



LIPU Sezione di Catania

e-mail: lipuct@libero.it

Pagina Facebook: LIPU Catania

Telefono: 3202783885



L'AQUILA REALE NEL PARCO DELL'ETNA
STAGIONE RIPRODUTTIVA 2020
RELAZIONE



Catania, Gennaio 2021

Sommario

Capitolo 1.....	3
INTRODUZIONE.....	3
Capitolo 2.....	4
MONITORAGGIO DELL'AQUILA REALE NEL TERRITORIO DEL PARCO DELL'ETNA	4
Versante Est.....	4
Versante Ovest	5
Capitolo 3.....	7
RELAZIONE TRA IL SUCCESSO RIPRODUTTIVO DELL'AQUILA REALE E LE PRINCIPALI SPECIE PREDATA	7
Capitolo 4.....	8
MONITORAGGIO SU POPOLAZIONI DI LAGOMORFI.....	8
Capitolo 5.....	13
DISTURBO LEGATO ALLA FRUIZIONE INCONTROLLATA.....	13
Capitolo 6.....	15
DISCUSSIONE SUI RISULTATI SCIENTIFICI E CONSIDERAZIONI FINALI, I SUGGERIMENTI AI PARCO E PROPOSTE.....	15
Capitolo 7.....	17
OSSERVAZIONE DI ALTRE SPECIE FAUNISTICHE DURANTE I MONITORAGGI	17
BIBLIOGRAFIA	18

Capitolo 1

INTRODUZIONE

Nel 2020 il monitoraggio delle coppie di Aquila reale del Parco Naturale dell'Etna è proseguito nonostante la pandemia provocata dal virus Covid-19 e le conseguenti limitazioni alla mobilità (lockdown) disposte dal Governo Italiano nei primi giorni del mese di marzo e con effetti fino a maggio. Misure che hanno impedito ogni spostamento dalla propria abitazione. Tutto ciò ha determinato una sospensione dei lavori ed una modifica dei programmi.

Fortunatamente il successivo allentamento delle misure sanitarie e i nuovi protocolli di comportamento hanno consentito di poter proseguire nei monitoraggi anche per il 2020, seppur con un programma ridotto rispetto alle previsioni ante pandemia.

La Convenzione LIPU-Parco è stata firmata nel mese di luglio, data da cui è stata avviata l'attività in maniera sistematica. Rispetto al 2019 quindi le azioni di monitoraggio sulle aquile sono state assai ridotte in quanto si era giunti quasi alla fine della stagione riproduttiva, ma si è riusciti a mantenere e completare le attività di monitoraggio sul coniglio selvatico e sulla lepre.

La presente relazione descrive il lavoro svolto ed i risultati ottenuti nel 2020.

Capitolo 2

MONITORAGGIO DELL'AQUILA REALE NEL TERRITORIO DEL PARCO DELL'ETNA

Versante Est

L'attività di monitoraggio per la coppia del versante Est è stata avviata da alcuni volontari prima del lockdown causato dalle misure adottate per il contenimento della pandemia Covid-19 e cioè già fin dal mese di febbraio, con il programma di effettuare delle uscite più regolari successivamente. A causa delle disposizioni sulla mobilità emesse dal Governo, il monitoraggio è stato interrotto ed è ricominciato in maniera sistematica soltanto a partire dalla seconda metà di luglio.

Ciò ha comportato la impossibilità di eseguire osservazioni nel mese di marzo tese ad accertare se le aquile avessero compiuto o meno delle parate nuziali, cioè dei comportamenti correlati alla volontà di riprodursi.

A seguito dell'allentamento delle misure governative per il contenimento della pandemia da Covid-19, i nostri volontari hanno compiuto dei sopralluoghi, ancor prima della sottoscrizione della convenzione, utilizzando accessi e percorsi diversi da quelli previsti in convenzione e pertanto meno agevoli e produttivi, vista la difficoltà a trasportare dell'attrezzatura pesante (cannocchiali con relativi treppiedi e teleobiettivi potenti). Nel corso di uno di questi accessi, compiuto nel mese di giugno, è stato possibile osservare contemporaneamente la coppia di aquile (esemplari adulti) nell'area di consueta nidificazione. In quell'occasione nessuno dei due componenti la coppia ha fatto ingresso in un ipotetico nido in parete. Per quanto sia stato possibile proseguire nell'osservazione soltanto per un breve periodo, si è ritenuto in quel momento che la nidificazione, anche per quest'anno, non sia stata effettuata. Ciò in considerazione del fatto che statisticamente le ultime deposizioni in Sicilia si registrano intorno al 15 aprile e pertanto nel mese di giugno, in presenza di nidificazione avviata, il nido avrebbe dovuto essere necessariamente occupato e costantemente frequentato.

Con questa osservazione è stato accertato, peraltro, che la coppia territoriale di aquile adulte era ancora presente nel proprio territorio (Etna est).

Successivamente le aquile non sono state osservate più insieme. Sono stati intercettati singoli esemplari adulti nell'ambito del territorio della coppia, ancorché in aree non prossime al sito di nidificazione.

Non sono stati mai osservati esemplari giovani che potessero far presumere l'avvenuta nidificazione; ciò a conferma delle supposizioni di cui sopra si è detto. Quindi, si può ragionevolmente ritenere che, anche per quest'anno, la coppia di aquile reali presenti sul versante est del Parco non si sia riprodotta, anche se occupa ancora il proprio territorio.

Riguardo alle probabili cause della suddetta mancata riproduzione, si dirà avanti, al capitolo 5.

Versante Ovest

La stagione 2020, come è stato detto prima per il versante est, è stata caratterizzata da un posticipo dell'inizio delle attività di monitoraggio, avviate nel mese di luglio. L'indagine è stata ripetuta sulle aree (Fig. 1) indagate nelle precedenti stagioni riproduttive (2018-2019) utilizzando la stessa metodologia.

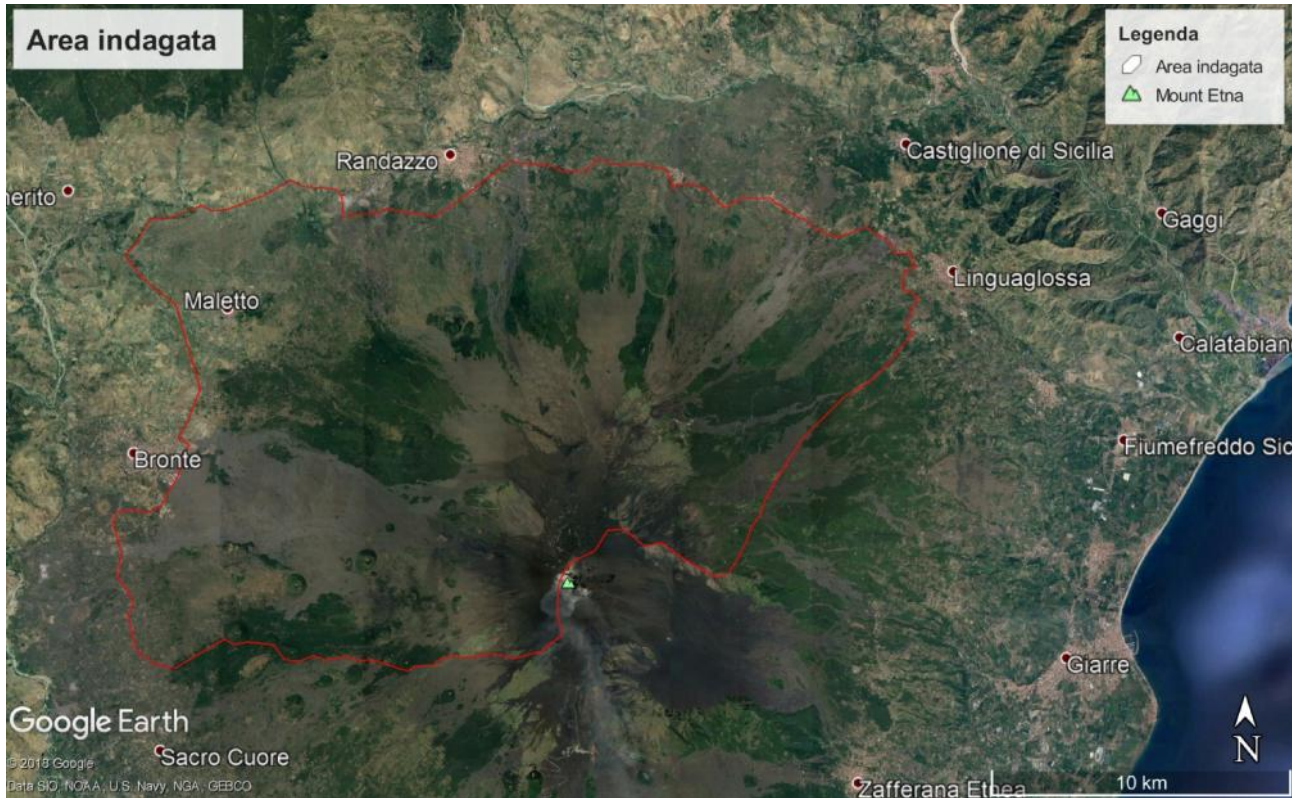


Fig. 1. Limiti dell'area indagata per il versante ovest.

Il numero di sopralluoghi complessivamente effettuati è stato necessariamente inferiore rispetto a quelli della stagione 2019, pertanto non è stato possibile visitare tutti i punti, pur mantenendo la stessa area di riferimento.

Le osservazioni sono state condotte in maniera standardizzata nella porzione occidentale dell'area mentre la porzione orientale è stata visitata in maniera randomizzata. Viene riportata la localizzazione dei punti di osservazione o di ascolto in figura 2.



Fig. 2. – Stazioni di osservazione.

Osservazioni

Per lo studio delle aquile sono state individuate delle stazioni fisse di osservazione. Le osservazioni sono state svolte prevalentemente nelle ore antimeridiane, 5-6 ore di attività per ogni sessione.

Già al primo sopralluogo è stata osservata la coppia di aquile reali in volo nell'area di nidificazione della precedente stagione a conferma dell'occupazione del sito.

L'osservazione ripetuta delle aquile in volo in un periodo in cui avrebbe dovuto svolgersi l'allevamento del pullo, ci ha indotti ad approfondire l'indagine, verificando subito l'eventuale avvenuta riproduzione e l'allevamento attraverso una osservazione diretta del nido. Questo intervento ci ha consentito di confermare l'occupazione del sito, l'allestimento del nido ma, purtroppo, l'assenza di prole anche per la stagione 2020.

Nel periodo di fine estate la coppia è stata osservata nei pressi del nido ma mai nelle sue immediate vicinanze. I sopralluoghi effettuati sono stati 15 distribuiti nel periodo luglio– novembre 2020.

Capitolo 3

RELAZIONE TRA IL SUCCESSO RIPRODUTTIVO DELL'AQUILA REALE E LE PRINCIPALI SPECIE PREDATA

Si ritiene importante ricordare anche in questa relazione, relativa alle indagini svolte nell'anno 2020, che l'aquila reale è un necrofago facoltativo ed è distribuita in gran parte dell'Emisfero nord. È un rapace altamente territoriale che preda mammiferi e uccelli di medie dimensioni. Nell'Area mediterranea il coniglio è la preda più comune (30–65% delle prede totali). Anche in Sicilia (Di Vittorio et al., 2003) e sull'Etna in particolare (De Luca et al., 1997), il coniglio rappresenta la principale specie preda.

La densità di una popolazione di aquila reale e il suo successo riproduttivo, in assenza di fattori antropici limitanti, sono determinati dalla disponibilità di un idoneo habitat riproduttivo e dalle risorse alimentari. Queste ultime, in termini di biomassa disponibile di prede, sono influenzate soprattutto da altitudine e produttività dei suoli (Newton, 1997).

Una delle principali funzioni della territorialità negli uccelli non coloniali, specialmente nei rapaci, è quella di fornire risorse adeguate, solitamente cibo e siti di nidificazione (Cody, 1985; Newton, 1997). Molti studi hanno indagato le abitudini alimentari dei rapaci paleartici, le differenze stagionali (Cramp e Simmons, 1980), e il successo riproduttivo differenziale tra gli habitat corrispondenti alle variazioni nella densità delle prede (Newton, 1997). La disponibilità di cibo è uno dei fattori più importanti che influenzano la qualità degli habitat dei rapaci, che è determinata non solo dalla densità delle prede, ma anche dall'accessibilità alla preda da parte dei predatori (Widen, 1994).

Le cause della variazione della produttività nella riproduzione sono importanti per comprendere l'ecologia di popolazione dei rapaci (Newton 1979) ed anche di altri uccelli (Newton 1998), oltre ad avere applicazioni sulla gestione delle popolazioni (Katzner et al. 2005). Per tali ragioni l'ulteriore verifica della specificità della dieta e della disponibilità di prede sono quindi ipotesi utili da verificare. **I nostri risultati sono coerenti con l'ipotesi della disponibilità delle prede: il ridotto successo riproduttivo può essere collegato anche alla ridotta densità di prede disponibili.**

Infine, è appena il caso di accennare, anche in questa relazione, come già esposto nelle precedenti, che il successo riproduttivo di predatori ed in special modo delle aquile reali (predatori posti ai vertici di una catena alimentare), costituisce un importante indicatore dello "stato di salute complessiva" di un ambiente naturale. Ciò rende particolarmente importante lo studio, in natura e con metodi di ecologia animale, dei "super predatori", indagando i rapporti tra una sola specie (indicatrice) e i componenti dell'ecosistema. Questo consente di rilevare, con un ottimale rapporto risorse impiegate/risultati, degli elementi di perturbazione e delle variazioni dell'habitat non sempre facilmente percepibili.

Capitolo 4

MONITORAGGIO SU POPOLAZIONI DI LAGOMORFI

Premesse

I censimenti e più in generale i monitoraggi rappresentano una fase preliminare e significativa nella gestione della fauna e dell'ambiente. L'importanza dei censimenti è sottolineata in tutti i testi sulla gestione faunistica pubblicati nell'ultimo cinquantennio e costituiscono la base empirica per la formulazione di modelli utili alla gestione, alla valutazione della qualità dell'habitat (Meriggi, 1991). Ciò ha portato, a partire dagli anni Cinquanta, alla realizzazione di numerosi studi basati su considerazioni matematico-probabilistiche, ai fini di approntare metodi di stima in grado di permettere censimenti di numerose specie in differenti contesti ambientali.

Coniglio selvatico

Il coniglio selvatico (*Oryctolagus cuniculus*) ha un ruolo significativo negli ecosistemi, anche al di fuori della sua area di origine; il suo pascolo, in condizioni di bassa densità, può favorire il sostentamento di una maggiore diversità vegetale e mantenere una qualità dell'habitat idoneo anche per alcune specie di Lepidotteri diurni (Sumption & Flowerdew, 1985); è preda di numerosi vertebrati. In Sicilia il Coniglio selvatico è predato da 3 specie di Carnivori e da 6 specie di Rapaci, alcune delle quali minacciate a vario grado (*Aquila fasciata*, *Aquila chrysaetos*, *Felis silvestris*) (Massa, 1981; Di Vittorio *et al.*, 2003 Siracusa, 2010). In condizioni di elevate densità (assai lontane, come si vedrà avanti, da quelle registrate con il presente lavoro) e senza opportuni metodi di protezione delle colture e/o di contenimento delle popolazioni può, però, causare seri danni alle attività agricole. Considerato Vulnerabile dalla IUCN (Villafructe&Delibes-Mateos, 2019).

Materiali e metodi

L'analisi dei segni di presenza è una tecnica da tempo utilizzata per ottenere indici di abbondanza delle popolazioni di coniglio selvatico (Chapuis, 1980). I principali segni di presenza che possono essere presi in considerazione sono escrementi, tane, impronte e scavi.

Sulla base delle valutazioni e delle informazioni ottenute durante appositi sopralluoghi, si è ritenuto che il metodo del conteggio degli escrementi fosse quello maggiormente idoneo per lo studio in oggetto. Inoltre, il metodo del conteggio degli escrementi si è dimostrato valido per la buona correlazione esistente tra numero di escrementi e densità di conigli (Wood, 1988; Palomares, 2001).

Il metodo può essere applicato secondo diverse tecniche a seconda delle condizioni ambientali delle aree di studio; nel nostro caso si è scelta quella proposta da Taylor & Williams (1956) e utilizzata per studi analoghi nel Parco Nazionale di Doñana (Spagna) (Moreno & Villafructe, 1992) e in diverse aree protette della Sicilia (Caruso & Siracusa, 1998; Caruso *et al.*, 1999; Caruso & Siracusa, 2001; Siracusa *et al.*, 2005; Siracusa *et al.*, 2007). Questa metodologia consiste nel contare il numero di escrementi in stazioni di rilevamento fisse sparse casualmente nell'area di studio. I dati permettono di acquisire informazioni sulla dimensione della popolazione, sull'andamento numerico nell'arco del tempo e sulla scelta dell'habitat.

Questo metodo si basa sull'assunto che un animale lascia inevitabilmente qualche segno della propria presenza e la quantità dei segni lasciati è in relazione diretta con il numero di animali presenti.

Un modello rappresenta un insieme di assunzioni che, semplificando la realtà, sintetizza gli aspetti che sono considerati rilevanti. In questo caso le assunzioni basilari del modello riguardano soprattutto il comportamento dell'animale e il comportamento dello sperimentatore.

Sarà pertanto possibile individuare una relazione astratta tra l'ammontare delle osservazioni effettuate (C) ed il totale della popolazione (T). Tale relazione non sarà di tipo deterministico in quanto il numero di fattori

che possono avere influenza su **C** è tale da non permettere l'introduzione completa in una relazione matematica. La relazione sarà invece considerata in termini stocastici introducendo un'ulteriore componente, detta erratica, nella quale confluiscono gli effetti di tutti gli altri fattori non previsti dal modello. Un modello ben strutturato fornisce una buona approssimazione della realtà. Si può dunque stimare il totale della popolazione **T** sulla base dell'ammontare di segni osservati **C**, in questo caso la quantità sperimentale (Fattorini, 1989). C'è però lo svantaggio che **C** è collegata al totale **T** secondo una relazione che non è nota (Caughley, 1977 in Fattorini, 1989)

Nel caso specifico, per ottenere una stima della densità di animali (**D**) in un'area di superficie nota, conoscendo il numero di escrementi depositati dall'animale giornalmente (**r**) e il periodo di tempo in cui questi sono stati depositati (**t**), abbiamo applicato la formula di Eberhardt & Van Etten (1956):

$$D = d/rt$$

dove (**d**) è la densità media di escrementi per stazione di rilevamento (numero medio di escrementi / superficie della stazione). Data la mancanza di dati sperimentali relativi alla nostra regione, è stato considerato **r** pari a 350, valore riportato da Moreno & Villafuerte (1992) per gli ambienti mediterranei e comunque non distante da quelli riscontrati in diversi paesi tra cui la Gran Bretagna (Lockley in Pages, 1980) e l'Australia (Wood, 1988). Il parametro (**t**) è il n° di giorni intercorsi tra la ripulitura delle stazioni e i conteggi. Tale metodo si basa sui seguenti assunti:

- i conigli normalmente compiono spostamenti limitati nello spazio gravitando su un'area di poche centinaia di metri di diametro; ne consegue che in un'area campione viene effettivamente considerata la popolazione che vi vive stabilmente

- durante la loro attività all'esterno delle tane, i conigli depositano i loro escrementi in modo uniforme in tutti i luoghi frequentati ad eccezione delle latrine nei confronti delle quali gli animali operano una scelta attiva. Per tale ragione queste ultime sono state escluse durante i conteggi.

Sono state identificate due aree campione (Etna Ovest ed Etna Est) rappresentative dei due diversi territori di caccia delle aquile reali. Per ognuna area campione sono stati identificati 40 punti di conteggio degli escrementi di coniglio. I campionamenti sono stati effettuati tra i mesi di Agosto e Ottobre.

Risultati

In Tab. 1 sono riportati i valori di abbondanza del coniglio selvatico nelle due aree campione e nei mesi campionati.

	Giugno	Luglio	Agosto	Settembre	Ottobre	Media	es
Etna Ovest			21,04	2,05	3,88	8,99	26,25
Etna Est			0,66	0,66	0,58	0,63	0,02

Tab. 1 – Valori di abbondanza del coniglio selvatico (ind./ha)

Nell'area campione di Etna Ovest i valori medi di abbondanza sono risultati pari a $8,99 \pm 26,25$ (media \pm errore standard) mentre in quella di Etna Est sono risultati pari a $0,63 \pm 0,02$ ind/ha

Come nel 2019 nell'area campione di Etna Ovest i valori di densità sono drasticamente diminuiti durante i mesi autunnali. Il valore massimo è risultato pari a 21,04 ind. / ha (Etna Ovest) mentre il valore minimo è di 0,6 (Etna Est). I valori massimi e minimi nell'area campione di Etna Est sono, invece, risultati pari a 0,7 e 0,6 ind. / ha mentre nell'area campione di Etna ovest sono risultati pari a 21,0 e 2,0 ind. / ha. In Tab. II sono riportati i risultati del monitoraggio del 2019.

	Giugno	Luglio	Agosto	Settembre	Ottobre	Media	es
Etna Ovest	12,0	8,5	11,6	0,3	1,5	8,4	2,23
Etna Est	2,4	0,6	1,2	0,9	1,3	1,4	0,29

Tab. II – Valori di abbondanza del coniglio selvatico (ind. / ha) nel 2019

I valori medi Agosto – Ottobre 2019 sono risultati pari a 6,5 ind. / ha e 1,2 ind. / ha rispettivamente per Etna Ovest e Etna Est. Nessuno dei valori è risultato differente in maniera statisticamente significativa (χ^2 ; $P > 0,05$) rispetto ai corrispettivi valori del 2020.

Durante un censimento svolto nella stessa area e con la stessa metodologia tra l'aprile e il settembre del 1999, è stata rinvenuta una densità pari a $23,03 \pm 7,86$ conigli / ha (Caruso et al., 1999). Il confronto tra il numero di conigli rinvenuti nel 2020 e il 1999 mostra una diminuzione statisticamente significativa dei conigli presenti nell'area ($\chi^2 = 21,78$; $P < 0,0001$).

Da questi dati la netta diminuzione della densità dei conigli determina una significativa diminuzione della biomassa disponibile per le aquile. In particolare il numero di conigli per ettaro dal 1999 ad oggi è passato da 23 a 8 a testimonianza del drammatico declino di questo lagomorfo in questa area del parco dell'Etna, dove peraltro allora era considerato molto abbondante. Tali densità risultano notevolmente inferiori rispetto alle densità note per altre aree protette siciliane, come più ampiamente discusso nella relazione del 2019.

Si ricorda inoltre il ruolo di specie chiave che ha il coniglio negli ecosistemi mediterranei, come messo in evidenza nella precedente relazione relativa al 2019.



Fig. 3. Coniglio selvatico



Fig. 4. Punto di campionamento degli escrementi



Fig. 5. Dimensione degli escrementi



Fig. 6. Coniglio selvatico (fototrappola)

Lepre italica

La Lepre italica (*Lepus corsicanus*) è endemica della Penisola italiana ed è attualmente valutata come Vulnerabile (VU) sia a livello globale (Randi & Riga, 2019) che a livello regionale (Sicilia) (Lo Valvo in De Filippo, 2007), con popolazioni in decremento. Le principali cause di minaccia sono attribuite all'erosione e alla riduzione qualitativa (intensificazione esemplificazione colturale, uso di fertilizzanti e agrofarmaci, pascolo bovino) degli habitat, principalmente successivi fenomeni di erosione della variabilità genetica, incremento di *inbreeding* e riduzione della *fitness* individuale; possono svolgere un ruolo determinante anche il bracconaggio e l'antropizzazione diffusa nelle aree di fondovalle, zone pianeggianti e lungo le coste (Trocchi e Riga, 2001; Trocchi e Riga, 2005).

La specie è adattata ad ambienti diversi, tollerando climi mediterranei ma spingendosi anche fino a quote di 2000 metri sull'Appennino centro-meridionale e di 2400 metri sull'Etna. Frequenta numerose e varie tipologie ambientali, soprattutto zone con presenza prossima di ampie aree aperte. Tale varietà di ambienti comprende aree coltivate (seminativi e frutteti), pascoli, garighe, prato-pascoli collinari e montani, incolti, aree aperte cespugliate e boschi di latifoglie con radure. In ambiente mediterraneo occupa aree a macchia anche fitta e ambienti dunali costieri.

Per quanto riguarda l'uso dello spazio e la territorialità, dalle poche informazioni attualmente disponibili, la specie appare piuttosto sedentaria con *home range* alquanto ridotti.

In Sicilia la lepre costituisce il 12% delle prede catturate dall'aquila reale (Di Vittorio *et al.*, 2003), quindi il suo valore trofico, per questo rapace, è inferiore a quello del coniglio selvatico.

Materiali e metodi

Line transect

Il metodo consiste nel percorrere in automobile un transetto standard con l'ausilio di un faro manovrabile e censire tutti gli esemplari osservati della specie target.

È molto utilizzato soprattutto in aree di pianura coltivate, dove è possibile illuminare una percentuale di territorio sufficientemente rappresentativa (intorno al 10%) dell'intera zona da monitorare (Meriggi 1989, Hutchings e Harris 1996, Langbein *et al.* 1999). Nel caso del presente monitoraggio i transetti sono stati effettuati da autovettura a velocità massima di 5 km/h, durante le ore notturne (dalle 20:00 alle 24:00), mediante proiettore alogeno da 100 Watt, illuminando entrambi i lati del percorso.

Per la lepre e altre specie di Lagomorfi, il metodo fornisce stime di densità, in quanto si può assumere che gli animali siano tutti nelle aree aperte, e perciò illuminabili, durante l'attività di alimentazione notturna; per i carnivori e gli ungulati, invece, il metodo fornisce solo indici relativi d'abbondanza, in quanto le specie appartenenti a questi gruppi frequentano, durante l'attività notturna, anche gli ambienti chiusi (Meriggi 1989).

Per ottenere stime attendibili è importante che i percorsi vengano scelti in modo casuale, affinché siano illuminati tutti i tipi di vegetazione presenti e perché nelle aree illuminate la distribuzione e la densità delle lepri non siano differenti da quelle dell'intera zona sottoposta a censimento, e quindi il campione sia rappresentativo di tutta l'area.

Ai fini del monitoraggio sono stati identificati 4 transetti lunghi al massimo due chilometri, due per ognuna delle aree campioni (Etna Ovest ed Etna Est), rappresentative dei territori di caccia delle aquile reali. I campionamenti sono stati svolti durante il mese di Ottobre.

Risultati

In Tabella II sono riportati i valori di abbondanza nelle due aree campione. I valori degli indici di abbondanza variano tra 0,25 (*ind. / km*) nell'area campione di Etna Est e 0,73 (*ind. / km*) durante i campionamenti autunnali nell'area campione di Etna Ovest.

	Estate	Autunno
Etna Ovest		0,73
Etna Est		0,25

Tab. III – Indici di abbondanza (ind. / km) della lepre italiana nelle due aree campione

I valori riscontrati sono maggiori rispetto a quanto riscontrato nell'autunno del 2019 (Tab. IV) anche se in maniera non statisticamente significativa (χ^2 ; $P > 0,05$).

	Estate	Autunno
Etna Ovest	0,50	0,25
Etna Est	0,00	0,00

Tab. IV – Indici di abbondanza (ind. / km) della lepre italiana nelle due aree campione durante il 2019

I valori riscontrati sono, inoltre, risultati bassi rispetto a quanto rinvenuto da Lo Valvo, 2007 in Sicilia (0,78 – 11,73 *ind. / km*).



Fig. 7. Lepre osservata durante il monitoraggio notturno.

Capitolo 5

DISTURBO LEGATO ALLA FRUIZIONE INCONTROLLATA

Anche per il 2020 sono stati rilevati episodi che riportano all'esercizio di attività non compatibili con la nidificazione dell'aquila reale nel Parco.

Come sopra esposto al cap. 2, anche quest'anno le Aquile reali della Valle del Bove non si sono riprodotte. Nessun giovane è stato osservato nel sito di nidificazione nei mesi di luglio ed agosto, quando il giovane involato avrebbe dovuto mantenersi in prossimità del nido per imparare le tecniche di volo e di caccia da parte dei genitori, nell'ambito delle cosiddette cure parentali.

Il 31 di agosto sul social Facebook, è stato pubblicato un post che riprende degli scalatori che utilizzano una parete attrezzata su un dicco nella parte settentrionale della valle del Bove. La parete è stata attrezzata a fix e chiodi tradizionali. Chiaramente la scelta e la preparazione della parete hanno richiesto diverso tempo per sopralluoghi, per la scelta della via e la posa dell'attrezzatura di arrampicata, con lo stazionamento di persone in prossimità del sito di nidificazione dell'aquila. E tutto questo in periodo di nidificazione!

Se l'aquila reale è l'esempio più eclatante di specie sottoposta a questo disturbo antropico, detta azione di disturbo è da riferirsi pure ad altre specie che nidificano nelle pareti rocciose come ad esempio il Falco Pellegrino o il Corvo imperiale ed anche a specie che nidificano a terra come la Coturnice, la Tottavilla, l'Allodola; solo per citarne alcune.

Un altro episodio da rilevare è il percorso escursionistico, anch'esso pubblicato su Fb, giorno 1 settembre 2020. Un escursionista ha pubblicato detto percorso, al fine di divulgare un nuovo itinerario inedito. Il percorso attraversa tutto il sito di nidificazione dell'aquila reale. Lo studio e l'esecuzione del percorso sono stati effettuati ovviamente prima della avvenuta pubblicazione quindi in pieno periodo di nidificazione.

Già nel 2019 avevamo rilevato e riportato l'abbandono della nidificazione a causa del tracciamento di un nuovo sentiero, eseguito da gruppi escursionistici-associazioni, al di fuori dei già numerosi sentieri segnalati e pubblicizzati dal Parco.

Questo a dimostrazione della continua esecuzione di attività poste in essere, spesso con spirito emulativo, sempre alla ricerca di nuove vie da proporre come novità al di fuori di quelle esistenti, ma in aperta violazione di precise disposizioni normative ed in assenza di controlli.

Nel Parco non a caso sono state individuate delle Zone di Protezione Speciale ai sensi della Direttiva europea Uccelli 2009/147/CE, tendenti a tutelare le specie con maggiori problemi di conservazione ed in cui ricadono le aree di nidificazione delle aquile.

Invece dette attività vengono svolte in piena autonomia senza minimamente pensare di essere in una zona protetta (Parco naturale e ZPS) e di dover preventivamente effettuare la Valutazione di Incidenza, così come prescrive la normativa per le aree Natura 2000.

In ogni caso il disturbo della fauna è vietato dalla normativa ed è sanzionabile, oltre che essere un danno a detrimento dei valori ambientali del Parco.

In merito al disturbo delle attività antropiche sulla Conservazione di specie sensibili come le aquile reali vi sono diverse rilevanze scientifiche.

Modifiche dell'habitat, anche dovute ad attività legate al turismo (Kaisanlahti et alii, 2008) possono far crescere nel prossimo futuro il disturbo a specie sensibili come l'aquila reale. I piani di gestione e conservazione debbono tenere conto di tale disturbo. Una efficace tutela dell'aquila reale richiede di porre vincoli in ambienti sufficientemente ampi e di studiare altri interventi per tutelare il territorio di nidificazione ed il successo riproduttivo.

Perona A. et alii, 2019, hanno condotto uno studio in Spagna sulla conseguenza del disturbo umano sulla biologia di un'altra specie di aquila, l'aquila di Bonelli. I conflitti uomo-fauna selvatica sono oggetto di preoccupazione nella biologia della conservazione. Ciò è particolarmente evidente nelle società ricche, dove molti cittadini visitano le aree naturali nei giorni festivi e nei fine settimana, arrecando disturbo alla fauna selvatica con il cosiddetto "effetto weekend". È stato misurato il disturbo su 30 coppie di aquila di Bonelli e

si è osservato che le aquile hanno compiuto uno sforzo maggiore nei fine settimana e nei giorni festivi durante il ciclo annuale per il reperimento del cibo. Questo è stato particolarmente evidente durante il periodo di non riproduzione, quando sono stati osservati home-range più ampi. Un maggiore sforzo nell'esplorazione di un territorio più grande porta ad un dispendio energetico extra dovuto alle interferenze nella caccia, con la conseguenza di una diminuzione della forma fisica delle aquile e col conseguente rischio di abbandono del nido e/o del territorio. Per queste ragioni è urgentemente necessario predisporre specifici piani di conservazione limitando lo spazio-temporale delle attività ricreative in particolare durante i momenti più critici, cioè quelli relativi alla cova e all'allevamento dei pulcini.

Capitolo 6

DISCUSSIONE SUI RISULTATI SCIENTIFICI E CONSIDERAZIONI FINALI, I SUGGERIMENTI AL PARCO E PROPOSTE

L'anno 2020 ha purtroppo confermato la difficile situazione dell'aquila reale sull'Etna. Le due coppie di aquile, quella del versante est e quella del versante ovest, non si sono riprodotte. Questo significa che nei quattro anni di monitoraggio, includendo anche il 2017 in cui la Lipu ha avviato autonomamente le osservazioni, le aquile reali si sono riprodotte una sola volta, con la coppia del versante est. Su 8 periodi riproduttivi (2 cp x 4 anni), pertanto, si è involato un solo giovane: questo significa che il successo riproduttivo è certamente al di sotto delle necessità di mantenimento della specie nel Parco. Fortunatamente le coppie stanno ancora mantenendo il proprio territorio e la presenza periodica di un giovane del terzo anno di età (3° calendar year), osservato e fotografato a dicembre 2020, con ogni probabilità rappresenta un giovane in fase erratica alla ricerca di un territorio e di un partner che potrebbe insediarsi qualora uno dei due componenti le coppie dovesse non essere più presente. Anche questo anno si è rilevato un enorme disturbo almeno in uno dei due siti in cui si è verificata la pubblicizzazione di una parete attrezzata per arrampicatori ed il collaudo di un tracciato escursionistico al di fuori della rete dei sentieri individuati dal Parco per l'escursionismo. Riteniamo che il disturbo antropico sia la causa principale del mancato successo riproduttivo dell'aquila reale sull'Etna. Si fa presente che alcuni sentieri già indicati dal Parco andrebbero sottratti alla fruizione almeno durante il periodo di nidificazione dell'aquila reale che va da metà dicembre a metà agosto. Con separato documento indicheremo detti sentieri e le misure da attivare.

Non va meglio sul fronte delle risorse alimentari, ovvero della disponibilità alimentare necessaria per assicurare le condizioni biologiche durante tutto il periodo riproduttivo dell'aquila reale. L'abbondanza delle prede deve essere assicurata infatti non solo durante l'allevamento della prole ma anche nel periodo delle parate nuziali e della fase preriproduttiva in modo da assicurare alla femmina quelle condizioni necessarie per attivare i processi fisiologici indispensabili per la riproduzione. Anche quest'anno la densità dei conigli e delle lepri non si è discostata significativamente dai valori piuttosto preoccupanti dello scorso anno, anche se il monitoraggio è stato effettuato per il solo periodo autunnale.

I risultati ottenuti durante il monitoraggio confermano quanto riscontrato nel 2019 e cioè la bassa densità di Lagomorfi nelle aree studiate e dunque una bassa disponibilità alimentare per l'aquila reale. Inoltre il confronto con la disponibilità di conigli nel 1999 mostra un trend negativo della popolazione di coniglio selvatico e una significativa riduzione della biomassa alimentare per l'aquila reale.

Quanto registrato si ritiene vada principalmente imputato alle diverse epidemie di mixomatosi e MEV che hanno interessato negli ultimi anni le popolazioni di conigli. Si rimanda alla precedente relazione (stagione riproduttiva 2019) per le considerazioni in ordine alle complesse ricadute ecosistemiche di queste epidemie e della conseguente notevolissima riduzione della popolazione di conigli.

Riepilogando, le densità delle più importanti specie che rappresentano le principali fonti alimentari dell'aquila reale presentano valori molto bassi.

Ciò concorre, insieme al disturbo antropico, a rendere difficile la riproduzione della specie aquila sull'Etna.



Fig.8. Coniglio affetto da mixomatosi.

Il territorio del parco, grazie alla sua naturalità e all'assenza di elementi di disturbo, offre una formidabile possibilità per studiare i delicati equilibri ecologici e l'evoluzione che avranno questi animali in un prossimo futuro e si propone la prosecuzione del lavoro anche nei prossimi anni.

Risulta inoltre particolarmente importante contenere il flusso escursionistico in alcuni percorsi quantomeno nel periodo riproduttivo, il più delicato per la biologia dell'aquila.

Capitolo 7

OSSERVAZIONE DI ALTRE SPECIE FAUNISTICHE DURANTE I MONITORAGGI

Le osservazioni di altre specie significative della fauna ornitica etnea sono riportate di seguito. L'ampiezza dell'area indagata e il tempo a disposizione non hanno consentito lo studio dello status delle varie specie ma certamente sono da rilevare alcune interessanti osservazioni.

Coturnice: il numero di individui osservati nell'area di studio è stato nettamente inferiore alla stagione 2019, tale assenza di contatti con la specie è certamente imputabile all'impossibilità di visitare l'area nel periodo di maggiore vocazione.

Quaglia: osservati individui in sosta.

Falco pecchiaiolo: singole osservazioni nel versante ovest di esemplari adulti. Si ricorda che, nel corso del lavoro svolto nell'anno 2019, erano stati osservati anche esemplari giovani.

Lodolaia: osservate almeno due coppie.

Falco della regina: osservati diversi individui in caccia.

Succiacapre: diversi individui osservati durante i censimenti notturni dei lagomorfi.

Averla capirossa: rilevato almeno un sito di riproduzione della specie.

Corvo imperiale: specie regolarmente osservata.

Gruccione: specie regolarmente osservata.

Fringuello e Peppola: osservati flussi pomeridiani di migliaia di individui nel periodo tardo invernale, probabile presenza di siti roosting di grandi dimensioni. La seconda specie è stata osservata con singoli individui tra i fringuelli. L'area compresa tra Monte Spagnolo e Monte Egitto sembra essere la più vocata.



Fig. 9. Gruccione in volo (*Merops apiaster*)



Fig. 10. Succiacapre (*Caprimulgus europaeus*)

Gli Autori:

- Giuseppe Rannisi
- Salvatore Strano
- Agatino Maurizio Siracusa
- Angelo Scuderi
- Andrea Messina
- Loredana Murabito

Si ringraziano Fabio Distefano ed i volontari del Life Choona della LIPU che hanno contribuito alla raccolta dei dati: Chiara Corpace, Matteo Forzese, Giulia Guarrera, Alessandra Raffa, Marco Reale.

BIBLIOGRAFIA

CARUSO S. & SIRACUSA A.M., 2001 - Factors affecting abundance of Wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in agroecosistem of the Mount Etna Park. - *HistrixIt. J. Mamm.* (n.s.) 12 (1): 45-49.

CARUSO S., SIRACUSA A.M. & LEONARDI G., 1999 – Coniglio selvatico, Ghiandaia, Gazza negli agroecosistemi del Parco dell’Etna – Università di Catania: 1 – 110.

CHAPUIS J. L., 1980 - Evolution saisonnier du regime alimentaire d’*Oryctolagus cuniculus* dans differents types d’habitats en France. - *Bull. Mens. - Off. Nation. Chasse; N° Sp. Scien. Techn.* Dicembre 1980.

CODY, M.L., 1985 - *Habitat Selection in Birds.* - Academic Press, New York.

CRAMP, S., SIMMONS, K.L., 1980 - *The Birds of the Western Palearctic, vol. II.* - Oxford University Press, Oxford.

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, Italia, pp. 180.

DE LUCA L., MANNINO V. & PANTO’ S., 1990 – Osservazioni su un caso di nidificazione di Aquila reale (*Aquila chrysaetos*, L.) su un Pino laricio nel territorio etneo. – *BOLL. ACC. GIOENIA SCI: NAT.* 23: 463 – 471.

DI VITTORIO M., SEMINARA S., LO VALVO M. 2003 - Nuovi dati sulla biologia e lo status dell’Aquila reale *Aquila chrysaetos* in Sicilia. - *Avocetta* 27: 40

DI VITTORIO M., SEMINARA S., LO VALVO M. 2003 - Nuovi dati sulla biologia e lo status dell’Aquila reale *Aquila chrysaetos* in Sicilia. - *Avocetta* 27: 40

EBERHARDT L. & VAN ET TEN R. C., 1956 - Evaluation of the Pellet Group Count as a Deer. - *Census Method. J. Wildl. Manage,* 20: 70-74.

FATTORINI L., 1989 – Modelli probabilistici per la valutazione del numero di animali in popolazioni selvatiche. - In Fasola M. (red.) Atti II Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XVI: 1-820.

KAISANLAHTI-JOKIMÄKI M.L., JOKIMÄKI J., HUHTA E., UKKOLA M., PEKKA H. & TUOMO O., 2008 -Territory occupancy and breeding success of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) around tourist destinations in northern Finland - *Ornis Fennica* 85:2–12. 2008

KATZNER, T.E., BRAGIN, E.A., KNICK, S.T. & SMITH, A.T., 2005 - Relationship between demographics and diets pecificity of Imperial Eagles *Aquila heliaca* in Kazakhstan. - *Ibis* 147:576–586.

LANGBEIN G., HUTCHINGS M.R., HARRIS S., STOATE C.,TAPPER S.C., WRAY S., 1999 - Thecniques for assessing the abundance of Brown hare *Lepus europaeus*. - *Mammal review*29: 93-116.

LO VALVO M., 2007 - Status di *Lepuscorsicanus* in Sicilia - Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze, de Filippo et al. (a cura di), 2007, IGF publ.

MASSA B., 1981 – Le régime alimentaire de quatorze espèces de Rapaces en Sicilie. - In: Rapaces méditerranéens – Ann. du CROP, 1: 119-129.

MERIGGI A., 1989 - Analisi dei metodi di censimento della fauna selvatica (Aves, Mammalia). Aspetti teorici e applicativi. - *Ricerche di Biologia della Selvaggina*83: 1-59.

MERIGGI A., 1991 – L’uso dei dati di popolazione per la gestione delle specie oggetto di prelievo - In Fasola M. (red.) Atti II Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XVI: 1-820.

MORENO S. & VILLAFUERTE R., 1992 - Seguimiento de las poblaciones de Conejo en le Parque Nactional de Donana. Estacion Biologica de Donana.

NEWTON, I. 1979 -Population Ecology of Raptors. -. Berkhamsted :Poyser.

NEWTON, I., 1997 -Population Ecology of Raptors. -. T. and A. D. Poyser, Berkhamsted.

NEWTON, I. 1998 -Population Limitation in Birds. - London: Academic Press.

PAGES M.V., 1980 - Methodes d'etude de la repartition spatiale du lapin de garenne dans deux milieux differents du Languedoc. Bull. Men. O.N.C., n° special, Dec. 1980: 111-126

PALOMARES, F. 2001. Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin* 29,2: 578-585.

PEDRINI P. SERGIO F., 2002 – Regional conservation priorities for a large predator: golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in the Alpine range – *Biological Conservation*, 103: 163-172.

PERONA A. M., URIOS V., LÓPEZ-LÓPEZ P. 2019 - Holidays? Not for all. Eagles have larger home ranges on holidays as a consequence of human disturbance - *Biological Conservation* 231 (2019) 59-66

RANDI, E. & RIGA, F. 2019. *Lepus corsicanus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T41305A2952954.<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20192.RLTS.T41305A2952954.en>. Downloaded on 10 November 2020.

SCHWEIGER A., FÜNFS TÜCKA.J., BEIERKUHNLEIN C., 2014 - Availability of optimal sizedpreyaffects global distribution patterns of the golden eagle *Aquila chrysaetos* – *Journal of Avian Biology* 51: 1 - 17.

SIRACUSA A. M., 2010 - Presenza e distribuzione del gatto selvatico europeo *Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777 in Sicilia. In: E. Randi, B. Ragni, L. Bizzarri, N. Agostani, G. Tedaldi, (eds.), 2010 - *Biologia e conservazione dei Felidi in Italia. Atti del convegno - Santa Sofia (FC) 7-8 Novembre 2008. Ente Parco Nazionale Foreste Casentinesi*. Pp. 61 – 63.

SIRACUSA A.M., CARUSO S. & LEONARDI G.,2005 - Abundance and seasonal fluctuations of the rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in agrocoenoses of Mount Etna, Sicily. - *Atti Soc. ita. Sci. Nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano* 146 (I): 117-126.

SIRACUSA A.M., LEONARDI G., GRASSO R., DI MAIO M.C., CARUSO S., PETRAIA A., 2007 - Indagini sulle popolazioni di coniglio selvatico (*Oryctolagus cuniculus*) in due aree protette della Provincia di Ragusa – *Atti e Memorie dell’Ente Fauna siciliana. Volume IX (2002-03-04)*: pp. 49-85.

SUMPTION K.J. & FLOWERDEW J.R., 1985 – The ecological effects of the decline in rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L.) due to myxomatosis. – *Mammal review* 15: 151 – 186.

TAYLOR R.H. & WILLIAMS R.M., 1956 - The use of pellets counts for estimating the density of populations of wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus*. *New Zealand Journ. Scient. Techn.*, 38: 236-256.

TROCCHI V., RIGA F. (a cura di), 2001. Piano d’azione nazionale per la Lepre italiana (*Lepuscorsicanus*). *Quad. Cons. Natura*, 9, Min. Ambiente. Ist. Naz. Fauna selvatica, pp. 102.

TROCCHI V., RIGA F. (a cura di), 2005. I Lagomorfi in Italia. Linee guida per la conservazione e la gestione. *Min. Politiche Agrarie e Forestali - Ist. Naz. Fauna selvatica, Documenti Tecnici*, 25: 1-128.

Villafuerte, R. &Delibes-Mateos, M. 2019. *Oryctolagus cuniculus* (errata version published in 2020). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T41291A170619657. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T41291A170619657.en>. Downloaded on 03 December 2020.

WIDEN, P., 1994. Habitat quality for raptors: a field experiment. *Journal of Avian Biology* 25, 219–223.

WOOD D. H., 1988 - Estimating rabbit density by counting dung pellets. *Austr. Wildl. Res.* 15: 665 – 671.