

## Population Viability Analysis su *Lepus corsicanus* nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano

Valeria Maselli<sup>1</sup>, Giuseppe Pavarese<sup>1</sup>, Gabriele de Filippo<sup>2</sup> e Domenico Fulgione<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Biologia Strutturale e Funzionale, Univ. Federico II, via Cintia MSA, 80126 Napoli, Italia, email: fulgione@unina.it

<sup>2</sup> Istituto di Gestione della Fauna, via Mezzocannone 8, 80134 Napoli, Italia, email: info@gestionefauna.com

### Abstract

*Lepus corsicanus* population living in the Cilento and Vallo di Diano National Park, was estimated of about 500 animals, distributed in the mountainous areas.

We developed a Population Viability Analysis, in which we observed that the population become extinct in about 50 years. Some sensitivity tests about poaching, cub mortality, reinforcement and brown hare's eradication were performed to examine the cause of this decline and to assess right management strategies.

Our results show that threatens factors and management actions influenced the population's persistence in different ways. We conclude that conservation planning with both reinforcement with reared hare and environmental improvements could change significantly the fate of population.

### Introduzione

Numerose sono le specie animali e vegetali che subiscono marcati effetti di detrimento della variabilità delle loro popolazioni, a seguito di interventi erronei nella gestione dell'ecosistema da parte dell'uomo. In questa direzione, sforzi efficaci devono essere affrontati per conoscere, in modo analitico, le maggiori componenti di rischio per la biodiversità (de Filippo e Fulgione 2005).

Un esempio eclatante dell'urgenza di un piano d'intervento sostanzialmente efficace è fornito dalla problematica della gestione faunistica del genere *Lepus* in Italia. In tale contesto, l'endemismo peninsulare italiano *Lepus corsicanus* e gli interventi gestionali che merita (Trocchi e Riga 2001), sono al centro di attente discussioni, sia perché costituisce un taxon solo di recente elevato al rango di specie endemica dell'Italia centro-meridionale (Palacios 1996, Trocchi *et al.* 1998), sia in quanto localmente vulnerabile. Attualmente è in esame il livello di rischio secondo i criteri dell'International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) (Amori *et al.* 1996, Angelici 1998, Amori *et al.* 1999, Angelici e Luiselli 2001).

Diversi sono i fattori che minano l'integrità delle popolazioni di *L. corsicanus* nel territorio peninsulare italiano e diversi gli indicatori del reale rischio di estinzione: primi fra tutti, la frammentazione dell'areale e l'isolamento riproduttivo delle popolazioni relitte. Nel corso del secolo scorso l'areale della specie ha subito una sostanziale contrazione, accompagnata da una sensibile riduzione di densità delle popolazioni (Trocchi e Riga 2001).

Le divergenze genetiche, rilevate tra aplotipi di esemplari provenienti dall'Italia centrale, meridionale e dalla Sicilia, danno prova di una storia evolutiva caratterizzata da antiche divisioni dell'areale e conseguenti lunghi periodi di isolamento riproduttivo (Pierpaoli *et al.* 1999).

Sembrano responsabili dello stato attuale due fenomeni consecutivi: l'erosione dell'habitat e la successiva frammentazione dello stesso. Soltanto a seguito di una riduzione al 10-30% del territorio iniziale, si manifestano infatti, gli effetti della frammentazione (Fahrig 2002). In una prima fase, l'habitat sarebbe stato eroso dallo sfruttamento agricolo intensivo da parte dell'uomo, che ha modificato il quadro floro-faunistico territoriale. Successivamente, le reiterate immissioni di *L. europaeus* sul territorio potrebbero aver contribuito in maniera decisiva alla frammentazione e all'isolamento di popolazioni relitte di *L. corsicanus*, attraverso una pressante competizione interspecifica e la diffusione di gravi patologie nella più sensibile specie autoctona (Guberti *et al.* 2000).

A questo quadro, già di per sé critico, vanno sommati gli effetti diretti dell'esercizio venatorio, del bracconaggio e della predazione, effetto quest'ultima anche del fenomeno dei cani vaganti (Trocchi e Riga 2001).

A causa dei fenomeni sopra citati, la struttura geografica delle popolazioni di *L. corsicanus* si mostra complessa e non ancora sufficientemente chiara, soprattutto nella Penisola.

Tra le popolazioni presenti nell'Italia peninsulare una di quelle a maggiore densità è quella del Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano (Trocchi e Riga 2001, de Filippo *et al.* 2000). Questa popolazione è meritevole di attenzione riguardo lo status di conservazione della specie, l'identificazione della sua struttura popolazionistica e la valutazione analitica dei fattori di rischio deterministici che insistono sulla stessa.

Dal momento che il danno genetico e gli eventi stocastici sono, per definizione, fuori dalle possibilità di intervento umano sul breve periodo diventa prioritario individuare, tra i fattori di rischio deterministici, quelli a maggior impatto sulle popolazioni. La popolazione di *L. corsicanus* presente nel Parco è soggetta ad un insieme di minacce, tra cui l'erosione dell'habitat, il bracconaggio, la predazione supplementare da parte di cani vaganti ed una probabile competizione interspecifica con *L. europaeus*, a tutt'oggi introdotta illegalmente sul territorio a scopo venatorio (Fulgione *et al.* oss. pers.).

E' ormai ben noto quanto la combinazione di fattori deterministici e demografici possa influenzare drammaticamente le dinamiche popolazionistiche di specie a rischio, avviandole al vortice d'estinzione (Frankham *et al.* 2004). Quindi l'identificazione dei fattori più importanti che determinano il rischio di estinzione può aiutare a definire i possibili interventi di recupero.

A tale scopo abbiamo utilizzato l'approccio dell'analisi della vitalità della popolazione (Population Viability Analysis, PVA) per valutare i contributi relativi dei diversi fattori di minaccia.

La PVA fu originariamente progettata per determinare la dimensione minima della popolazione (Minimum Viable Population Size, MVP) e l'area dell'habitat dell'orso grizzly in Nord America (Mann e Plummer 1999). Per scopi come questi sono necessarie diverse stime della dimensione che si basano su una grande varietà di argomentazioni teoriche e dati empirici. La dimensione richiesta non è ovviamente universale ed è ormai chiaro che essa dipenda fortemente da particolari che riguardano la biologia, l'ambiente ed il tipo di minaccia cui si deve far fronte. Notevolmente più attendibile attualmente è, invece, l'utilizzo di questa metodica per la valutazione del contributo relativo di ogni fattore di minaccia sullo stato della popolazione.

La PVA valuta il rischio di estinzione tenendo conto dell'effetto combinato di vari fattori e delle caratteristiche biologiche della popolazione. Tale approccio richiede l'analisi simultanea di un gran numero di informazioni, riguardanti aspetti biologici e demografici della specie in questione. E' necessario, quindi, possedere dati su tassi di nascita e sopravvivenza, sulla capacità portante dell'ambiente, sul numero e dimensioni delle popolazioni e dettagli specifici sulla suscettibilità della specie a particolari fattori di minaccia.

Sulla base di conoscenze accumulate in diverse decadi di ricerche demografiche, ecologiche e genetiche, la PVA effettua delle proiezioni per i tempi futuri, simulando gli eventi a cui la specie va incontro, e calcolando di volta in volta gli effetti combinati di questi.

La grande mole di dati da elaborare, obbliga l'implementazione degli algoritmi della PVA in software informatici specifici, senza i quali il calcolo richiederebbe tempi proibitivi.

I risultati dell'elaborazione si presentano come un insieme sintetico delle simulazioni effettuate. Nello specifico, è possibile ottenere dati significativi sulle variazioni della dimensione della popolazione, sul tasso di crescita, sul numero di simulazioni con estinzione, nonché sulla variazione di eterozigosità.

Appare evidente che uno dei limiti maggiori della PVA è la generale incompletezza dei dati sulla storia naturale delle specie minacciate.

Nel complesso quindi, la PVA risulta importante soprattutto per determinare la sensibilità verso determinati fattori e confrontare le strategie di recupero, più che per ottenere delle previsioni accurate sul rischio di estinzione.

La PVA è un potente strumento previsionale il cui uso sta aumentando in virtù della sua versatilità e oggi le simulazioni PVA sono largamente usate dal Captive Breeding Specialist Group (Species Survival Commission, IUCN), da gestori della fauna selvatica e dai ricercatori universitari.

Un vantaggio dell'uso della PVA risiede anche nella sua plasticità. In questo modo, ogni qual volta vengano ottenute maggiori informazioni sull'oggetto di studio è possibile integrare i dati iniziali ed aggiornare contestualmente le previsioni.

Molto utile risulta la possibilità di effettuare analisi della sensibilità della specie rispetto ai singoli fattori di minaccia. Questo strumento, definito *sensitivity test*, permette di valutare il contributo sul rischio globale del singolo fattore di minaccia. Anche qualora le previsioni quantitative non siano particolarmente accurate, l'analisi di vitalità della popolazione fornisce un processo di pianificazione trasparente dotato di una sua coerenza interna.

L'insieme delle caratteristiche della metodica la rendono particolarmente utile nello studio della popolazione di *L. corsicanus* del Parco. Il lavoro di reperimento di campioni biologici ed il continuo arricchimento dei dati ecologici e demografici sulla specie permettono di ottenere risultati sempre più coerenti e significativi.

La gestione di specie endemiche minacciate, come *L. corsicanus*, è complessa e difficile da effettuare. I tipi di interventi che possono essere messi in pratica per questa specie sono molteplici e spesso non si conosce quanto un'azione gestionale può influire positivamente sulla vitalità delle popolazioni. Nella pianificazione conservazionistica è fondamentale capire quali sono i settori su cui agire con maggiore incidenza e priorità, in funzione non solo del numero di individui, ma anche in considerazione della diversità genetica.

Lo scopo del nostro lavoro è di sviluppare previsioni sullo status della popolazione di *L. corsicanus* nel Parco analizzando l'incidenza di alcuni fattori ambientali potenzialmente a rischio. L'indagine si prefigge anche di valutare quanto ipotetiche azioni gestionali possano influire sulla capacità di sopravvivenza della popolazione.

## Metodi

### VORTEX

I modelli matematici che tengono conto dei fattori che influenzano la sopravvivenza di una popolazione sono complessi e di difficile elaborazione. Lo sviluppo di questi modelli mediante processori rende tale approccio uno strumento agevole per esplorare la capacità di sopravvivenza di una popolazione soggetta ad interazioni deterministiche e casuali. Infatti, l'utilizzo di computer capaci di eseguire in poco tempo centinaia di operazioni, tenendo conto di molteplici variabili, ha reso sempre più precisa la capacità previsionale dei modelli.

Esistono diversi software disponibili per effettuare un'analisi previsionale tra questi i più utilizzati sono GAPPS, INMAT, RAMAS e VORTEX. Uno studio comparativo sui quattro programmi (Brook *et al.* 1999), mette in evidenza alcune similarità, tutti richiedono dati sulla struttura della popolazione, informazioni sulla stocasticità demografica e ambientale.

Di questi software il più completo è sicuramente VORTEX in quanto risulta capace di valutare nella simulazione l'*inbreeding effect*, l'effetto di pressioni ambientali sulla popolazione, eventi catastrofici, la popolazione effettiva, le variabili stocastiche e l'eventuale organizzazione della popolazione in metapopolazioni (Miller e Lacy 2005). Inoltre, VORTEX risulta il più adatto per effettuare le simulazioni con specie di mammiferi (Lindenmayer 1995), è stato validato da studi comparativi tra simulazioni e scenari osservati (Penn *et al.* 2000) ed è stato migliorato in numerosi settori con le diverse versioni.

VORTEX si basa sullo sviluppo di una catena di Monte-Carlo, ovvero un generatore di numeri casuali, per definire la frequenza di fenomeni aleatori applicati a sistemi complessi. Questo software crea un modello della dinamica della popolazioni usando dati discreti sequenziali (per esempio tasso di natalità, mortalità, catastrofi) che accadono con probabilità definite. Il programma simula per migliaia di volte la dinamica della popolazione sottoposta a fenomeni casuali, raccogliendo così una serie di dati che, trattati con metodi statistici, forniscono stime che diventano tanto più attendibili quanto più è grande il numero delle prove fatte.

VORTEX simula i processi di nascita e di morte e la trasmissione dei geni, generazione dopo generazione, per determinare quanti animali vivono o muoiono, il numero di prole prodotta da ogni femmina/anno e determina quale dei due alleli di un locus è trasmesso da ogni genitore alla prole.

Si può assumere che la fecondità sia dipendente dalle classi di età oppure del tutto indipendente per gli individui della popolazione. Il tasso di mortalità è specificato diversamente per la classe di individui nel periodo pre-riproduttivo da quello di riproduzione. L'*inbreeding depression* è modellizzata come una diminuzione della capacità di sopravvivenza della discendenza degli animali imparentati che si accoppiano. È possibile, inoltre considerare la

dipendenza del tasso di riproduzione dalla densità. La capacità portante è imposta come il valore con cui troncata la dimensione delle popolazioni che eccedono un determinato numero di individui.

Il programma inoltre rappresenta le variabili citate usando una distribuzione binomiale o normale.

Le catastrofi sono modellizzate come sporadici eventi che riducono la sopravvivenza e la riproduzione per un anno. Il programma inoltre consente di simulare uno scenario in cui si prevede un ripopolamento o il prelievo degli individui, nonché metapopolazioni con diversi valori di migrazioni tra le unità.

L'output di VORTEX fornisce la variazione di dimensione media della popolazione, il tasso di crescita, la probabilità e il tempo di estinzione e l'andamento della variabilità genetica.

VORTEX fa necessariamente numerose assunzioni, ma è molto adatto a specie con bassa fecondità e una vita mediamente lunga, come mammiferi, uccelli e rettili. Le probabilità degli eventi sono modellizzate come variabili costanti o come variabili casuali che seguono distribuzioni specifiche. Una popolazione simulata, dalla sua nascita alla morte, è fortemente influenzata da questi eventi casuali.

Poiché tale programma usa un generatore di numeri casuali per simulare gli eventi casuali ciclici, non ci sono due previsioni identiche. Quindi, per ottenere una visione completa della dinamica di una popolazione si devono effettuare molteplici simulazioni. Infatti, le iterazioni separate del modello usano gli stessi esatti parametri di input producendo risultati diversi. Di conseguenza il modello è ripetuto molte volte per mostrare la distribuzione dei destini che questa popolazione può sperimentare sotto un dato set di condizioni in input.

La costruzione di un input di VORTEX necessita di quante più informazioni possibili, sia da dati in campo sia da dati di letteratura, per ottenere un modello biologico eloquente. Nel caso in cui i dati da inserire non siano disponibili, perché i dati non esistono, il solo espediente possibile è utilizzare la migliore supposizione.

#### **Data input**

Il nostro modello di simulazione richiede un set di parametri che descrivono le caratteristiche della popolazione di *L. corsicanus* nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano. I dati che abbiamo raccolto derivano in parte da dati pubblicati, su questa specie o su altre filogeneticamente vicine, e in parte da informazioni non pubblicate provenienti dal nostro gruppo di ricerca.

#### *Dimensione della popolazione e capacità portante*

Un'approfondita analisi del territorio ci ha consentito di ottenere una carta di idoneità ambientale per *L. corsicanus* (ENFA: Herzel *et al.* 2002, de Filippo *et al.* in questo volume); questa, insieme ai risultati dei censimenti in campo (de Filippo *et al.* in questo volume), è servita per ottenere una stima della dimensione della popolazione, pari a circa 500 individui, con una capacità portante del territorio di 1.875 individui.

#### *Biologia riproduttiva*

*Lepus corsicanus* ha una struttura sociale poligama, per cui un maschio può accoppiarsi con diverse femmine nel corso della stagione riproduttiva. Per descrivere il grado di poligamia sono necessari dati riguardanti la percentuale di maschi che si riproducono nel gruppo, la percentuale di maschi che genera prole con successo e il numero di individui generati in un anno da questi.

In assenza di tali informazioni, abbiamo assunto che la percentuale di maschi che si accoppiano nel gruppo è circa l'80%. In tal modo VORTEX calcola gli altri due dati basandosi sull'assunzione che alcuni maschi sono esclusi dal gruppo di riproduzione e che il loro successo riproduttivo come genitori è descritto dalla distribuzione di Poisson.

Sia i maschi che le femmine sono idonei alla riproduzione durante tutto l'anno, a differenza di *L. europaeus* che hanno un periodo di diapausa riproduttiva nei mesi di ottobre, novembre, dicembre e gennaio (De Marinis *et al.* 2007).

La maturazione sessuale è raggiunta a circa 5-7 mesi per i maschi e 6-8 mesi per le femmine, mentre l'età a cui si ha l'ultima riproduzione è di circa 6 anni. Quest'ultimo dato è stato ricavato considerando che le lepri in cattività riescono a sopravvivere fino a 12 anni mentre allo stato naturale non superano il sesto anno di vita. Da ciò si può assumere che fino alla morte le lepri in natura risultino capaci di riprodursi.

*L. corsicanus* può avere fino a 4 parti all'anno con un massimo di 6 cuccioli per parto, da cui consegue che il numero di prole per anno può raggiungere 24 individui. Nella prole, inoltre, il 35-40% di individui sono di sesso maschile e il 60-65% sono di sesso femminile. La percentuale di femmine di *L. corsicanus* che si riproducono è il 65%, e ciascuna ha una media di 3 ( $\pm 0,71$  ds) parti all'anno (De Marinis *et al.* 2007).

#### Demografia

Facendo riferimento a *L. europaeus*, la mortalità giovanile, dalla nascita al primo anno di età, varia dal 60% all'85% e dipende dall'intensità della predazione, dalle caratteristiche ambientali e da varie cause incidentali. Negli adulti invece la mortalità è del 35%.

#### Analisi genetica

La PVA beneficia della possibilità di utilizzare dati genetici relativi alla depressione da inincrocio per incrementare l'attendibilità della simulazione.

La raccolta di campioni e i censimenti su campo sono stati affiancati dall'analisi della variabilità genetica per otto loci nucleari microsatellitari e dall'analisi di un tratto di 282 bp della regione del Citocromo b del mtDNA.

L'uso del marcatore mitocondriale consente di attribuire il singolo campione raccolto alla specie, distinguendo *L. corsicanus* da *L. europaeus*. Questo dato, se accoppiato ai genotipi nucleari, è inoltre importante per sondare le possibilità di introgressione di DNA tra le due specie simpatriche, un aspetto della biologia della specie tutt'ora controverso.

I loci microsatellite hanno consentito di calcolare i valori di coefficiente di inincrocio ( $F=0,6024$ ) e della frequenza allelica.

I valori di letali equivalenti richiesti dal software sono riferiti a dati di letteratura per i mammiferi (Ralls *et al.* 1988).

## Risultati

La proiezione della vitalità di *L. corsicanus* nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano, integrando i dati biologici, demografici, ecologici e genetici, mostra un risultato univoco nella direzione dell'estinzione della popolazione entro tempi relativamente brevi. Tutte le simulazioni si concludono con l'estinzione completa della popolazione entro un periodo compreso tra i 25 e i 90 anni (tab. 1).

Tabella 1 – Tabella riassuntiva dei risultati della simulazione

<i>Anno</i>	<i>Probabilità di sopravvivenza</i>	<i>Numero di individui</i>	<i>Eterozigosità</i>
0	1	491	0,449
10	1	302	0,444
20	1	147	0,435
30	1	68	0,415
40	0,9	31	0,376
50	0,4	18	0,327
60	0,13	7	0,281
70	0	0	0
80	0	0	0
90	0	0	0
100	0	0	0

Secondo la proiezione elaborata, già entro i prossimi 30 anni, la dimensione della popolazione subirebbe una riduzione dell'86% rispetto a quella attualmente stimata, portandosi da 491 a soli 68 individui. In questo medesimo intervallo di tempo, si verificherebbe una riduzione della diversità genetica complessiva pari al 8% di quella attuale. Nel decennio successivo, si stima una riduzione ulteriore della popolazione del 54%, arrivando così ad un numero di esemplari stimato pari a 31. In questo periodo la diversità genetica si ridurrebbe con un ritmo tre volte più rapido che nel trentennio precedente, mostrando una perdita di variabilità dalla stima attuale del 16%. La probabilità di sopravvivenza, stimata sulla popolazione complessiva, a 40 anni dalla data attuale, si attesterebbe al 90%.

Complessivamente, la dimensione della popolazione, stimata secondo le proiezioni, si dimezza con un ritmo approssimativamente decennale, mentre la probabilità di sopravvivenza scende al di sotto del 50% in circa 50 anni, mostrando il tipico andamento delle fasi avanzate del vortice d'estinzione. Tale andamento è stato considerato come andamento di controllo riguardo alle successive ipotesi ed elaborazioni.

Sulla base di quanto evidenziato dalla PVA sono stati elaborati degli scenari in cui alcuni dei fattori determinanti per la sopravvivenza della popolazione venivano variati entro un range di valori. Questi cambiamenti delle impostazioni iniziali (test di sensibilità) sono stati considerati come degli interventi gestionali di cui si è stimata la potenzialità nel modificare lo scenario previsto e confrontati con lo scenario iniziale (caso controllo).

#### *Reinforcement*

Abbiamo esaminato le conseguenze di un'ipotetica azione gestionale di reintroduzione di adulti, sia maschi che femmine.

Gli effetti positivi della reintroduzione sono stati comparati nei vari modelli, considerando sia la probabilità di sopravvivenza che il numero di individui, nei 100 anni di simulazione.

La reintroduzione ha effetti positivi sulla persistenza della popolazione, sebbene tale pratica debba coinvolgere molti individui e debba essere continua per tutto il periodo per avere effetti.

Le figure 1a e 1b mostrano rispettivamente la probabilità di sopravvivenza della popolazione e il numero di individui nei vari scenari di reintroduzione.

Un singolo evento di reintroduzione (caso a) di 50 individui (sex ratio 1:1) al quinto anno di simulazione consente alla popolazione di aumentare il numero di individui nei successivi 5 anni circa, a seguito dei quali la popolazione riprende il declino. In questo caso la popolazione ha il 100% di probabilità di estinzione a circa l'ottantesimo anno di simulazione, invece che al settantesimo anno come nello scenario di controllo.

In un secondo scenario (caso b), abbiamo valutato gli effetti della reintroduzione di 100 individui (sex ratio 1:1) dal quinto al decimo anno di simulazione, ogni due anni. In questo caso, in ogni intervallo di tempo tra due reintroduzioni, dopo un breve periodo di ripresa della crescita della popolazione riprende la diminuzione del numero di individui, tendendo all'estinzione alla fine del programma di reintroduzione. La probabilità di sopravvivenza tende a zero negli ultimi anni di simulazione.

In un programma di reintroduzione costante (caso c) dal quinto al centesimo anno di simulazione di 100 individui (1:1) per ogni anno, la probabilità di sopravvivenza della popolazione è pari al 100%. La popolazione, in questo caso, cresce anche se tuttavia non raggiunge (in media) la capacità portante.

Gli altri due scenari ipotizzano eventi di reintroduzione dal quinto al centesimo anno di simulazione con 100 individui reintrodotti ogni due anni (caso d) e con 50 individui reintrodotti ogni anno (caso e). In entrambi i casi la probabilità di sopravvivenza si mantiene superiore all'80% al centesimo anno, ma il numero di individui tende a diminuire, portando la popolazione verso l'estinzione alla fine del programma di reintroduzione.

#### *Eradicazione di *Lepus europaeus**

La presenza di *L. europaeus* è probabilmente dannosa allo sviluppo della popolazione autoctona di *L. corsicanus*. L'effetto principale della sua eradicazione potrebbe essere la riduzione della competizione intraspecifica per l'utilizzo delle stesse risorse trofiche o dei siti di riproduzione e di rifugio. In assenza del suo diretto competitore *L. corsicanus* vedrebbe raddoppiata la capacità portante dell'habitat, come ipotizzato nello scenario in figura 2. In questa simulazione la popolazione di *L. corsicanus* risulta ugualmente destinata all'estinzione, ma raggiunge il 100%

di probabilità di estinzione con più di 10 anni di ritardo rispetto al caso controllo, essendo inoltre, meno soggetta a variazioni del numero di individui a causa di eventi stocastici.

Figura 1 – Probabilità di sopravvivenza (a) e media della variazione della dimensione della popolazione (b) per effetto della reintroduzione di 50 individui al quinto anno (caso a), di 100 individui ogni due anni dal quinto al decimo anno (caso b), di 100 individui ogni anno dal quinto al centesimo anno (caso c), di 100 individui ogni due anni dal quinto al cinquantesimo anno (caso d) e di 50 individui ogni anno dal quinto al cinquantesimo anno (caso e) confrontate con caso controllo.

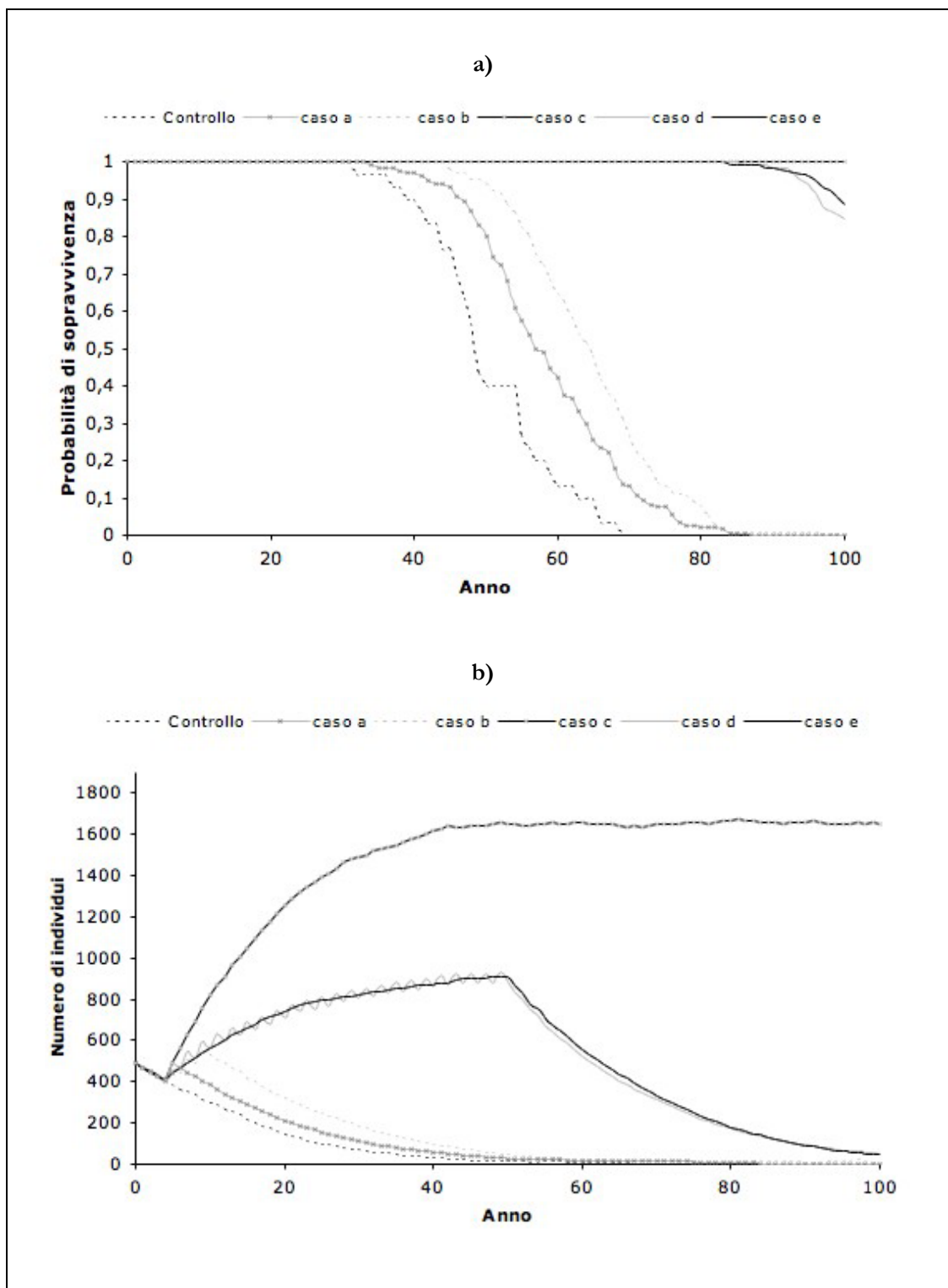
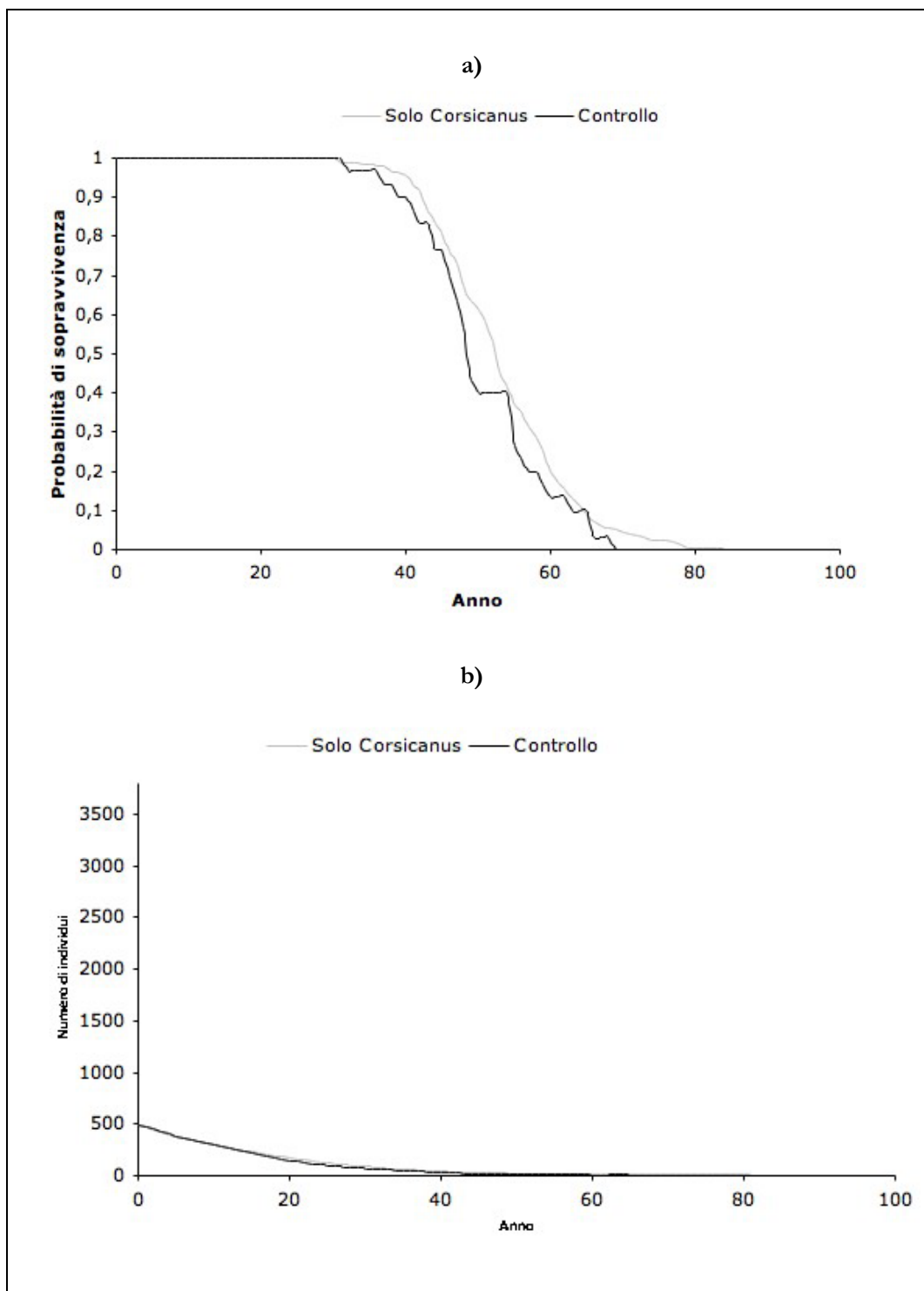


Figura 2 – Probabilità di sopravvivenza (a) e media della variazione della dimensione della popolazione (b) con la capacità portante dell'ambiente raddoppiata a seguito dell'eradicazione di *L. europacus*, confrontate con il caso controllo



### *Braconaggio*

Il parametro di cui non si hanno dati quantitativi è il prelievo venatorio illegale nell'area del Parco, sulla cui esistenza si hanno testimonianze certe (de Filippo e Fulgione *oss. pers.*).



In assenza di dati numerici, nel nostro studio abbiamo valutato diverse ipotesi, considerando un prelievo di 10, 20, 30, 60 e 90 individui ogni anno e confrontandolo al caso di controllo in cui si ipotizza un'assenza di prelievo venatorio (tab.2).

Come si può osservare dalla figura (fig. 3a) con un prelievo di 10 individui l'anno la probabilità di sopravvivenza inizia a diminuire già al quindicesimo anno di simulazione, invece che al trentaduesimo come nel caso di controllo. L'aumento del bracconaggio comporta una riduzione drastica e sempre maggiore della probabilità di sopravvivenza della popolazione e una conseguente riduzione del numero di individui.

Tabella 2 – Risultati della simulazione con varie ipotesi di bracconaggio al 10°, 20° e 50° anno

<i>Numero di individui prelevati</i>	<i>Numero di individui al 10° anno</i>	<i>Numero di individui al 20° anno</i>	<i>Numero di individui al 50° anno</i>	<i>Probabilità sopravvivenza al 10° anno</i>	<i>Probabilità sopravvivenza al 20° anno</i>	<i>Probabilità sopravvivenza al 50° anno</i>
0 (controllo)	302	147	50	1	1	0,4
10	234	82	18	1	0,85	0
20	160	51	0	1	0,09	0
30	107	30	0	0,87	0,01	0
60	2	0	0	0,005	0	0
90	0	0	0	0	0	0

### *Mortalità infantile*

All'interno del PNCVD sono presenti numerosi individui di specie invasive, predatori dei piccoli di lepre, come cornacchie grigie, volpi e cani randagi. Il degrado degli ambienti è direttamente correlato all'aumento di queste specie che di conseguenza agiscono sulla popolazione di lepre.

In questo test di sensibilità abbiamo ipotizzato che l'impatto delle specie invasive si ripercuota direttamente sulla mortalità infantile.

La mortalità infantile di *L. corsicanus* (per individui da 0 ad 1 anno di vita) è stata supposta, nello scenario di controllo, pari al valore medio di quello indicato dalla letteratura per *L. europaeus* compreso tra il 60% e l'85% (Pandini *et al.* 1998).

Come si può osservare dai grafici in figura 4 con una mortalità infantile del 65% la popolazione ha il 100% di probabilità di sopravvivere per tutto il periodo della simulazione, portandosi alla capacità portante in circa 30 anni.

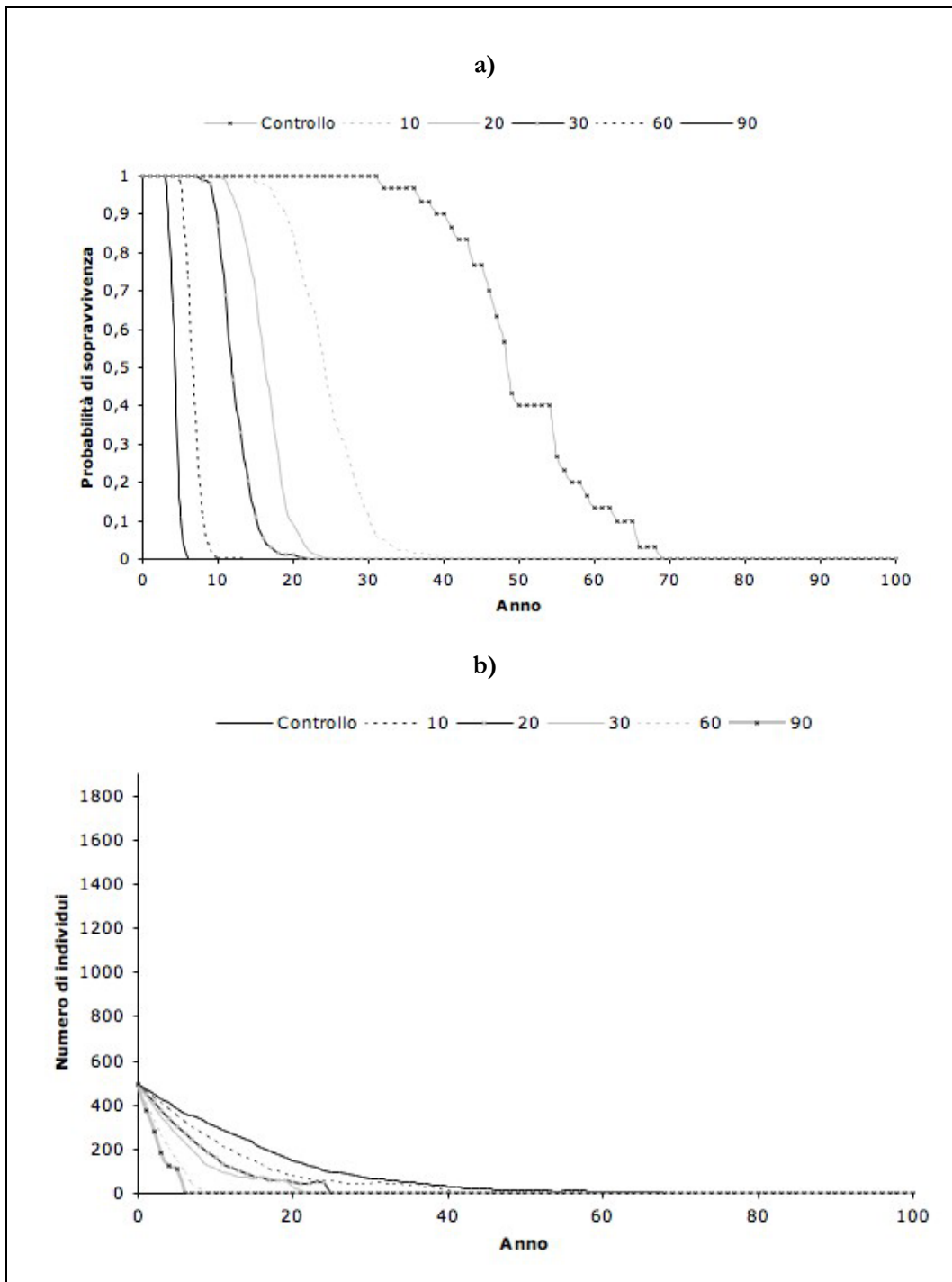
Con l'aumento del 5% della mortalità infantile la probabilità di sopravvivenza inizia a diminuire a partire dal sessantesimo anno di simulazione, con elevata diminuzione del numero di individui. Nel caso di una mortalità infantile del 75% la probabilità di sopravvivenza inizia a decrescere nei primi 30 anni di simulazione. Nel caso in cui la mortalità infantile sia dell'80% o dell'85% la probabilità di sopravvivenza è nulla già al cinquantesimo anno di simulazione, iniziando a decrescere a circa il ventesimo anno.

### **Discussione**

Gli scenari sviluppati mediante Population Viability Analysis evidenziano una situazione che, come suggerito da altri indicatori, necessita di urgenti misure gestionali al fine di preservarne l'integrità e la esistenza stessa della popolazione di *L. corsicanus* nel territorio del Parco.

In assenza di interventi, la previsione relativa alla consistenza popolazionistica evidenzia un processo di estinzione che si completerebbe nell'arco di circa 70 anni. Tale scenario, pur essendo preoccupante, lascia margini di azione per un recupero della popolazione.

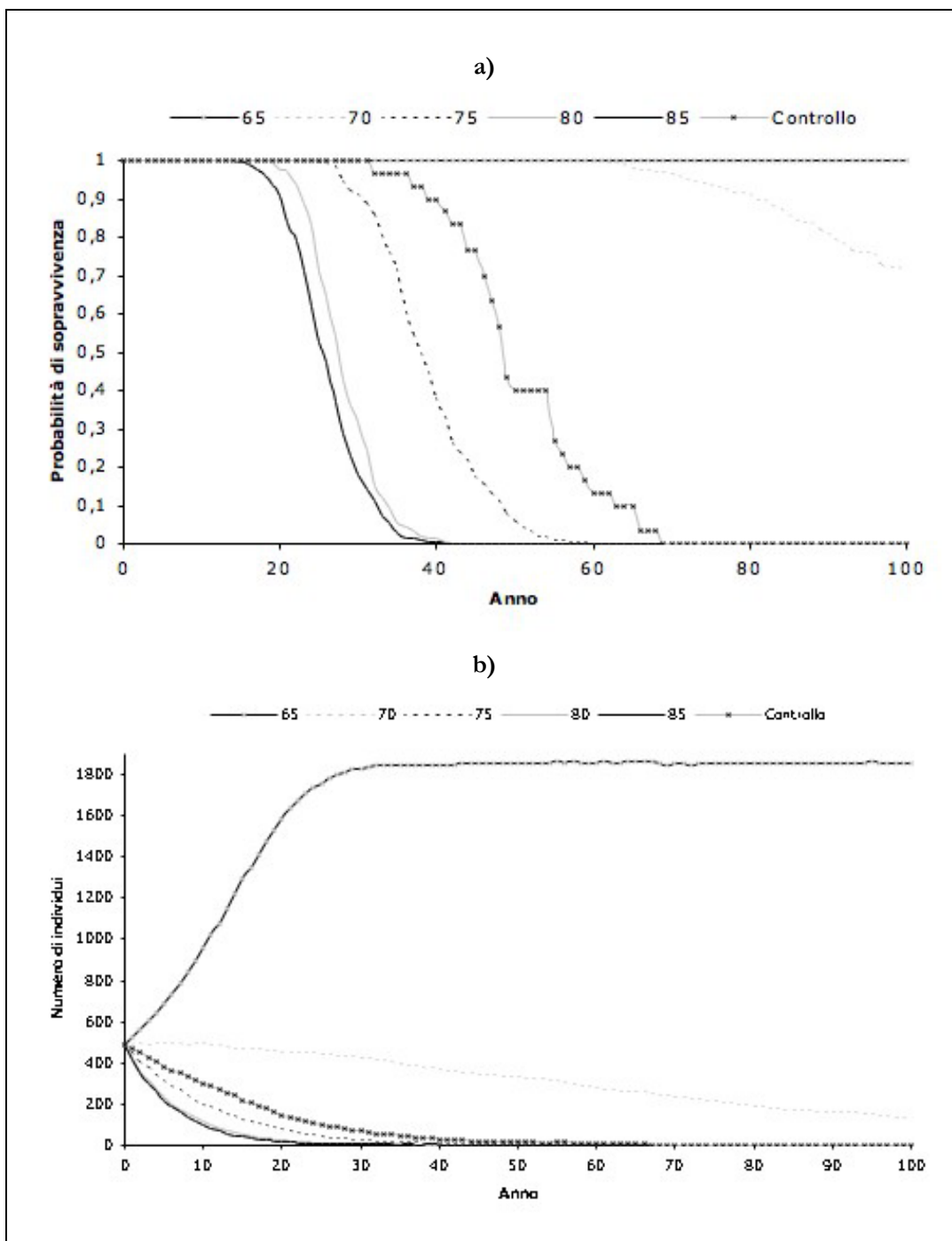
Figura 3 – Probabilità di sopravvivenza (a) e media della variazione della dimensione della popolazione (b) in funzione di prelievi venatori di 10, 20, 30, 60 e 90 individui ogni anno, confrontate con il caso controllo.



A tal fine, è importante tener conto della modalità di riduzione della variabilità nella scelta dei possibili interventi di conservazione.

I *reinforcement* di individui adeguatamente selezionati e controllati possono rivelarsi di fondamentale importanza e in taluni casi sono necessari in una fase iniziale di gestione della specie. Se affiancati ad altre strategie di conservazione, come i miglioramenti ambientali, si potrebbe evitare di far riferimento a numeri molto consistenti di animali immessi, abbassando l'impatto sul territorio e limitando gli sforzi per l'ente gestore.

Figura 4 – Probabilità di sopravvivenza (a) e media della variazione della dimensione della popolazione (b) in funzione di valori della mortalità infantile del 65%, 70%, 75%, 80% e 85% confrontate con il caso controllo



Il *reinforcement* con individui provenienti da altre popolazioni sono un intervento da utilizzare con cautela e professionalità, dato l'impatto sulle popolazioni locali. Infatti, l'introduzione di individui estranei alle popolazioni locali può effettivamente danneggiare la popolazione indigena in quanto, la progenie risultante dall'incrocio di individui appartenenti a popolazioni diverse potrebbe essere caratterizzata da un patrimonio genetico a bassa fitness; in tale caso, occorrerebbero molte generazioni alla selezione naturale per eliminare i geni indesiderabili (Simonetta *et al.* 1999).

Quindi, sarebbe auspicabile un'operazione di immissione che faccia riferimento a individui provenienti dalle popolazioni locali, opportunamente allevati e reimmessi in natura.

È necessario anche approfondire l'eventualità di una potenziale ibridazione di *L. corsicanus* (e nel caso specifico degli individui immessi) con la congenerica *L. europaeus*. Nel genere *Lepus* l'ibridazione tra specie, anche molto diverse fenotipicamente ed ecologicamente, è stata già documentata; in Svezia, per esempio, sono stati osservati ibridi tra la forma autoctona *L. timidus* e *L. europaeus*, quest'ultima introdotta dall'uomo (Andersson *et al.* 1999).

La mancata osservazione di fenotipi intermedi, l'assenza di introgressione e la differente segregazione ecologica (Fulgione *et al.* 2005, Randi *et al.* 2007) nelle popolazioni italiane, porta a ritenere che l'ibridazione tra le due specie sia un evento improbabile. Ciò nonostante recenti indagini molecolari (DNA microsatellite) hanno individuato nel territorio del Parco individui difficilmente assegnabili con certezza ad una delle due specie e, quindi, riaprendo la possibilità che si sia verificata ibridizzazione (Fulgione, *dati inediti*).

Ulteriori analisi genetiche, basate sull'utilizzo di marcatori ereditati biparentalmente (microsatelliti o altri geni nucleari), sono necessari per escludere completamente questa eventualità.

In ogni caso, il rischio di ibridazione tra l'altro, seppure escluso in condizioni di naturale simpatria, non allontana la possibilità che in condizioni ecologiche alterate si possano facilmente rompere le barriere eterospecifiche (Mallet *et al.* 2007). Il rischio di inquinamento genetico più concreto si ha in caso di traslocazione di individui (eventualmente allevati) fra aree ove esistano popolazioni di *L. corsicanus* geneticamente e morfologicamente diverse per antichi fenomeni di isolamento riproduttivo, che naturalmente occorre salvaguardare.

L'introduzione di *L. europaeus*, sebbene non avvenga nel perimetro del Parco, ne interessa le aree periferiche e potrebbe costituire un fattore limitante per le popolazioni della specie autoctona e causa dei possibili fenomeni di competizione interspecifica e di diffusione di patologie comuni.

La competizione interspecifica può manifestarsi soprattutto mediante l'utilizzo delle stesse risorse trofiche o dei siti di riproduzione e rifugio. Tale competizione può influire sulla coesistenza delle popolazioni interessate, e sulla loro distribuzione e struttura. *L. europaeus* risulta, inoltre, un serbatoio epidemiologico dell'infezione virale EBHS per cui questa specie costituisce una minaccia sanitaria nei confronti di *L. corsicanus*.

Sarebbe auspicabile prevedere azioni di riduzione della popolazione di *L. europaeus* presente nel Parco. Questa azione rappresenta il modo più efficace per rimediare alle alterazioni ecologiche causate dall'introduzione delle specie invasive, in quanto rimuove i fattori stessi di disequilibrio in modo definitivo (Genovesi 2000). Tuttavia qualsiasi sistema di eradicazione risulterebbe meno efficace se non si prevedono azioni parallele come i miglioramenti ambientali, la persecuzione del bracconaggio e la limitazione all'immissioni di lepri alloctone ai limiti esterni del Parco.

Le operazioni di miglioramento ambientale dovrebbero essere mirate ad ottimizzare lo sfruttamento del territorio da parte della specie autoctona, anche agendo sulla riduzione delle specie indesiderate. Infatti, se esiste un legame tra queste e la mortalità infantile delle lepri è necessario mantenere al di sotto del 65% di mortalità l'impatto di randagi, volpi e cornacchie.

Nella simulazione dell'andamento generale della popolazione (variazione popolazionistica di controllo) è stato ipotizzato un prelievo venatorio assente, malgrado che dalle osservazioni dirette siano percepibili fenomeni di bracconaggio. Questo rende ulteriormente vulnerabile la popolazione di *L. corsicanus*, come illustrato dal sensitivity test in figura 3. Assumendo che tale prelievo sia inferiore a 20 individui annui, si assisterebbe ad una riduzione della probabilità di sopravvivenza della popolazione del 20% in 20 anni, elemento necessario a definire la popolazione del Parco come popolazione minacciata, in accordo con quanto riportato in letteratura (Mace e Lande 1991, Mace *et al.* 1992). Si auspica, a tale proposito, un rapido e decisivo intervento in senso repressivo.

In conclusione, le analisi sviluppate in questo lavoro rappresentano degli ipotetici scenari sul destino delle popolazioni del Parco e hanno valore propositivo dal punto di vista gestionale, rendendo i risultati di questo approccio una fonte di informazione da tenere in giusta considerazione nella definizione di una corretta strategia di conservazione.

## Bibliografia

- Amori G., Angelici F. M., Prigioni C. e Vigna Taglianti A. 1996. The mammal fauna of Italy. A review. *Hystrix* 8: 3-7.
- Amori G., Angelici F. M. e Boitani L. 1999. Mammals of Italy: A revised list of species and subspecies. *Senckenbergiana Biologica* 79: 271-286.
- Andersson A., Thulin C. e Tegelstrom H. 1999. Applicability of rabbit microsatellite primers for studies of hybridisation between an introduced and a native hare species. *Hereditas* 130: 309 – 315.
- Angelici F. M. 1998. Lepri: Lepre europea (autoctona), *Lepus europaeus meridiei*, Lepre appenninica *Lepus corsicanus*, Lepre sarda *Lepus capensis mediterraneus*. Ppp. 116-117, in: Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F. e Sarrocco S. (a cura di), Libro rosso degli animali d'Italia. Vertebrati. WWF Italia.
- Angelici F. M. e Luiselli L. 2001. Distribution and status of the critically endangered Apennine hare *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 in continental Italy and Sicily. *Oryx* 3: 245-249.
- Brook W.B., Cannon J.R., Lacy R.C., Mirande C. e Frankham R. 1999. Comparison of the population viability analysis packages GAPPS, INMAT, RAMAS and VORTEX for the whooping crane (*Grus americana*). *Animal Conservation* 2: 23-31.
- Mann C. C. e Plummer M. L. 1999. Conservation biology: a species' fate, by the numbers. *Science* 284 (5411): 36-37
- de Filippo G. e Fulgione D. 2005. Gestione della fauna selvatica e conservazione della biodiversità. T-scrivo, Roma.
- De Marinis A. M., Trocchi V. e Mangiafico S. 2007. First data on reproductive biology of italian hare *Lepus corsicanus*. V European Congress of Mammalogy, Siena, 21-26 settembre 2007, *Hystrix* (N.S.) II, Supp.: 78
- Fahrig L. 2002. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis. *Ecological Applications* 12: 346-353.
- Frankham R., Ballou J.D. e Briscoe D.A. 2006. Fondamenti di Genetica della Conservazione. Zanichelli, Bologna.
- Fulgione D., Caliendo M.F., Troisi S.R., Fusco L. e de Filippo G. 2006. Ecological and genetic characterization of italian hare population living sympatrically with brown hare. 1° European Congress of Conservation Biology "Diversity for Europe", Eger Hungary, p. 110.
- Genovesi P. 2000. Guidelines for Eradication of Terrestrial Vertebrates: a European Contribution to the Invasive Alien Species Issue, Council of Europe.
- Guberti V., De Marco M.A., Riga F., Cavazza A., Trocchi V. e Capucci L. 2000. Virology and species conservation: the case of EBHSV and the Italian hare (*Lepus corsicanus* De Winton, 1898). Proceedings of V Int. Congress of European Society for Veterinary, Virology, Brescia 27-30.8.2000: 198-199.
- Hirzel A.H., Hausser J., Chessel D. e Perrin N. 2002. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat suitability maps without absence data? *Ecology* 83: 2027-2036.
- Lindenmayer D.B., Burgman M.A., Akçakaya H.R., Lacy R.C. e Possingham H.P. 1995. A Review of the Generic Computer Programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for Modelling the Viability of Wildlife Metapopulations. *Ecological Modelling* 82 (2) : 161-174. [http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800\(94\)00085-V](http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800(94)00085-V)
- Mace G.M. e Russell L. 1991. Assessing Extinction Threats: Toward a Reevaluation of IUCN Threatened Species Categories. *Conservation Biology* 5 (2): 148–157. doi:10.1111/j.1523-1739.1991.tb00119.x
- Mace G., Collar N., Cooke J., Gaston K., Ginsberg J., Leader Williams N., Mauder M. e Milner-Gulland E.J. 1992. The development of the new criteria for listing species on the IUCN red list. *Species* 00:16-22.
- Mallet J., Beltrán M., Neukirchen W. e Linares M. 2007. Natural hybridization in heliconiine butterflies: the species boundary as a continuum. *BMC Evolutionary Biology*. 7: 28.
- Miller P.S. e Lacy R.C. 2005. Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUNC).

- Palacios F. 1996. Systematics of the indigenous hares of Italy traditionally identified as *Lepus europaeus* Pallas, 1778 (Mammalia: Leporidae) - Bonner Zoologische Beitrage 46: 59–91.
- Pandini W., Tosi G. e Meriggi A. 1998. Lepre, Lepre bianca, Coniglio selvatico, Silvilago. In: Simonetta A. M. e Dessi-Fulgheri (a cura di), Principi e tecniche di gestione faunistico-venatoria, Green Time, Biodiversità, estinzione e conservazione, UTET.
- Penn A.M., Sherwin W.B., Gordon G., Lunney D., Melzer A. e Lacy R.C. 2000. Demographic Forecasting in Koala Conservation. Conservation Biology 14: 629-638.
- Pierpaoli M., Riga F., Trocchi V. e Randi E. 1999. Species distinction and evolutionary relationships of the Italian hare (*Lepus corsicanus*) as described by mitochondrial DNA sequencing. Molecular Ecology 8: 1805- 1817.
- Ralls K., Ballou J.D. e Templeton A. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. Conservation Biology 2: 185-193.
- Randi E., Mengoni C. e Mucci N. 2007. Genetic distinction and assessment of interspecific hybridisation among three species of hares *Lepus* spp. in Italy. V European Congress of Mammalogy, Siena, 21-26 settembre 2007, Hystrix (N.S.) II, Supp.: 362.
- Simonetta A. M. e Dessi-Fulgheri 1998. Principi e tecniche di gestione faunistico-venatoria. Green Time, Biodiversità, estinzione e conservazione, UTET.
- Trocchi V., F. Riga, Toso S. e Spegnesi M. 1998. La lepre italiana (*Lepus corsicanus* De Winton, 1898) si conferma una buona specie. Il Congresso Italiano di Termologia, Varese, 28-30 ottobre.
- Trocchi V. e 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.