



# **Progetto di sistema dei Parchi Nazionali per la conservazione della lepre italiana (*Lepus corsicanus*)**



**PARCO NAZIONALE D'ABRUZZO, LAZIO E MOLISE**

**Relazione finale 2015**

***Alessandro Asprea***

## **INDICE**

	<b>Pagina</b>
1. Introduzione.....	3
1.1 Il progetto lepre italica.....	4
2. Area di studio.....	5
3. Metodo naturalistico.....	5
3.1 Riconoscimento della specie.....	9
3.2 Analisi dei dati.....	9
3.2.1. Occupancy models.....	10
4. Monitoraggio genetico.....	11
5. Risultati.....	11
5.1. Metodo naturalisti: survey con fotrappole.....	11
5.1.1. Occupancy models.....	15
5.2. Monitoraggio genetico.....	16
6. Considerazioni finali.....	18
7. Bibliografia.....	19

## **1. INTRODUZIONE**

La lepre italiana (*Lepus corsicanus*), in passato ritenuta semplice sottospecie di *L. europeus*, ha recentemente ottenuto l'identità tassonomica di "buona specie" in seguito a diverse indagini morfometriche (Palacios 1996, Riga et al. 2001, Angelici & Luiselli 2007) e genetiche (Pierpaoli et al. 1999, Randi et al. 2007). Filogeneticamente, è risultata ben diversificata dalla lepre europea, in quanto appartenente alla linea evolutiva di specie originatesi in aree di rifugio glaciale, e a livello genetico mostra una variabilità fortemente correlata con la distribuzione geografica delle popolazioni locali (Pierpaoli et al. 1999, Randi et al. 2007). Più questionabile la sua diversificazione dalla specie iberica *L. castroviejoii*, con la quale condivide similitudini genetiche nucleari e mitocondriali tali da sospettare un fenomeno di speciazione in atto o molto recente per allopatria (Alves et al. 2008).

La lepre italiana è endemica dell'Italia centro-meridionale ed è l'unica specie di lepre presente in Sicilia (Angelici & Luiselli 2001); in Corsica, la popolazione si è originata in secoli recenti in seguito a immissioni antropiche di individui provenienti dall'Italia centrale (Pietri et al. 2011). Le popolazioni insulari di Corsica e Sicilia, che hanno un areale diffuso e abbastanza continuo (Trocchi & Riga, 2001, Pietri et al. 2011), sono classificate come "Least Concern" nella Red List dello IUCN. La popolazione peninsulare è invece considerata minacciata ed è classificata come "Vulnerable", in virtù del fatto che l'areale appare frammentato in tante piccole popolazioni isolate il cui trend viene considerato in declino (Angelici & Luiselli 2001). Inoltre, in ampie zone dell'Italia centrale *L. corsicanus* si trova in simpatria con *L. europaeus* a causa di immissioni più o meno recenti, e quasi sempre scriteriate, di popolazioni alloctone della specie congenere effettuate a scopo venatorio (Angelici & Luiselli 2007). Questa situazione genera una serie di criticità per la sua conservazione.

Da un punto di vista legislativo, non essendo inclusa nell'elenco delle specie cacciabili nella legge 157/92, la lepre italiana deve intendersi di fatto specie protetta (Trocchi & Riga 2001). Tuttavia, la possibile confusione in natura con la specie congenere nelle aree di simpatria la rende un bersaglio più o meno involontario dei cacciatori e ciò solleva problemi per l'applicabilità delle misure di tutela (Trocchi & Riga 2001). Non sembrano sussistere fenomeni di ibridazione con *L. europaeus* nell'Italia peninsulare (Pierpaoli et al. 1999, Randi et al. 2007), sebbene siano avvenuti localmente in Corsica (Pietri et al. 2011). Sembra invece rilevante la possibile trasmissione di infezioni da virus come l'E.H.B.S., di cui *L. europaeus* è portatrice e a cui *L. corsicanus* non risulta immune (Lavazza & Guberti 2007).

Tutte queste problematiche, per poter essere affrontate e possibilmente risolte, richiedono fondamentali informazioni su biologia, distribuzione, ecologia e status della specie, che però tuttora scarseggiano.

### **1.1. Il progetto Lepre italica**

Con il “Piano d’azione nazionale per la Lepre italica” (sviluppato dal MATT e da ISPRA) erano state individuate le possibili azioni per favorire la conservazione di questa importante specie della fauna italiana tuttora presente in diversi parchi e altre aree protette (Trocchi & Riga 2001). A seguito della direttiva del MATT, nel 2013 il Parco Nazionale dell’Aspromonte ha avviato un progetto finalizzato ad attività di reintroduzione/ripopolamento in territori dove la lepre italica risultava scomparsa o presente con popolazioni a rischio. Le attività per la conservazione della lepre italica hanno successivamente coinvolto anche altri parchi nazionali e aree protette, compreso il Parco Nazionale d’Abruzzo, Lazio e Molise (PNALM).

Gli obiettivi generali del progetto sono i seguenti:

1. ricostruzione degli areali di *Lepus corsicanus* nei parchi nazionali;
2. riproduzione in cattività di soggetti geneticamente identificati destinati a essere rilasciati nell’ambito di ben pianificati programmi di reintroduzione o di ripopolamento;
3. costituzione di una banca dati nazionale di tutti i soggetti geneticamente identificati presenti in allevamenti e centri di riproduzione di fauna selvatica e di tutti i genotipi identificati nelle aree parco;
4. implementazione e applicazione di un protocollo di identificazione genetica di campioni non-invasivi (pellet fecali) da utilizzare per il monitoraggio in aree di presenza accertata o possibile della specie;
5. analisi delle preferenze alimentari della lepre italica in confronto con quelle della lepre europea, da realizzarsi tramite analisi dei pellet fecali;
6. realizzazione di programmi sperimentali di reintroduzione/restocking della specie in aree idonee;
7. redazione di linee guida per la gestione ambientale finalizzata alla conservazione della specie.

Il PNALM si colloca presso gli orizzonti settentrionali e orientali di distribuzione di *Lepus corsicanus* e proprio al centro dell’area di sovrapposizione con *L. europaeus* (Angelici &

Luiselli 2001), pertanto riveste un'importanza particolare per gli scopi del progetto. Finora, esiste soltanto una segnalazione di presenza della lepre italiana per la parte laziale del PNALM (Guglielmi et al. 2012). Un'ulteriore dato di presenza proviene da oltre i confini del Parco, nel comune di Anversa degli Abruzzi (Ricci et al. 2007).

Gli obiettivi del progetto sono conseguiti applicando sia il monitoraggio genetico che quello basato sul tradizionale metodo naturalistico.

Qui si dà conto del lavoro svolto e si presentano e discutono i principali risultati ottenuti.

## **2. AREA DI STUDIO**

In questo primo anno di indagini sulla lepre italiana nel PNALM ci si è concentrati su due zone del Parco dove, secondo la documentazione cartografica digitale fornita da ISPRA, si trovano estese aree ad alta idoneità per la specie (Fig. 1). La scelta di limitare l'area di studio è stata dettata dalle risorse a disposizione, incluso il numero di fototrappole. Peraltro, indagare più siti di dimensioni ridotte, magari replicando in periodi successivi, è considerata una strategia migliore nel caso si intendano effettuare anche stime della presenza di una specie non estremamente rara (MacKenzie & Royle 2005).

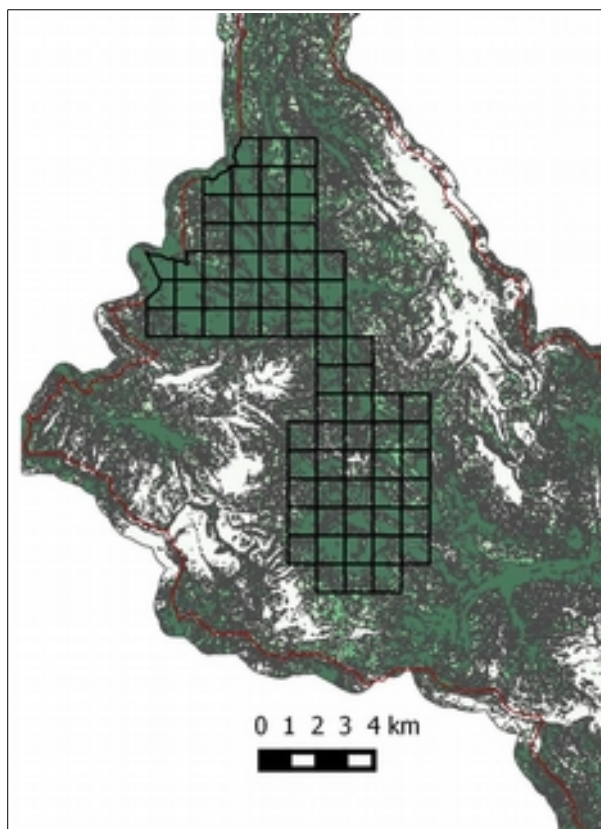
Il criterio principale con cui l'area di studio è stata individuata è stato quello di includere le zone a maggiore idoneità per la specie, secondo la cartografia fornita da ISPRA, partendo dai settori più settentrionali del Parco. Entrambe le aree di studio si estendono per 36 km<sup>2</sup>. La prima area comprende la zona tra la Cicerana e Bisegna (Fig. 2); la seconda ruota attorno a Pescasseroli e include i Colli Alti, le Foche, Camporotondo e i Prati di Zocca (Fig. 3). Le attività per il monitoraggio con metodo naturalistico e per il monitoraggio genetico si sono svolte in entrambe le aree di studio.

## **3. METODO NATURALISTICO**

Le indagini naturalistiche si sono avvalse dell'utilizzo di fototrappole, una metodologia versatile ormai largamente applicata in tantissime situazioni per il monitoraggio delle comunità animali, lo studio della dinamica delle popolazioni, o per la gestione e la conservazione delle specie a rischio (e.g. Rowcliffe et al. 2008, Tobler et al. 2008, Kays et al. 2009, Glen et al. 2013, Rovero et al. 2013).

L'area di campionamento è stata determinata attraverso la selezione casuale di 12 quadrati della griglia 1x1 km e successiva localizzazione random, in ognuno di essi, del punto in cui

posizionare la fototrappola (Figg. 1 e 2). Su campo, il punto esatto è stato poi individuato e aggiustato in base alle caratteristiche locali del terreno (e.g. Manzo et al. 2012), anche con lo scopo di massimizzare la probabilità di rilevare l'animale (MacKenzie et al. 2002, Tobler & Powell 2013, Meek et al. 2014, Shannon et al. 2014). La distanza dai punti originali è stata quasi sempre contenuta nel raggio di alcune decine di metri (Cicerana-Bisegna: media  $\pm$  d.s. =  $29,2 \pm 21,3$  m, max = 77,8 m; Pescasseroli: media  $\pm$  d.s. =  $89,1 \pm 55,1$  m, max = 212 m).



**Figura 1** – Area di studio per le indagini sulla lepre italiana nel PNALM. La cartina sottostante rappresenta le aree a diversa idoneità per la specie, sviluppata da ISPRA (le zone più verdi sono quelle a maggiore idoneità).

La spaziatura tra le fototrappole deve tener conto dell'home-range della specie, soprattutto se, con i dati così ottenuti, si volessero in seguito effettuare analisi di densità e abbondanza (Maffei & Noss 2008, Tobler & Powell 2013). Secondo i pochissimi dati disponibili, l'home-range annuale della lepre italiana varia tra 14,1 e 74,7 ha (Di Luzio & Barone 2010, Gugliemi et al. 2011). Si è quindi considerato una distanza minima tra le fototrappole di 1 km, così da avere una spaziatura tra esse pari a un piccolo multiplo dell'home-range, secondo quanto consigliato in letteratura (Maffei & Noss 2008, Tobler & Powell 2013).



**Figura 2** – Area di studio (nel riquadro in alto) e area campione (i quadrati 1x1 km con lati più spessi) in Cicerana-Bisegna. I punti numerati rappresentano le posizioni delle fototrappole



**Figura 3** – Area di studio (nel riquadro in alto) e area campione (i quadrati 1x1 km con lati più spessi) in Pescasseroli. I punti numerati rappresentano le posizioni delle fototrappole.

Le fototrappole utilizzate sono le Cuddeback Digital C, con velocità di scatto di ¼ di secondo, dotate di flash bianco per fare fotografie notturne a colori (Fig. 4). Il flash bianco è una condizione necessaria per specie piccole e veloci (Glen et al. 2013), soprattutto se per il riconoscimento specifico è importante la colorazione del pelo - come nel nostro caso.

In base alle esigenze dello studio (cfr Rovero et al. 2013), i principali settaggi delle fototrappole sono i seguenti:

- cinque fotogrammi per ogni azione di scatto, ossia il massimo garantito dal dispositivo;
- un minuto di stop dopo ogni serie di scatti (*capture delay*), per evitare il più possibile scatti ripetuti dello stesso animale;
- flash regolato in base alla distanza teorica del bersaglio (*close, medium, far*) determinata dalle caratteristiche del sito;
- regolatore di *zone control* posizionato in modo da avere l'angolo visuale più stretto al fine di ottenere, per quanto possibile, fotografie con l'animale al centro.



**Figura 4** - fototrappola Cuddeback Digital C.

Ogni fototrappola è stata fissata a un albero, a circa 50 cm dal terreno, con orientamento orizzontale, in modo da puntare al centro di massa dell'animale. Questo orientamento è stato considerato prioritario rispetto ad altri perché consente di rilevare le principali caratteristiche diagnostiche per distinguere la lepre italiana dalla lepre europea (v. § 3.1). In



**Figura 5** – Esempio di come sono state posizionate le fototrappole.

generale, le fototrappole sono state posizionate in punti ombreggiati e orientate verso nord (nord-est o nord-ovest), in modo da ovviare il più possibile al problema della illuminazione diretta del sole, che può stimolare scatti a vuoto e peggiorare la nitidezza dell'immagine (Fig. 5). L'area davanti alla fototrappola, se necessario, veniva ripulita dall'erba più alta. Nessun attrattivo è stato utilizzato.

La durata di un survey per accertare la presenza di una specie attraverso l'uso di fototrappole dipende dalle dimensioni dell'animale e da quanto è rarefatta la sua



presenza nell'area (Tobler et al. 2008, Shannon et al. 2014). Le fototrappole sono state lasciate in posto per circa tre mesi in ogni area, attive sia di giorno che di notte, e sono state controllate periodicamente per verificare lo stato delle batterie e per cambiare le schede di memoria. Alcune fototrappole sono state spostate nel corso del survey, migliorandone la collocazione, per ovviare alla presenza di erba illuminata dal sole o per evitare per quanto possibile il disturbo del bestiame domestico. Lo spostamento è avvenuto all'interno della stessa griglia, in media entro  $251,5 \pm 120,8$  m (max = 457 m).

### **3.1. Riconoscimento della specie**

La lepre italiana differisce dalla europea per tutti i principali parametri morfologici (Palacios 1996, Riga et al. 2001, Angelici & Luiselli 2007). Tuttavia, in natura le caratteristiche per poterla distinguere da *L. europaeus* riguardano essenzialmente la colorazione del pelo (Guglielmi et al. 2011):

- la linea di demarcazione tra pelo ventrale bianco e pelo dorsale bruno rossastro è molto più definita;
- la colorazione è generalmente più rossastra, soprattutto su coscia e spalla (Rugge et al. 2009);
- la colorazione del pelo sulla nuca è più scura, quasi nera, mentre in *L. europaeus* è marrone.

### **3.2. Analisi dei dati**

I risultati grezzi sono espressi in numero di eventi (n) e in frequenza di cattura (F). Un evento viene genericamente definito da un intervallo di tempo tra scatti indipendenti di individui diversi (Meek et al. 2014). Finora, negli studi di *camera-trapping* non è stato stabilito un set di criteri standard con cui stimare empiricamente questo intervallo di tempo, che deve essere calibrato sulla specie in oggetto in base alle condizioni di studio. In questo lavoro, una serie di scatti palesemente o anche presumibilmente appartenenti allo stesso individuo o a gruppi di individui (scatti molto ravvicinati nel tempo, caratteristiche o comportamenti che suggeriscono si tratti del medesimo animale, ecc) è stata considerata come singolo evento. Se non sussisteva alcun criterio per capire se eventi ravvicinati fossero causati dal medesimo individuo, gli eventi sono stati considerati separati se vi trascorrevano almeno 10 minuti, che è il tempo minimo spesso considerato in letteratura a questo proposito (Hamel et al. 2013,

Meek et al. 2014; per tempi più bassi si veda Ramesh & Downs 2015). La lepre, d'altra parte, è un animale relativamente veloce e non ci si attende che stazioni per lungo tempo nel medesimo punto nemmeno quando si sta foraggiando.

La frequenza di cattura viene definita come il numero di eventi ogni 1000 giorni/trappola (Tobler et al. 2008). Nelle analisi, non sono stati considerati gli eventi determinati da bestiame domestico, persone e cani e nemmeno quelli relativi a uccelli.

Per il peso corporeo delle varie specie, utilizzato nelle correlazioni con le percentuali di eventi (Tobler et al. 2008), si è fatto riferimento ai dati degli archivi del PNALM per quanto riguarda cinghiale, cervo e capriolo, e alla letteratura disponibile per le altre specie (Pigozzi 1987, Fowler & Racey 1990, Trocchi & Riga 2001, Boitani et al. 2003, Angelici & Luiselli 2007).

### 3.2.1. Occupancy model

Il modo in cui lo studio è stato progettato e il tipo di campionamento adottato (*“standard design”*, sensu MacKenzie & Royle 2005) rispettano i principali assunti per poter applicare i cosiddetti *occupancy models* (MacKenzie et al. 2002).

La *occupancy* ( $\psi$ ) è definita come la percentuale di area, o di siti/habitat, occupata o utilizzata da una specie (la distinzione riguarda uno degli assunti – si veda a riguardo, per es., Ellis et al. 2013), e viene stimata attraverso specifici modelli statistici; se sussistono repliche in periodi successivi, la *occupancy* tiene conto della *detection probability* o rilevabilità ( $p$ ), cioè la probabilità che l'animale venga rilevato in quel sito a ogni rilievo (MacKenzie et al. 2002, MacKenzie et al. 2003).

Al fine di analizzare e stimare la presenza della lepre italiana nella nostra area di studio, si considerano siti le griglie in cui ricade la fototrappola ( $S = 12$ ) e come singole repliche le settimane comprese nel periodo di studio ( $K$ ). Attraverso il software PRESENCE (MacKenzie et al. 2002), si sono così generati due semplici modelli *single-season* di *occupancy*:

- 1)  $\psi(\cdot), p(\cdot)$ : modello con rilevabilità  $p$  costante nel tempo (cioè tra le repliche) e nello spazio (cioè tra i vari siti indagati);
- 2)  $\psi(\cdot), p(\text{replica})$ : modello con  $p$  variabile tra le repliche.

L'applicazione di questi modelli è soggetta a limiti e precauzioni, che sono stati evidenziati e discussi da vari Autori (e.g. MacKenzie & Roever 2005, Guillera-Aroita et al. 2011, Efford & Dawson 2012, Hamel et al. 2013, Shannon et al. 2014, Burton et al. 2015), soprattutto qualora si utilizzino dati ottenuti da indagini con fototrappole. In questa sede non si vuole

entrare nello specifico né pretendere di stressare troppo le analisi, non essendo nemmeno lo scopo del lavoro. Tuttavia, si è colta l'occasione per effettuare qualche ulteriore elaborazione dei dati rispetto alla semplice definizione di presenza/assenza della specie. Le stime ottenute, sebbene assolutamente preliminari, possono rappresentare un elemento propedeutico e di confronto, utile anche come studio pilota, per eventuali futuri monitoraggi su questa o altre specie nel PNALM.

#### **4. MONITORAGGIO GENETICO**

La raccolta di pellet fecali è avvenuta in modo opportunistico. L'attività è iniziata a settembre 2015. Si è seguita l'indicazione di tre giorni quale età massima stimata dalla deposizione del pellet (Pierpaoli et al. 2007).

In assenza di neve, la ricerca dei pellet fecali avveniva lungo i tragitti per giungere ai punti dove erano collocate le fototrappole. In presenza di neve, si è adottato invece il seguente metodo: partendo da diversi punti di accesso all'area indagata, a rotazione, una volta intercettata una pista di lepre, questa veniva seguita fino a quando non si trovava un escremento; una volta raccolto, la pista veniva abbandonata e si riprendeva il percorso individuato in precedenza fino a intercettare una nuova pista di lepre che, applicando criteri di prossimità e di età delle tracce, non fosse potenzialmente collegabile alla precedente.

#### **5. RISULTATI**

##### **5.1. Metodo naturalistico: survey con fototrappole**

Il survey attraverso l'uso di fototrappole si è svolto come segue:

- nell'area Cicerana-Bisegna: dal 19 maggio al 8 settembre, per un totale di 112 giorni; undici delle dodici fototrappole sono state piazzate tra il 19 e il 20 maggio per una media ( $\pm$  d.s.) di  $108 \pm 3$  giorni (min-max = 106-112) di attività. Una fototrappola era difettosa, quindi è stata restituita alla ditta perché la sostituisse. L'inconveniente ha comportato il posizionamento di questa fototrappola il 29 giugno, per 66 giorni di operatività. Complessivamente, sono state accumulati 1258 giorni/trappola.
- Nell'area di Pescasseroli: dal 4 settembre al 11 dicembre, per un totale di 96 giorni; le fototrappole sono state piazzate tra il 4 e l'11 settembre e hanno lavorato mediamente ( $\pm$  d.s.) per  $93 \pm 2$  giorni. Complessivamente, sono state accumulati 1119 giorni/trappola.

La superficie di survey, calcolata come MCP 100% (Meek et al. 2014) è di 22,7 km<sup>2</sup> (2266 ha) per l'area Cicerana-Bisegna e di 22,3 km<sup>2</sup> (2235 ha) per l'area di Pescasseroli. La distanza media tra le 12 fototrappole è di 1,4 km per l'area Cicerana-Bisegna e di 1,3 km per l'area di Pescasseroli; la Nearest Neighbour Analysis restituisce per entrambe un indice di 1,6. Le fototrappole sono dunque dislocate in modo non clusterizzato all'interno di un'area che è circa trenta volte più ampia del massimo home-range noto per la specie, dunque ben oltre quanto consigliato in letteratura (Maffei & Noss 2008). Questa condizione consente di evitare l'autocorrelazione spaziale e rende perciò possibili e affidabili le analisi su densità e *occupancy* (su questa questione si vedano anche Efford & Dawson 2012, Ellis et al. 2013, Rovero et al. 2013, Meek et al. 2014).

Il numero totale di eventi relativi a mammiferi selvatici è simile per le due aree: 456 per Cicerana-Bisegna, dove sono state registrate 13 specie, e 454 per Pescasseroli, dove sono state registrate 11 specie (Tab. I).

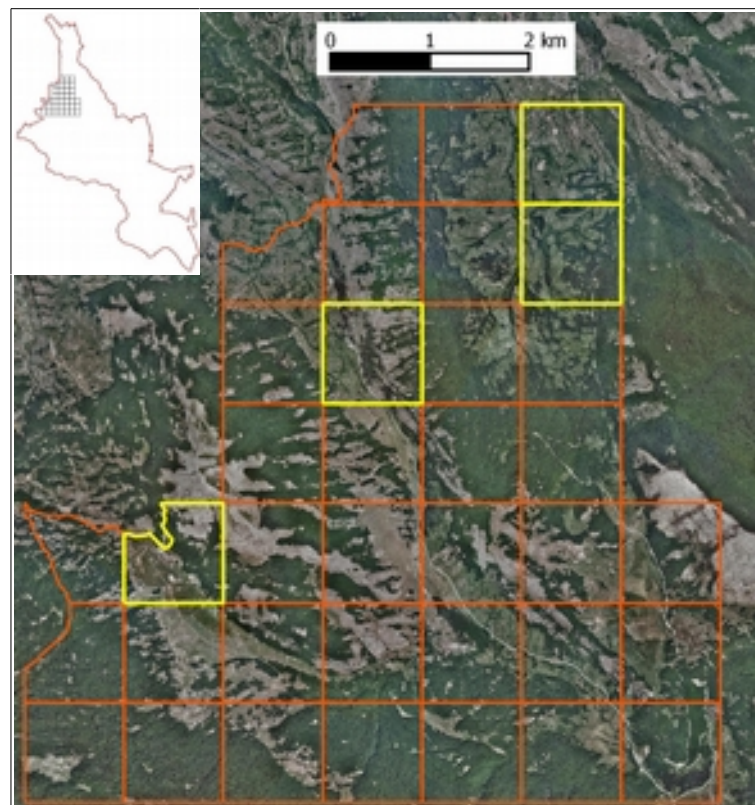
**Tabella I** – Numero di eventi (*n*) e frequenza di cattura (*F*) delle specie di mammiferi registrate durante il survey con fototrappole nelle due aree del PNALM indagate (Numero di eventi totali: Cicerana-Bisegna *N* = 456, Pescasseroli *N* = 454).

Specie	Cicerana-Bisegna		Pescasseroli	
	<i>n</i>	<i>F</i>	<i>n</i>	<i>F</i>
<i>Sus scrofa</i>	130	151,8	69	77,2
<i>Capreolus capreolus</i>	128	149,5	50	56,0
<i>Vulpes vulpes</i>	70	81,8	161	180,2
<i>Cervus elaphus</i>	58	67,7	82	91,8
<i>Lepus europaeus</i> + <i>Lepus</i> sp.	19	22,2	42	47,0
<b><i>Lepus corsicanus</i></b>	<b>14</b>	<b>16,3</b>	<b>2</b>	<b>2,2</b>
<i>Meles meles</i>	9	10,5	17	19,0
<i>Canis lupus</i>	7	8,2	5	5,6
<i>Ursus arctos marsicanus</i>	5	5,8	0	0
<i>Felis</i> sp.	5	5,8	2	2,2
<i>Martes foina</i>	3	3,5	1	1,1
<i>Martes</i> sp.	3	3,5	1	1,1
<i>Hystrix cristata</i>	3	3,5	2	2,2
<i>Martes martes</i>	1	1,2	0	0
<i>Erinaceus europaeus</i>	1	1,2	0	0

Le specie più frequenti sono cinghiale, capriolo, volpe e cervo, con differenze significative nel ranking tra le due aree e nei due corrispondenti periodi (Tab. I). In nessun caso è stata rilevata una correlazione significativa tra dimensioni (peso) della specie e relativa frequenza di cattura (Spearman,  $R = 0,35$ ,  $P = n.s.$ ), come invece è risultato altrove (e.g. Silveira et al. 2003, Tobler et al. 2008).



**Figura 6** – *Lepus italicus* fotografata nel PNALM. A sinistra, femmina con il piccolo sullo sfondo.



**Figura 7** – Presenza (quadrati in giallo) della lepre italiana (*Lepus corsicanus*) nell'area Cicerana-Bisegna.



**Figura 8** – Presenza (quadrati in giallo) della lepre italiana (*Lepus corsicanus*) nell'area di Pescasseroli.

La lepre intesa come genere è stata rilevata in 33 eventi nell'area Cicerana-Bisegna e in 44 eventi nell'area di Pescasseroli. Gli eventi certamente attribuibili a lepre italiana (Fig. 6) sono 14 (42,4%) in Cicerana-Bisegna e solo 2 (5,9%) a Pescasseroli (Tab. I), per una differenza che è altamente significativa ( $\chi^2 = 16,4$ ,  $df = 1$ ,  $P < 0,001$ ). Nella prima area, la lepre italiana è stata rilevata in 4 dei 12 quadrati campionati (Fig. 7), mentre nell'area di Pescasseroli è stata rilevata in un solo quadrato (Fig. 8).

Per ottenere il primo evento di lepre italiana nell'area Cicerana-Bisegna ci sono voluti mediamente  $49 \pm 37$  (d.s.) giorni/trappola (min = 12, max = 100), mentre nell'unico punto in cui è stata rilevata nell'area di Pescasseroli, sono dovuti trascorrere solo 14 giorni. Come già rilevato in precedenza (Asprea, 2015), la maggior parte degli eventi di lepre italiana sono

avvenuti di notte ( $\chi^2 = 5,4$ ,  $df = 1$ ,  $P < 0,02$ ) e gli unici 3 eventi diurni sono compresi tra le 5 e le 8 del mattino.

La percentuale di eventi in cui non è stato possibile identificare la specie di lepre non differisce significativamente tra le due aree: 45,4% in Cicerana-Bisegna e 31,8% a Pescasseroli ( $\chi^2 = 1,5$ ,  $df = 1$ ,  $P = n.s.$ ). Nell'area di Pescasseroli, nell'unico quadrato dove la lepre italiana è stata rilevata, non si sono registrate altre lepri; nell'area Cicerana-Bisegna, in almeno due dei quattro quadrati in cui è stata rilevata la lepre italiana, si è accertata la simpatria con *Lepus europaeus* e in almeno un altro la simpatria è probabile perché sono state registrate lepri indeterminate.

### 5.1.1. Occupancy models

Lo sviluppo di un modello di *occupancy* è stato effettuato soltanto per l'area della Cicerana, poiché nell'area di Pescasseroli la specie è stata rilevata appena due volte in un unico quadrato.

Il dato di presenza è stato registrato con cadenza settimanale ( $K = 16$ ) e la matrice di dati conseguente è stata utilizzata per generare i due modelli di *occupancy*. Rispetto ai risultati presentati nella precedente relazione (Asprea 2015), c'è qualche piccolo cambiamento determinato dal fatto che una fotografia prima considerata come lepre indeterminata è stata poi attribuita a *Lepus corsicanus*.

**Tabella II** – Probabilità di *occupancy* ( $\psi$ ) e relativo errore standard (SE) stimata attraverso due modelli. AIC: Akaike Information Criterion;  $\Delta$  AIC: differenza relativa tra i due modelli;  $w$ : peso del modello in base al AIC.

Modello	AIC	$\Delta$ AIC	$w$	N parametri	$\psi$	SE
$\psi(\cdot), p(\cdot)$	77,57	0,00	0,9991	2	0,3544	0,1356
$\psi(\cdot), p(\text{replica})$	91,56	13,99	0,0009	17	0,3470	0,1425

È evidente come il modello che assume rilevanza costante nel tempo sia il migliore (Tab. II). In effetti, anche testando la differenza in termini di AIC su una normale distribuzione del Chi-quadro per  $17-2 = 15$  gradi di libertà, si ottiene  $P > 0,25$ , perciò l'ipotesi nulla che assume rilevanza costante non può essere rigettata.

La probabilità di rilevare la lepre italiana, infatti, non è variata durante il periodo di studio e la

sua stima è piuttosto stabile:  $p = 0,1616 \pm 0,0497$  (SE). D'altra parte, la rilevabilità potrebbe variare spazialmente. Infatti, osservando i valori di  $p$  generati nel secondo modello, la sua variabilità risulta piuttosto elevata ( $0,24 < p < 0,48$ ,  $SE > 0,21$ ), cosa che, evidentemente, ha determinato la bassissima validità di questo modello rispetto al primo.

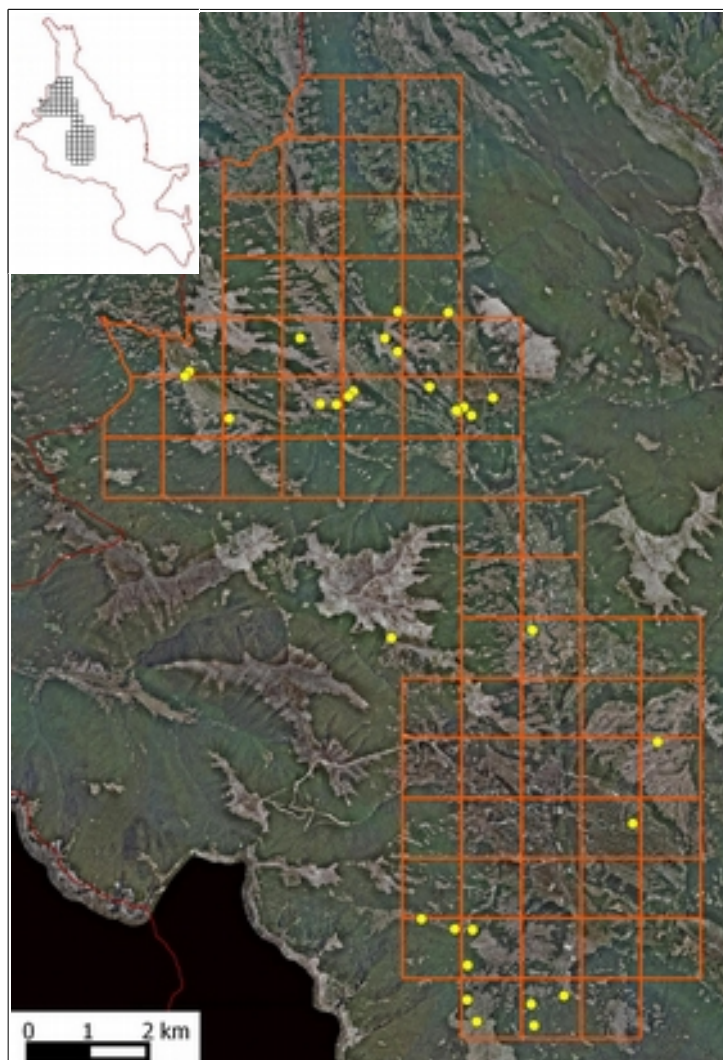
L'errore standard della stima di probabilità di presenza non è basso ( $> 0,14$ , Tab. II), per cui la stima di *occupancy* va presa con cautela in quanto potrebbe essere imprecisa (Shannon et al. 2014). Tale risultato è in parte dovuto al campione necessariamente ridotto per questo lavoro, il cui scopo principale, del resto, era soltanto accertare la presenza della specie. La struttura del campionamento, pertanto, potrebbe non essere adeguata se si volessero rilevare differenze significative in termini di *occupancy* nel tempo (Ellis et al. 2013). Tuttavia, per quelle che erano le condizioni obbligate di partenza, queste stime rappresentano il meglio che si poteva ottenere. Infatti, con  $0,1 \leq p \leq 0,2$ , per minimizzare l'errore standard di una *occupancy* di  $0,3 \leq \Psi \leq 0,4$ , il numero ottimale di repliche (K) dovrebbe essere compreso tra 8 e 17 (cfr Tab. 1 in MacKenzie & Royle 2005 e Guillera-Arroita et al. 2012), che è in accordo con quanto considerato nel nostro survey (K = 16). Anche la lunghezza del survey (112 giorni) dovrebbe aver contribuito a minimizzare l'errore e a massimizzare la precisione della stima di *occupancy* (Hamel et al. 2013, Shannon et al. 2014). Infine, i numerosi eventi in cui l'identificazione specifica non è stata possibile determinano una probabile sottostima della presenza e dell'*occupancy* di *L. corsicanus*. A quest'ultimo aspetto si potrà in futuro ovviare almeno in parte intervenendo sul posizionamento delle fototrappole, al fine di aumentare ulteriormente la rilevabilità della specie.

## **5.2. Monitoraggio genetico**

Per la ricerca dei pellet fecali sono stati spesi circa quindici giorni in assenza di neve e sette giorni in presenza di neve, con un tasso di raccolta di escrementi freschi nettamente a favore delle condizioni con neve, come era ovvio che fosse. Al momento, i pellet fecali raccolti e conservati in congelatore sono 35. La loro distribuzione nell'area di studio dipende essenzialmente dalla distribuzione del manto nevoso e dei circuiti effettuati (Fig. 9), che hanno prediletto i quadranti dove non erano state collocate le fototrappole o dove la lepre italica non era stata fotografata, perché lo scopo generale era massimizzare la probabilità di rilevare la presenza della specie. Anche escludendo i due campioni opportunistici raccolti fuori area di studio e quelli raccolti nel medesimo punto per altri scopi (ad es. due pellet



fecali sono stati raccolti davanti a una fototrappola per capire quando erano stati deposti), la Nearest Neighbour Analysis restituisce una distanza media di 413 m e un indice di 0,48, segno di una certa tendenza alla clusterizzazione.



**Figura 9** – Distribuzione dei pellet fecali di *Lepus corsicanus* raccolti nelle due aree di studio ai fini del monitoraggio genetico.

L'obiettivo del lavoro era raccogliere 50 campioni genetici, cosa che per via dei ritardi nell'inizio del progetto e dello scarso innevamento autunnale non è stato finora conseguito. Si prevede quindi di completare la raccolta dei pellet fecali nel corso del mese di gennaio, non appena le condizioni di neve lo permetteranno. I campioni saranno poi spediti all'ISPRA per le analisi genetiche.

## **6. CONSIDERAZIONI FINALI**

La lepre italiana è presente nella parte del PNALM indagata in questo lavoro. La stima di *occupancy* la classifica, almeno localmente, come relativamente comune, sebbene la rilevabilità si collochi a livelli medio-bassi (cfr Gupta et al. 2012, sul tasso del miele *Mellivora capensis* in India; Hamel et al. 2013, su specie di mammiferi e uccelli in Norvegia; Ramesh & Downs 2014, su varie specie di mammiferi sudafricane; Shannon et al. 2014 su varie specie di mammiferi del Colorado).

D'altra parte, nella seconda area indagata, quella intorno Pescasseroli, la presenza della lepre italiana è risultata inferiore, in termini sia spaziali sia di frequenza di rilevamento, rispetto alla prima. Parte di questa differenza potrebbe dipendere dal numero di individui indeterminati, che rappresentano una percentuale non trascurabile e da minimizzare in futuro. La distinzione tra *Lepus corsicanus* e *L. europaeus* si basa su caratteristiche per le quali l'illuminazione dell'animale è fondamentale. Erba lucida e neve in condizioni di fotografie notturne con il flash sono stati i fattori principali che hanno danneggiato la qualità e la nitidezza delle immagini e quindi inficiato la possibilità di riconoscere la specie in un discreto numero di casi.

Tuttavia, la percentuale di indeterminati non differisce in modo significativo tra le due aree, quindi l'effetto sul tasso di identificazione specifica dovrebbe in teoria essere simile. Ne consegue che la differenza di presenza tra le due aree potrebbe essere reale. Dunque, potrebbe configurarsi una distribuzione non omogenea della lepre italiana all'interno del Parco, con le zone settentrionali più frequentate rispetto a quelle centrali. Ovviamente, questa al momento è soltanto un'ipotesi piuttosto speculativa, che potrà essere approfondita in futuro con l'espandersi dell'area indagata e con l'implementazione dello sforzo e dei metodi di campionamento.

I risultati del monitoraggio genetico, inoltre, una volta che l'implementazione dei protocolli di laboratorio consentirà l'identificazione molecolare della specie da campioni non invasivi come i pellet fecali, potranno integrare i risultati qui esposti sulla presenza della lepre italiana nel PNALM.

## **7. BIBLIOGRAFIA**

- Alves P.C., Melo-Ferreira J., Branco M., Suchentrunk F., Ferrand N. & Harris D.J. 2008. Evidence for genetic similarity of two allopatric European hares (*Lepus corsicanus* and *L. castroviejoi*) inferred from nuclear DNA sequences. *Molecol. Phylogen. Evol.*, 46: 1191-1197.
- Angelici M.A. & Luiselli L. 2001. Distribution and status of the Apennine hare *Lepus corsicanus* in continental Italy and Sicily. *Oryx*, 3: 245-249.
- Angelici M.A. & Luiselli L. 2007. Body size and altitude partitioning of the hares *Lepus europaeus* and *L. corsicanus* living in sympatry and allopatry in Italy. *Wildl. Biol.*, 13: 251-257.
- Asprea A. 2015. Progetto di sistema dei Parchi Nazionali per la conservazione della lepre italiana (*Lepus corsicanus*) - Relazione Interna, Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, ottobre 2015.
- Boitani L., Lovari S. & Vigna Taglianti A. (eds) 2003. Mammalia III: Carnivora- Artiodactyla. Edagricole, Businnes Media, Bologna.
- Burton A.C., Neilson E., Moreira D., Ladle A., Steenweg R., Fisher J.T., Bayne E. & Boutin S. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *J. Appl. Ecol.*, 52: 675-685.
- Ciucci, P., d'Alessio, S., Mattei, L. and Boitani, L. 2001. Stima della biomassa ingerita tramite analisi degli escrementi: calibrazione del modello sulle principali prede selvatiche del lupo in Italia. In: Proceedings of the 2<sup>nd</sup> Congresso Italiano di Teriologia: Biologia e Gestione dei mammiferi, San Remo: 63.
- Di Luzio P. & Barone V. 2012. Risultati preliminari sul comportamento spaziale della lepre italiana (*Lepus corsicanus*) nella R.N.R. Monterano (RM). In Riga F. e Scalisi M. (a cura di), Atti del Workshop nazionale sulla conservazione della Lepre italiana: azioni locali per la strategia nazionale. Edizioni ISPRA, Roma. Serie Atti 2012: 111-130.
- Efford M.G. & Dawson D.K. 2012. Occupancy in continuous habitat. *Ecosphere*, 3 (4): 1-15.
- Ellis M.M., Ivan J.S. & Schwartz M.K. 2013. Spatially explicit power analyses for occupancy-based monitoring of wolverine in the U.S. Rocky Mountains. *Cons. Biol.*, 28(1): 52-62.
- Fowler P.A. & Racey P.A. 1990. Daily and seasonal cycles of body temperature and aspects of heterothermy in the hedgehog *Erinaceus europaeus*. *J. Comp. Physiol. B.*, 160: 299-307.
- Glen A.S., Cockburn S., Nichols M., Ekanayake J. & Warburton B. 2013. Optimising camera

- traps for monitoring small mammals. *PlosOne*, 8 (6): 1-7.
- Gugliemi S., Properzi S. Scalisi M., Sorace A., Trocchi V. & Riga F. 2011. La lepre italiana nel Lazio: status e piano d'azione. Edizioni ARP, Roma; 80 pp.
- Guillera-Arroita G., Ridout M.S. & Morgan B.J.T. 2010. Design of occupancy studies with imperfect detection. *Met. Ecol. Evol.*, 1: 131-139.
- Gupta S., Mondall K., Sankar K. & Qureshi Q. 2012. Abundance and habitat suitability model for ratel (*Mellivora capensis*) in Sariska Tiger Reserve, Western India. *Wildl. Biol. Prat.*, 8 (1): 13-22.
- Hamel S., Killengreen S.T., Henden J-A., Eide N.E., Roed-Eriksen L., Ims R.A. & Yoccoz N.G. 2013. Towards good practice guidance in using camera-traps in ecology: influence of sampling design on validity of ecological inferences. *Met. Ecol. Evol.*, 4: 105-113.
- Lavazza A. & Guberti V. 2007. Malattie in *Lepus corsicanus* e programmi di monitoraggio e gestione sanitaria. In: De Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. & Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898, e stato delle conoscenze. IGF Publ, Napoli: 83-88.
- MacKenzie D.I. & Royle J.A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *J. Appl. Ecol.*, 42: 1105-1114.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Lachman G.B., Droege S., Royle J.A. & Langtimm C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83 (8): 2248-2255.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Hines J.E., Knutson M.G. & Franklin A.B. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84 (8): 2200-2207.
- Maffei L. & Noss A.J. 2008. How Small is too Small? Camera Trap Survey Areas and Density Estimates for Ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica*, 40 (1): 71-75.
- Manzo E., Bartolommei P., Rowcliffe J.M. & Cozzolino R. 2012. Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. *Acta Theriol.*, 57: 165-172.
- Meek P. D., Ballard G., Claridge A., Kays R., Moseby K., O'Brien T., O'Connell A., Sanderson J., Swann D. E., Tobler M. & Townsend S. 2014. Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodivers. Conserv.*, DOI 10.1007/s10531-014-0712-8.

- Palacios F. 1996. Systematics of the indigenous hares of Italy traditionally identified as *Lepus europaeus* Pallas, 1778 (Mammalia: Leporidae). *Bonn. Zool. Beitr.*, 46: 59-91.
- Pierpaoli M., Riga F., Trocchi V. & Randi E. 1999. Species distinction and evolutionary relationships of the Italian hare (*Lepus corsicanus*) as described by mitochondrial DNA sequencing. *Molecol. Ecol.*, 8 (11): 1805-1817.
- Pierpaoli M., Trocchi V., Riga F. 2007. Il campionamento non-invasivo come routine nella gestione della fauna selvatica: il caso di *Lepus corsicanus*. In: De Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. & Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898, e stato delle conoscenze. IGF Publ, Napoli: 63-68.
- Pietri C., Aves P.C. & Melo-Ferreira J. 2011. Hares in Corsica: high prevalence of *Lepus corsicanus* and hybridization with introduced *L. europaeus* and *L. granatensis*. *Eur. J. Wildl. Res.*, 57:313-321.
- Pigozzi G. 1987. Female-biased sexual size dimorphism in the crested porcupine (*Hystrix cristata* L.). *Boll. Zool.*, 54: 255-259.
- Ramesh T. & Downs C.T. 2015. Impact of land use on occupancy and abundance of terrestrial mammals in the Drakensberg Midlands, South Africa. *J. Nat. Cons.*, 23:9-18.
- Randi E., Mengoni C. & Mucci N. 2007. Genetica di *Lepus corsicanus*: evoluzione, speciazione e assenza di ibridazione interspecifica. In: De Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. & Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898, e stato delle conoscenze. IGF Publ, Napoli: 37-43.
- Ricci F., Riga F., Trocchi V., Pierpaoli M., Barone V., Di Giambattista P. 2007. Ecologia e status di *Lepus corsicanus* e *L. europaeus* nella Riserva Naturale Regionale Gole del Sagittario. In: De Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. & Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898, e stato delle conoscenze. IGF Publ, Napoli: 111-118.
- Riga F., Trocchi V., Randi E. & Toso S. 2001. Morphometric differentiation between the Italian hare (*Lepus corsicanus* De Winton, 1898) and the European brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778). *J. Zool.*, 253 (2): 241-252.
- Rovero F., Zimmermann F., Berzi D. & Meek P. 2013. "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, It. J. Mamm.*, 24 (2): 148-156.
- Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T. & Carbone C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *J. Appl. Ecol.*, 45: 1228-1236.

- Rugge C., Mallia E., Perna A., Trocchi V. & Freschi P. 2009. First contribute to the characterization of coat in *Lepus corsicanus* and *Lepus europaeus* by colorimetric determinations. *Ital. J. Anim. Sci.*, 8: 802-804.
- Shannon G., Lewis J.S. & Gerber B.D. 2014. Recommended survey designs for occupancy modelling using motion-activated cameras: insights from empirical wildlife data. *PeerJ* 2:e532; DOI 10.7717/peerj.532.
- Si X., Kays R. & Ding P. 2014. How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ* 2:e374; DOI 10.7717/peerj.374.
- Silveira L., Jácomo A.T.A., Alexandre J. & Diniz-Filho F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biol. Cons.*, 114: 351-355.
- Tobler M.W. & Powell V.N. 2013. Estimating jaguar densities with camera traps: problems with current designs and recommendations for future studies. *Biol. Cons.*, 159: 109-118.
- Tobler M.W., Carrillo-Percestequi S.E., Leite Pitman R., Mares R. & Powell G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Anim. Cons.*, 11: 169-178.
- Trocchi V. & Riga F. (a cura di) 2001. Piano d'azione nazionale per la Lepre italiana (*Lepus corsicanus*). *Quad. Cons. Natura*, 9, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.