling using logistic multiple regression: a case study of the Mt. Graham red squirrel*. *Photogram. Engr. Remote Sens.* 57 (11): 1475-1486.
- PEREIRA, J.M.C., AND L. DUCKENSTEIN. 1993. *A multiple criteria decision-making approach to GIS-based land suitability evaluation*. *International Journal of Geographic Information Systems* 7: 407-424.
- PETERS, R.H. 1991. *A Critique for Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- PIERCE L.L., AND S.W. RUNNING. 1988. *Rapid Estimation of Coniferous Forest Leaf Area Index Using a Portable Integrating Radiometer*. *Ecology* 69 (6): 1762-1767.
- PISEK, J., J.M. CHEN, R. LACAZE, O. SONNENTAG, AND K. ALIKAS. 2010. *Expanding global mapping of the foliage clumping index with multi-angular POLDER three measurements: Evaluation and topographic compensation*. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65 (4): 341-346.
- PODGÓRSKI, T., K. SCHMIDT, R. KOWALCZYK, AND A. GULCZYŃSKA. 2008. *Microhabitat selection by Eurasian lynx and its implications for species conservation*. *Acta Theriologica* 53 (2): 97-110.
- POLIDORI, L., J. CHOROWICZ, AND R. GUILLANDE. 1991. *Description of terrain as a fractal surface, and application to digital elevation model quality assessment*. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 57: 1329-1332.
- PORTER, W.P., J.C. MUNGER, W.E. STEWART, S. BUDARAJU, AND J. JAEGER. 1994. *Endotherm energetics: from a scalable individual-based model to ecological applications*. *Australian Journal of Zoology* 42: 125-162.
- PORTER, W.P., S. BUDARAJU, W.E. STEWART, AND N. RAMANKUTTY. 2000. *Calculating climate effects on birds and mammals: impacts on biodiversity, conservation, population parameters, and global community structure*. *American Zoologist* 40: 597-630.

- PORTER, W.P., J.L. SABO, C.R. TRACY, O.J. REICHMAN, AND N. RAMANKUTTY. 2002. *Physiology on a landscape scale: plant– animal interactions*. Integrative and Comparative Biology 42: 431–453.
- PORTER, W.P., N. VAKHARIA, W. D. KLOUSIE, AND D. DUFFY. 2006. *Po’ouli landscape bioinformatics models predict energetics, behavior, diets and distribution on Maui*. Integrative and Comparative Biology 46: 1143–1158.
- POSILLICO, M., A. MERIGGI, E. PAGNIN, S. LOVARI, AND L. RUSSO. 2004. *A habitat model for brown bear conservation and land use planning in the central Apennines*. Biological Conservation 118: 141-150.
- POWELL, R.A. 1979. *Ecological energetic and foraging strategies of the fisher (martes pennanti)*. J. Anim. Ecol. 48: 195-212.
- PROTHERO, J., AND K.D. JURGENS. 1986. *An energetic model of daily torpor in endotherms*. J. Theor. Biol. 121: 403-415.
- PULLIAINEN, E. 1981. *Winter diet of Felix lynx L. in SW Finland as compared with the nutrition of other northern lynxes*. Z. Säugetierk 46: 249-259.
- PURVES, H., AND C. DOERING. 1999. *Wolves and people: assessing cumulative impacts of human disturbances on wolves in Jasper National Park*. In: 1999 ESRI User Conference, San Diego, California.
- RADELOFF, V.C., A.M. PIDGEON, AND P. HOSTERT. 1999. *Habitat and population modeling of roe deer using an interactive geographic information system*. Ecol. Model. 114: 287–304.
- RAGNI, B. 1998. *La lince eurasiatica in Trentino*. Provincia autonoma di Trento, Giunta Press, Trento. Collana naturalistica: 6.
- RAY, N., A. LEHMANN AND P. JOLY. 2002. *Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability*. Biodiversity and Conservation 11: 2143–2165.
- REESE, J.B., AND H. HAINES. 1978. *Effects of dehydration on metabolic rate and fluid distribution in the jackrabbit, Lepus californicus*. Physiol. Zool. 51: 155-165.
- REGIONE AUTONOMA FRIULI VENEZIA GIULIA. DGR 2494/2011. *Misure di conservazione dei 24 SIC della regione biogeografica alpina*.
- RICHARD, Y., D.P. ARMSTRONG. 2010. *Cost distance modelling of landscape connectivity and gap-crossing ability using radio-tracking data*. Journal of Applied Ecology 47 (3): 603–610.
- RICKETTS, T.H. 2001. *The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes*. American Naturalist 158: 87–99.
- RIPLEY, B.S. 2001. *The Ecophysiology of Selected Coastal Dune Pioneer Plants of the Eastern Cape*. Thesis submitted in fulfillment of the requirements for the Degree of Doctor Of Philosophy. Rhodes University - Faculty of Science.

ROBIN, K., AND H. NIGG. 2005. *Luchsumsiedlung Nordostschweiz LUNO. Bericht über die Periode 2001 bis 2003*. Schriftenreihe Umwelt 377. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern; 53 S.

ROBBINS, C.T. 1993. *Wildlife feeding and nutrition. 2nd Ed.* Academic Press Inc.

ROBERTSHAW, D., AND V.A. FINCH. 1984. *Heat loss and gain in artificial and natural environments*. In "Thermal Physiology" J.R.S. Hales Ed. Raven Press, New York: 243-250.

ROLOFF, G.J., AND B.J. KERNOHAN. 1999. *Evaluating reliability of habitat suitability index models*. Wildlife Society Bulletin 27: 973-985.

ROSS, J. 1980. *The Radiation Regime and Architecture of Plant Stands*. Dr. W. Junk, The Hague.

ROTH, H.V. 1983. *Diel activity of a remnant population of European brown bears*. International Conference for Bear Research and Management 5: 223-229.

ROTH, H.V., AND D. HUBER. 1986. *Diel activity of brown bear in Plitvice Lakes National Park, Yugoslavia*. International Conference for Bear Research and Management 6: 177-182.

RUBLI, D. 1976. *Waldbauliche Untersuchungen in Grünerlenbeständen*. Abhandlung zur Erlangung des Titels eines Doktors der technischen Wissenschaften der Eidgenössischen Technischen Hochschule, Zürich.

SAMSON, C., AND J. HUOT. 1998. *Movements of female black bears in relation to landscape vegetation type in southern Québec*. Journal of wildlife management 62(2): 718-727.

SCHADT, S., F. KNAUER, P. KACZENSKY, E. REVILLA, T. WIEGAND, AND L. TREPL. 2002. *Rule-Based Assessment of Suitable Habitat and Patch Connectivity for the Eurasian Lynx Source*. Ecological Applications 12 (5): 1469-1483.

SCHICK, R.S., S.R. LOARIE, F. COLCHERO, B.D. BEST, A. BOUSTANY, D.A. CONDE, P.N. HALPIN, L.N. JOPPA, C.M. MCCLELLAN, AND J.S. CLARK. 2008. *Understanding movement data and movement processes: current and emerging directions*. Ecology Letters 11: 1338-1350.

SCHIPPERS, P., J. VERBOOM, J.P. KNAAPEN, AND R.C. VAN APELDOORN. 1996. *Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes: an analysis with a GIS-based random walk model*. Ecography 19: 97-106.

SCHMIDT K., W. JEDRZEJEWSKI AND H. OKARMA. 1997. *Spatial organisation and social relations in the Eurasian lynx population in Bialowieza Primeval Forest, Poland*. Acta Theriologica 43 (4): 392-408.

SCHMIDT, K. 1998. *Maternal behavior and juvenile dispersal in the Eurasian lynx*. Acta Theriologica 43 (4): 392-408.

SCHNEIDER, E.D., AND J.J. KAY. 1994a. *Life as a manifestation of the second law of thermodynamics*. Mathematical and Computer Modelling 19(6-8): 25-48.

SCHNEIDER, E.D., AND J.J. KAY. 1994b. *Complexity and thermodynamics: Towards a new ecology*. *Futures* 26(6): 626–647.

SCHTICKZELLE, N., J. CHOUTT, P. GOFFART, V. FICHEFET, AND M. BAGUETTE. 2005. *Metapopulation dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly: population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe*. *Biological Conservation* 126: 569–581.

SCOTT, J.M., P.J. HEGLUND, M.L. MORRISON, J.B. HAUFLE, M.G. RAPHAEL, W.A. WALL, AND F.B. SAMSON. 2002. *Predicting Species Occurrences: Issues of Scale and Accuracy*. Island Press, Washington.

SCURLOCK, J.M.O., G.P. ASNER, AND S.T. GOWER. 2001. *Worldwide Historical Estimates of Leaf Area Index, 1932–2000*. ORNL DAAC TM-2001/268.

SERVHEEN, C., S. HERRERO, AND B. PEYTON. 1998. *Conservation action plan for the world bears*. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Gland, Switzerland.

SHARMA, V., AND A. ANNILA. 2007. *Natural process—Natural selection*. *Biophysical Chemistry* 127: 123–128.

SIEVING, K.E., M.F. WILLSON, AND T.L.D. SANTO. 1996. *Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest*. *The Auk* 113: 944–949.

SINANOVIĆ, N., M. SINDIČIĆ, AND Đ. HUBER. 2008. *The status and the perspective of Eurasian lynx (Lynx lynx) in Bosnia and Herzegovina*. The VI symposium of agriculture, veterinary, forestry and biotechnology: Gorazde: 29-31.

SINDIČIĆ, M., N. SINANOVIĆ, A. MAJIĆ SKRBINŠEK, Đ. HUBER, S. KUNOVAC, AND I. KOS. 2009. *Legal status and management of the dinaric lynx population - Status i upravljanje dinarskom populacijom risa*. *Veterinaria* 58 (3-4): 229-238.

SKRBINŠEK, T., M. JELENIĆ, L. WAITS, I. KOS, K. JERINA, AND P. TRONTELJ. 2012. *Monitoring the effective population size of a brown bear (Ursus arctos) population using new single-sample approaches*. *Molecular Ecology* 21: 862–875.

SOUTHWOOD, T.R.E. 1977. *Habitat, the templet for ecological strategies?* *J. Anim. Ecol.* 46: 337–365.

SPIEKSMAN, J.F.M., E.J. MOORS, A.J. DOLMAN, AND J.M. SCHOUWENAARS. 1996. *Modelling evaporation from a drained and rewetted peatland*. *Journal of Hydrology* 199: 252-271.

STAHL, P., J.M. VANDEL, S. RUETTE, L. COAT, Y. COAT, AND L. BALESTRA. 2002. *Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura*. *Journal of Applied Ecology* 39: 204–216.

STANGL, R., E. HOCHBICHLER, P.N. BELLOS, AND F. FLORINETH. 2009. *Allometric estimation of the above-ground biomass components of Alnus incana (L.) moench used for landslide stabilisation at Bad Goisern (Austria)*. *Plant Soil* 324: 115–129.

STANISA, C., I. KOREN, AND M. ADAMIC. 2001. *Situation and distribution of the lynx (Lynx lynx) in Slovenia from 1995-1999*. Hystrix IT. J. Mamm. 12 (2): 43-51.

STATFORD, C. 2006. *Review of Hydrological Reports for Newborough Warren, Anglesey*. Centre for Ecology & Hydrology and British Geological Survey.

STEVENS, V.M., C. VERKENNE, S. VANDEWOESTIJNE, R.A. WESSELINGH, AND M. BAGUETTE. 2006. *Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad*. Molecular Ecology 15: 2333-2344.

STEWART, D.J. 1983. *An Energetics Model for Lake Trout, Salvelinus namaycush: Application to the Lake Michigan Population*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40.

STORE, R., AND J. KANGAS. 2001. *Integrating spatial multicriteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling*. Landscape and Urban Planning 55: 79-93.

STRAVISI, A., E. PASCOTTO, M. COLITTI, G. STRADAIOLI AND S. FILACORDA. 2003. *Caratterizzazione di presunte predazioni di lince (lynx lynx) in Friuli Venezia Giulia*. Atti del IV Congresso Italiano di Terologia, Riccione. Suppl. Hystrix: 76-77.

SUNDE, P., S.O. STENER, AND T. KVAM. 1998. *Tolerance to humans of resting lynxes Lynx lynx in a hunted population*. Wildlife Biology 4 (3): 177-183.

SWENSON, J.E., N. GERSTL, B. DAHLE, AND A. ZEDROSSER. 2000. *Action Plan for the conservation of the Brown Bear (Ursus arctos) in Europe*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention). Nature and environment 114.

TAPPEINER, U., A. CERNUSKA. 1998. *Effects of land-use changes in the Alps on exchange processes in grassland ecosystems*. Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters 248.

TAYLOR, C.R., K. SCHMIDT-NIELSEN, AND J.L. RAAB. 1970. *Scaling of energetic cost of running to body size in mammals*. Am. J. Physio. 219: 1004-1007.

TAYLOR, P.D., L. FAHRIG, K. HENEIN, AND G. MERRIAM. 1993. *Connectivity is a vital element of landscape structure*. Oikos 68: 571-573.

TEWES, M.E.. 1986. *Ecological and behavioural correlates of ocelot spatial patterns*. Tesi di dottorato. Università di Idaho, Mosca.

TOSCHI, A. 1968. *Rapport sur la Disparition du Lynx en Italie*. In: Kratochvil et al.: History of the lynx in Europe. Acta Sc. Nat. Brno, 2 (4): 17-24.

TROTTA, C. *Analisi della vegetazione naturale in aree vulnerabili alla desertificazione mediante telerilevamento*. Tesi di dottorato in Ecologia e gestione delle risorse biologiche, XVIII ciclo. Università degli Studi della Tuscia.

URBAN, D.L. 2000. *Using model analysis to design monitoring programs for landscape management and impact assessment*. Ecological Applications 10: 1820-1832.

U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE. 1981. *Standards for the development of suitability index models*. In: Ecology Service Manual 103. U.S. Fish and Wildlife Service, Division of Ecological Sciences, Washington, DC, USA.

VALLINO, J.J. 2011. *Differences and implications in biogeochemistry from maximizing entropy production locally versus globally*. *Earth System Dynamics* 2: 69–85.

VAN APPELDOORN, R.C., J.P. KNAAPEN, P. SCHIPPERS, J. VERBOOM, H. VAN ENGEN, AND H. MEEUWSEN. 1998. *Applying ecological knowledge in landscape planning: a simulation model as a tool to evaluate scenarios for the badger in the Netherlands*. *Landscape and Urban Planning* 41: 57-69.

VERNER, J., M.L. MORRISON, AND C.J. RALPH. 1986. *Wildlife 2000: Modelling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. University of Wisconsin Press, Wisconsin.

VEZZARO, S. 2007. *Relazione della cattura e radiocollaraggio della lince Ricky – 2007*. Documentazione interna DISA, Università degli Studi di Udine.

VEZZARO, S. 2008. *Relazione della cattura e radiocollaraggio della lince Ricky – 2008*. Documentazione interna DISA, Università degli Studi di Udine.

VILLALBA S., H. GULINCK, G. VERBEYLEN AND E. MATTHYSEN. 1998. *Relationship between patch connectivity and the occurrence of the European red squirrel, *Sciurus vulgaris*, in forest fragments within heterogeneous landscapes*. In: Dower J.W. and Bunce R.G.H. (eds). *Key Concepts in Landscape Ecology*. IALE, Preston, UK: 205–220.

WALKER, R., AND L. CRAIGHEAD. 1997. *Analysing wildlife movement corridors in Montana using G.I.S.* In: 1997 ESRI User Conference, San Diego, California.

WANG, L.C.H. AND M.W. WOLOWYK. 1988. *Torpor in mammals and birds*. *Can. J. Zool.* 66: 133-137.

WANG, J., R. L. BRAS, M. LERDAU, AND G. D. SALVUCCI. 2007. *A maximum hypothesis of transpiration*. *Journal of Geophysical Research* 112: 1–11.

WANLESS, S., P.J. BACON, M.P. HARRIS, A.D. WEBB, S.P.R. GREENSTREET, AND A. WEBB. 1997. *Modelling environmental and energetic effects on feeding performance and distribution of shags (*Phalacrocorax aristotelis*): integrating telemetry, geographical information systems, and modelling techniques*. *ICES Journal of Marine Science* 54: 524–544.

WATTS, P.D., N.A. ORNITSLAND, C. JONKEL, AND K. RONALD. 1981. *Mammalian hibernation and the oxygen consumption of a denning black bear (*Ursus americanus*)*. *Comp. Biochem. Physiol.* 69: 121-123.

WATTS, P.D. 1990. *Comparative weight loss in three species of ursids under simulated denning conditions*. *Int. Conf. bear Res. and management*. 8: 139-141.

WEBER, P. 1987. *Observations of Brown Bear Movements in the Hargita Mountains, Romania*. *Bears: Their Biology and Management 7 - A Selection of Papers from the Seventh International*

Conference on Bear Research and Management, Williamsburg, Virginia, USA, and Plitvice Lakes, Yugoslavia, February and March: 19-21.

WEDERKINCH, E. 1988. *Population size, migration barriers, and other features of Rana dalmatina populations near Koge, Zealand, Denmark*. Memoranda Societa Fauna Flora Fennica 64: 101–103.

WHITE, D., P.G. MINOTTI, M.J. BARCZAK, J.C. SIFNEOS, K.E. FREEMARK, M.V. SANTELMANN, C.F. STEINITZ, A.R. KIESTER, AND E.M. PRESTON. 1997. *Assessing risks to biodiversity from future landscape change*. Conservation Biology 11: 349-360.

WIEDMER, E., AND B. SENN-IRLET. 2006. *Biomass and primary productivity of an Alnus viridis stand – a case study from the Schächental valley, Switzerland*. Bot. Helv. 116: 55–64.

WIEGAND, T., F. KNAUER, P. KACZENSKY, AND J. NAVES. 2004. *Expansion of brown bears (Ursus arctos) into the eastern Alps: a spatially explicit population model*. Biodiversity and Conservation 13: 79–114.

WIEGAND, T., J. NAVES, M.F. GARBULSKY, AND N. FERNÁNDEZ. 2008. *Animal habitat quality and ecosystem functioning: exploring seasonal patterns using NDVI*. Ecological Monographs 78(1): 87–103.

WIENS, J.A. 2001. *The landscape context of dispersal*. In: Dispersal: Individual, Populations, and Community (eds J.Clobert, E.Danchin, A.A.Dhondt & J.D.Nichols). Oxford University Press, New York, USA: 96–109.

WOHLFAHRT, G., S. SAPINSKY, U. TAPPEINER, AND A. CERNUSCA. 2001. *Estimation of plant area index of grasslands from measurements of canopy radiation profiles*. Agricultural and Forest Meteorology 109: 1–12.

WÖLFL, M., AND P. KACZENSKY. 2001. *Present status and distribution of the lynx in the German Alps*. Hystrix It. J. Mamm. 12 (2): 39-41.

WOODROFFE, R., AND J.R. GINSBERG. 1998. *Edge effects and the extinction of populations inside protected areas*. Science 280: 2126-2128.

YAMANAKA, T., K. TANAKA, K. HAMASAKI, Y. NAKATANI, N. IWASAKI, D.S. SPRAGUE, AND O.N. BJORNSTAD. 2009. *Evaluating the relative importance of patch quality and connectivity in a damselfly metapopulation from a one-season survey*. Oikos 118: 67–76.

YIN, J., F. HE, G. QIU, K. HE, J. TIAN, W. ZHANG, Y. XIONG, S. ZHAO, AND J. LIU. 2009. *Characteristics of leaf areas of plantations in semiarid hills and gully loess regions*. Front. For. China 4(3): 351–357.

ZEDROSSER, A., N. GERSTL, AND G. RAUER. 1999. *Brown bears in Austria – 10 years of conservation and actions for the future*. Umweltbundesamt. Federal Environment Agency – Austria. Monographien.

ZHANG, M., S.L. USTIN, E. REJMANKOVA, AND E.W. SANDERSON. 1997. *Monitoring pacific coast salt marshes using remote sensing*. Ecological Applications 7 (3): 1039-1053.

ZIMMERMAN, R.W. 1984. *Growth and development of black locust coppice stands in eastern Kentucky*. University of Kentucky.

Siti consultati:

<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data#c12=corine+land+cover+version+13>

<http://www.esrl.noaa.gov/gmd/grad/solcalc/>

irdat.regione.fvg.it/WebGIS/GISViewer.jsp

http://www.jennessent.com/arcgis/surface_area.htm

<http://www.kora.org>

https://lpdaac.usgs.gov/products/modis_products_table/land_surface_temperature_emissivity/8_day_l3_global_1km/mod11a2

<http://www.spatialecology.com/htools/tooldesc.php>

<http://www.vectronic-aerospace.com/wildlife.php>