



Università
Ca' Foscari
Venezia

Corso di Laurea in Scienze Ambientali

Tesi di Laurea Magistrale

L'orso bruno (*Ursus arctos*) nelle Alpi Centrali:
indagine sulle dinamiche di dispersione
femminile a 14 anni dai rilasci

—

Ca' Foscari
Dorsoduro 3246
30123 Venezia

Relatore

Prof. Matteo Zucchetta

Correlatori

Dott. Marco Armanini

Dott. ssa Roberta Chirichella

Dott. Andrea Mustoni

Controrelatori

Prof. Stefano Malavasi

Prof. Piero Franzoi

Laureando

Nicola Simeoni

Matricola 834772

Anno Accademico

2016/2017

Sommario

1. INTRODUZIONE.....	6
1.1. La dispersione e l'uso dello spazio per gli appartenenti alla famiglia degli Ursidi	8
2. SCOPO DELLA TESI	10
3. MATERIALI E METODI	11
3.1. Biologia ed ecologia dell'orso bruno	11
3.1.1. Sistematica.....	11
3.1.2. Morfologia	11
3.1.3. Habitat	12
3.1.4. Dieta	13
3.1.5. Ciclo vitale e strategie riproduttive	15
3.1.6. Home range e dispersione.....	16
3.2. Distribuzione della specie.....	18
3.3. Struttura della popolazione Trentina	19
3.4. Progetti Life come strumento per la conservazione	20
3.5. Progetto Life Ursus	21
3.6. Studio di fattibilità per la reintroduzione dell'orso bruno nelle Alpi	23
3.7. Area di studio.....	24
3.8. Dati sulla distribuzione	25
3.8.1. Analisi genetiche.....	25
3.8.2. Fototrappolaggio	27
3.9. Analisi dei dati	28
4. RISULTATI E DISCUSSIONE	30
4.1. Prima parte.....	30
4.2. Distanze dai punti di rilascio.....	34
4.3. Calcolo Minimi Poligoni Convessi (MCP)	40
4.4. Calcolo dei Kernel dal 50 al 95%.....	46
4.5. Calcolo variazione annuale percentuale delle aree occupate.....	49
4.6. Valutazione delle aree occupate dalle femmine	52
5. CONCLUSIONI ED IMPLICAZIONI A LIVELLO GESTIONALE	54
6. RINGRAZIAMENTI	56
7. BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA.....	57

Riassunto

Tra il XVIII e il XIX secolo le popolazioni di orso bruno sulle Alpi ebbero un forte decremento che ne causarono una fortissima riduzione degli areali occupati fino quasi l'estinzione. Le cause sono da ricercare nella persecuzione diretta operata dall'uomo, sempre più presente sul territorio alpino. Per scongiurarne l'estinzione alla fine degli anni '90 il Parco Naturale Adamello Brenta ha promosso un progetto di reintroduzione (Progetto *Life Ursus*) che ha previsto le catture e trasporto in Trentino di 10 orsi sloveni, salvaguardando l'ultimo nucleo di orsi trentini, composto da 3 individui. I 10 orsi furono rilasciati nell'Alta Val di Tovel, all'interno del Parco tra il 1999 e il 2002. Al 2016 la popolazione di orsi nella Provincia di Trento, individuati geneticamente, si attestava ad un numero minimo certo di 38 individui (cuccioli esclusi).

Il presente lavoro di tesi si è posto l'obiettivo di descrivere come la componente femminile ha occupato le nuove aree a partire dalla zona di rilascio e verificare quali fattori ne hanno guidato la dispersione su tutto il territorio del Parco e nelle zone ad esso circostanti, negli anni 2002-2016, con particolare riferimento ai processi densità-dipendenti. A tal proposito sono state calcolate le distanze medie dai punti di liberazione degli orsi nell'Alta Val di Tovel di tutte le localizzazioni raccolte annualmente e attribuite geneticamente a questa specie, suddividendole in tre diverse classi, maschi, femmine e nuclei famigliari, e successivamente si è proceduto al calcolo delle aree occupate annualmente dalla neo-popolazione. L'occupazione dello spazio è stata calcolata mediante l'utilizzo dei Minimi Poligoni Convessi (MCP) al 100% e dei Kernel (K) dal 50% al 95%.

Dai risultati ottenuti, è stato confermato come per i grandi carnivori vi sia una diversificazione nelle aree utilizzate da parte delle tre diverse categorie analizzate: femmine, maschi e nuclei famigliari. Dall'analisi delle aree occupate annualmente si è visto come gli *home range* maschili siano più grandi e tendono ad espandersi più velocemente rispetto a quelli femminili. Inoltre, a differenza delle femmine, mediamente è stato registrato un ampliamento del 54.33% / anno delle aree occupate, con grandi variazioni dovute allo spiccato comportamento erratico di alcuni individui. Le femmine hanno invece mostrato un comportamento più filopatrico e l'aumento dell'areale occupato annualmente non sembra essere un effetto marcato dell'aumento delle densità, ma bensì una conquista graduale del territorio (+17.46% / anno) dal momento della fine dei rilasci nell'ambito del progetto *Life Ursus* nel 2002. Le aree vitali annuali di maschi, femmine e femmine con prole sono state poi messe in relazione al numero di anni trascorsi dall'anno in cui sono terminati i rilasci, al numero totale di individui presenti, al numero di maschi, di femmine e di cucciolate e alla disponibilità di fagge. L'ampliamento dell'*home range* femminile sembrerebbe maggiormente legato ad un normale ampliamento spaziale tipico di una popolazione in crescita rispetto all'effetto di processi densità-dipendenti. Le variazioni nell'uso dello spazio (distanza media dai punti di rilascio, MCP 100%, kernel 50-95%), modellizzate mediante modelli lineari generalizzati (Generalized Linear Models, GLM – Family: Gaussian), hanno infine mostrato per le femmine un effetto positivo degli anni trascorsi dall'ultimo rilascio e del numero di cucciolate presenti, mentre si verificava una riduzione negli anni di grande disponibilità di fagge (anni di pascione). La componente maschile della popolazione, con aree occupate mediamente più ampie di quelle femminili e con un comportamento spiccatamente individuale, ha invece mostrato come gli *home range* si modificano positivamente in funzione degli anni e del numero di cucciolate presenti.

Quanto dimostrato apre la strada per ulteriori approfondimenti futuri che potrebbero mirare ad una considerazione del comportamento spaziale dei singoli individui, andando a valutare se, nel corso degli anni, ci sia stato un cambiamento nelle densità locali (aree maggiormente frequentate diverse dal periodo post rilascio ad oggi). Inoltre, sarebbe opportuno lavorare ad una più puntuale valutazione delle disponibilità trofiche presenti annualmente e ad una sorta di validazione del dato relativo alla produttività del faggio attraverso un incrocio tra le localizzazioni raccolte annualmente e lo strato cartografico relativo alla

vegetazione. Un aggiuntivo ambito di ricerca potrebbe inoltre mirare a valutare se le aree maggiormente frequentate sono anche quelle dove effettivamente si riscontrano maggiori incontri e/o eventi dannosi.

Abstract

Between the eighteenth and nineteenth centuries the brown bear populations on the Alps declined sharply, causing a very strong reduction in occupied areas until almost extinction. The causes are to be found in man-made direct persecution, increasingly present in the Alpine mountains. To ward off the extinction at the end of the 1990s, the Adamello Brenta Nature Park promoted a reintroduction project (*Life Ursus Project*), which provided for the capture and transport of 10 Slovenian bears in Trentino, safeguarding the last nucleus of Trentino bear, composed of 3 individuals. The 10 bears were released in the High Tovel Valley, within the Park in 1999-2002 period. By 2016, the bears population in the province of Trento, genetically identified, stood at a minimum number of 39 individuals (cubs excluded).

This dissertation work aimed to describe how brown bear females occupied the new areas from the release zone to the current home range. Moreover, the research tried to ascertain which factors led it to disperse throughout the Park territory and its surrounding areas, in the 2002-2016 period, with particular reference to density-dependent processes. For this purpose, I calculated the annual average distances from the bears release points for all the genetically attributed bears locations, dividing them into three different classes, males, females and females with cubs. Subsequently the areas occupied annually by the new population were calculated through the use of 100% Minimum Convex Polygon (MCP) and Kernel function (K) from 50% to 95% probability level.

According to results, this research confirmed large carnivores attitude to have different space use/colonisation for males, females, and females with cubs. Thus, males' home ranges are larger and tend to expand faster (54.33% / year) than females' areas. In addition, large variations due to the erratic behavior of some males were recorded. On the other hand, females showed a more philopathic behavior and the increase in the annual occupied area does not seem to be a marked effect of the increase in density, but a gradual gain of the territory (+ 17.46% / year) since the end of the releases in 2002. The annual areas occupied by males, females and females with cubs were then related to the number of years since the conclusion of the release phase of the reintroduction project, the total number of individuals inside the new population, the number of males, females and litters, and the availability of beech seeds. The annual home range of females would be more related to a normal spatial expansion typical of a growing population than an effect of density-dependent processes. Changes in space use for females (mean distance from release points, MCP 100%, Kernel 50-95%), modeled by means of Generalized Linear Models (GLM - Family: Gaussian), finally showed a positive effect of the years since the last release and the number of litters, while a one in the years of great availability of beech seeds. However, males occupied areas broader than females and had stronger individual behavior. In this case, changes in space use showed a positive effect of the years since the last release and the number of litters.

The present dissertation could be a starting point for further insights that may aim at considering the spatial behavior at individual level, assessing whether there has been a change in local densities over the years (i.e., changes in local density in the 15 years post-release). In addition, it would be interesting to find on a more precise evaluation of the annual forage availability and to test the beech productivity data through an intersection between the annual bear location and the land use layer. An additional field of research could also aim to assess whether the areas most frequented are those where there are actually more encounters and / or damage events.

1. INTRODUZIONE

La dispersione provoca un cambio nella densità di popolazione, ma i fattori che determinano la variazione nella dinamica del numero di individui, a scala temporale ampia, sono di norma gli eventi di nascita e morte (Smith *et al.*, 2009). Risulta ampiamente dimostrato come le popolazioni non si accrescano seguendo il modello di crescita esponenziale, ove si assume la disponibilità di risorse trofiche e spaziali illimitate nel tempo, ma bensì secondo un modello di crescita logistica, in cui l'ambiente contribuisce a determinare la capacità portante. Il modello di crescita esponenziale potrebbe rappresentare soltanto le dinamiche di colonizzazione/espansione di specie alloctone immesse o gli andamenti di specie reintrodotte per una ridotta porzione temporale.

Con il termine reintroduzione, si intende un processo, attraverso il quale si riporta una specie all'interno dell'areale storico, da dove fu estirpata o estinta per cause antropiche (Clarke *et al.*, 2002). I grandi mammiferi, e in particolare i grandi carnivori, sono spesso risultati in rapporto di conflittualità con le attività antropiche e in vari casi sono andati incontro a fenomeni di estinzione locale. Nella Tabella 1 si vede come ci siano stati molteplici progetti di reintroduzione nel ventesimo secolo per l'orso bruno, oggetto della presente ricerca, per i quali sono stati registrati esiti non sempre positivi. In Europa, il primo programma di reintroduzione per l'orso bruno, con la liberazione di almeno 11 individui, fu attuato in Polonia, dove la popolazione originaria fu estirpata nel tardo 1800. Degli orsi rilasciati, sette vennero uccisi dai bracconieri ed i restanti furono ricatturati a seguito dei sempre più elevati conflitti con la popolazione locale. Appare chiaro come da un lato l'accettazione del progetto a scala locale, a livello politico e sociale, e dall'altro la dimensione della nuova popolazione fondatrice siano la base per il raggiungimento di un esito positivo, che va continuamente tenuto sotto controllo tramite l'applicazione di un valido sistema di monitoraggio.

Per la famiglia degli Ursidi, uno dei più grandi programmi di reintroduzione fu attuato negli Stati Uniti negli anni '60, dove 254 orsi neri americani, *Ursus americanus*, furono trasportati dal Minnesota fino alle zone interne montuose dell'Arkansas. Al 2002, questa popolazione si attestava intorno alle 2500 unità (Clarke *et al.*, 2002).

Relativamente all'area di studio di questa ricerca, dalla Tabella 1, si può inoltre notare come vi furono due programmi di rilasci per l'orso bruno già negli anni '60, ma entrambi registrarono un esito negativo. Esito differente è stato quello dell'ultimo programma di reintroduzione attuato grazie al progetto *Life Ursus* alla fine degli anni '90: attraverso la liberazione di 10 individui di orso bruno catturati dalla vicina popolazione slovena, ad oggi (dati riferiti al 2016), la popolazione conta un numero minimo certo di 38 individui (cuccioli esclusi) geneticamente confermato (Groff *et al.*, 2017).

La storia dei progetti di reintroduzione per l'orso, mostra quindi come un'attenta programmazione delle azioni e degli obiettivi possa portare al raggiungimento degli scopi e, un possibile esito negativo, nella maggior parte dei casi, preclude l'attuazione negli anni a venire di successivi programmi in cui vengano coinvolti grandi carnivori, a dimostrazione della grande valenza sociale e politica in cui questi progetti si vengono a trovare.

In generale, analizzando tali progetti, è stato riscontrato come un aumento del successo nelle operazioni di reintroduzione per l'orso nero americano e l'orso bruno, a seguito di un aumento della distanza dal punto di cattura a quello di rilascio, potrebbe essere correlata alla probabile manifestazione del comportamento definito come *homing behavior*. Tale comportamento di ricerca delle aree antecedenti alla cattura dipende dall'età, dal sesso, dalla presenza di cuccioli e dalle risorse trofiche (Clarke *et al.*, 2002). Per tale motivo, nei programmi di reintroduzione sono preferibili femmine e individui subadulti, nei quali l'*homing behavior* è

meno consistente. Chiaramente barriere geografiche o antropiche potrebbero comunque interrompere tale tendenza.

Inoltre, va considerato che nei mammiferi generalmente i fenomeni dispersivi sono tipici degli individui maschi, con movimenti che partono da situazioni di pre-saturazione, mentre per le femmine si registrano per lo più dei comportamenti filopatrici.

La dispersione femminile in letteratura viene spesso descritta nel caso in cui si instaurino processi di reale competizione per le risorse trofiche: in questa situazione le femmine si allontanano dall'area di nascita per aumentare il loro accesso alle risorse alimentari (Zedrosser *et al.*, 2007).

Sulla base di tali considerazioni, risulta importante indagare nell'ambito del progetto di reintroduzione dell'orso bruno (*Ursus arctos*) realizzato nelle Alpi Centrali, come sia stato occupato il territorio dalla componente maschile, femminile e dai nuclei familiari e quali fattori abbiano guidato tale processo nei 15 anni successivi ai rilasci, con particolare riferimento ai processi densità-dipendenti. Tali informazioni importanti risultano fondamentali al fine di comprendere meglio la capacità portante del territorio in grado di ospitare una minima popolazione vitale, per prevedere le future aree di espansione della zona stabilmente occupata dalle femmine e le relative tempistiche, e per sensibilizzare le zone che potrebbero essere occupate nel breve periodo, in modo da aumentare il livello di accettazione socio-politico del progetto.

Sorgente	Area di rilascio	Distanza dalla cattura (Km)	Numero rilasciato	Data	Specie e metodo reintrodotto	Risultato
Yosemite NP, Calif., USA	Angeles NF, Calif., USA	350	30	1930s	Orso Nero Am., rilascio <i>hard</i>	Successo
Cook County, Minn., USA	Interior Highlands, Ark., USA	1570	254	1958-68	Orso Nero Am. rilascio <i>hard</i>	Successo
Cook County, Minn., USA	Northern La., USA	2030	161	Mid-1960s	Orso Nero Am., rilascio <i>hard</i>	Sconosciuto
Byelorussia	Bialowieza, Poland	300	>11	1938	Orso bruno, rilascio <i>soft</i> di individui in cattività	Fallimento
Vienna, Austria (zoo)	Trentino, Italy	/	2	1959	Orso bruno, rilascio <i>soft</i> di individui in cattività	Fallimento
Zurich, Swizerland (zoo) and Este Castle, Italy	Trentino, Italy	/	4	1969,1974	Orso bruno, rilascio <i>hard</i> di individui in cattività	Fallimento
Northeast Penn., USA	Southeast Penn., USA	440	22	1977-84	Orso Nero Am., rilascio <i>soft</i> , tecnica tana invernale	Successo
Shenandoah NP, Virginia, USA	Southeast Va., USA	298	43	1991	Orso Nero Am., rilascio <i>hard</i>	Sconosciuto

Croatia, Slovenia	Austria Cabinet Mountains, Mont., USA	>400	3	1989-93	Orso bruno, rilascio <i>hard</i>	Successo
Northern Montana, USA	USA	20-40	4	1990-94	Orso bruno, rilascio <i>hard</i>	In via di sviluppo
Great Smoky Mountains NP, Tenn., USA	Big South Fork, Tenn., USA	160	14	1996-97	Orso Nero Am., rilascio <i>soft</i> , tecnica tana invernale ed acclimatazione estiva	In via di sviluppo
Slovenia	Central Pyrenees, France	1600	3	1996-97	Orso bruno, rilascio <i>hard</i>	In via di sviluppo
Northern and southern La., USA	Central La., USA	50-180	6	1998-01	Orso Nero Am., rilascio <i>soft</i> , tecnica tana invernale	In via di sviluppo
Slovenia White River NWR, Ark., USA	Alps, Italy and Felsenthal NWR, Ark., USA	400 and 160	7 and 10	1999-01 and 2000- 01	Orso bruno, rilascio <i>hard</i> ed Orso Nero Am., rilascio <i>soft</i> , tecnica tana invernale	In via di sviluppo per entrambe

Tabella 1: Nella tabella vengono riportati i progetti di reintroduzione per l'orso bruno e l'orso nero americano effettuati dal 1933. Essi vengono suddivisi in base agli esiti positivi, negativi, sconosciuti o in corso d'opera. Con rilascio *hard* si intende una reintroduzione dell'orso in una nuova area senza aver proceduto ad un periodo di acclimatazione, viceversa ciò non si verifica con i rilasci *soft*, dove si procede con un'acclimatazione dell'animale (Clarke *et al.*, 2002, tradotta).

1.1. La dispersione e l'uso dello spazio per gli appartenenti alla famiglia degli Ursidi

Considerando la dispersione di altri Ursidi in differenti popolazioni di piccole dimensioni, confrontabili con la situazione italiana, è possibile osservare alcuni esempi interessanti, nonostante, in piccole popolazioni la raccolta dati risulti molto difficile a causa delle basse densità locali.

Nella popolazione Cantabrica è stata riscontrata la preferenza dell'orso bruno a scegliere aree comprese tra i 1100 e 1400 m s.l.m., con una distanza media percorsa di 0.55 km se accompagnate da prole (media calcolata dal 1989 al 2004) (Palomero *et al.*, 2007). Altre pubblicazioni riportano sempre una media inferiore ai 3 km durante il periodo primaverile, per poi aumentare fino a 7.25 km dopo quest'ultima (Naves *et al.*, 2001; Palomero *et al.*, 2007). In generale, l'uso dello spazio per gli orsi è fortemente dipendente dal sesso: i maschi tendono a disperdersi, mentre le femmine tendono ad avere un comportamento filopatrico. In Svezia per tale ragione è stata calcolata una dispersione maschile del 94%, contro un 41% femminile (Zedrosser *et al.*, 2007), fortemente correlata alle caratteristiche individuali (massa corporea ed età) (Zedrosser *et al.*, 2007). Come dimostrato in Alaska, l'uso dello spazio, valutato mediante Minimo Poligono Convesso (MCP) e Kernel al 95% (Figura 1), è risultato fortemente correlato anche alla disponibilità trofica, facendo registrare valori minimi a luglio ed agosto, periodi di massima disponibilità di salmoni. Altri studi, mirati alla valutazione dell'utilizzo dello spazio non solo in funzione del sesso ma anche della classe d'età realizzati sui grizzly al confine tra la British Columbia (Canada) e il Montana (USA), hanno mostrato come la distanza nella

dispersione non sembra variare tra sessi nei primi 2 anni di vita degli orsi, ma dopo i 3 anni si notano differenze sostanziali tra le distanze percorse dai maschi, molto maggiori rispetto a quelle femminili (McLellan *et al.*, 2001). Inoltre, nonostante vi siano numerose sovrapposizioni negli *home range* per entrambi i sessi, il 61% delle aree di fratelli e sorelle non si sovrappone, mentre le aree occupate dalle giovani femmine sono sovrapposte a quelle del padre (McLellan *et al.*, 2001).

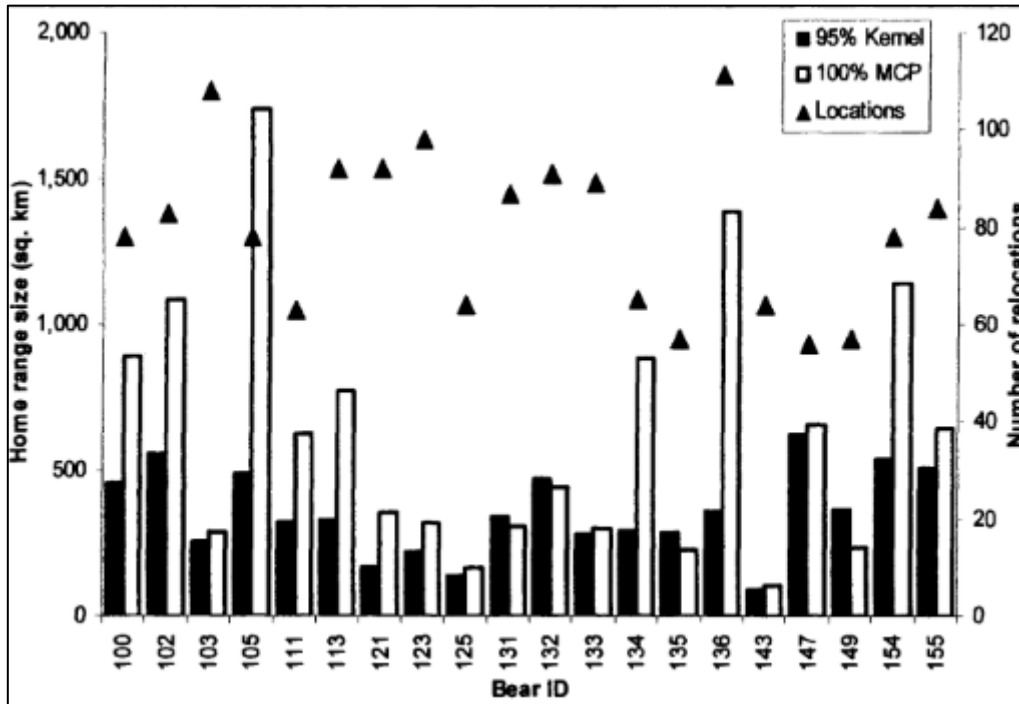


Figura 1: Kernel 95%, MCP 100% e numero di rilocalizzazioni di femmine radiocollare nelle Kuskokwim Mountains, South-West Alaska nel periodo 1993-2003 (tratta da Collins *et al.*, 2005).

Dai testi disponibili, lo studio del legame esistente tra le dinamiche di popolazione e la dispersione della specie nello spazio, risulta fondamentale per acquisire informazioni di base utili alla gestione della popolazione stessa, soprattutto nel caso di grandi carnivori che necessitano di opportune misure atte a limitare al minimo i conflitti con le popolazioni locali. Tali informazioni risultano inoltre particolarmente utili nel caso di neo-popolazioni reintrodotte, permettendo un accurato programma di monitoraggio del progetto realizzato e prevedendo futuri scenari di espansione/colonizzazione di nuovi territori.

2. SCOPO DELLA TESI

Questo lavoro di tesi ha previsto l'analisi dell'uso dello spazio negli anni 2002-2016 all'interno del territorio della Provincia di Trento della neo-popolazione reintrodotta di orso bruno, con l'obiettivo di verificare se/come si siano dispersi gli individui femminili a partire dalle aree dei rilasci. Questa indagine ha una valenza sia di tipo conoscitivo, aumentando le conoscenze eco-etologiche su questa specie, sia gestionale, fornendo valide indicazioni sulle future espansioni dell'attuale popolazione e per eventuali altre azioni di reintroduzione/ripopolamento in altre aree. Un attento monitoraggio, seguito da opportune analisi che permettano di descrivere l'andamento delle dinamiche di popolazione in relazione agli spazi occupati è alla base di ciascun progetto di reintroduzione, ma è ancora più importante per specie la cui presenza ha anche una valenza sociale e politica.

3. MATERIALI E METODI

3.1. Biologia ed ecologia dell'orso bruno

3.1.1. Sistematica

All' interno dell'ordine dei carnivori, gli Ursidi risultano una delle famiglie più studiate (Mustoni, 2004). Ciò nonostante, esistono ancora molte controversie riguardo alla loro origine, tassonomia e nomenclatura. Ad oggi la famiglia viene suddivisa in 5 generi e 8 specie, *Ursus arctos*, *Ursus americanus*, *Ursus thibethanus*, *Ursus maritimus*, *Helarctos malayanus*, *Melursus ursinus*, *Tremarctos ornatus* e *Ailuropoda melanoleuca*.

Al genere *Ursus*, oltre all'orso bruno, *Ursus arctos* (Linnaeus, 1758), appartengono altre tre specie: l'orso nero, *U. americanus* (Pallas, 1780), l'orso polare, *U. maritimus* (Phillips, 1774) e l'orso dal collare, *U. tibetanus* (Cuvier, 1823). In Italia sono presenti due sottospecie di *U. arctos*, l'orso bruno euroasiatico, *U. arctos arctos* e l'orso bruno marsicano, *U. arctos marsicanus*. Il genere *Ursus* comparve in Europa all'incirca 4-5 milioni di anni fa, con *U. minimus*, e successivamente dal Quaternario in poi, comparve l'*U. etruscus* (Mustoni, 2004). Da quest'ultima specie sono derivati, in Europa l'*U. spelaeus* (detto anche orso delle caverne), e in America-Asia all'*U. thibetanus*, *U. americanus* e *U. arctos* (Mustoni, 2004). L'orso delle caverne, fu il più grande mammifero carnivoro che abbia mai calpestato il nostro pianeta durante l'Era Glaciale e in Italia era prevalentemente distribuito su tutta la Penisola. L'estinzione di tale specie potrebbe essere stata causata dalla perdita di habitat e dal cambiamento climatico. L'orso bruno europeo sembra comunque non trovare origine diretta dall'orso delle caverne ma bensì dall'*U. arctos* originario delle regioni asiatiche ed americane (Mustoni, 2004).

3.1.2. Morfologia

La corporatura di questa specie varia notevolmente a seconda dell'area geografica in esame, ragion per cui, onde evitare confusioni ci si soffermerà sulla descrizione della sottospecie *U. arctos arctos* presente nell'Europa Centro Meridionale. L'orso bruno si presenta come un animale dalle grosse dimensioni, coperto da una massa di pelo di colore marrone scuro, accentuato da alcuni riflessi rossi con sfumature nere, grigie e beige. Tale colorazione non sembra essere influenzata da habitat e sesso (Mustoni, 2004). La fitta peluria maschera le dimensioni di alcuni parti anatomiche: ad esempio, le orecchie appaiono poco sporgenti rispetto alla testa, ma in realtà sono circa 10-15 cm di lunghezza (Mustoni, 2004). Allo stesso modo anche la coda si presenta poco sporgente, pur avendo una lunghezza di 12-15 cm. Le dimensioni corporee dell'orso bruno variano individuo a individuo anche in relazione al sesso, con assenza di dimorfismo sessuale marcato (se non per la taglia). I maschi hanno generalmente un peso corporeo compreso tra gli 80 e i 300 kg, le femmine si va tra i 65 e i 220 kg, anche se orsi di grandi dimensioni costituiscono un evento assai raro. La prole alla nascita possiede un peso che va dai 300 ai 400 grammi (AA.VV., 2013). I cuccioli dell'anno sono riconoscibili, oltre che per le minori dimensioni, per la presenza di un "collare" di peluria bianca. Le dimensioni degli orsi aumentano all'aumentare della latitudine analogamente a quanto riportato per altri grandi mammiferi (Mustoni, 2004). Il peso dell'orso è associato a numerose variazioni stagionali, dato che durante i mesi invernali entra in ibernazione. Infatti, durante l'autunno è possibile registrare il picco massimo di peso, con un minimo durante il risveglio dal "letargo" nella stagione primaverile, con una perdita del 20-25% del peso

(Hissa, 1997). Le misure corporee dell'orso in bibliografia sembrano confermare l'estrema variabilità presente tra i diversi individui, si va dai 130-250 cm per quanto riguarda la lunghezza totale (dalla punta del naso all'estremità della coda) e dai 75-120 cm per l'altezza al garrese (dal suolo alle vertebre cervicali alla base del collo sull'asse dell'arto anteriore) (AA.VV., 2013). Le misure delle zampe anteriori hanno una lunghezza totale di 9-14 cm con larghezza di 11-15 cm, mentre per le zampe posteriori si osserva una lunghezza totale di 18-23 cm ed una larghezza di 9-12 cm. La longevità media dell'orso bruno si aggira intorno ai 20-25 anni per individui allo stato brado, mentre può raggiungere i 40 anni per esemplari in cattività.

3.1.3. Habitat

L'orso bruno è presente in diverse tipologie di ambiente, dai deserti fino a passare per foreste boreali, tundra artica, foreste di conifere, aree alpine ed infine foreste fluviali (U.S. Fish and Wildlife Service, 2007). Al momento in bibliografia non sembrano esserci indicazioni univoche sulle preferenze ambientali dell'orso bruno sulle Alpi, ma ci si possono riportare i dati relativi alle osservazioni relative alle popolazioni di plantigradi nell'Europa centro-meridionale. In Slovenia è stata dimostrata la preferenza della specie a vivere in fitte aree forestali, lontano da insediamenti umani (Kobler *et al.*, 2000). Tuttavia, secondo alcuni autori l'orso non sarebbe influenzato in maniera particolarmente negativa dalla presenza dell'uomo, in quanto le attività umane, come l'agricoltura e la produzione di rifiuti, possono rappresentare un'ottima risorsa trofica. A titolo informativo basti pensare alla popolazione di orsi, oltre a quelle di linci e lupi, del Parco Nazionale Sarikamis in Turchia, sostenuta grazie alla presenza di discariche antropiche (Armanini, 2017). In altri casi, l'orso pare diventare molto più selettivo, preferendo habitat altamente forestali, soprattutto in alta quota, lontano dai centri abitati (Kobler *et al.*, 2000). Nelle Alpi Centrali è stata confermata la preferenza dell'orso a frequentare aree comprese tra i 300 e i 1400 m s.l.m. (Mustoni, 2004), probabilmente per sfuggire al sempre più pressante disturbo antropico, preferendo zone impervie e ripide, sembra quindi che l'orso bruno nelle Alpi sia abbastanza suscettibile allo stress antropico (Duprè *et al.*, 2000; Swenson *et al.*, 2000). Non c'è sicuramente da stupirsi se nel corso dei decenni il range altitudinale vada ad accrescersi nei suoi limiti superiori, dovuto ad una sempre più massiccia intensificazione delle attività antropiche anche a quote relativamente elevate. Secondo Mustoni (2004) la caratteristica ecologica più importante per l'habitat degli orsi è la presenza di vaste aree con una particolare diversità ambientale in modo che siano assicurate le aree di rifugio per la specie (Figura 2). La qualità dell'habitat è influenzata anche dalla quantità e qualità del cibo che può offrire (McLellan, 1998). In termini vegetativi durante l'estate gli orsi trentini frequentano aree poste alle altitudini più elevate dove si trovano specie erbacee Ombrellifere, Graminacee, Erbacee, Rosacee, etc. mentre durante l'autunno scende verso valle se presenti aree a frutteti (Mustoni, 2004). Durante l'inverno vengono preferite aree ripide, esposte al sole, con presenza di cavità dove poter entrare in ibernazione (Caliari *et al.*, 1996). Il contesto vegetativo principale nella vita dell'orso bruno sulle Alpi sembra comunque essere la presenza di un bosco misto, latifoglie e conifere, con presenza di risorse idriche, non a caso l'ultimo nucleo di orsi sopravvissuto alla persecuzione diretta si trovava proprio in Trentino. Ad oggi non è comunque sufficiente identificare l'habitat idoneo all'orso, ma è necessario considerare anche gli aspetti politici e sociali per poter analizzare la sua distribuzione nello spazio.

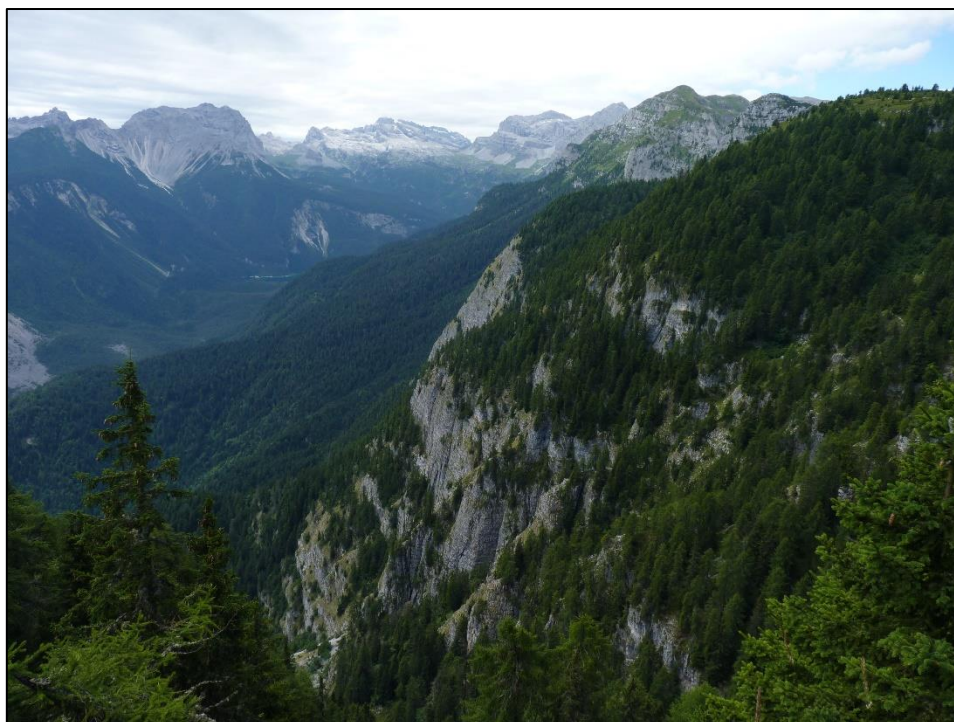


Figura 2: Habitat idoneo alla presenza dell'orso bruno. Si noti una vasta copertura arborea a bosco misto e la presenza di zone impervie e rocciose dove vi possono essere collocate le tane (Archivio PNAB).

3.1.4. Dieta

Al contrario di quello che può pensare la maggior parte dell'opinione pubblica, l'orso non è un vero predatore, ma bensì può essere definito un "opportunista ecologico" o un "onnivoro opportunista". La dieta dell'orso è infatti prevalentemente basata su materiale vegetale con l'aggiunta di insetti e mammiferi (AAVV., 2013). Raramente l'orso si ciba di carne (Figura 4) e, nel caso lo faccia, si alimenta di carogne trovate morte o di bestiame incustodito. Le proteine animali rivestono infatti un ruolo secondario per l'orso (Clevenger *et al.*, 1991). L'utilizzo degli alimenti varia nel corso delle stagioni e diventa notevolmente importante in autunno, con l'avvicinarsi della fase di ibernazione e del parto da parte delle femmine, preferendo alimenti altamente energetici (AAVV, 2013). Secondo uno studio condotto sugli orsi rilasciati in Trentino, mediante il progetto *Life Ursus*, le specie vegetali, in media, ammontavano a circa il 72.5% dell'intera dieta, con una propensione per Fagacee, Rosacee e piante erbacee (AA.VV., 2002). Inoltre, nella composizione volumetrica media della dieta, vi era un 17% di imenotteri (formiche e vespe per lo più), 6% di mammiferi, 1% di molluschi e 13% di altro (AA.VV., 2002).

Nella descrizione del regime alimentare, è inoltre possibile fare un confronto con la vicina popolazione slovena. Uno studio condotto su 200 escrementi nel biennio 1997-1999 (Grosse *et al.*, 1999) ha definito come i contenuti alimentari siano stati i seguenti: in inverno la dieta stimata contiene per il 70% carne, 2-3% vegetazione verde, 27% mais, in primavera 5% insetti, 20% carne, 50% vegetazione verde e 25% mais, in estate 20% insetti, 20% carne, 5% vegetazione verde e 55% mais, in autunno, 10% insetti, 5% carne, 20% frutta e 65% mais (Grosse *et al.*, 1999). In particolare, lo studio ha confermato la preferenza degli orsi nel cibarsi di differenti generi di formiche, opportunamente scelti a seconda della stagione (Grosse *et al.*, 1999), probabilmente a causa del diverso contenuto proteico (Figura 3). Furono quindi riportate le percentuali dei

volumi fecali nei diversi generi di formiche: in primavera su 17 campioni il 26.7% appartenevano a *Lasius* spp., 39.9% a *Formica* spp., il 34% a *Selviformica* spp.; in estate furono raccolti 27 campioni, dove il 25% del volume fecale era composto da differenti specie di insetti, 14.5% *Selviformica* spp., 52.1% *Lasius* spp., 20.1% *Camponotus* spp. In autunno su 144 campioni, il 50% apparteneva a *Lasius* spp., 29.6% a *Formica* spp. ed il 12.3 a *Camponotus* spp. (Grosse *et al.*,1999). In generale, i contenuti alimentari sono risultati i seguenti: in inverno la dieta stimata contiene per il 70% carne, 2-3% vegetazione verde, 27% mais, in primavera 5% insetti, 20% carne, 50% vegetazione verde e 25% mais, in estate 20% insetti, 20% carne, 5% vegetazione verde e 55% mais, in autunno, 10% insetti, 5% carne, 20% frutta e 65% mais (Grosse *et al.*, 1999).

Questi dati sono stati riportati per indicare quanto sia complesso, in termini quantitativi, definire la reale percentuale della dieta dell'orso bruno. Tale animale è in grado di cambiare e modificare la propria nutrizione sulla base della disponibilità ambientale, stagionale, oltre tutto vi è anche una variabilità individuale (AA.VV., 2002).

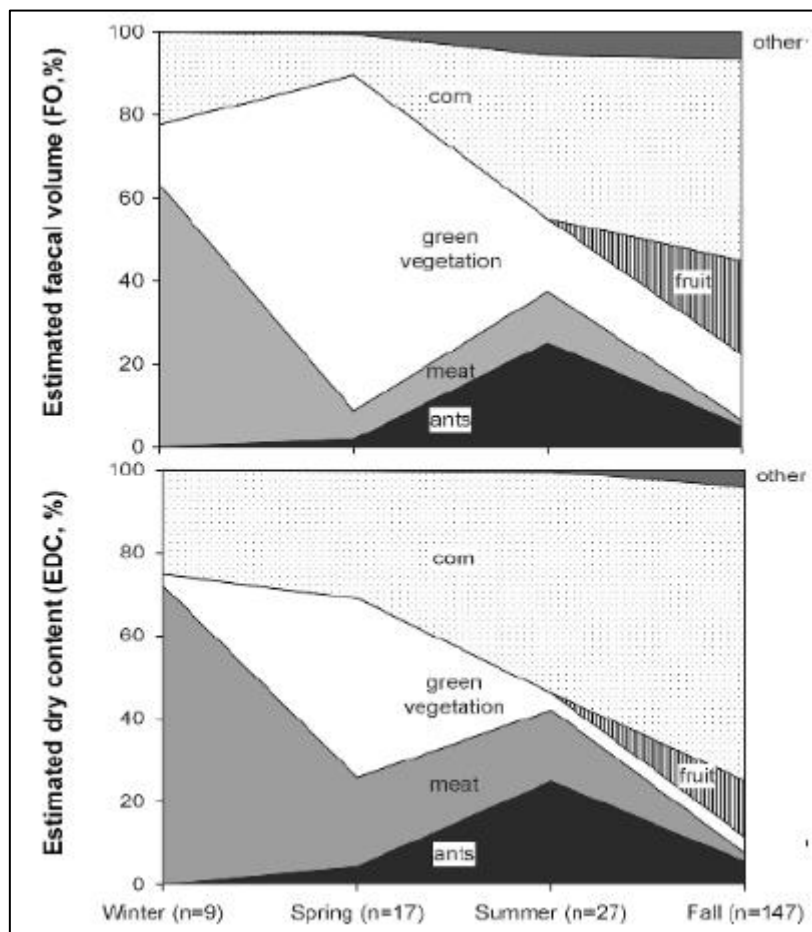


Figura 3: Dieta stimata della popolazione ursina slovena, su 200 campioni di escrementi rinvenuti tra il 1997 ed il 1998 (Grosse *et al.*, 1999).



Figura 4: Femmina con prole in alimentazione su carcassa, a dimostrazione del regime alimentare opportunistico dell'orso bruno (Foto archivio PNAB).

3.1.5. Ciclo vitale e strategie riproduttive

L'orso può trovarsi in associazione con altri individui della stessa specie, nel momento in cui vi sia una contemporanea attrazione nei riguardi di una stessa risorsa, nello specifico una sorgente trofica (Bani, 1986). La fase di più marcata socialità è osservabile nel periodo tardo primaverile-estivo nei mesi di maggio-luglio, ossia nel momento che coincide con l'entrata in calore (o "estro") delle femmine. Difatti, come precedentemente citato, maschi e femmine vivono isolati per la maggior parte dell'anno, ma con l'aumento del fotoperiodo, questi sembrano cercarsi più insistentemente (Mustoni, 2004). Le femmine raggiungono la propria maturità sessuale intorno ai 3 anni e mezzo, ma la completa maturità viene raggiunta durante il 4°-5° anno (Mustoni, 2004). L'orso bruno, possiede una spiccata stagionalità, durante i mesi estivi-autunnali il plantigrado si nutre fino a tre volte di più rispetto i normali ritmi, portando ad un incremento del proprio peso del 30-35% (Hissa, 1997), per prepararsi all'ibernazione. La tana può essere collocata all'interno di cavità orografiche, tipiche nei massici calcarei o essere scavata alla base di grossi alberi. L'ibernazione può essere vista come un meccanismo fisiologico per sopravvivere durante l'inverno, quando gli alimenti sono meno disponibili. Molteplici attività comportamentali e fisiologiche cambiano radicalmente durante questa fase (Mominoki, 2005). Durante l'ibernazione si avrà un abbassamento del tasso metabolico e della temperatura corporea (Monimoki, 2005), anche se durante tale fase l'orso non pratica un vero e proprio letargo. Infatti, è stata dimostrata l'uscita dalla tana e il cambio del sito di svernamento, in caso di disturbo.

Durante la fase di ibernazione l'orso non mangia, non beve e non defeca (Hissa, 1997). Il tempo trascorso all'interno della tana, varia a seconda che si studino popolazioni Nord o Sud Europee; nel caso dell'orso bruno delle Alpi, tale periodo è generalmente compreso tra la fine di novembre e i primi di marzo (Mustoni, 2004).

In bibliografia, si riportano casi di individui non entranti in ibernazione nella popolazione ursina spagnola (Palomero *et al.*, 2007). Il periodo invernale coincide anche con il parto da parte delle femmine fecondate durante il periodo tardo primaverile-estivo. Nell'orso bruno si manifesta il fenomeno biologico conosciuto come "gestazione differita", ossia la cellula uovo fecondata arresta la propria crescita, per poi impiantarsi nella mucosa uterina all'avvicinarsi dell'ibernazione. Generalmente i piccoli nascono dopo 7-8 settimane dall'impianto nella mucosa, questo permette alle femmine di partorire ed allattare i cuccioli, con un peso alla nascita di circa 300-400g, al sicuro, all'interno della tana di svernamento. Le orse ed i propri piccoli, riconoscibili dal tipico collare bianco, abbandonano la propria tana in tarda primavera, ossia quando anche i cuccioli iniziano a cibarsi di alimenti differenti dal latte materno (Mustoni, 2004). I cuccioli restano con la madre fino a circa 15-17 mesi (Mustoni, 2004). All'uscita dall'ibernazione per le femmine non riproduttive (come anche per i maschi), segue un periodo di ripresa ponderale, prima del successivo periodo degli amori. Le femmine con prole dell'anno non entrano in estro e sembrano evitare i maschi spostandosi in zone meno frequentate dagli stessi. Tale comportamento evita che maschi riproduttivi uccidano i cuccioli per permettere alle femmine di tornare in calore.

3.1.6. Home range e dispersione

L'*home range* è l'area in cui gli animali acquisiscono le risorse necessarie a svolgere le proprie funzioni biologiche e vitali (Burt, 1943). Nei mammiferi le dimensioni di queste aree sono fortemente influenzate da diversi fattori come le strategie riproduttive e la distribuzione spaziale delle risorse (Dahle *et al.*, 2006) ed è correlato positivamente alla massa corporea degli animali (Harestad *et al.*, 1979). Generalmente le femmine di orso utilizzano un *home range* che non si discosta molto dai luoghi natali, mentre i maschi tendono a disperdersi e ad utilizzare aree più vaste di quelle femminili (Dahle *et al.*, 2006). Tuttavia l'orso non può essere considerato un animale territoriale, ragion per cui vi può essere una sovrapposizione tra le aree vitali (Mustoni, 2004). Secondo Dahle *et al.* (2006) vi sono tre caratteristiche che condizionano la grandezza dell'*home range* e quindi la dispersione degli individui: l'età, il cibo (*home range* più piccoli con grandi disponibilità trofiche) e le densità locali. Sempre nel lavoro di Dahle *et al.* (2006) si parla di come ad influenzare gli *home range* per orsi subadulti non sia tanto l'età, ma piuttosto la massa corporea. In uno studio condotto nei primi anni 2000 in Scandinavia su due aree a nord e sud della penisola, furono riscontrati dati prevalentemente simili in kmq di aree vitali, categorizzando gli individui in maschi, femmine solitarie, femmine con cuccioli dell'anno, femmine con cuccioli dell'anno precedente (Dahle *et al.*, 2003). Nell'area a nord i maschi esplorarono un'area di circa 1055 kmq, le femmine solitarie di 217 kmq, le femmine con cuccioli dell'anno di 124 kmq ed infine le femmine con cuccioli dell'anno precedente di 161 kmq (Dahle *et al.*, 2003). Per quanto riguarda l'area a sud i risultati furono, 833 kmq per i maschi, 280 kmq per le femmine solitarie, 137 kmq per le femmine con cuccioli dell'anno e 370 kmq per femmine con cuccioli dell'anno precedente (Dahle *et al.*, 2003). Questi dati possono essere facilmente messi a confronto con le aree vitali rilevate per le popolazioni di orsi croati dove gli *home range* sono indicativamente di 128 kmq per i maschi e 58 kmq per le femmine (Huber *et al.*, 1993). Tali discordanze nelle dimensioni delle aree vitali possono essere associate alla diversa produttività degli habitat. Molto probabilmente la disponibilità trofica è maggiore nelle aree Europee Centro-Meridionali, ragion per cui l'area che l'orso utilizza è più piccola nell'Europa Meridionale rispetto alle regioni Nord Europee. I dati relativi agli orsi rilasciati tramite il progetto *Life Ursus* sembrano confermare la tendenza delle popolazioni dell'Europa Meridionale ad avere *home range* minori (Tabella 2, tratta da Mustoni, 2004). I dati di questa neo-popolazione vanno comunque considerati soltanto in modo indicativo, in quanto gli orsi rilasciati potrebbero aver esplorato aree ben più abbondanti rispetto ad una situazione

“naturale”. A titolo informativo basti pensare all’orsa Vida che nel primo anno post-rilascio in Trentino arrivò ad esplorare le montagne austriache. Sembra inoltre confermata la variazione dei territori occupati in funzione delle stagioni: secondo alcuni autori in tarda primavera le aree esplorate risulterebbero essere più ampie e probabilmente tale dato può essere associato ad una ricerca più assidua delle femmine in calore da parte dei maschi e, in generale, ad una spinta ricerca di cibo, restringendosi in estate per poi aumentare nuovamente in autunno (Daldoss, 1981; Zunino, 1976). Tuttavia, è importante ricordare che in questa specie esiste anche una spiccata variabilità individuale nell’uso dello spazio.

Individuo	Sesso	Anno nascita	Peso alla cattura (Kg)	Data rilascio	Periodo radio-localizzazione	N fix	HR complessivo MCP in Km ²
Masun	M	1996	99	26/05/99	26/05/99-23/08/2000	939	1722,145 (16 mesi)
Kirka	F	1996	55	30/05/99	30/05/99-05/07/2002	1283	286,483 (39 mesi)
Daniza	F	1995	100	18/05/2000	18/05/2000-18/10/2001	1087	2336,841 (18 mesi)
Joze	M	1994	140	22/05/2000	22/05/2000-18/11/2001	1063	1145,191 (23 mesi)
Irma	F	1995	113	23/05/2000	23/05/2000-15/11/2000	529	808,678 (7 mesi)
Jurka	F	1997	90	03/05/2001	03/05/2001-19/07/2002	674	176,705 (15 mesi)
Vida	F	1998	70	04/05/2001	04/05/2001-18/07/2002	556	9625, 185 (13 mesi)
Gasper	M	1999	105	07/05/2002	07/05/2002-28/08/2003	787	357,330 (16 mesi)
Brenta	F	1999	70	09/05/2002	09/05/2002-13/05/2002	140	176,320 (3 mesi)
Maya	F	1997	86	12/05/2002	12/05/2002-17/07/2003	714	248,452 (15 mesi)

Tabella 2: *Home range* complessivi degli orsi rilasciati in Trentino. Con N° Fix si intendono il numero di punti geografici determinati mediante radiocollare, mentre HR (*Home Range*) complessivo con MCP (*Minimo Poligono Convesso*) è l’area risultante dall’interpolazione dei fix più esterni, durante il periodo di studio.

Come precedentemente citato, ad individui di sesso maschile sono generalmente associati fenomeni dispersivi, mentre le femmine di orso tendenzialmente vengono considerate essere per lo più filopatriche, con fenomeni dispersivi rari o del tutto assenti. Uno studio condotto in Slovenia ha individuato che a fronte di un incremento della popolazione di orsi dal 1945 al 1995, i valori delle densità sono diminuiti con l’aumentare delle distanza dall’ area slovena in cui è stata registrata una più alta vocazione all’orso bruno (Jerina *et al.*, 2008). La percentuale osservata delle femmine è aumentata complessivamente nel periodo di studio dal 6 al 20%, ma è diminuita con la distanza dalla *core area* dal 27% (0-10 Km dalla *core area*) al 5% (>70 Km dalla *core area*). Tuttavia, uno studio simile a quello sloveno venne attuato in Scandinavia, dove furono registrati alcuni fenomeni dispersivi femminili con distanze di 80-90 km dalla *core area* (Swenson, 1998). Tali dati, furono letti come “fenomeni di pre-saturazione” nella popolazione ursina (Swenson, 1998).

3.2. Distribuzione della specie

L'orso bruno è presente in gran parte del territorio europeo, dove si hanno 10 popolazioni stabili (escludendo la popolazione russa ed ucraina) (Figura 5 e Tabella 3; Chapron *et al.*, 2014). Al 2014 è possibile identificare popolazioni in Scandinavia, in Carelia, nel Baltico, nei Carpazzi, nei Balcani dell'est, nelle Alpi Dinariche, nelle Alpi Centrali, nell'Appennino Centrale, nei Pirenei e nei Monti Cantabrigi (Chapron *et al.*, 2014). L'orso bruno è protetto da accordi internazionali come la "Convenzione di Berna" (relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale), la "Convenzione delle Alpi" (protocollo sull'attuazione della Convenzione delle Alpi del 1991 e sulla protezione della natura e del paesaggio), la "Convenzione di Wasghington" (Convenzione sul commercio internazionale delle specie in via di estinzione e sulla flora e fauna selvatiche) ed infine dalla "Convenzione sulla Diversità Biologica" (Rio de Janiero, 1992) (<http://dinalpbear.eu/stato-di-conservazione-dellorso/>). La conservazione dell'orso bruno è prevista anche all'interno della Normativa Europea tramite la "Direttiva Habitat" del 1992 (Allegato IV) e dalla "Risoluzione sulla Protezione dell' orso bruno (*Ursus arctos*) nella Comunità" (<http://dinalpbear.eu/stato-di-conservazione-dellorso/>). Inoltre, in Italia la specie è protetta dalla Legge Nazionale del 11 febbraio 1992 n.157, dove si inserisce l'orso bruno tra le specie particolarmente protette (Art. 2, comma 1) (<http://www.minambiente.it/pagina/orso-bruno>). Nel 2013 l'IUCN (Unione Mondiale per la Conservazione della Natura) ha categorizzato le popolazioni italiane di orso bruno con CR (Pericolo Critico) (<http://www.iucn.it/scheda.php?id=-1474870070>).

Nella prima metà del XVIII secolo l'orso bruno era presente in quasi tutto l'arco alpino. A cavallo tra il XVIII e il XIX la persecuzione diretta a tale specie venne sempre più incentivata, sorretta da una graduale perdita di habitat idoneo, convertito a pascolo e ad una sempre più elevata frammentazione dell'ambiente naturale. Tra il 1873 e il 1879 nella sola Valtellina furono uccisi 49 orsi, mentre nel gruppo del Brenta dal 1880 al 1925 si stimano 13 ± 2.9 uccisioni per decennio. Dal 1850 la persecuzione diventò sempre più cruenta ed efficiente a tal punto che nel giro di appena un secolo la popolazione alpina di orsi raggiunse la soglia numerica di sopravvivenza, oltre la quale una certa popolazione può essere definita ecologicamente estinta (<https://orso.provincia.tn.it/L-orso/Storia-sull-arco-alpino/Cause-di-recessione>). A tale diminuzione nella popolazione si associarono fenomeni stocastici tipici delle piccole popolazioni. Ad oggi, si conoscono due siti stabili in cui l'orso bruno è presente in Italia: le Alpi Centrali, in un'area centrata sul Trentino Occidentale, dove *U. arctos arctos*, è presente con un nucleo di circa 49-66 individui (Rapporto orso, 2016) e l'area centrata sul Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, dove l'orso marsicano, *U. arctos marsicanus* è presente con 45-69 individui (http://www.parcoabruzzo.it/pdf/NaturaProtetta19_RapportoOrso.pdf). Infine, non è possibile parlare di una vera e propria popolazione friulana, in quanto gli individui registrati nelle Alpi Orientali all'interno di territorio italiano sono associati a fenomeni dispersivi della vicina popolazione slovena.

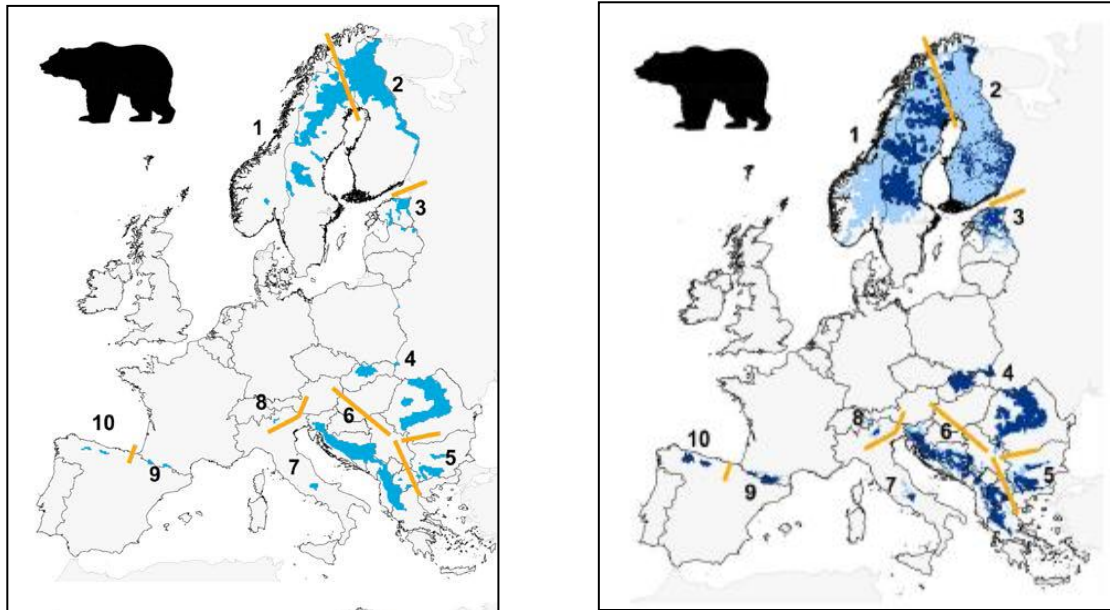


Figura 5: Popolazioni europee di orso bruno. Nella figura di sinistra sono riportate le popolazioni durante il ventennio 1950-1970, in destra al 2014. Il colore azzurro chiaro nella figura di destra indica aree con avvistamenti sporadici, mentre l'azzurro scuro indica un'occupazione stabile, le linee arancioni in entrambe le figure indicano i confini tra le differenti popolazioni (immagine tratta da Chapron *et al.*, 2014).

Popolazione	Stima al 2014 (individui)
1. Scandinavia	3400
2. Carelia	1700
3. Baltico	710
4. Carpazzi	7200
5. Est Balcani	600
6. Alpi Dinariche	160-200
7. Appennino Centrale	37-52
8. Alpi	50-60
9. Pirenei	22-27
10. Monti Cantabrigi	195-210
Totale	17000

Tabella 3: Indicazione delle 10 popolazioni europee di orso bruno e stima numerica degli individui (Chapron *et al.*, 2014)

3.3. Struttura della popolazione Trentina

Il numero minimo certo di individui appartenenti alla popolazione ursina Trentina al 2016 è di 38 esemplari (Figura 6): 19 maschi, 18 femmine e 1 indeterminato (Groff *et al.*, 2017). Di questi, 22 sono adulti e 16 giovani, con un'età media complessiva di 5.97 anni (Groff *et al.*, 2017). Considerando i nuovi nati avvistati ma non geneticamente determinati gli individui non campionati nel 2016 ma presenti nel 2015, la popolazione si può attestare in un *range* compreso tra 49-66 esemplari (Groff *et al.*, 2017). Con il termine "determinazione genetica" si intende il processo attraverso il quale vi è potuto essere un recupero di peli di orso bruno a seguito di danni zoologici o trappole pelo, tale procedura permette, una volta effettuate le relative analisi, l'individuazione genetica (sesso e linea parentale) di un determinato individuo. La densità delle femmine si aggira intorno ai 3.2 orsi/100kmq, considerando un'area complessiva di circa 1090 kmq (Groff *et al.*, 2017).

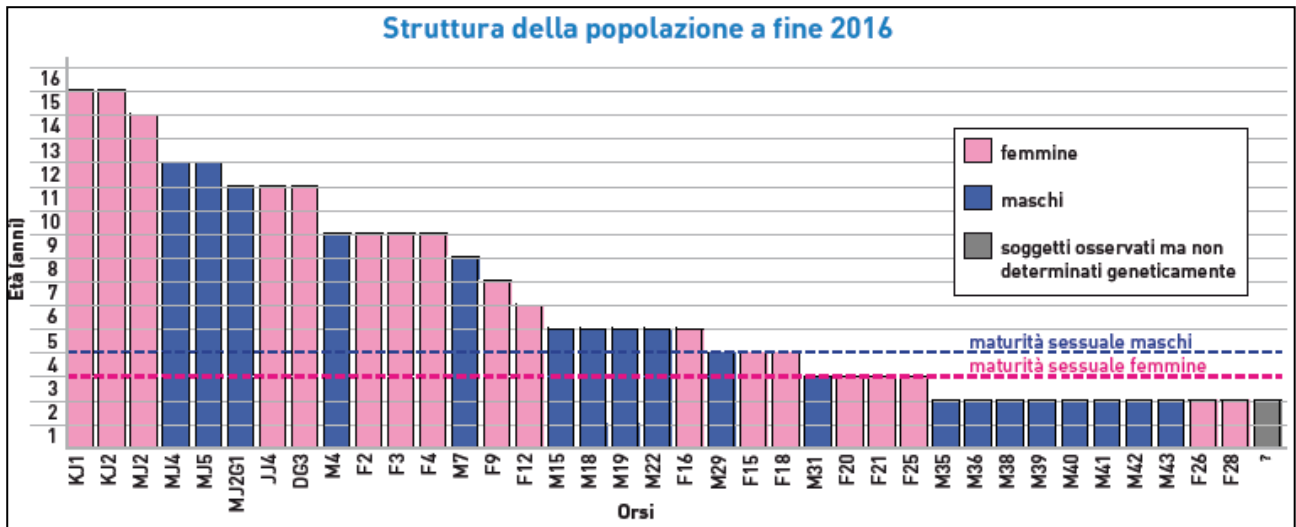


Figura 6: Struttura della popolazione Trentina certa, individuata tramite analisi genetica (tratta da Groff *et al.*, 2017).

3.4. Progetti Life come strumento per la conservazione

Uno dei metodi più efficaci per preservare la biodiversità, è la protezione degli ambienti naturali in cui le specie possano compiere le proprie funzioni vitali come la crescita, la riproduzione o la cura e l'allevamento della propria prole. È perciò necessario istituire delle aree protette, ed un aiuto fondamentale in tal senso è arrivato dalla Comunità Europea (Zaghi, 2006).

Nel 1992 la Direttiva Habitat 92/43/CEE ha gettato le basi per l'istituzione della Rete Natura 2000, una rete ecologica diffusa su tutto il territorio dell'Unione Europea, al fine di garantire il mantenimento a lungo termine degli habitat naturali e delle specie di flora e fauna rari o minacciati a livello comunitario (<http://www.minambiente.it/pagina/rete-natura-2000#sthash.4RkIBCy.dpuf>). Sempre nel 1992 venne istituito lo strumento LIFE con l'obiettivo di contribuire all'attuazione, aggiornamento e sviluppo della politica e della normativa Comunitaria in materia di ambiente, compresa l'integrazione dell'ambiente in altre politiche, contribuendo così ad uno sviluppo sostenibile (Picchi *et al.*, 2006).

Numerosi sono i progetti LIFE Natura finanziati in Italia e molteplici sono i SIC (Siti di Importanza Comunitaria) e ZPS (Zone di Protezione Speciale) istituiti con la Direttiva Habitat del 1992. Dei 124 habitat presenti in Italia ed elencati in Direttiva, solo 39 non sono stati oggetto di progetti LIFE Natura (Zaghi, 2006).

Le azioni LIFE Natura non si occupano solo di finanziare progetti volti alla conservazione diretta di habitat e di specie prioritarie, ma anche di sensibilizzazione dei cittadini al fine di educarli alle buone pratiche ambientali ed economiche, incentivando così uno sviluppo sostenibile (Zaghi, 2006).

3.5. Progetto *Life Ursus*

Il Parco Naturale Adamello Brenta (PNAB) nacque formalmente nel 1967 con la delimitazione di un'area geografica da parte della Provincia Autonoma di Trento (PAT), al "fine di tutelare l'orso e il suo habitat" (AA.VV., 2010). Tuttavia, nei vent'anni successivi il Parco non venne formalmente istituito se non come semplice delimitazione geografica (AA.VV., 2010). L'istituzione "ufficiale" è giunta con la Legge Provinciale n.18 del 6 maggio 1988. Questa data marca il nuovo inizio nell'attività di conservazione dell'orso bruno nelle Alpi, segnando la via al progetto di reintroduzione supportato dall'Unione Europea (AA.VV., 2010). Nel 1993 il Comitato di gestione del PNAB approvò il Piano Faunistico previsto dalla Legge Provinciale n.18/88, all'interno di quest'ultimo trovò spazio un intervento di "rivitalizzazione" della popolazione ursina Trentina, con l'immissione di orsi provenienti dalla vicina Slovenia e Croazia (AA.VV., 2010). Gli orsi di questi ultimi due stati vengono considerati geneticamente simili al nucleo residuale (tre individui), sopravvissuto fino agli anni novanta in Trentino.

In data 19 novembre 1996, a seguito della Decisione della Commissione Europea n° C (96) 3370 final/37, il LIFE96/NAT/IT/3152, passato "alla storia" come *Life Ursus*, venne ufficialmente approvato con durata dal 1° aprile 1996 al 1°ottobre 1998 (AA.VV., 2010). Il Parco fu però costretto a chiedere una proroga per il completamento di alcune azioni, concessa dall'Unione Europea con decisione della Commissione Europea n. 16 ottobre 1998/XI/024374. Nel maggio del 1999 con tutte le pratiche burocratiche adempiute cominciò la prima campagna di catture nelle riserve di caccia individuate nella porzione meridionale della Slovenia (Figura 7). Gli obiettivi principali del progetto *Life* furono:

- Salvaguardia dell'ultimo nucleo di orsi trentini;
- Continuità alla convivenza tra uomo ed orso;
- Protezione della biodiversità;
- Informazione dell'opinione pubblica sulle ricchezze naturalistiche dell'area oggetto del progetto;
- Raccolta di dati scientifici su biologia ed etologia dell'orso bruno (AA.VV., 2010).

La spesa complessiva ammontò ad una cifra, convertita in euro, di circa 526 997.11, il 40% dei quali finanziati dal PNAB ed il restante 60% dall'UE (AA.VV., 2010). Il 22 settembre 2000 il Parco presentò un secondo *Life*: "*Ursus*- seconda fase di tutela dell'orso bruno del Brenta". Nell'aprile 1999 il Parco ed il Servizio Foreste sloveno formalizzano il contratto di cooperazione, stabilendo l'importazione in Trentino di 9 orsi in 4 anni (1999, 2000, 2001, 2002), come suggerito dallo Studio di Fattibilità redatto dall'INFS (Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, ora ISPRA) (AA.VV., 2010). In realtà gli orsi catturati furono 10 (Tabella 4), a causa della morte prematura dell'orsa Irma nel 2001, ad un anno dal rilascio. Il team di cattura partì per la Slovenia nel maggio del 1999; le aree scelte per l'intrappolamento furono due riserve di caccia slovene, Medved-Kocevje e Jelen-Sneznik (AA.VV., 2010) (Figura 7). La cattura degli orsi avvenne tramite "lacci di Aldrich", strumento in grado di bloccare la zampa dell'orso senza ferirlo, in appositi carnai (AA.VV., 2010). La maggior parte delle catture avvenne di notte e gli orsi vennero immediatamente valutati, in base alla classe di età ed al sesso come descritto nello studio di fattibilità, nel caso di esito positivo essi venivano trasportati senza ulteriori perdite di tempo in Trentino. Tutti i rilasci nel PNAB avvennero in due differenti aree all'interno della Val di Tovel, ad un'altitudine compresa tra i 1500 ed i 1600m s.l.m. (AA.VV., 2010). Tutti gli individui furono dotati di un radio collare con batteria di 36 mesi e 2 marche auricolari con batteria complessiva di 12 mesi, inoltre fu posizionato un sensore di mortalità (AA.VV., 2010).

Anno cattura	1999	1999	2000	2000	2000	2001	2001	2002	2002	2002
Nome orso	MASUN	KIRKA	DANIZA	JOZE	IRMA	JURKA	VIDA	GASPER	BRENTA	MAJA
Sesso	M	F	F	M	F	F	F	M	F	F
Età alla cattura	3	3	5	6	5	4	3	3	3	5
Anno nascita	1996	1996	1995	1994	1995	1997	1998	1999	1999	1997
Peso in kg (alla cattura)	99	55	100	140	113	90	70	105	70	86
Data/ora cattura	26-05 09.15	29-05 23.17	17-05 22.40	22- 05 05.10	22- 05 21.55	02-05 23.40	03- 05 19.51	07-05 00.01	08-05 20.25	11-05 20.00
Data/ora rilascio	26-05 20.45	30-05 14.23	18-05 12.29	22- 05 17.20	23- 05 19.55	03-05 10.35	04- 05 8.50	07-05 13.35	09-05 09.21	12-05 11.42

Tabella 4: Elenco dei 10 orsi catturati nelle riserve slovene e rilasciati in Trentino nell'ambito del progetto *Life Ursus* nelle 4 campagne di cattura (1999, 2000, 2001, 2002) (http://www.pnab.it/fileadmin/parco/documenti/orsi_rilasciati1999-2002.pdf).

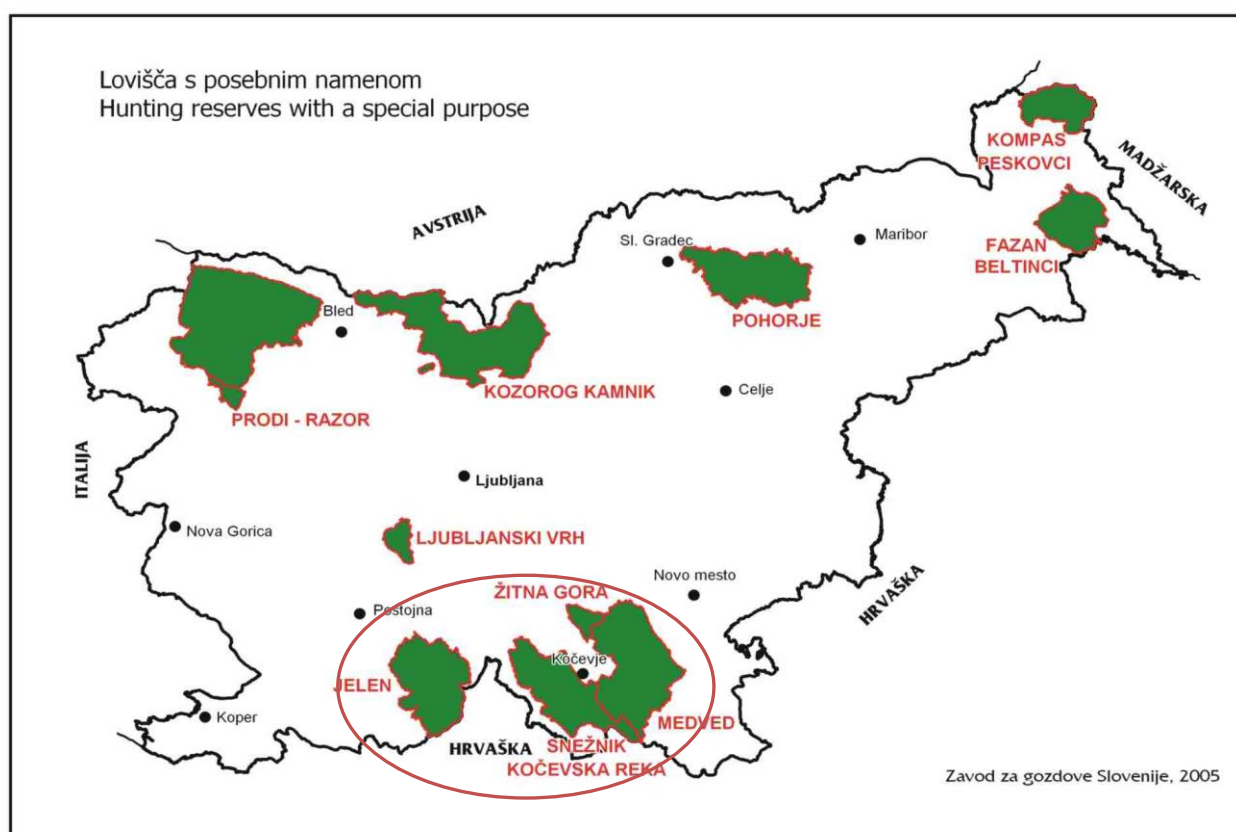


Figura 7: Localizzazione delle riserve di caccia slovene dove furono catturati i 10 orsi nell'ambito del progetto *Life Ursus* (Fonte: http://www.zgs.si/fileadmin/zgs/main/img/CE/lovstvo/LPN/LPN_splosno/0_LPN_karta_SLO.jpg).

3.6. Studio di fattibilità per la reintroduzione dell'orso bruno nelle Alpi

In contemporanea alla presentazione della domanda per il Progetto *Life Ursus*, venne realizzato da parte dell'INFS (Istituto Nazionale sulla Fauna Selvatica, ora ISPRA), uno studio di fattibilità riguardo la reintroduzione dell'orso bruno sulle Alpi Centrali (AA.VV., 2010) (Figura 8). Tale piano venne realizzato con le specifiche finalità di:

- Individuare con precisione le aree idonee alla ricolonizzazione;
- Individuare le cause che hanno portato alla diminuzione della popolazione ursina nelle Alpi;
- Contestualizzare il progetto di reintroduzione in una scala spaziale più ampia del Trentino;
- Valutare i conflitti con le attività antropiche e la volontà della popolazione locale e non;
- Prevedere la gestione/risoluzione di eventuali conflitti (AA.VV., 2010).

In tale contesto, furono analizzati i conflitti economici a cui sarebbe potuta andare incontro la popolazione locale con la reintroduzione dell'orso bruno, raccogliendo anche i pareri dei residenti riguardo ad un ritorno dell'orso (AA.VV., 2010). L'INFS si occupò di definire le linee guida per la conservazione e reintroduzione dell'orso sulle Alpi Centrali, individuando per prima cosa il numero di individui che facevano parte della popolazione relitta. La popolazione riconosciuta ammontava a 3 individui (almeno due di loro erano maschi), essa venne definita "ecologicamente estinta" e apparve quindi chiaro come non si dovesse più parlare di un progetto di ripopolamento ma di reintroduzione. A questo punto fu necessario l'individuazione di una popolazione minima vitale e di un'area idonea al mantenimento della stessa, considerando non solo l'area esplorata dal plantigrado nel breve periodo, ma soprattutto una tempistica a lungo raggio (AA.VV., 2010). Al raggiungimento di questi obiettivi venne individuata un'area di circa 6495 kmq, metà della quale coperta da boschi dove il PNAB avrebbe fatto da *core area*. Su quest'area venne redatto uno studio per valutare l'effettiva idoneità degli habitat (Duprè *et al.*, 2000) sulla base di dati bibliografici relativi agli ultimi orsi trentini, i cui risultati sono visibili in Figura 8, valutando anche le aree adibite ad "uso antropico" (AA.VV., 2010). Dall'analisi dei dati si ottenne un'area di circa 1705 kmq idonea alla presenza dell'orso, con una forte frammentazione tra le aree maggiormente vocate e presenza di una superficie a bassa idoneità (AA.VV., 2010). La popolazione minima vitale nello studio di fattibilità venne indicata in un *range* di 35-50 individui (AA.VV., 2010).

I dati relativi alla volontà dei residenti furono incoraggianti per il proseguimento del progetto di reintroduzione. I cittadini vennero divisi per categorie: il 78% degli albergatori si dichiarò favorevole al "ritorno" dell'orso bruno in Trentino, contro un 10% contrario. Apicoltori, 75% favorevoli e 22% contrari, agricoltori, 73% favorevoli e 18% contrari, cacciatori, 68% favorevoli e 22% contrari, e infine allevatori con il 66% degli intervistati favorevoli ed il 23% contrari (AA.VV., 2010). Inoltre anche dal punto di vista economico, il 59% della popolazione valutò un ritorno di immagine positivo per il Trentino con la reintroduzione dell'orso e di conseguenza un accrescimento del turismo (AA.VV., 2010). Lo studio di fattibilità indicò anche come fosse essenziale organizzare un fondo atto a rimborsare danni agricoli ed uccisioni di bestiame, al fine di aumentare il consenso tra la popolazione.

Lo studio di fattibilità per la reintroduzione dell'orso bruno nelle Alpi Centrali indicava come ormai fossero concluse le attività che causarono la quasi estinzione del plantigrado nelle Alpi, ma evidenziava possibili conflitti con il settore turistico, zootecnico e frutticolo (AA.VV., 2010). Si suggerì anche la necessità di rimozione di individui problematici, con l'intenzione di ampliare il consenso nella popolazione residente (AA.VV., 2010).

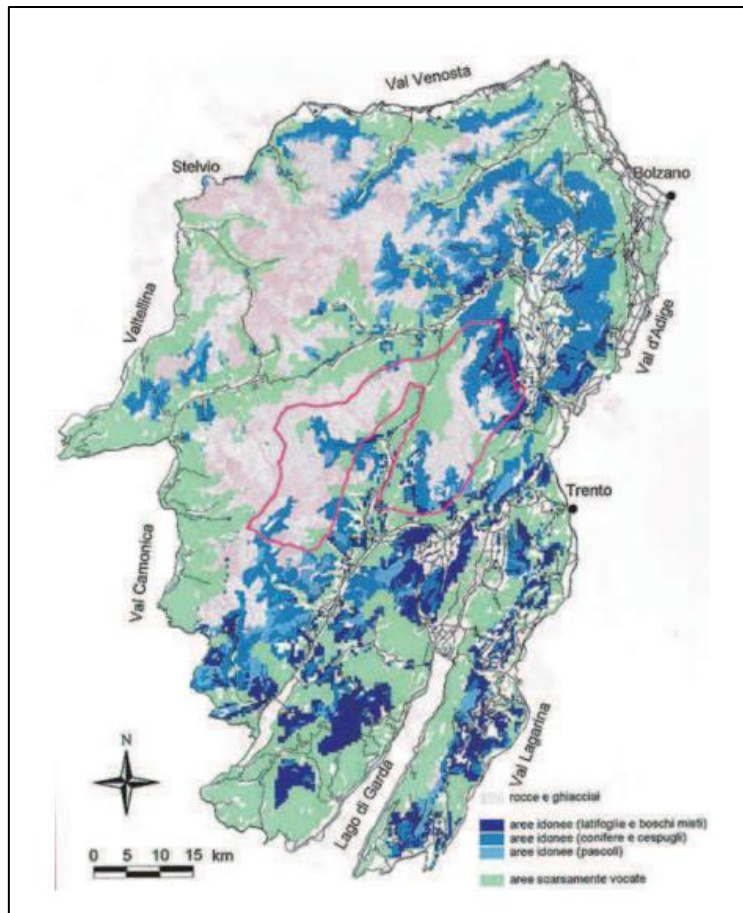


Figura 8: Modello di idoneità ambientale alla reintroduzione dell'orso bruno redatto dall'INFS. In rosso è stato riportato il confine amministrativo del PNAB (tratto da Duprè *et al.*, 2000).

3.7. Area di studio

Nell'ambito di questo studio sono stati considerati i territori circostanti alle aree di rilascio dei 10 orsi reintrodotti nel territorio del Parco, localizzate nell'Alta Val di Tovel. In particolare lo studio è stato condotto sull'intero territorio della Provincia di Trento, area di principale gravitazione degli individui rilasciati e dei nuovi nati. La *core area* di tale popolazione è costituita dalla porzione dolomitica del Parco Naturale Adamello Brenta.

Il Parco Naturale Adamello Brenta, possiede una superficie di circa 62 051 ha ed è situato all'interno delle Alpi Retiche, tra le Valli Giudicarie, Val di Non e Val di Sole. Esso è racchiuso in due aree geologicamente distinte, il gruppo delle Dolomiti di Brenta e il massico tonalitico dell'Adamello Presanella (<http://www.pnab.it/natura-e-territorio/territorio.html>). Il PNAB viene diviso in due parti dalla Val Rendena ed è attraversato dal fiume Sarca (<http://www.pnab.it/natura-e-territorio/territorio.html>). La vegetazione è formata prevalentemente da boschi di conifere fino a 1800 m s.l.m. per poi sfumare e lasciare il posto a praterie di alta montagna. All'interno del Parco molteplici sono le specie floristiche di pregio oggetto di tutela, tra cui alcune rare specie di orchidee. L'alta diversità floristica è strettamente associata ai differenti massicci geologici, il granito trasmette un'essenza acidofila ai suoli, mentre la dolomia è più basofila. Tra le specie faunistiche di pregio (oltre all'orso bruno) sono presenti popolazioni stanziali di stambecchi, *Capra ibex*, camosci, *Rupicapra rupicapra*, cervi, *Cervus elaphus*, caprioli, *Capreolus capreolus* ed alcune osservazioni

sporadiche di lupi, *Canis lupus* e linci, *Lynx lynx*. Infine, all'interno dell'area di studio sono presenti anche attività antropiche, soprattutto in Val Rendena con gli abitati di Pinzolo e Madonna di Campiglio con i relativi impianti sciistici annessi. Inoltre, nella vicina di Val di Non è di importante rilievo la coltivazione frutticola.

3.8. Dati sulla distribuzione

I dati analizzati nella presente ricerca coprono un periodo di 14 anni, dal 2002, anno che segna la fine dei rilasci nell'ambito del progetto *Life Ursus* fino al 2016 (ultimo anno completo di dati con localizzazioni di orso geneticamente determinate).

Il dataset di partenza comprende tutte le localizzazioni di orsi derivate da monitoraggi tramite trappole genetiche per peli, grattatoi e fototrappole ubicati in tutta la PAT. Inoltre, molteplici dati sono stati raccolti in apposite zone in cui è stato possibile identificare un danno zootecnico attribuibile all'orso bruno o mediante osservazioni occasionali.

3.8.1. Analisi genetiche

Nelle regolari operazioni di monitoraggio su tutto il territorio provinciale è prevista la raccolta di campioni organici (peli ed escrementi) per l'effettuazione delle successive analisi genetiche.

Per quanto riguarda i peli, se ne possono individuare tre tipologie differenti: peli di giarra, di borra ed infine peli tipici delle zampe. I peli di giarra formano la parte più esterna della pelliccia ed hanno un *range* di lunghezza compreso tra i 5 ed i 15 cm, nella zona genitale alcuni ciuffi vanno dai 18 ai 20 cm (Mustoni, 2004). I peli di borra si presentano corti e morbidi con una lunghezza che varia dagli 1 ai 5 cm, formano uno strato molto folto e soffice, la cui funzione è essenzialmente una protezione termica (Mustoni, 2004). I peli nelle zampe hanno una lunghezza intorno ai 2-3 cm.

Peli ed escrementi vengono raccolti all'interno del monitoraggio genetico che viene svolto, con differente sforzo, all'interno della PAT dal 2002 (Groff *et al.*, 2017). La raccolta avviene secondo due modalità, la prima viene definita monitoraggio sistematico (Groff *et al.*, 2017), con utilizzo di trappole formate da filo spinato in tensione su 3-4 alberi, in modo da formare un triangolo o quadrato ad altezza ginocchio (circa 40-50 cm). Questa tecnica viene associata ad un'esca olfattiva, composta da sangue bovino e pesce in putrefazione, tale metodo permette di convogliare l'orso all'interno dell'area di studio, permettendo al plantigrado di lasciare appeso nei nodi del filo spinato, alcuni campioni di pelo utili per le analisi genetiche (Figura 10). Alcune trappole genetiche sono dotate di apposita fototrappola. La seconda modalità è chiamata monitoraggio opportunistico, esso si basa sulla raccolta di campioni organici (peli, escrementi, urina e saliva) nelle ordinarie attività giornaliere o in prossimità di danni effettuati dall'orso (Groff *et al.*, 2017). Nel 2016 il monitoraggio sistematico è stato svolto in 79 siti differenti, dal 17 maggio al 27 luglio, fornendo 167 campioni organici su 829 campioni raccolti (Groff *et al.*, 2017).

Il grattatoio, *rub trees*, consiste in un'altra importante fonte di dati utili all'identificazione genetica degli individui. Durante il corso dell'anno l'orso è solito grattarsi la schiena su tronchi di alberi. Una volta che quest'ultimi vengono individuati è possibile montare del filo spinato fino ad un'altezza di circa 2 m, in questo

modo una volta che il plantigrado vi farà ritorno per grattarsi sarà possibile raccogliere alcuni peli incastonati nei noduli del filo spinato. In nessun grattatoio vengono rilasciate essenze odorose atte ad attirare l'orso. Ogni albero identificato come grattatoio viene classificato mediante un codice identificativo ed infine geolocalizzato all'interno di uno strumento di webgis.

Le operazioni di raccolta pelo per trappole genetiche e grattatoi sono identiche. La peluria viene staccata dai noduli del filo spinato utilizzando una pinzetta, inoltre è bene ricordare che al fine delle analisi genetiche sono preferibili ciuffi di peli >5 da inviare agli appositi laboratori. Una volta che si è proceduti alla raccolta dei campioni è buona norma bruciare con un accendino il punto esatto in cui vi sono stati raccolti i peli, in modo da evitare "inquinamenti genetici" futuri. Infine il campione raccolto viene posto all'interno di una busta, in cui vengono riportati operatore, data, luogo e tipo del campione organico. Le buste vengono poi conservate in sacchetti contenenti silica fino alle loro analisi, in cui verrà identificata specie, sesso ed individuo.

Gli escrementi dell'orso bruno hanno generalmente una grossa dimensione con diametro tra i 4-6 cm e lunghezza non superiore ai 10-12 cm, con colorazione scura nel caso di escrementi freschi (Mustoni, 2004). Chiaramente la colorazione delle feci varia in funzione dell'alimentazione e non di rado sono distinguibili resti organici all'interno di esse, come filamenti erbacei o resti di semi, solo per citare alcuni casi. I campioni di escrementi sono conservati in etanolo.

3.8.2. Fototrappolaggio

Un'altra importante tipologia utile alla raccolta di dati faunistici è il fototrappolaggio. Nel 2015 ha preso avvio un programma di fototrappolaggio in 60 siti differenti (Figura 9), incorporando un'area di circa 220 kmq, coinvolgendo differenti gradienti altitudinali e habitat forestali (Groff *et al.*, 2017). L'area oggetto di studio ha interessato una porzione del PNAB e più in generale della PAT, per il 2016 sono stati utilizzati gli stessi siti del 2015 (Groff *et al.*, 2017). Le macchine sono state tenute attive per 30 giorni consecutivi nei primi 30 siti e per i restanti 30 giorni nei luoghi mancanti (Groff *et al.*, 2017). Nel 2015, come nel 2016, il campionamento si è svolto dal 22 giugno al 23 settembre (Groff *et al.*, 2017). Le fototrappole sono state fissate al tronco di appositi alberi, scelti per lo più all'imboccatura di sentieri (Groff *et al.*, 2017).

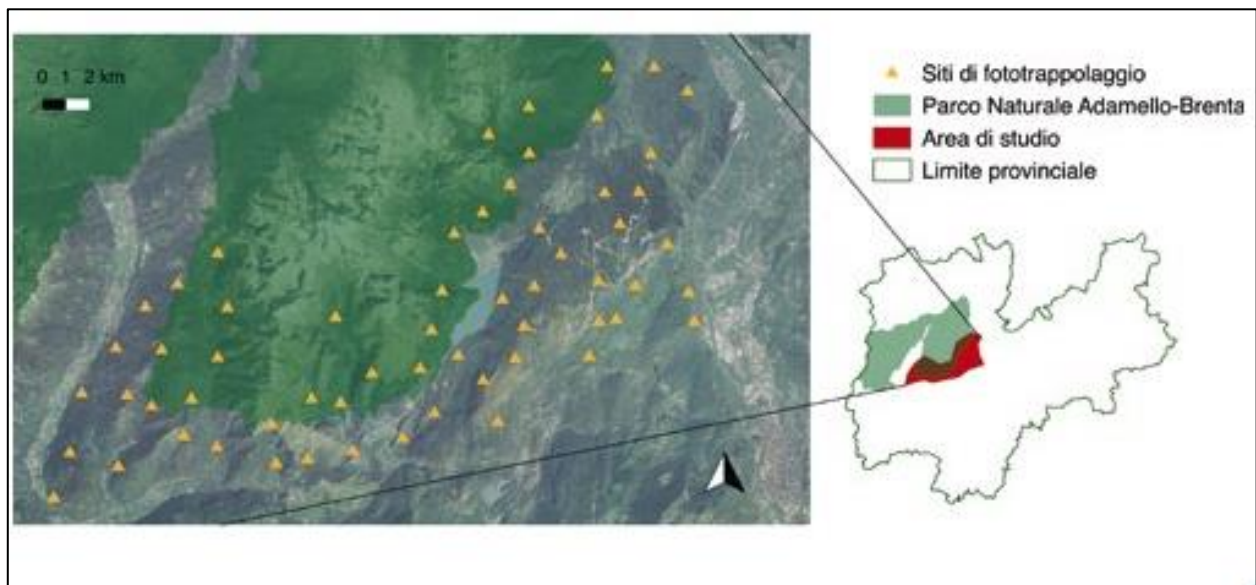


Figura 9: Inquadramento dei siti di fototrappolaggio utilizzati negli anni 2015-2016 (tratto da Groff *et al.*, 2017).



Figura 10: A sinistra è possibile osservare una tipica trappola pelo, al centro viene versata dell'esca odorosa, posizionata al di sopra di appositi rami secchi/ceppaie. A destra si può notare un nodo di filo spinato positivo alla presenza di un campione di orso" (Archivio PNAB).

3.9. Analisi dei dati

Il dataset utilizzato nel presente lavoro di tesi è stato estratto dal Database Grandi Carnivori della PAT, organizzato attraverso il *software Excel*. Dall'intero set di dati (8237 *record*) sono stati estratti 5614 *record* georeferenziati (UTM-WGS84) attribuibili alla specie *Ursus arctos*, 4867 con determinazione del sesso.

Le analisi relative all'uso dello spazio su scala temporale annuale sono state effettuate considerando l'intera popolazione (non considerate suddivisioni per classi d'età), i maschi, le femmine e i nuclei famigliari (femmine accompagnate da prole). Annualmente (2002-2016), per tutte le citate categorie sono state calcolate:

- Distanze medie, minime, massime e deviazione standard dal punto di rilascio dei primi orsi in Val di Tovel (calcolate in QGIS 2.18; GIS Development Team, 2016);
- I minimi poligoni convessi al 100% (MCP 100%) calcolati tramite il pacchetto *adehabitatHR* (Calenge, 2015) attraverso il *software R* (version 3.1.0; R Development Core Team, 2017). Il calcolo dei MCP 100%, consiste nel racchiudere nel poligono più piccolo possibile tutti i punti più esterni delle aree esplorate dagli orsi per anno, in modo da ottenere la stima dell'area utilizzata per anno. Chiaramente l'utilizzo dei MCP al 100% comporta che vengano selezionate all'interno delle aree anche porzioni non necessariamente utilizzate, che possono essere evitate per motivi legati alle attività antropiche o per motivi naturali, come ad esempio aree urbane o vette montane;
- I Kernel 50-95% (con intervalli del 5%) calcolati tramite il pacchetto *adehabitatHR* (Calenge, 2015) attraverso il *software R* (version 3.1.0; R Development Core Team, 2017). Lo stimatore Kernel permette di approssimare e stimare la funzione di densità di una data distribuzione statistica. Se si prende una variabile x , un Kernel è una data funzione di x che dipende da un parametro h , il quale non fa altro che stimare la densità nei punti nello spazio della variabile in questione. La distribuzione della variabile x si definisce dividendo l'intervallo in cui sono compresi i valori della variabile in porzioni discrete e si conteggia. Si ottiene un istogramma di frequenza dei conteggi, il quale indica quante volte una variabile cade all'interno di un dato intervallo. Uno stimatore Kernel non fa altro che definire una funzione di questo tipo in maniera continua, utilizzando una formula per definire la densità come una curva, funzione di x che dipende da un parametro h che regola la complessità dello stimatore. L'area che si ottiene è diversa rispetto al MCP, definisce delle zone in cui si ha un utilizzo più probabile, attribuendo alla densità la probabilità di utilizzo. Partendo dal Kernel 50%, fino ad arrivare al 95%, viene indicata l'area in cui risiede una percentuale crescente di racchiudere la superficie in cui ricadono i dati spaziali dell'orso bruno. Di fatto, il K95% dovrebbe inglobare il 95% dei punti di presenza orso, elidendo quei dati lontani, dal punto di vista spaziale, dalla nuvola di dati georeferenziati, in cui vi si potrebbe presentare inferenza, ossia quei punti che andrebbero ad aumentare in modo relativamente ampio MCP 100%.

I valori ricavati hanno quindi permesso una valutazione nel tempo dell'utilizzo dello spazio da parte della popolazione reintrodotta, effettuando confronti tra la popolazione totale, i maschi, le femmine e i nuclei famigliari. Tali dinamiche sono state confrontate statisticamente con il numero di individui presenti per comprendere se i processi in atto sono densità dipendenti e con la produttività annuale del faggio (fonte: Toni Burkart - Istituto federale di ricerca per la foresta, la neve e il paesaggio [WSL]; http://www.wsl.ch/medien/news/buchenmast/index_IT). Tale produttività prende valori da 0 a 3 in funzione del crescente quantitativo annuale di faggiolate prodotte (0=assente; 1=scarso; 2=medio; 3=abbondante).

In una prima fase, sono state eseguite analisi di tipo esplorativo per valutare eventuali correlazioni tra le dinamiche spaziali e le caratteristiche della popolazione presente. In seguito, dati gli obiettivi del presente studio, si è provveduto a calcolare gli incrementi percentuali dello spazio occupato annualmente dagli orsi. Infine, le variazioni nell'uso dello spazio sono state modellizzate: le variabili di risposta (distanza media dai punti di rilascio, MCP 100%, kernel 50-95%), sono state modellizzate mediante modelli lineari generalizzati (Generalized Linear Models, GLM – Family: Gaussian). I GLM sono un metodo di analisi statistica che si può considerare un'estensione dei classici modelli lineari, largamente impiegato per modellizzare diversi sistemi ecologici per la loro flessibilità e facilità di applicazione. Nel presente studio sono state considerate come variabili esplicative il numero di anni trascorsi dall'anno in cui sono stati terminati i rilasci, il numero totale di individui presenti, il numero di maschi, il numero di femmine, i nuclei familiari e la disponibilità di faggeole. La scelta del set di modelli migliori è stata operata tramite il calcolo dei criteri di Akaike per piccoli set di dati (AICc - Akaike Information Criterion for small sample size) e verificando le indicazioni proposte da Zuur *et al.* (2010) relative alla VIF (Variance Inflation Factors) che prevede di scartare i modelli con valori superiori o uguali a 3 per evitare che vi siano artefatti dovuti alla multi-collinearità. I parametri del modello finale sono stati calcolati utilizzando la funzione di model averaging presente nel package MuMIn (Burnham e Anderson, 2002; Symonds e Mousalli, 2011; Barton, 2015).

4. RISULTATI E DISCUSSIONE

4.1. Prima parte

Situazione 1999-2002: Come precedentemente riportato nella parte metodologica della presente tesi, durante il periodo 1999-2002 furono rilasciati nell'Alta Val di Tovel 10 orsi adulti catturati nella vicina popolazione slovena, 7 femmine e 3 maschi. La situazione demografica nell'ultimo anno dei rilasci vedeva la presenza di 9 adulti (3 maschi e 6 femmine) e proprio nel 2002 fu registrato il primo evento riproduttivo, con la nascita di due cuccioli dalla coppia Kirka-Joze.

Situazione 2002-2016: Dal primo evento riproduttivo la popolazione è aumentata costantemente nel corso degli anni (Figura 11) per poi stabilizzarsi nel 2013 intorno ad un numero minimo (numero stimato escludendo i cuccioli) di 37-40 individui (Groff et al., 2017).

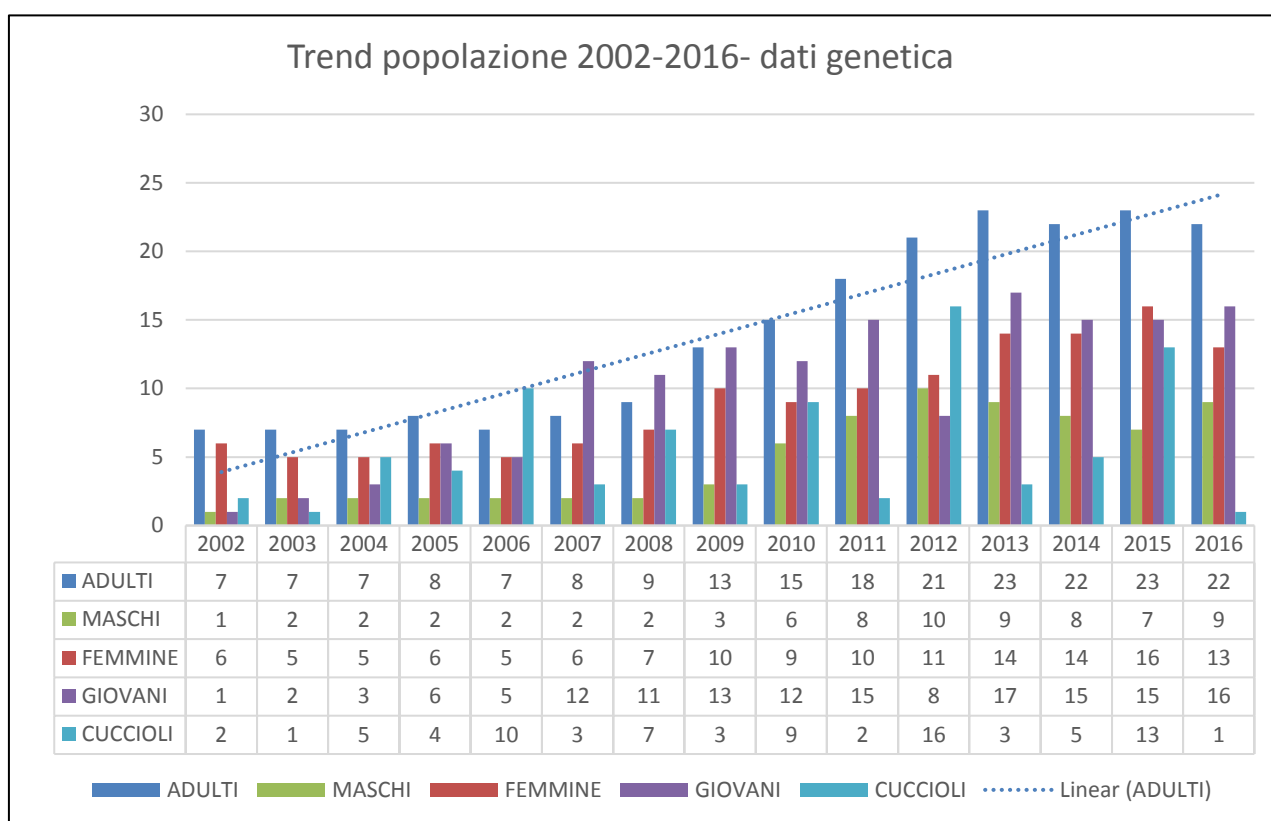


Figura 11: Caratterizzazione della popolazione ursina dal 2002 al 2016 in adulti, maschi, femmine, giovani e cuccioli, tramite l'utilizzo di dati genetici. Con il termine giovani si indicano gli individui maschi con età ≤ 4 anni, femmine ≤ 3 anni.

Uno dei metodi di monitoraggio della popolazione ha previsto la raccolta di campioni organici provenienti da campionamenti sistematici (trappole per peli) e opportunistici (raccolta occasionale di campioni effettuata in concomitanza di avvistamenti, danni, catture, oppure reperiti casualmente). Tale metodo ha permesso non solo la determinazione genetica della specie, ma anche la determinazione del sesso e, nella maggior parte dei casi, la caratterizzazione individuale degli orsi rilasciati e dei nuovi nati. In particolare, l'individuazione dei nuovi nati e delle coppie riproduttive, unitamente all'indicazione di sopravvivenza dei cuccioli negli anni successivi a quello di nascita, risulta essere un fattore chiave nella valutazione del successo delle operazioni

di reintroduzione e, più in generale, delle dinamiche di una neo-popolazione. I risultati del monitoraggio genetico in termini di numero minimo di orsi presenti sul territorio, viene mostrato in Figura 11.

La ricostruzione della crescita di popolazione effettuata tramite dati validati geneticamente è stata poi confrontata con la stima effettuata utilizzando anche i dati provenienti da avvistamenti certi e fototrappolaggio (Groff *et al.*, 2017). La maggiore discrepanza è imputabile al numero di cuccioli rilevati ogni anno (si veda Figura 12).

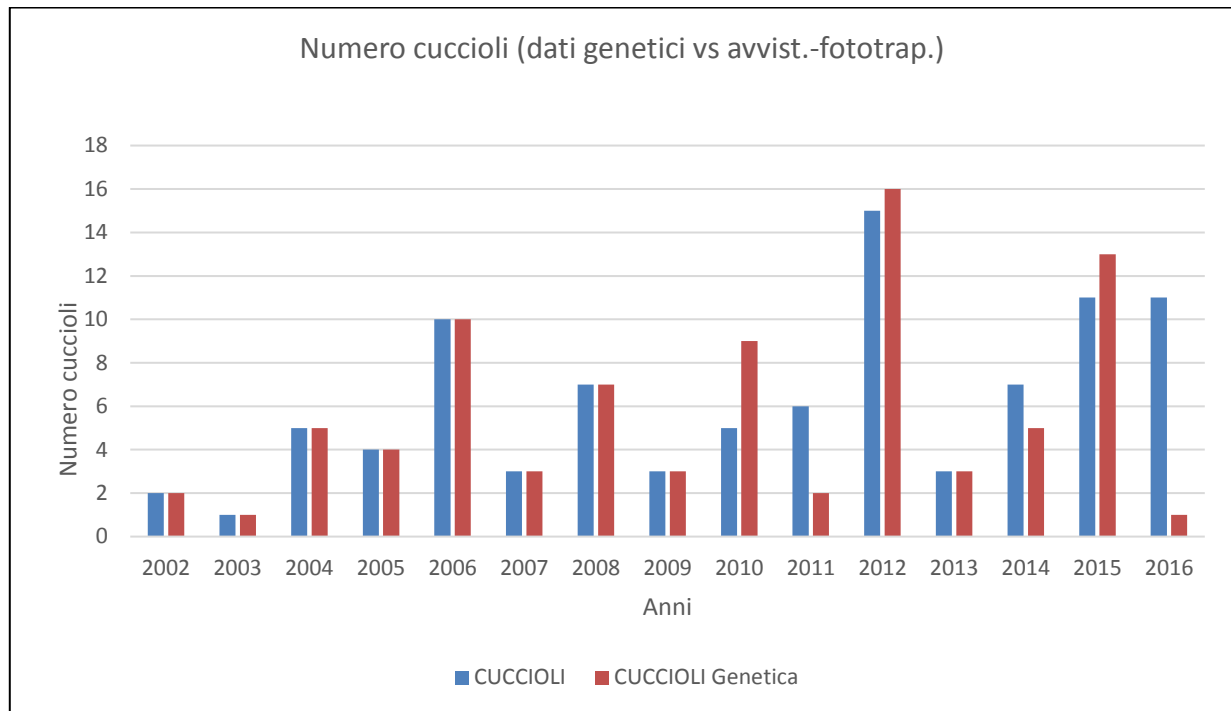


Figura 12: Cuccioli individuati soltanto tramite monitoraggio genetico (rosso) e cuccioli individuati anche con avvistamenti certi e fototrappolaggio dal 2002 al 2016.

Nell’ambito del presente lavoro di tesi si è deciso di utilizzare i dati di dinamica di popolazione proveniente soltanto dal monitoraggio genetico. Tale scelta è dettata dal fatto che in futuro, col crescere della popolazione sia in termini di consistenze sia relativamente alle aree occupate, la popolazione necessiterà di un monitoraggio costante e confrontabile nel tempo. Tali caratteristiche sono garantite dal monitoraggio genetico, mentre ulteriori dati provenienti dal fototrappolaggio o da avvistamenti potrebbero non essere confrontabili. È evidente come nel corso degli anni il numero dei dati raccolti sia cresciuto in modo sostanziale, fatto dovuto per lo più ad un aumento della popolazione ursina nel corso degli anni 2002-2016. Per ottenere tali risultati anche lo sforzo di campionamento è in generale cresciuto nel tempo. Le stesse metodologie di raccolta dati sono infatti state applicate ad un’area via via crescente seguendo l’espansione territoriale della popolazione stabilmente presente nella porzione occidentale della Provincia di Trento. Di seguito, i dati utilizzati nell’analisi statistica sono stati suddivisi in base al sesso ed alla presenza di un nucleo familiare composto dalla madre e rispettiva prole (Figura 13).

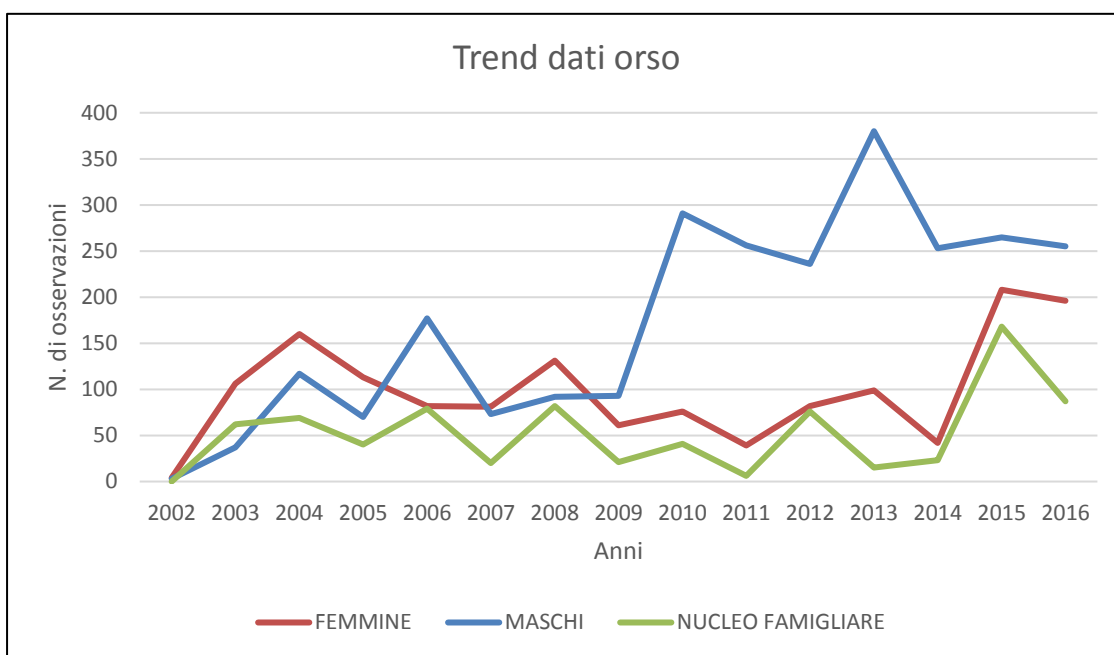


Figura 13: Suddivisione del dataset 2002-2016 in base all'attribuzione del campione ad individui maschi, femmine o a nucleo familiare (femmina accompagnata da prole).

Dal grafico (Figura 13), appare chiaro come vi sia una maggiore abbondanza di dati per i maschi rispetto alle femmine, mentre i dati relativi i nuclei familiari risultano essere dipendenti alla presenza di cucciolate nel corso degli anni. Il dataset di partenza comprende diverse tipologie di dati, la cui origine può essere così classificata (Figura 14):

- ✚ Danno, campione organico proveniente da un luogo ove è stato registrato un danno al patrimonio zootecnico/agricolo;
- ✚ Esca, campione organico proveniente da raccolta sistematica effettuata tramite il posizionamento di trappole per pelo con attrattivo odoroso;
- ✚ Grattatoio, campione organico proveniente da raccolta su alberi utilizzati dal plantigrado come grattatoio;
- ✚ Invasivo, campioni organici prelevati da carcasse o durante operazioni di cattura;
- ✚ Altro, campioni organici aventi altre origini (es. trappole, campioni raccolti su trappole per peli al di fuori delle sessioni di monitoraggio, transetti effettuati per raccogliere campioni da analizzare per identificare la dieta del plantigrado, etc.).

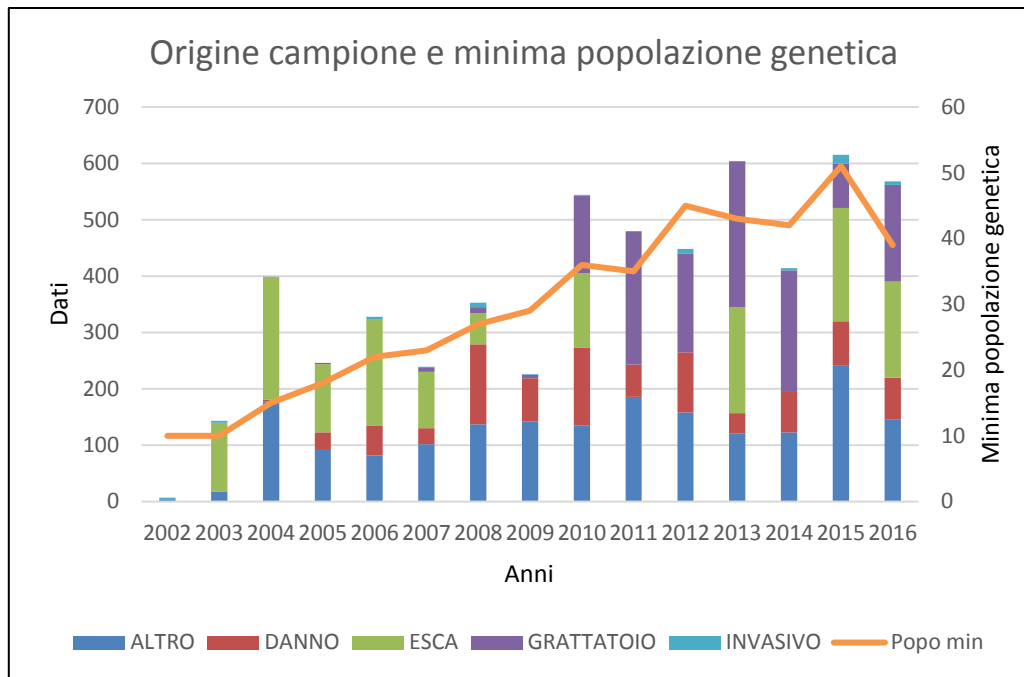


Figura 14: Caratterizzazione del database orso 2002-2016 in base all'origine dei dati: altro, danno, esca, grattatoio ed invasivo. Con la linea arancione è inoltre indicata la minima popolazione di orsi presente (dati di monitoraggio genetico con ricostruzioni).

In Figura 14 si nota come la provenienza dei campioni sia molto varia ed il campionamento sistematico mediante trappole e grattatoio abbia avuto un ruolo importante nella raccolta delle informazioni.

Dal punto di vista della distribuzione spaziale degli indici di presenza della popolazione, la situazione è molto cambiata nel periodo preso in considerazione in questo lavoro di tesi (2002-2016), e tale variabilità è visibile osservando le mappe riportate in Figura 15. Come precedentemente ricordato, l'aumento della popolazione del plantigrado all'interno del territorio provinciale ha portato via via ad un aumento delle aree monitorate per mantenere un efficiente piano di campionamento. In figura 15 si vede come vi sia da un lato un aumento delle localizzazioni in generale e dall'altro un'espansione delle aree stabilmente occupate a partire dall'area del rilascio in Val di Tovel, processo di espansione spaziale tipico di una popolazione in crescita.

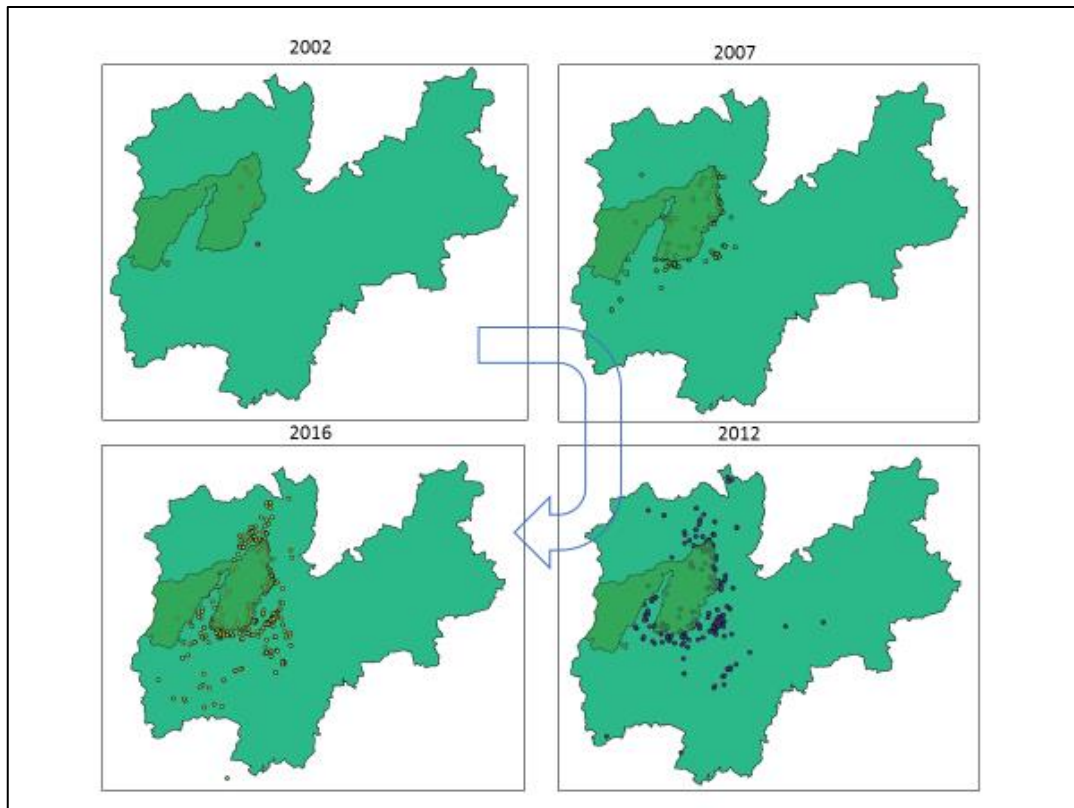


Figura 15: Localizzazioni di tutti i campioni organici analizzati negli anni 2002, 2007, 2012 e 2016 all' interno della PAT. La sottoarea evidenziata in verde chiaro rappresenta il territorio del Parco Naturale Adamello Brenta.

4.2. Distanze dai punti di rilascio

La localizzazione del punto di rilascio è stato definito come il baricentro dei due punti di rilascio dei 10 orsi liberati in Alta Val di Tovel [Coordinate (UTM-WGS84): 649653-5125149]. Successivamente, utilizzando il punto individuato in Val di Tovel, sono state calcolate le distanze medie, minime, massime, e la deviazione standard di maschi, femmine e femmine con cuccioli, partendo dalle 4867 localizzazioni del periodo che va dal 2002 al 2016 (Tabella 5 e 6). Tali tabelle mostrano come vi sia un aumento nella distanza media per maschi, femmine e nuclei famigliari dal 2002 al 2016; viene inoltre confermata per i maschi la tendenza a compiere movimentazioni ben più rilevanti rispetto a quelle delle femmine (Dahle *et al.*, 2003; Zedrosser *et al.*, 2006), con distanze minime e massime per i maschi (Tabella 6) sempre maggiori rispetto a quelle femminili. Va inoltre notato che le distanze relative ai nuclei famigliari risultano essere dipendenti dal numero di cucciolate presenti nell'area di studio.

Distanza media e DS dal punto di rilascio (km)

Anno	Maschi		Femmine		Femmine con cuccioli	
	media	DS	Media	DS	Media	DS
2002	2.85	0.59	8.70	7.49	-	-
2003	11.67	4.54	11.17	4.87	11.17	2.37
2004	12.82	5.22	12.13	6.23	11.99	8.36
2005	15.27	11.53	12.48	6.32	12.26	4.24
2006	13.78	8.18	16.04	7.48	16.42	7.86
2007	10.82	6.12	14.91	8.13	23.28	5.94
2008	14.54	10.63	20.15	8.74	21.92	3.97
2009	30.97	24.28	18.65	4.58	20.56	5.96
2010	16.73	10.67	17.95	10.32	18.47	9.45
2011	15.92	7.53	15.98	5.92	19.88	4.39
2012	15.85	7.21	16.85	7.77	15.04	7.44
2013	15.01	7.55	14.55	6.34	17.40	3.52
2014	15.34	7.52	19.07	8.09	17.53	6.70
2015	15.62	8.52	21.32	6.63	20.69	7.95
2016	17.00	9.92	18.54	7.83	14.80	6.98

Tabella 5: Distanze medie e deviazioni standard (DS) in km per anno (2002-2016) dal punto di rilascio in Val di Tovel per maschi, femmine e nuclei famigliari.

Distanza dal punto di rilascio (km)

Anno	Maschi		Femmine		Femmine con cuccioli	
	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX
2002	2.19	3.36	3.361	19.26	-	-
2003	3.53	22.55	1.06	21.51	7.51	19.85
2004	2.49	22.74	2.74	25.72	1.88	25.72
2005	1.98	57.52	1.64	28.35	7.53	24.55
2006	1.98	44.17	0.44	37.19	0.41	37.19
2007	3.24	28.8	1.98	43.29	18.03	43.29
2008	0.11	57.46	2.17	50.92	16.12	29.59
2009	4.38	73.54	2.52	23.92	6.07	28.9
2010	2.19	75.61	1.33	43.62	1.33	35.07
2011	0.78	59.29	7.44	30.66	16.91	28.71
2012	1	37.07	1.49	37.78	1.49	32.78
2013	1.49	56.16	0.22	24.66	12.06	22.66
2014	1.11	58.51	5.56	37.18	5.56	26.83
2015	2.19	62.79	1.17	37.33	1.17	37.33
2016	3.55	66.76	4.45	36.97	4.45	35.95

Tabella 6: Distanze minime e massime in km per anno (2002-2016) dal punto di rilascio in Val di Tovel per maschi, femmine e nuclei famigliari.

Tali distanze sono poi state messe in relazione prima con il numero di orsi presenti (Figura 16-18) e poi con gli anni trascorsi dall'anno in cui sono stati completati i rilasci (periodo 2002-2016; Figura 19-21). Valutando i risultati ottenuti, appare chiaro come vi sia una correlazione positiva e significativa tra il numero di femmine presenti sul territorio e la distanza media dal punto di rilascio in Val di Tovel (Figura 17). Tale relazione non sembra sussistere nel caso dei maschi presenti o di nuclei famigliari (Figura 16 e 18). Anche analizzando l'andamento cronologico di tali distanze si può notare come gli individui maschi abbiano degli spostamenti rispetto alla *core area* meno prevedibili di quelli femminili e dettati a volte dalla presenza di uno o pochi individui, i quali potrebbero trovarsi in forte dispersione (Figura 19).

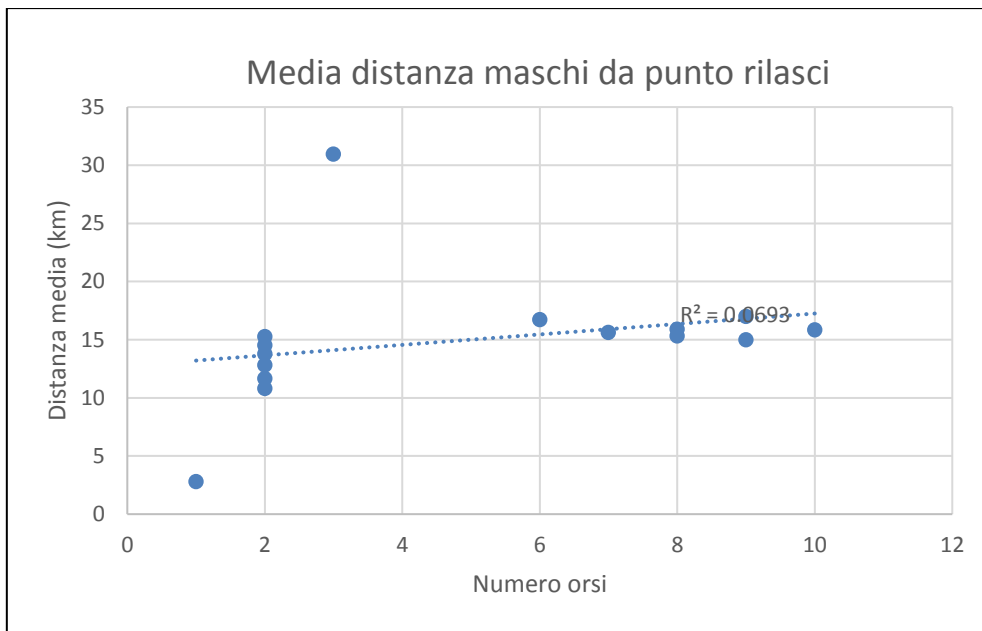


Figura 16: Grafico relativo alla media della distanza dei maschi di orso negli anni 2002-2016 rispetto al numero di individui maschi presenti.

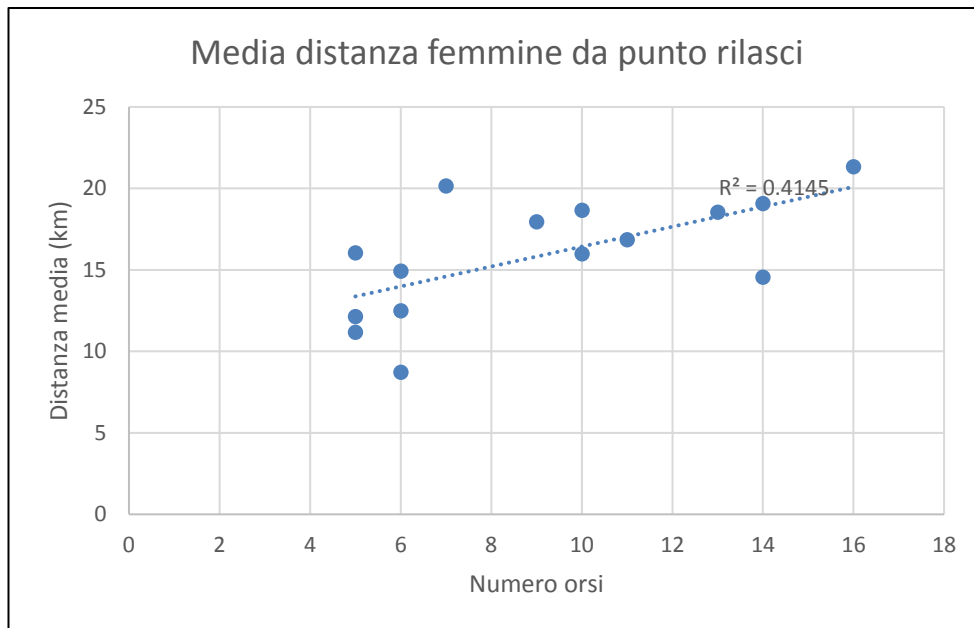


Figura 17: Grafico relativo alla media della distanza delle femmine di orso negli anni 2002-2016 rispetto al numero di individui femmine presenti.

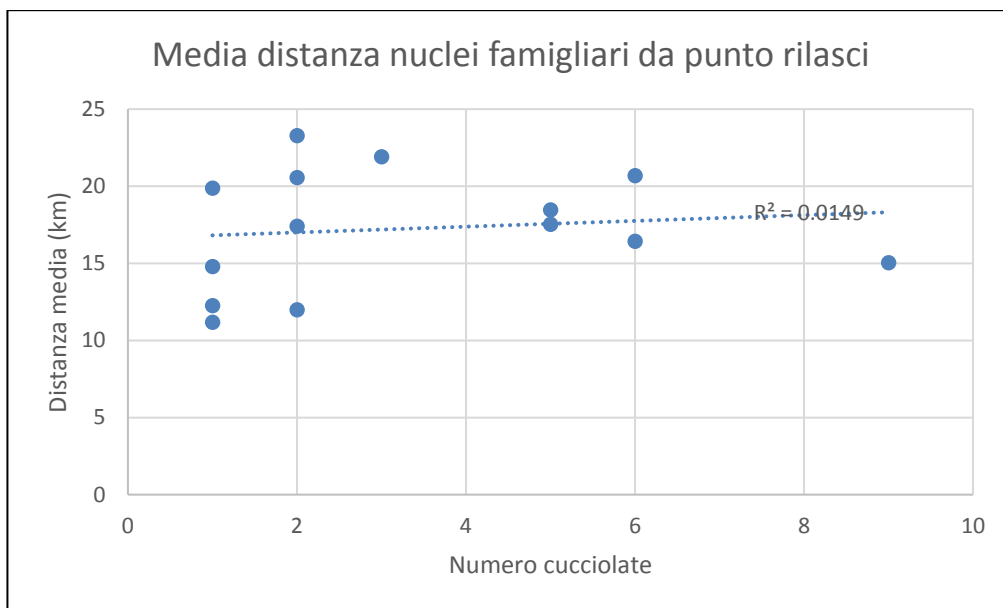


Figura 18: Grafico relativo alla media della distanza dei nuclei famigliari di orso negli anni 2002-2016 rispetto al numero di nuclei famigliari presenti.

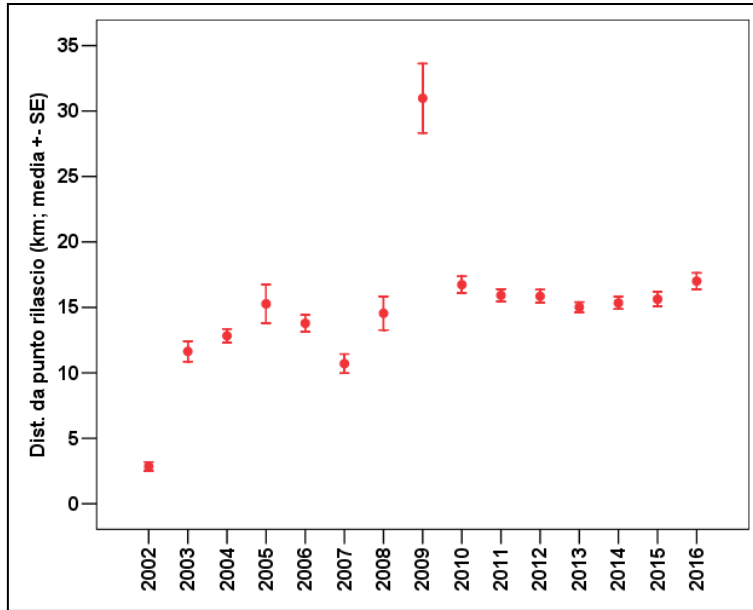


Figura 19: Distanza media delle localizzazioni di individui maschi dal punto di rilascio (\pm errore standard) negli anni 2002-2016.

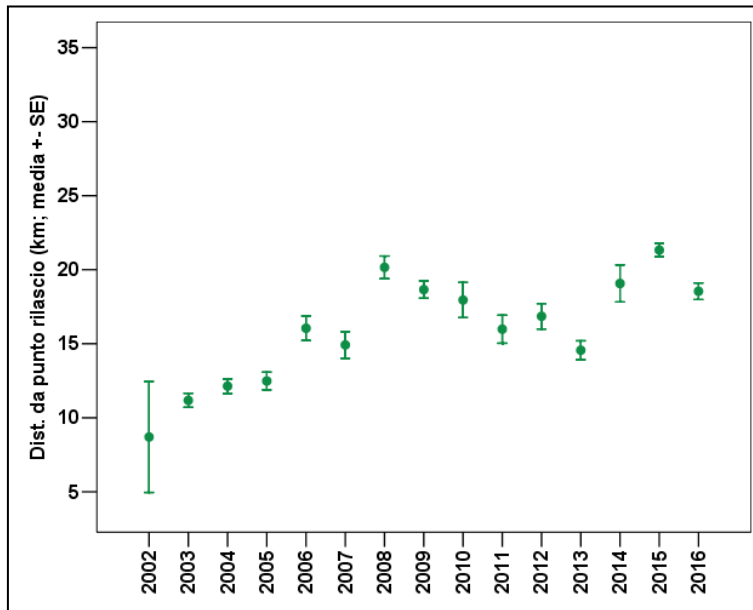


Figura 20: Distanza media delle localizzazioni di individui femmine dal punto di rilascio (\pm errore standard) negli anni 2002-2016.

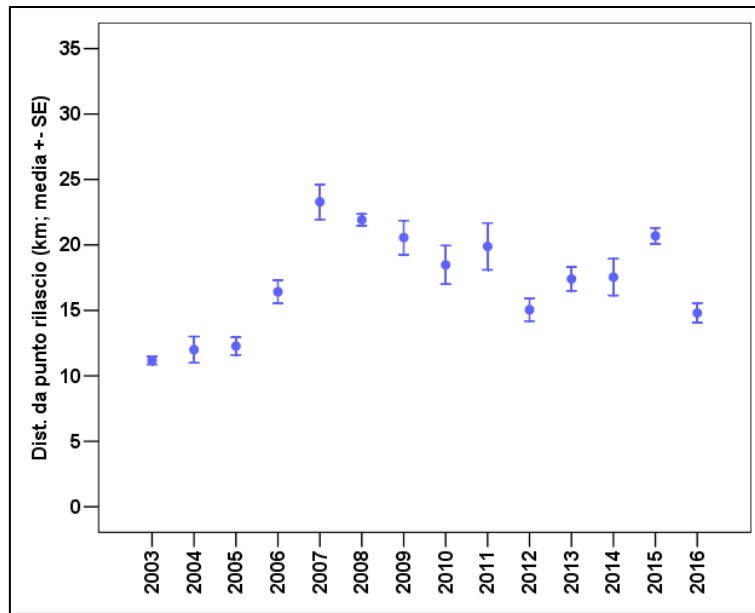


Figura 21: Distanza media delle localizzazioni di nuclei famigliari dal punto di rilascio (\pm errore standard) negli anni 2002-2016.

4.3. Calcolo Minimi Poligoni Convessi (MCP)

Il calcolo dei Minimi Poligoni Convessi al 100% permette di individuare l'area occupata da un individuo, da una popolazione o da un suo sottoinsieme (esempio individui maschi, femmine o femmine con prole) in un determinato arco temporale.

Nel presente studio, il calcolo dei MCP 100% a scala temporale annuale per femmine (Tabella 7, Figura 22), maschi (Tabella 8, Figura 23) e nuclei famigliari (Tabella 9, Figura 24), ha evidenziato come ci sia un aumento dell'area utilizzata nel tempo, anche se, mettendo in relazione queste informazioni col numero di orsi presenti, si vede come questa relazione non sia dello stesso tipo per le diverse categorie considerate. Infatti, confrontando l'aumento dell'area femminile con il numero di orsi presenti (Figura 22A) si ottiene una relazione meno rilevante rispetto al confronto dello trascorrere degli anni con l'aumento delle aree esplorate (Figura 22B). Questo fatto sembrerebbe non evidenziare una forte condizione densità-dipendente, ma bensì un aumento dello spazio occupato dovuto probabilmente all'esplorazione di nuove aree vitali. Differente è la condizione dei nuclei famigliari le cui aree occupate rispecchiano il numero di cucciolate rilevate annualmente (Figura 24A). Relativamente alla componente maschile, viene confermato quanto riportato in bibliografia, cioè la tendenza ad avere *home range* più elevati rispetto alla componente femminile (Dahle *et al.*, 2003) e soprattutto l'inclinazione a disperdersi in maggior numero rispetto alle femmine (Zedrosser *et al.*, 2006).

Anno	Superficie (kmq)	Femmine genetica
2002	10.55	6
2003	331.93	5
2004	505.87	5
2005	535.60	6
2006	796.86	5
2007	731.01	6
2008	861.24	7
2009	402.62	10
2010	876.45	9
2011	606.67	10
2012	910.85	11
2013	681.31	14
2014	873.35	14
2015	1020.83	16
2016	1089.88	13

Tabella 7: MCP 100% in kmq per femmine.

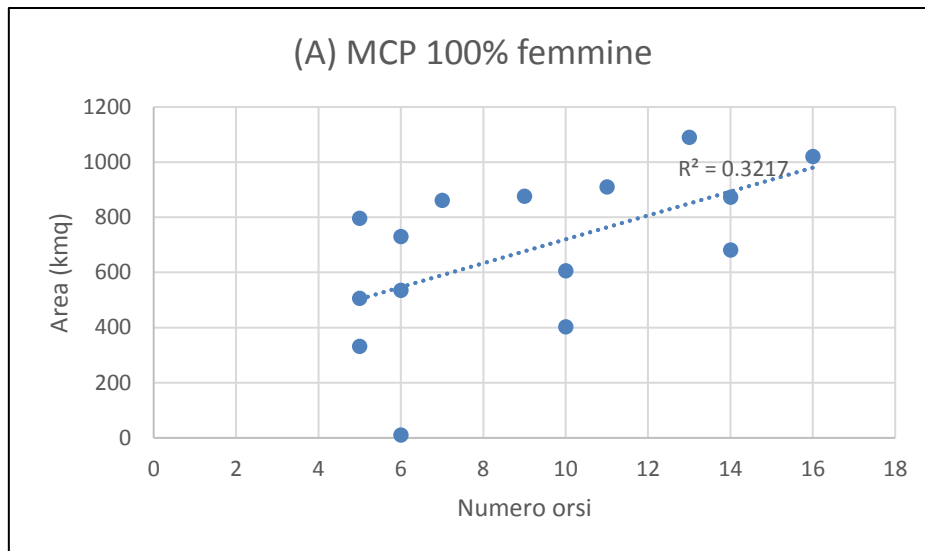


Figura 22(A): Relazione tra MCP 100% delle femmine di orso negli anni 2002-2016 ed il numero delle femmine presenti nella popolazione.

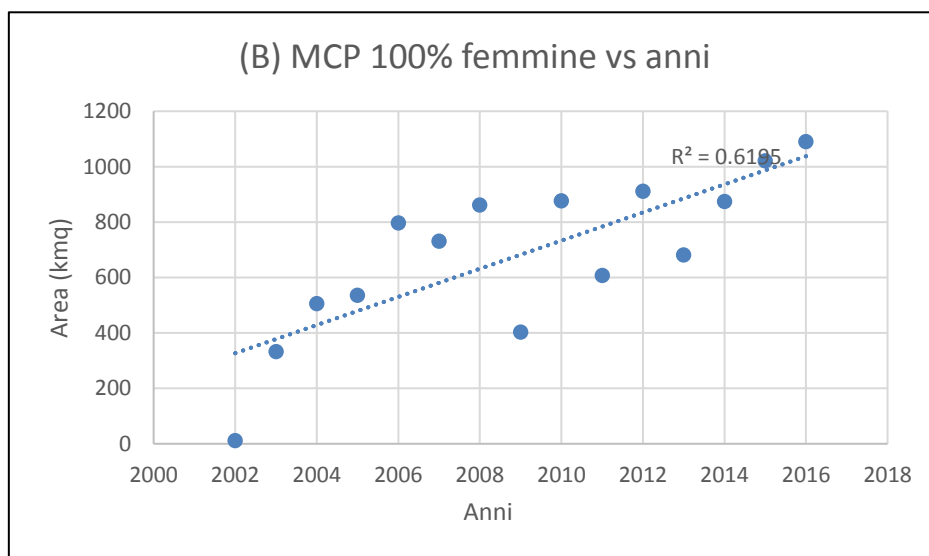


Figura 22(B): Relazione tra MCP 100% delle femmine di orso negli anni 2002-2016.

Anno	Superficie (kmq)	Maschi genetica
2002	4.45	1
2003	152.49	2
2004	418.51	2
2005	587.13	2
2006	984.44	2
2007	338.79	2
2008	1583.79	2
2009	2650.96	3
2010	3429.55	6
2011	1505.38	8
2012	1368.65	10
2013	2322.93	9
2014	1740.49	8
2015	3227.82	7
2016	1944.67	9

Tabella 8: MCP 100% in kmq per maschi.

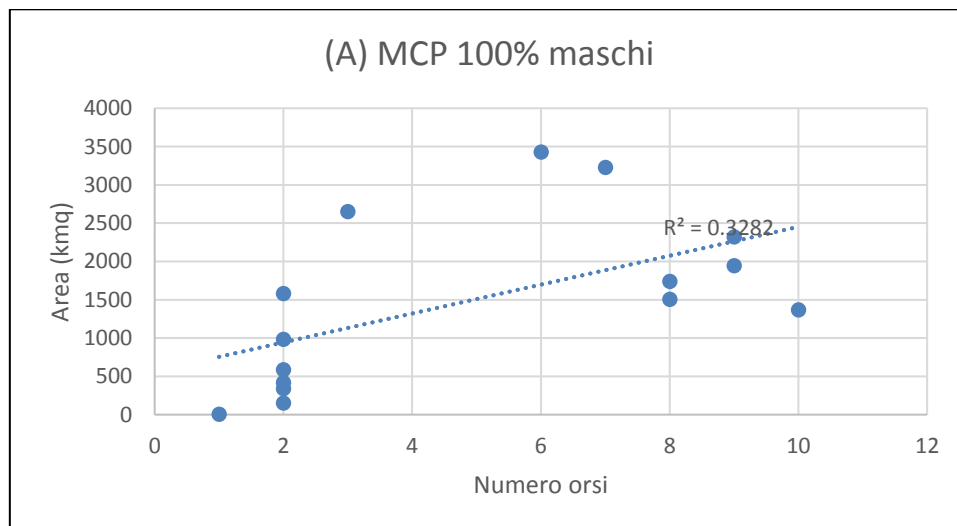


Figura 23(A): Relazione tra MCP 100% dei maschi di orso negli anni 2002-2016 ed il numero di maschi presenti nella popolazione.

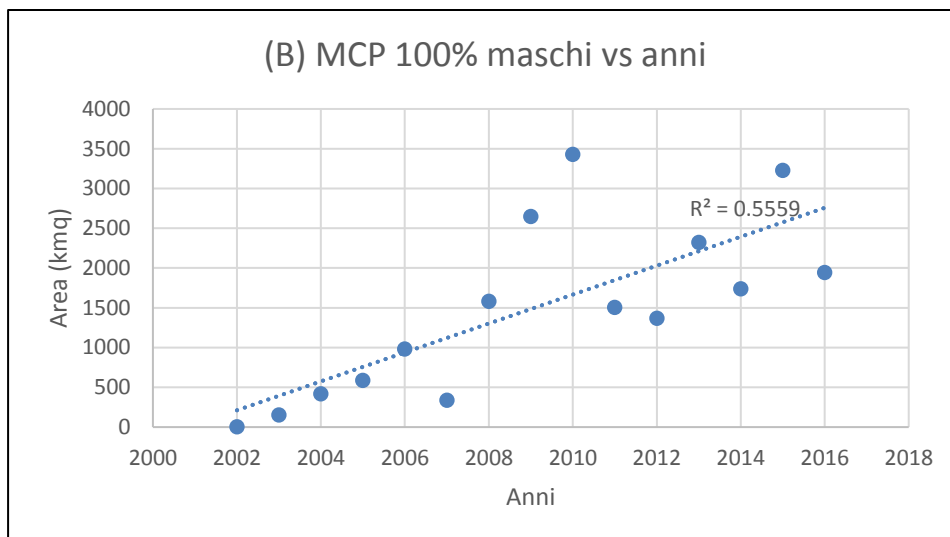


Figura 23(B): Relazione tra MCP 100% dei maschi di orso negli anni 2002-2016.

Anno	Superficie (kmq)	Cucciolate genetica
2003	46.07	1
2004	314.72	2
2005	83.51	1
2006	944.86	6
2007	123.33	2
2008	185.04	3
2009	280.22	2
2010	630.67	5
2011	79.98	1
2012	909.19	9
2013	152.97	2
2014	433.47	5
2015	777.60	6
2016	746.92	1

Tabella 9: MCP 100% in kmq per nuclei famigliari.

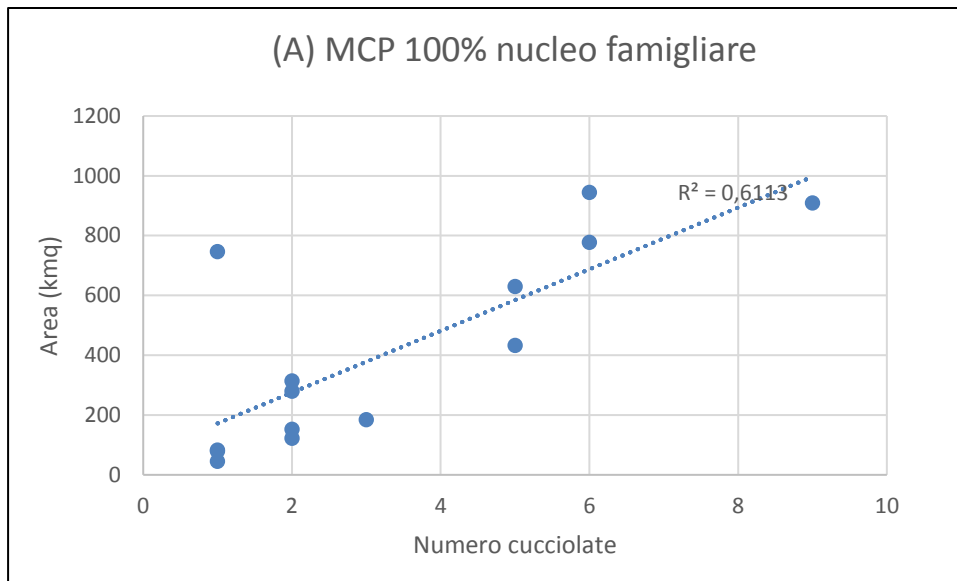


Figura 24(A): Relazione tra MCP 100% dei nuclei familiari di orso negli anni 2002-2016 ed il numero delle cucciolate presenti nella popolazione.

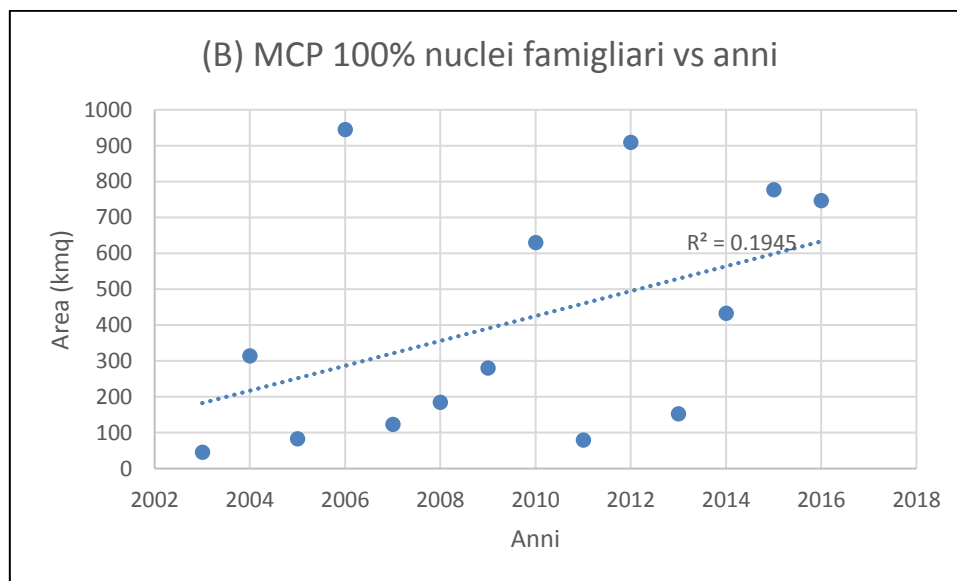


Figura 24(B): Relazione tra MCP 100% dei nuclei familiari di orso negli anni 2002-2016.

Le aree occupate dalle tre categorie considerate (maschi, femmine e nuclei familiari) hanno quindi mostrato un significativo incremento per effetto del numero di individui presenti e soprattutto per effetto del numero di anni trascorsi dal momento del rilascio (Figura 22, 23, 24). In particolare l'aumento delle aree occupate sembrerebbe avere una forte rispondenza con il numero di nuclei familiari presenti sul territorio (Figura 24).

A titolo esemplificativo viene inoltre riportato il MCP al 100% per maschi, femmine e femmine con cuccioli per l'anno 2010. Appare chiaro come vi sia una differenza nelle aree utilizzate dalle tre categorie (Figura 25). Nella figura si vede infatti che le femmine ed i nuclei familiari tendono a stabilizzarsi in aree relativamente

meno estese rispetto a quelle occupate dai maschi, a dimostrazione del comportamento più filopatrigo delle femmine e più esplorativo dei maschi.

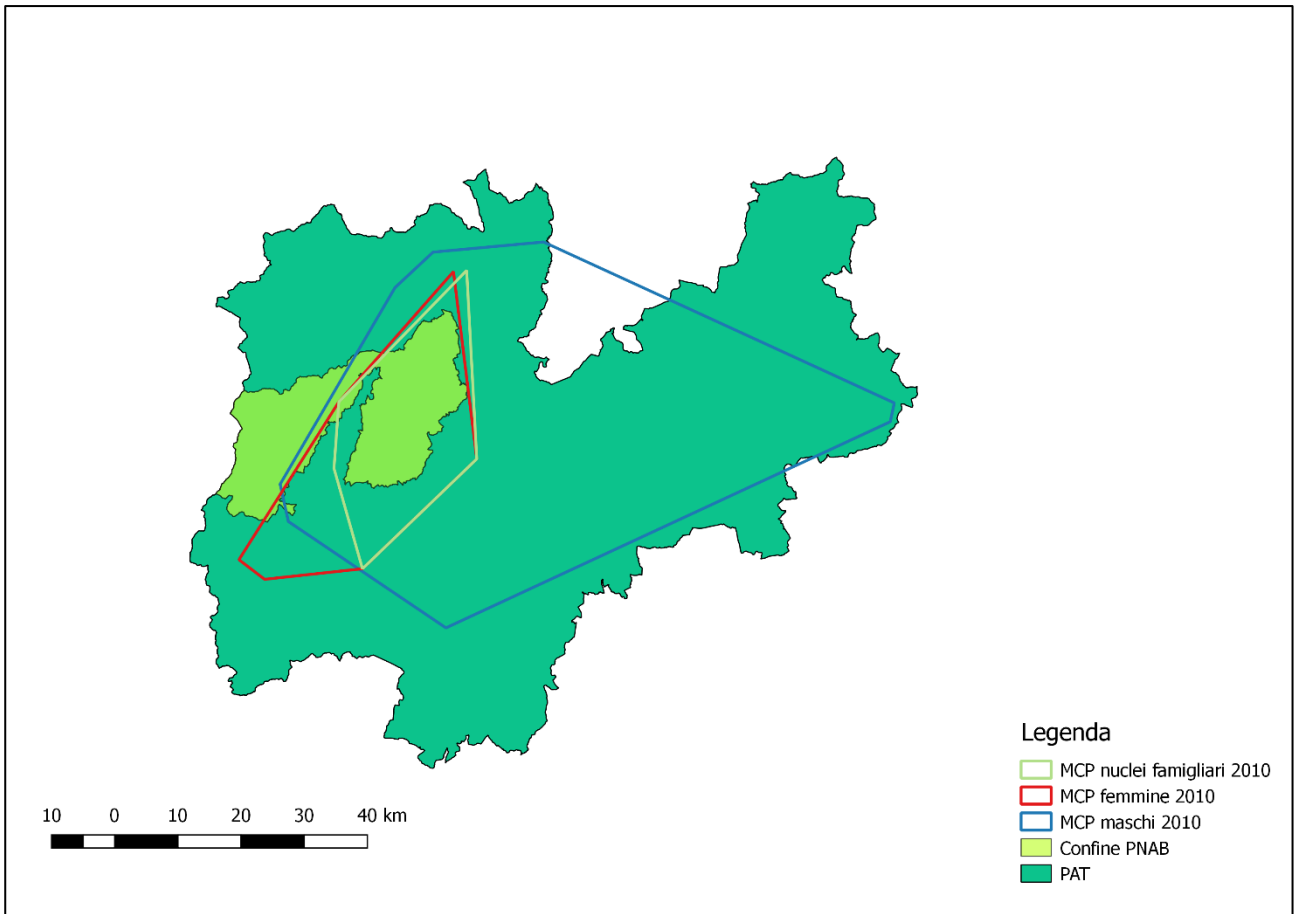


Figura 25: MCP 100% nel 2010 per maschi, femmine e nuclei famigliari di orso bruno nel territorio della Provincia di Trento.

4.4. Calcolo dei Kernel dal 50 al 95%

L'utilizzo dello spazio è stato inoltre indagato tramite la funzione Kernel con valutazione progressiva dell'occupazione delle aree a probabilità crescenti dal 50 al 95%.

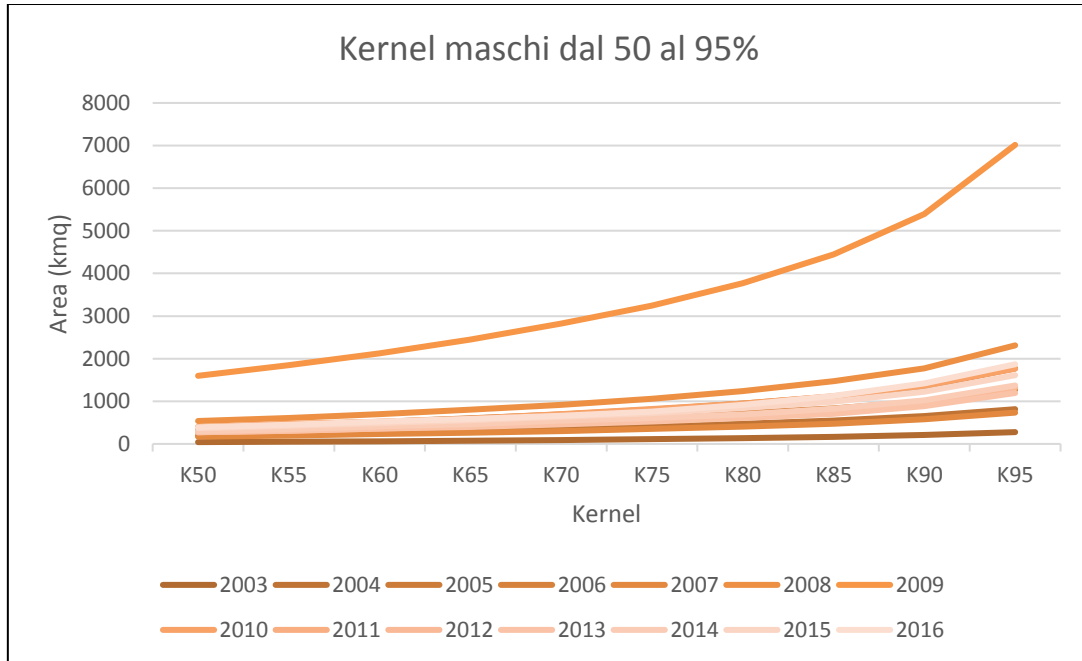


Figura 26: Kernel dal 50 al 95% per maschi di orso bruno individuati geneticamente.

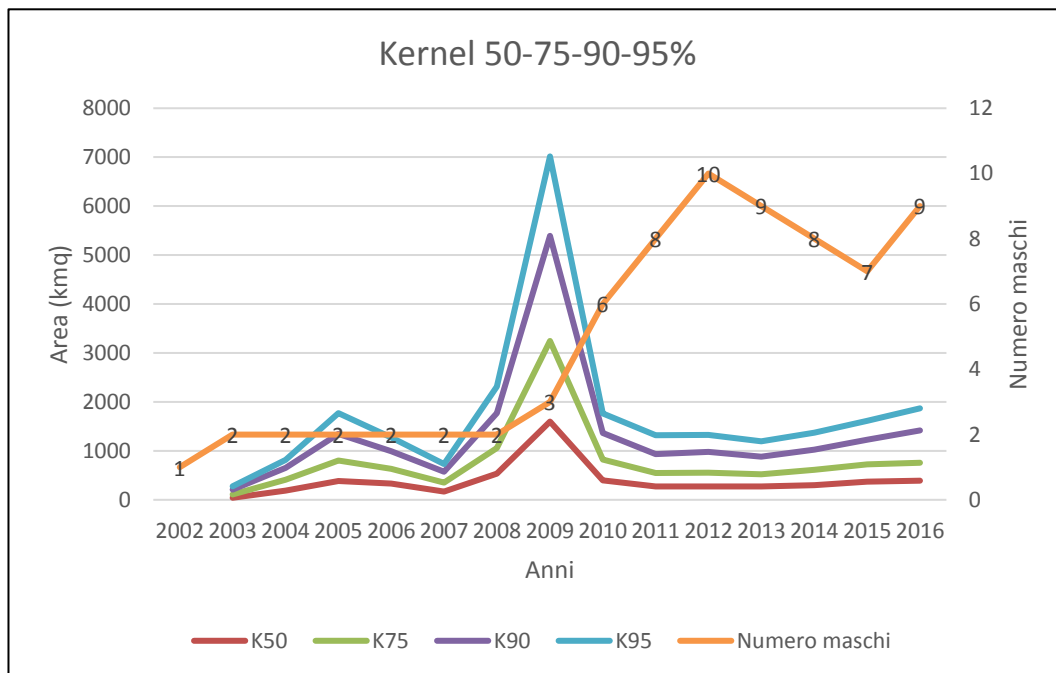


Figura 27: Confronto tra maschi di orso bruno individuati geneticamente e K50, K75, K90 e K95.

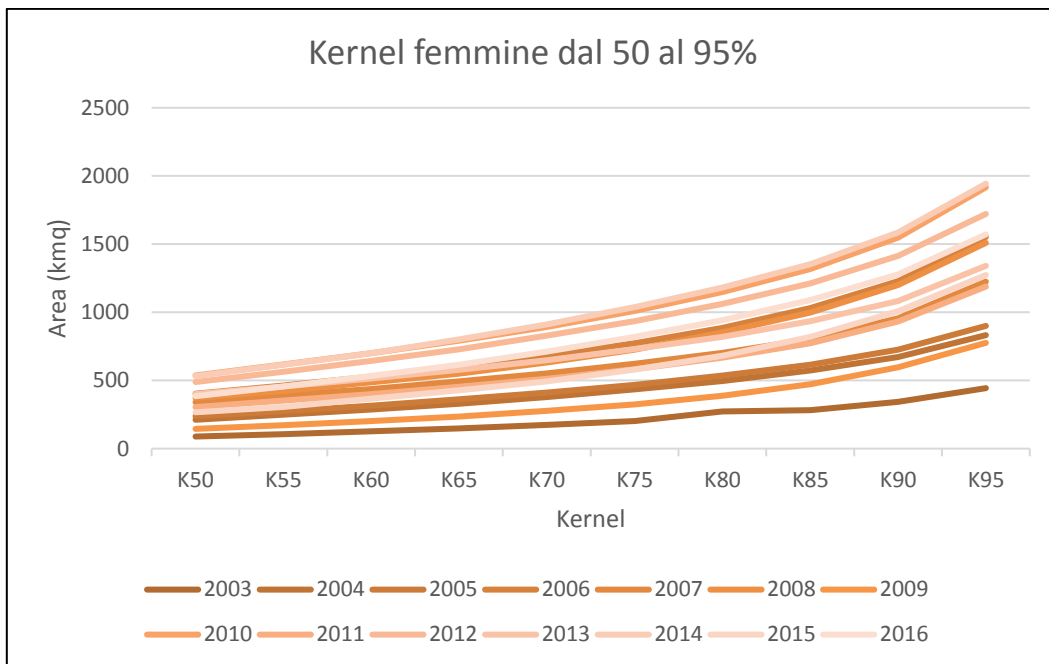


Figura 28: Kernel dal 50 al 95% per femmine di orso bruno individuate geneticamente.

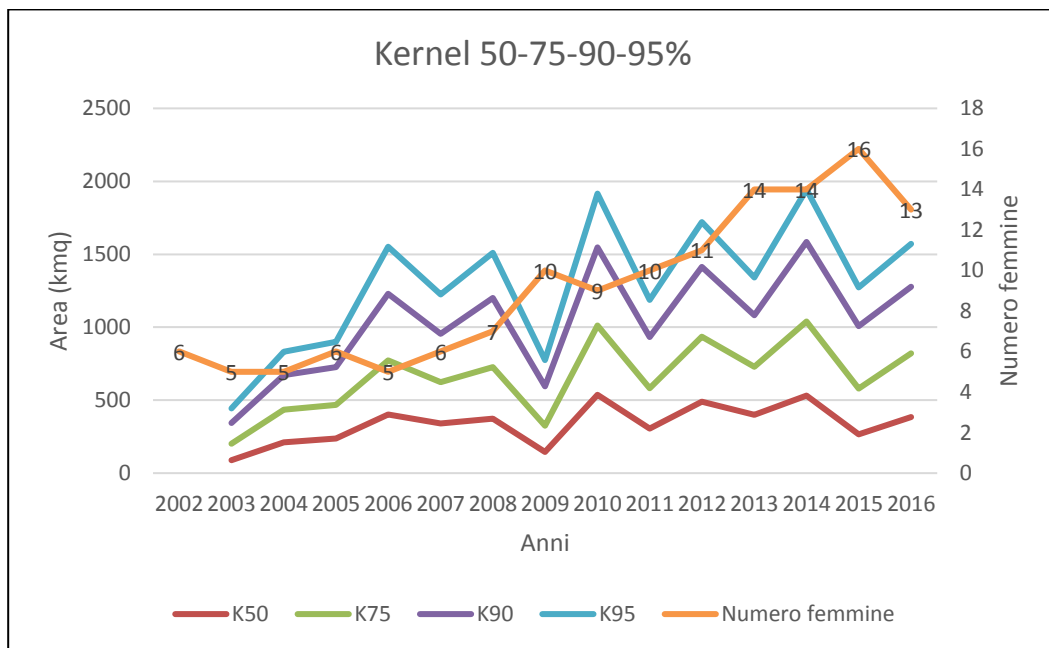


Figura 29: Confronto tra femmine di orso bruno individuate geneticamente e K50, K75, K90 e K95.

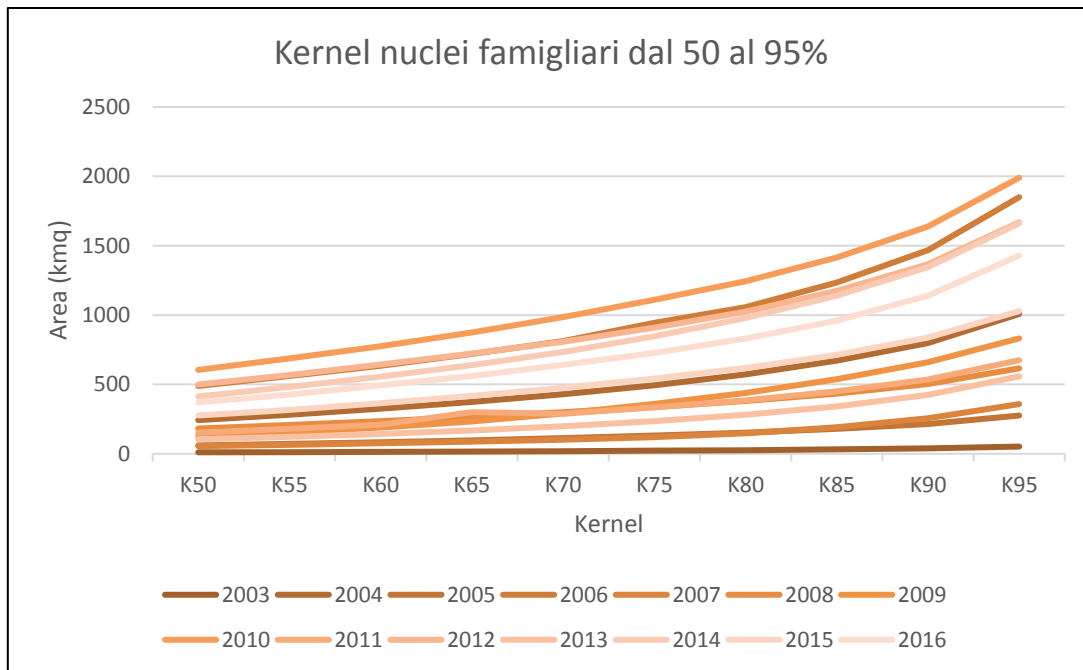


Figura 30: Kernel dal 50 al 95% per nuclei famigliari di orso bruno individuati geneticamente.

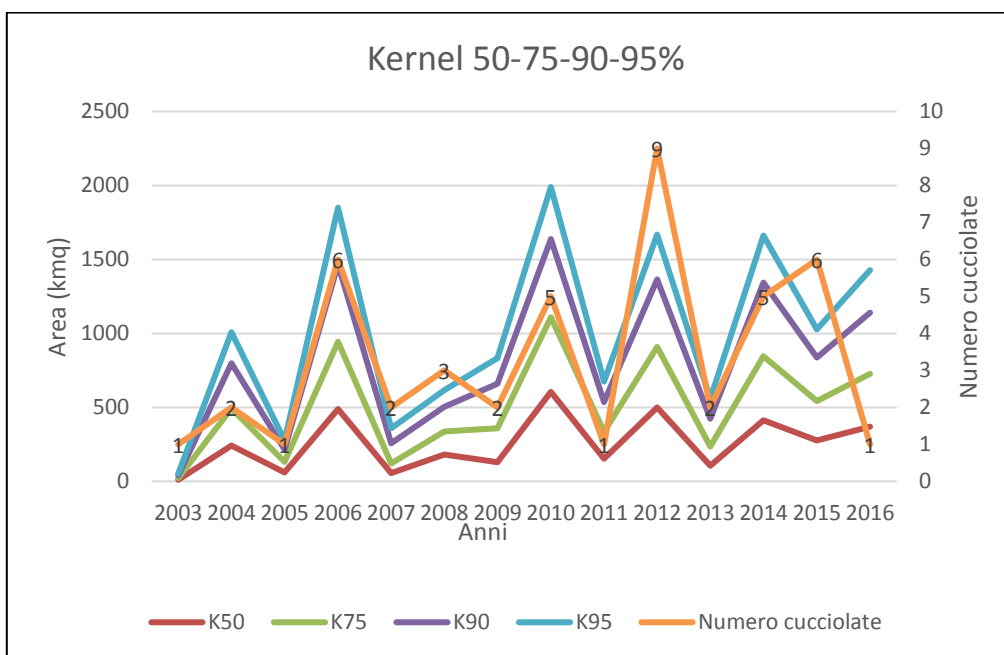


Figura 31: Confronto tra cucciolate di orso bruno individuate geneticamente e K50, K75, K90 e K95.

Anche questa seconda metodologia utilizzata per valutare le aree occupate annualmente dalla popolazione mette in evidenza come il comportamento complessivo dei maschi (Figura 27) sia più fortemente influenzato da quello dei singoli individui: come nel caso del calcolo dell'*home range* effettuato con la tecnica del MCP (Figura 23), infatti, il risultato osservato per il 2010 è fortemente influenzato dai movimenti di un singolo individuo. Per le femmine, invece, si nota un progressivo allargamento del territorio stabilmente frequentato (Figura 29), risultato che sembrerebbe non evidenziare particolari comportamenti erratici di singoli individui. Inoltre il numero di cucciolate presenti mostra forti oscillazioni interannuali. Tale risultato può essere

spiegato dal comportamento riproduttivo della specie, che prevede che le femmine siano impegnate nelle cure parentali per circa due anni e, di conseguenza, si possano potenzialmente accoppiare ad anni alterni (Figura 31).

4.5. Calcolo variazione annuale percentuale delle aree occupate

In questa parte dei risultati si è proceduto al calcolo percentuale della variazione annua di MCP 100% e Kernel 95% per maschi, femmine e nuclei famigliari (Tabella 10-12 e Figure 32-33). Scartando dalle analisi i primi due anni (2002-2003) per maschi e femmine ed i primi quattro anni (2002-2005) per i nuclei famigliari per evitare grosse variazioni dovute al basso numero di individui presenti sul territorio ed al loro possibile comportamento esplorativo, in media si è registrato un aumento di MCP 100% annuo del 54.33% (DS=115.69) per i maschi, del 17.46% (DS=44.24) per le femmine e del 226.47% (DS=332.96) per i nuclei famigliari. Gli stessi incrementi, valutati con la metodologia del Kernel 95% hanno mostrato un aumento medio annuo del 56.08% (DS=100.62) per i maschi, del 23.89% (DS=61.05) per le femmine e del 37.90% (DS=100.30) per i nuclei famigliari. Le variazioni percentuali sono state infine confrontate graficamente (Figure 32-33) mostrando grandi differenze per le tre categorie considerate.

Anno	MCP 100% (kmq)	Variazione %	K95 (kmq)	Variazione %
2002	4.45	-	-	-
2003	152.49	-	276.35	-
2004	418.51	174.45	814.99	194.91
2005	587.13	40.29	1772.69	117.51
2006	984.44	67.67	1271.76	-28.26
2007	338.79	-65.59	734.21	-42.27
2008	1583.79	367.48	2311.68	214.85
2009	2650.96	67.38	7016.52	203.52
2010	3429.55	29.37	1764.13	-74.86
2011	1505.38	-56.11	1321.33	-25.10
2012	1368.65	-9.08	1328.43	0.54
2013	2322.93	69.72	1193.82	-10.13
2014	1740.49	-25.07	1370.75	14.82
2015	3227.82	85.45	1612.46	17.63
2016	1944.67	-39.75	1868.39	15.87
Media		54.33		56.08

Tabella 10: Variazione annuale percentuale di MCP 100% e Kernel 95% per gli orsi maschi.

Anno	MCP 100% (kmq)	Variazione %	K95 (kmq)	Variazione %
2002	10.55	-	-	-
2003	331.93	-	443.58	-
2004	505.87	52.40	832.35	95.34
2005	535.60	5.88	900.40	8.16
2006	796.86	48.78	1552.56	69.18
2007	731.01	-8.26	1225.19	-22.22
2008	861.24	17.82	1509.30	25.54
2009	402.62	-53.25	775.88	-50.36
2010	876.45	117.69	1916.72	159.90
2011	606.67	-30.78	1188.52	-39.70
2012	910.85	50.14	1721.52	51.39
2013	681.31	-25.20	1340.75	-23.36
2014	873.35	28.19	1943.78	46.29
2015	1020.83	16.89	1273.67	-36.45
2016	1089.88	6.76	1571.39	26.81
Media		17.46		23.89

Tabella 11: Variazione annuale percentuale di MCP 100% e Kernel 95% per gli orsi femmine.

Anno	MCP 100% (kmq)	Variazione %	K95 (kmq)	Variazione %
2002	-	-	-	-
2003	46.07	-	51.91	-
2004	314.72	-	1007.29	-
2005	83.51	-	275.60	-
2006	944.86	-	1849.85	-
2007	123.33	-86.95	357.93	-80.65
2008	185.04	50.04	615.72	72.02
2009	280.22	51.44	831.70	35.08
2010	630.67	125.06	1989.79	139.24
2011	79.98	-87.32	674.37	-66.11
2012	909.19	1036.77	1668.24	147.38
2013	152.97	-83.18	557.89	-66.56
2014	433.47	183.37	1661.14	197.75
2015	777.60	79.39	1027.95	-38.12
2016	746.92	-3.95	1428.51	38.97
Media		126.47		37.90

Tabella 12: Variazione annuale percentuale di MCP 100% e Kernel 95% per nuclei famigliari.

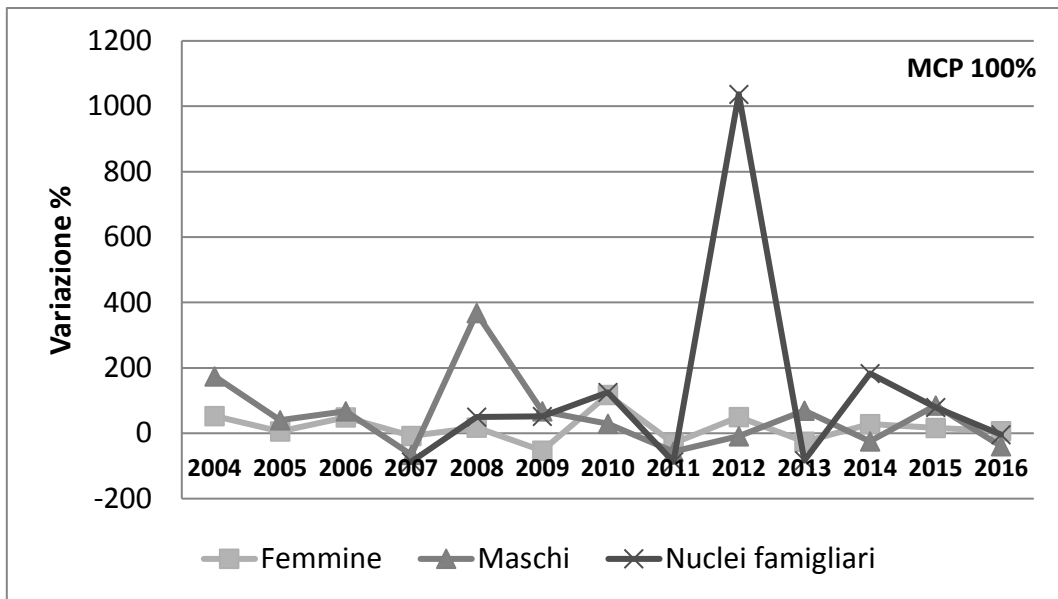


Figura 32: Confronto tra variazioni percentuali annuali delle aree occupate da maschi, femmine e cucciolate attraverso metodo MCP 100%.

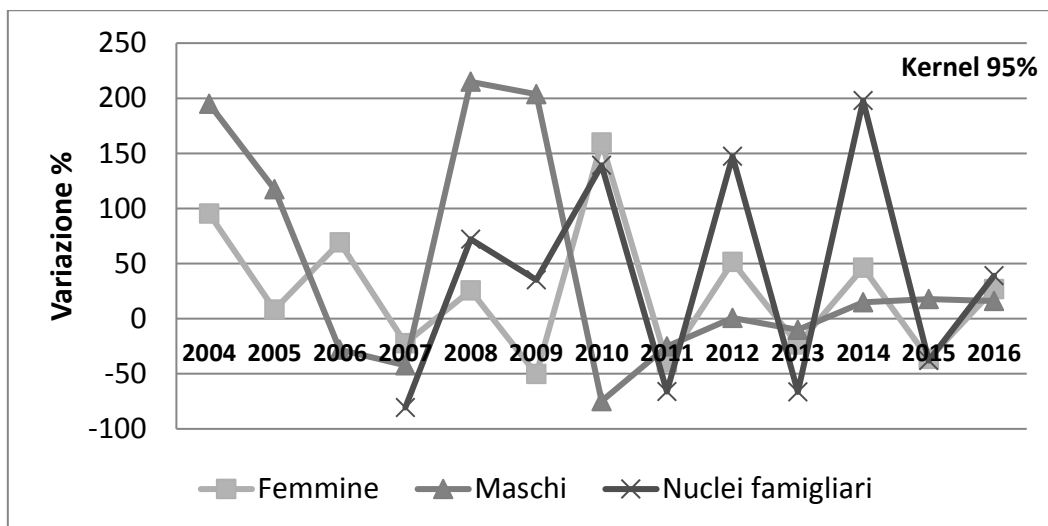


Figura 33: Confronto tra variazioni percentuali annuali delle aree occupate da maschi, femmine e cucciolate attraverso metodo Kernel 95%.

4.6. Valutazione delle aree occupate dalle femmine

In Tabella 13 vengono riportati il set di modelli GLM (Family: Gaussian) migliori ($\Delta AICc \leq 2$) che descrivono la variazione nell'uso dello spazio da parte delle femmine (MCP 100%) e in Tabella 14 la stima dei parametri del modello ottenuto tramite model averaging.

Modello	AICc	$\Delta AICc$	R^2
Anno + Num. Cucciolate	188.41	0	0.17
Anno + Num. Cucciolate + Pasciona Faggio	189.34	0.94	0.19

Tabella 13: Set di modelli aventi $\Delta AICc \leq 2$ per la variazione delle aree occupate dalle femmine (calcolati HR mediante MCP 100%).

Parametro	Estimate	Standard Error (SE)	z value	p value
Intercetta	-73278.4	21082.24	3.109	0.002 **
Anno	36.8	10.51	3.131	0.002 **
Num. Cucciolate	25.28	19.64	1.165	0.244
Pasciona Faggio	-60.43	32.7	1.626	0.104

Tabella 14: Stima dei parametri del set di modelli migliori per spiegare la variazione degli HR delle femmine di orso (MCP 100%) calcolato tramite la funzione model.avg del package MuMIn di R.

Durante le analisi sono state valutate come variabili indipendenti il numero di femmine e maschi presenti, l'anno, il numero di cucciolate rilevate, le annate di pasciona del faggio ed i loro effetti combinati. Le aree occupate dalle femmine sono risultate influenzate dall'anno, dal numero di cucciolate rilevate e dalla produttività del faggio (Tabella 13 e 14).

Il risultato ottenuto tramite modellizzazione mostra come vi sia un aumento positivo dell'*home range* femminile fortemente correlato all'anno, mentre un'ulteriore espansione dell'*home range* è dettata dal numero delle cucciolate presenti. Quest'ultima variabile indipendente non è però così influente come l'anno (Tabella 14). Infine, la presenza di anni di pasciona del faggio implica una diminuzione dell'*home range*, anche in questo caso si tratta di una relazione meno robusta rispetto alla variabile indipendente anno. Essendo le faggeole un elemento chiave nella dieta del plantigrado in queste aree (AA.VV., 2002, 2010), gli anni di pasciona, cioè le stagioni con maggiore fruttificazione che sembrerebbero mostrare una certa ciclicità negli anni, dovrebbero costituire periodi di alta disponibilità trofica di alimenti altamente energetici. L'aumento dell'*home range* dovuto alle cucciolate potrebbe essere associato ad una maggiore richiesta trofica dovuta al fatto che l'orsa femmina accompagnata da prole debba cercare sostentamento non solo per se stessa ma anche per la propria prole. Di fatto, un aumento della disponibilità di alimenti ad elevato tenore energetico, come le faggeole, comporterebbe una diminuzione dell'*home range*, probabilmente in relazione alla minor necessità di esplorazione del territorio alla ricerca di cibo. Tale dato trova rispondenza in un lavoro di Collins *et al.* del 2005, dove si registrava una diminuzione dell'*home range* degli orsi bruni in funzione della stagione favorevole di reclutamento trofico dei salmoni in Alaska.

Nonostante sia stata riscontrata, dalle analisi preliminari, una relazione tra densità delle femmine e lo spazio occupato (Figura 22A), questa non rientra nel set di modelli migliori, poiché l'anno, strettamente correlato al numero di femmine, ha mostrato un effetto maggiore (Figura 22B).

Infine, in Tabella 15 viene riportata la stima dei parametri dell'unico modello contenuto nel range $\Delta AICc \leq 2$ che descrive la variazione nell'uso dello spazio dei maschi (MCP 100%).

Parametro	Estimate	Standard Error (SE)	z value	p value
Intercetta	-333213.03	113146.95	-2945	0.0133 *
Anno	166.53	56.35	2955	0.0131 *
Num. Cucciolate	46.07	94.53	0.487	0.6356

Tabella 15: Stima dei parametri dell'unico modello con $\Delta AICc \leq 2$ per spiegare la variazione degli HR dei maschi di orso (MCP 100%) avente $AICc=236.253$ e $R^2=0.11$

Il modello (Tabella 15) mostra come vi sia un aumento dell'*home range* maschile in funzione del numero di anni trascorsi dall'ultimo rilascio, mentre un'ulteriore espansione è dettata dal numero delle cucciolate presenti. Quest'ultima variabile indipendente non è però così influente come l'anno (Tabella 15).

Confrontando i parametri dei modelli femminili e maschili (Tabella 14 e 15), si riscontra un aumento dell'*home range* per entrambe le categorie all'aumentare degli anni e del numero delle cucciolate. L'aumento dell'area vitale dovuta al numero delle cucciolate potrebbe essere dovuta, per le femmine con prole, ad una maggiore necessità trofica e ciò potrebbe comportare una più cospicua movimentazione dei maschi alla ricerca delle femmine. Nel modello relativo la popolazione maschile la presenza di nuclei famigliari comporta un effetto maggiore nell'ampliamento del *home range* rispetto al modello relativo alla componente femminile. In bibliografia sembra comunque confermata l'esplorazione di aree elevate da parte dei maschi, soprattutto durante il periodo riproduttivo, in funzione di basse densità locali di femmine (Dahle *et al.*, 2003).

5. CONCLUSIONI ED IMPLICAZIONI A LIVELLO GESTIONALE

Il presente lavoro di tesi, partito dall'organizzazione del *dataset* grandi carnivori della PAT, con ottenimento di 5614 dati attribuibili alla specie *Ursus arctos* dal 2002 al 2016, di cui 4867 con attribuzione del sesso, è un primo contributo allo studio dei fenomeni dispersivi degli individui femminili della popolazione di orso bruno sulle Alpi Centrali, dopo la sua reintroduzione avvenuta nel periodo 1999-2002. La raccolta dei dati mediante monitoraggio sistematico ed opportunistico nel corso degli anni 2002-2016 ha giocato un ruolo cruciale nell'acquisire informazioni sulla specie reintrodotta all'interno del territorio provinciale, fornendo utili informazioni per la gestione della specie.

Dai risultati ottenuti, è stato confermato come per i grandi carnivori vi sia una diversificazione nelle aree utilizzate da parte delle tre diverse categorie analizzate: femmine, maschi e nuclei famigliari. Dall'analisi delle aree occupate annualmente, valutate attraverso differenti metodologie, che, pur mostrando una certa influenza sul risultato, si sono mostrate sostanzialmente coerenti, è infatti emerso come gli *home range* maschili siano più grandi e come la componente maschile tenda ad espandersi più velocemente rispetto a quella femminile. Va inoltre considerato come, a differenza delle femmine, mediamente si registri un ampliamento del 54.33%/anno delle aree occupate dai maschi con grandi variazioni dovute allo spiccato comportamento erratico di alcuni individui. Le femmine tendono invece ad avere un comportamento più filopatrino (Dahle *et al.*, 2006). Dall'analisi dei dati, l'aumento dell'areale delle femmine non sembra essere tanto un effetto marcato dell'aumento delle densità (Figura 22A), ma bensì una conquista graduale del territorio (+17.46%/anno) dal momento della fine dei rilasci (2002). Infatti la correlazione tra gli anni e l'estensione del territorio risulta più forte (Figura 22B) di quella osservata tra l'area e l'abbondanza. Al momento l'effetto densità dipendente e densità indipendente dell'aumento della popolazione non è completamente separabile dato che, come tipicamente accade per una popolazione reintrodotta, il numero di individui presenti risulta fortemente correlato al numero di anni trascorsi dalla fine dei rilasci. L'analisi statistica basata sull'uso dei GLM, comunque, hanno evidenziato un più forte effetto del numero di anni trascorsi rispetto al numero di individui presenti. Questo potrebbe implicare il non avvenuto raggiungimento della capacità portante per la popolazione sul massiccio delle Dolomiti di Brenta (*core area* del progetto di reintroduzione e area dove sono avvenuti i rilasci).

Sebbene sia stata considerata solo una piccola parte della disponibilità trofica per la specie (presenza di fagglie), dai modelli realizzati è stato verificato come un aumento delle risorse comporti una diminuzione degli *home range* per le femmine e tale risultato è in linea con quanto disponibile in bibliografia (Collins *et al.* nel 2005).

Altro fattore determinante sembrerebbe essere legato alla presenza di cucciolate. Tale variabile contribuisce a spiegare il comportamento annuale spaziale sia delle femmine che dei maschi (Tabella 14 e 15). Questo effetto resta comunque non facilmente interpretabile: se da un lato le femmine con cuccioli necessitano di aree maggiori per il sostentamento della propria prole, dall'altro i maschi potrebbero di conseguenza allargare i propri areali per contattare il maggior numero di femmine possibile durante il periodo riproduttivo (Dahle *et al.*, 2003), con eventuale possibilità di compiere atti di infanticidio (comportamento registrato nella neo-popolazione; <https://orso.provincia.tn.it/News/Orsi-tre-cuccioli-uccisi-da-un-maschio-adulto-sulle-pendici-del-Brenta>) per far entrare nuovamente in estro la femmine. Comportamenti di infanticidio di fatto si registrano per lo più in piccole popolazioni dove vi sono pochi individui/kmq, dove per riprodursi gli orsi maschi sono costretti ad esplorare aree ampie e la possibilità di incontrare femmine con cuccioli rappresenta una possibilità di riproduzione una volta eliminata la prole, con conseguente generazione di un nuovo periodo

di estro per la femmina. Comportamenti di questo tipo sono stati registrati anche in popolazioni di altri grandi mammiferi, come ad esempio per i leoni africani, *Panthera leo* (Pusey *et al.*, 1994).

Concludendo, dai risultati ottenuti non sembra sia stata raggiunta la capacità portante per la popolazione femminile di orsi nelle Alpi Centrali poiché, di fatto, si osservano aumenti nell'estensione degli *home range* che non dipendono dalla densità, ma bensì dalla distanza temporale dalla fine del programma di reintroduzione. Questo comporta che vi potrà essere un ulteriore aumento della popolazione (a fine 2016 la popolazione di orsi trentini risultava composta da 38 individui, cuccioli esclusi; Groff *et al.*, 2017) e, di conseguenza, potrebbero aumentare il numero di incontri casuali tra il plantigrado e la popolazione locale, con possibile aumento dei conflitti tra le due parti.

Quanto dimostrato apre la strada per ulteriori approfondimenti futuri che potrebbero mirare i) ad una considerazione del comportamento spaziale dei singoli individui, andando a valutare se, nel corso degli anni, ci sia stato un cambiamento nelle densità locali (aree maggiormente frequentate diverse dal periodo post rilascio ad oggi); ii) ad una più puntuale valutazione delle disponibilità trofiche presenti annualmente e iii) ad una sorta di validazione del dato relativo alla produttività del faggio attraverso un incrocio tra le localizzazioni raccolte annualmente e lo strato cartografico relativo alla vegetazione. Un aggiuntivo ambito di ricerca potrebbe inoltre mirare a valutare iv) se le aree maggiormente frequentate sono anche quelle dove effettivamente si riscontrano maggiori incontri e/o eventi dannosi.

6. RINGRAZIAMENTI

Eccoci qua alla parte più difficile, i ringraziamenti. Durante questi anni di studi universitari ho avuto il piacere di conoscere numerose persone che mi hanno accompagnato nel mio percorso formativo, mi scuso fin da subito se non le citerò tutte. Per prima cosa ringrazio la Provincia Autonoma di Trento e l'Ufficio foreste e fauna in modo particolare Luca Pedrotti e Natalia Bragalanti per aver messo a disposizione il database relativo ai grandi carnivori, il Parco Adamello Brenta e tutto lo staff per avermi dato la possibilità di svolgere il tirocinio formativo e di poter redigere una tesi di laurea sull'orso bruno. In particolare, i miei più sentiti ringraziamenti vanno all'Ufficio Fauna del Parco, ad Andrea Mustoni, Marco Armanini, Michele Zeni e soprattutto un grazie infinito ed un abbraccio a Roberta Chirichella, senza la quale la stesura ed analisi della tesi sarebbe stata impossibile. Ringrazio inoltre il mio Relatore, prof. Matteo Zucchetta, per essere sempre stato a disposizione per ogni mio dubbio e chiarimento, inoltre ringrazio il prof. Stefano Malavasi per avermi insegnato molto in questi lunghi anni universitari. Grazie ai miei amici, Enrico, Giovanni, Davide, Gianmarco, Enrico P., Marco, Edo, Thomas, Simone... alle belle serate passate in compagnia, con risvegli molto difficili. .. grazie a Martino e Matteo per le giornate passate a studiare e per le risate che molto spesso in momenti difficili hanno aiutato. Infine ringrazio la mia famiglia, mia nonna Luciana, alla quale dedico questa tesi, i miei genitori, per aver sempre creduto in me e per avermi sempre aiutato in qualsiasi modo sia finanziariamente che emotivamente, mia sorella Elena per avermi sempre ascoltato e la mia fidanzata Giada...insieme ad Hathor ed Achea... per avermi "sopportato" e "supportato", con tutti i miei mille dubbi (ti prometto che non la farò più)...grazie di tutto.

Infine un grazie infinito alla natura, senza la quale tutto questo lavoro non avrebbe avuto alcun senso, e senza la quale nemmeno NOI non lo avremo, nella speranza che l'umanità si renda conto di quello che stiamo perdendo, lascio questo granello di sabbia nel sapere infinito.

7. BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA

- Armanini M., 2017. "Cinque giorni in Turchia per l'orso". Adamello Brenta Parco, periodico semestrale di cultura della montagna, anno 20 numero 1. pp. 15-18
- AA.VV., 2002. La reintroduzione dell'orso bruno nel Parco Naturale Adamello Brenta: attività di ricerca scientifica e Tesi di laurea. Documenti Parco n. 15. Parco Naturale Adamello Brenta Ed. Strembo. pp. 254.
- AA.VV., 2010. L'impegno del Parco per l'orso: il Progetto *Life Ursus*". Documenti del Parco n.18. Parco Naturale Adamello Brenta Ed. Strembo. pp. 218.
- AA.VV., 2013. Dal rapporto con l'uomo alle strategie di svernamento: le ultime ricerche del Parco Naturale Adamello Brenta per l'orso. Documenti Parco n. 20. Parco Naturale Adamello Brenta Ed. Strembo. pp. 434.
- Bani R., 1986. Evoluzione per incremento dei legami: un modello interpretativo della socialità dei mammiferi. Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. pp. 185-223.
- Barton, K., 2015. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.15.1, <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html>.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., 2002. Model Selection and Multimodal Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
- Burt W.H., 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. Journal of Mammology 24: 346-352.
- Calange C., 2015. Home range Estimation in R: the adehabitatHR Package. <https://cran.r-project.org/web/packages/adehabitatHR/vignettes/adehabitatHR.pdf>.
- Caliari A., Dorigatti E., Gozzi A., Groff C., 1996. Caratteristiche e distribuzione di 21 tane di orso bruno (*Ursus arctos* L.) in Trentino. Documenti Parco n. 10. Parco Naturale Adamello Brenta Ed. Strembo. pp. 74.
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell P.J.D., Arx M.V., Huber D., Andren H., 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. Science 346: 1517-1519.
- Clark J.D., Huber D., Servheen C., 2002. Bear reintroduction: lessons and challenges. Ursus 13: 335-345.
- Clevenger A.P., Purroy F.J., 1991. Ecologia dell'orso pardo in España. Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales. Monografía 4. pp. 156.
- Collins G.H., Kovach S.D., Hinkes M.T., 2005. Home range and movements of female brown bears in southwestern Alaska. Ursus 16: 81-189.
- Daldoss G., 1981. Sulle orme dell'orso. Ed. Temi, Trento. pp. 252.
- Dahle B., Swenson J.E., 2003. Home ranges in adult Scandinavia brown bear (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. Journal of Mammology 260: 329-335.
- Dahle B., Swenson J.E., 2003. Seasonal range size in relation to reproductive strategies in brown bears, *Ursus arctos*. Journal of Animal Ecology 4: 660-667.

- Dahle B., Stoen O.G. and Swenson J.E., 2006. Factors influencing home-range size in subadult brown bears. *Journal of Mammology* 87: 859-865.
- Duprè E., Genovesi P. & Pedrotti L., 2000. Studio di fattibilità per la reintroduzione dell'Orso bruno (*Ursus arctos* L.) sulle Alpi Centrali. *Biol. Cons. Fauna* 105. pp. 96.
- Groff C., Angeli F., Asson D., Bragalanti N., Pedrotti L., Rizzoli R., Zanghellini P. (a cura di), 2017. Rapporto Orso 2016 del Servizio Foreste e fauna della Provincia Autonoma di Trento. pp. 48.
- Grosse C., Kaczensky P. and Knauer F., 1999. Ants: an important food for brown bears in Slovenia?. Diploma Thesis Faculty of Zoology, Phipps University of Marburg.
- Harestad A.S. and Bunnell F.L., 1979. Home range and body weight: a reevaluation. *Ecology* 60: 389-402.
- Hissa R., 1997. Physiology of the European brown bear (*Ursus arctos arctos*). *Ann. Zool. Fennici*, 34: 267-287.
- Huber D. and Roth H.U., 1993. Movements of European brown bears in Croatia. *Int. Conf. Bear Res. and Manag* 9: 271-282.
- Jerina K. and Adamic M., 2008. Fifty years of brown bear population expansion: effects of sex-biased dispersal on rate of expansion and population structure. *Journal of Mammology* 89: 1491-1501.
- Kobler A., Adamic M., 2000. Identifying brown bear habitat by a combined GIS and machine learning method. *Ecological Modelling* 135: 291-300.
- McLellan B., 1998. Maintaining viability of brown bears along the southern fringe of their distribution. *Ursus* 10: 607-611.
- McLellan B. and Hovey F. W., 2001. Natal dispersal of grizzly bears. *Canadian Journal of Zoology* 79: 838-844.
- Mominoki K., Morimatsu M., Karjalainen M., Hohtola E., Hissa R. and Saito M., 2005. Elevated plasma concentrations of haptoglobin in European brown bears during hibernation. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 142: 472-477.
- Mustoni A., 2004. L'orso bruno sulle Alpi, biologia comportamento e rapporti con l'uomo. Nitida Immagine Editrice-Cles (TN). pp. 236.
- Naves J., Fernandez-Gil A., Delibes G., 2001. Effects of recreation activities on a brown bear family group in Spain. *Ursus* 12: 135-139.
- Palomero G., Ballesteros F., Nores C., Blanco J.C., Herrero J., Garcia-Serrano A., 2007. Trends in number and distribution of brown bear females with cubs-of-the-year in the Cantabrian Mountains, Spain. *Ursus* 18: 145-157.
- Picchi S., 2006. Il Bilancio di LIFE Natura in Italia, Indicazioni e prospettive per il futuro. A cura di Comunità Ambiente. pp. 224.
- Pusey E.A., Packer C., 1994. Infanticide and parental care. *Harwood Academic Publishe*. pp. 415.
- Smith M.T. and Smith R.L., 2009. Elementi di ecologia. Editore da Mondadori. pp. 211-236.

Swenson J.E., Sandegren F., Soderberg A., 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology* 67: 819-826.

Swenson J., Dahle B., Gerlst N., Zedrosser A., 2000. Action Plan for the conservation of the Brown Bear (*Ursus arctos*) in Europe. Convention of European wildlife and natural habitats. Oslo, 22-24 June 2000. pp. 112.

Symonds, M. R. E., Mousalli, A., 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65: 13–21.

U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE, 2007. Final Conservation Strategy for the Grizzly Bear in the Greater Yellowstone Area. Available at <http://www.fs.fed.us/r1/wildlife/igbc/>.

Zaghi D., 2006. Il Bilancio di LIFE Natura in Italia, Indicazioni e prospettive per il futuro. A cura di Comunità Ambiente. pp. 224.

Zedrosser A., Stoen O.G., Saebo S., Swenson J.E., 2007. Shoul I stay or should I go? Natal Dispersal in the brown bear. *Animal Behaviour* 74: 369-376.

Zunino F., 1976. Orso Bruno Marsicano (Risultati di una ricerca sull'ecologia della specie). In: S.O.S. Fauna. Animali in pericolo in Italia. Pedrotti F. (ed.). WWF, Camerino. pp. 603-710.

Zuur A.F., Ieno E.N., Elphick C.S., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 3–14.

<http://dinalpbear.eu/stato-di-conservazione-dellorso/>

http://www.parcobruzzo.it/pdf/NaturaProtetta19_RapportoOrso.pdf

<http://www.minambiente.it/pagina/orso-bruno>

<http://www.iucn.it/scheda.php?id=-1474870070>

http://www.pnab.it/fileadmin/parco/documenti/orsi_rilasciati1999-2002.pdf

<https://orso.provincia.tn.it/News/Orsi-tre-cuccioli-uccisi-da-un-maschio-adulto-sulle-pendici-del-Brenta>

<http://www.minambiente.it/pagina/rete-natura-2000#sthash.4RlKlBCy.dpuf>

<http://www.pnab.it/natura-e-territorio/territorio.html>

http://www.wsl.ch/medien/news/buchenmast/index_IT