



Piano del Parco

Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise

Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise

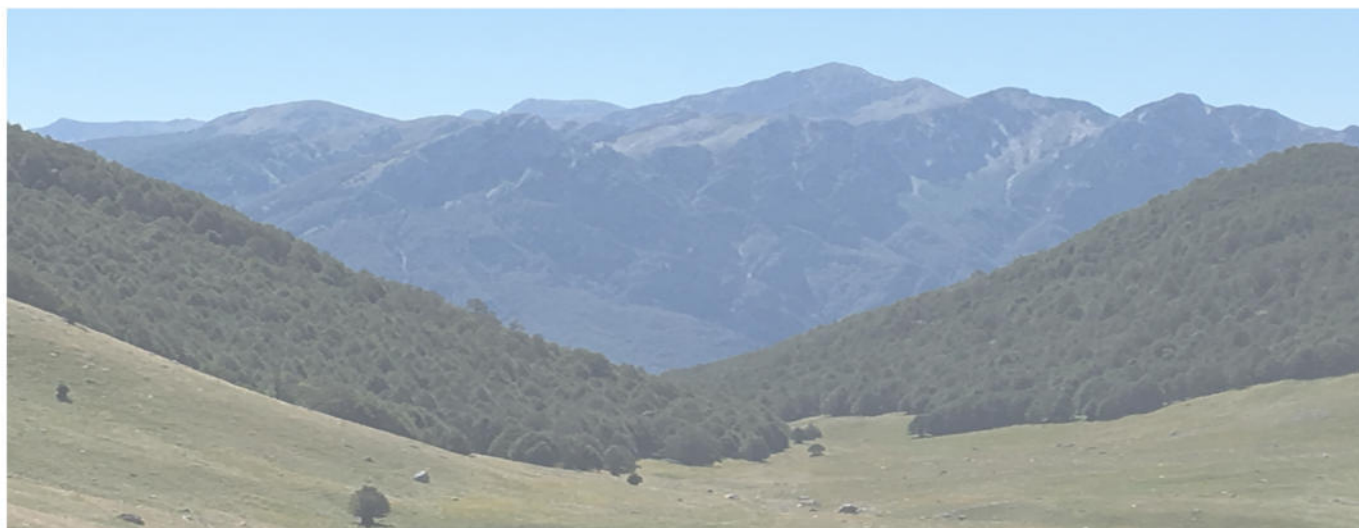
Responsabile Unico del Procedimento
dott.ssa Cinzia Sulli

Direttore
dott. Luciano Sammarone

Gruppo di Piano PNALM

Engeko S.c.a.r.l

dott. Alessandro Piazzi
dott. Giacomo Cozzolino
ing. Daniel Bazzucchi
paesaggista Riccardo Leone



Relazione

Allegato 7 - La fauna. Status di conservazione e minacce

1. Sommario

1. STATO DI CONSERVAZIONE E MINACCE	2
1.1. MAMMIFERI.....	2
1.1.1 Orso bruno marsicano (<i>Ursus arctos marsicanus</i>)	2
1.1.2 Camoscio appenninico (<i>Rupicapra pyrenaica ornata</i>)	5
1.1.3 Altre specie di ungulati selvatici	10
1.1.4 Lupo (<i>Canis lupus</i>).....	11
1.1.5 Gatto selvatico (<i>Felis silvestris</i>).....	14
1.1.6 Lontra (<i>Lutra lutra</i>)	15
1.1.7 Lepre italiana (<i>Lepus corsicanus</i>)	17
1.1.8 Chiroterri.....	18
1.2. Anfibi.....	22
1.3. Rettili	27
1.4. Gambero di fiume e pesci.....	34
1.5. Uccelli	40
1.6. Entomofauna	54

2. STATO DI CONSERVAZIONE E MINACCE

2.1. MAMMIFERI

1.1.1 Orso bruno marsicano (*Ursus arctos marsicanus*)

L'orso bruno marsicano è considerato in Pericolo Critico di estinzione per l'IUCN. Si tratta di una sottospecie dell'orso bruno europeo, endemica dell'Appennino centrale, con la sua *core area* coincidente con il PNALM. Negli ultimi anni sono notevolmente aumentate le conoscenze biologiche ed ecologiche di questa specie. Sebbene l'orso marsicano sia ancora fortemente minacciato di estinzione, alcuni lavori ci restituiscono risultati incoraggianti.

Lo studio sul genoma ha, ad esempio, evidenziato che, a fronte di una bassissima variabilità genetica, il genoma del marsicano riesce in qualche modo a mantenere adeguati livelli di variabilità genetica in poche ma vitali porzioni del proprio genoma, variabilità del tutto paragonabile a quella di altre popolazioni di orso bruno ben più numerose. Questi geni riguardano proprio il sistema immunitario, la sensibilità olfattiva e la capacità di digerire carboidrati. Questo conferisce quindi all'orso marsicano ancora adeguate capacità di difesa dagli agenti patogeni e notevoli capacità di discriminazione olfattiva e di alimentazione. Dallo studio emerge che la popolazione di Orso bruno marsicano è rimasta isolata da altre popolazioni oltre 3000-4000 anni fa, subendo una drastica riduzione numerica già a partire da 8000 anni fa, ma con un picco drastico intorno a circa 4000 anni fa. Isolamento e riduzione numerica hanno comportato l'aumento del carico genetico, cioè il numero di difetti genetici nella popolazione che potrebbero comportare effetti come deficit energetici, debolezza muscolare, anomalie nello sviluppo dello scheletro e del cranio. Si ipotizza tuttavia che l'elevata diversità nella dieta dell'orso, specialmente vegetariana, potrebbe avere bilanciato molti di questi deficit energetici. Altro risultato è che a livello di 22 geni, associati a comportamenti mansueti o aggressivi, l'Orso bruno marsicano mostra varianti geniche fisse che lo distinguono nettamente da altre popolazioni di orso bruno.

Dal punto di vista demografico, i dati sulla consistenza della popolazione, raccolti nell'areale principale dell'orso, sono fermi al 2014, con valori purtroppo molto bassi di 50 (45-69), ma che presentano al contrario valori di densità molto elevati 4 orsi/100 km².

Anche la distribuzione non sembra discostarsi da quello che è l'areale storico. Quest'area è composta da un'area estesa (4.923 km²) e un'area più piccola di 499 km² situata 55 km più a Nord, frequentata tra il 2006 e il 2010 esclusivamente da un individuo maschio, ritrovato successivamente morto nel 2012 (Ciucci et al 2014). Anche l'area delle femmine riproduttive di 1460 Km² coincide quasi esclusivamente con il territorio del PNALM e della sua Area Contigua: la fitopatologia delle femmine e fattori densità-dipendenti sono probabilmente alla base della lentezza dell'espansione e anche dei bassi tassi riproduttivi: i cuccioli restano 1 anno e mezzo con la madre e l'intervallo tra i parti è di 3 - 4 anni.

Però dal monitoraggio della conta delle femmine è emerso che dal 2013 al 2019 c'è stata una media di 5 femmine riproduttive e la produzione di circa 10 cuccioli l'anno. Di conseguenza esiste una riserva di femmine riproduttive e più del 70% delle femmine è associata a 2 - 3 piccoli.

L'analisi sulla dieta, realizzata attraverso l'analisi di 1.474 campioni fecali, ha messo in evidenza che il PNALM offre una varietà di specie in tutte le aree indagate e in tutte le stagioni. Essendo una specie opportunistica e onnivora, ovviamente sono state rilevate differenze nei vari settori del Parco e a seconda della produttività di alcune risorse (ad esempio la faggiola).

All'esterno del PNALM le informazioni sull'orso sono state sempre molto frammentate e questo non ha mai consentito negli anni passati di conoscere presenza e distribuzione dell'orso fuori dalla *core area*. L'istituzione della Rete di Monitoraggio della Regione Lazio e quella della Regione Abruzzo e Molise dopo, sta favorendo la raccolta di informazioni standardizzate e puntuali su tutta l'area di presenza dell'orso.

I dati raccolti indicano la presenza di femmine riproduttive anche fuori dalla *core area* delle femmine con cuccioli descritta in Ciucci et al, 2014. Questo è senza alcun dubbio un elemento molto importante che, insieme ai dati raccolti sulla conta delle femmine con i cuccioli, indicano segnali positivi per il potenziale riproduttivo di questa popolazione. Negli ultimi anni è aumentato il numero di orsi confidenti e/o problematici che hanno richiesto interventi gestionali e una presenza attiva di personale. In particolare, negli ultimi 5 anni gli orsi che sono stati classificati problematici sono stati 6, sebbene altri individui periodicamente e in alcune stagioni o per periodi limitati abbiano frequentato più i centri abitati. Il fenomeno degli orsi in paese è molto variabile negli anni, come confermato da ricerche condotte in questo ambito. Le motivazioni che sono alla base dei comportamenti confidenti sono molteplici: una risposta a variazioni di disponibilità di cibi in natura, altri fattori come indole, età, storia individuale e dinamiche sociali dispotiche da parte di orsi dominanti, possono influenzare questo comportamento.

Del resto, è emerso con chiarezza, alle prime manifestazioni di questi comportamenti, che tutti gli orsi monitorati erano animali giovani, la categoria più vulnerabile e assoggettabile in una popolazione di orsi. All'insorgere dei comportamenti confidenti il PNALM interviene mediante l'attuazione del Protocollo orsi confidenti che prevede la cattura dell'animale per l'applicazione del radiocollare e le azioni di condizionamento negativo, azioni di prevenzione e di rimozione delle risorse alimentari, azioni di comunicazione.

Purtroppo, l'impossibilità di mettere in sicurezza le risorse trofiche all'interno dei centri abitati e la difficoltà di correggere i comportamenti sbagliati delle persone che sistematicamente si assembrano nei centri abitati per avvistare e fotografare gli orsi (a volte anche attirandoli con delle esche) vanificano ogni intervento gestionale di ricondizionamento degli orsi.

Un altro elemento cruciale che molto spesso può essere alla base dell'insorgenza dei comportamenti confidenti sono i "carotai", che creano problematiche sanitarie (promiscuità nell'uso della risorsa da parte

di più individui e specie) e possono modificare il comportamento degli individui: gli orsi che vanno ai carotai utilizzano aree più antropizzate, meno idonee, con numerosi pericoli per la loro incolumità, possono non svernare, aggregano più individui con maggior rischio di infanticidio.

Pressioni nel PNALM ed effetti negativi

- **Bassi parametri riproduttivi**: la criticità principale dell'orso bruno marsicano consiste nei bassi parametri riproduttivi, nella filopatria delle femmine che rallenta l'espansione naturale della specie e la mortalità di origine antropica diretta o indiretta che ad oggi è sicuramente la minaccia principale. Il numero di femmine in età riproduttiva è così limitato che quelle che si riproducono ogni anno possono essere insufficienti per tenere testa alle perdite demografiche che comunque la popolazione si trova a sostenere. Se pensiamo che per "rimpiazzare" la perdita di una femmina in età riproduttiva occorrono 12 anni, ci si rende conto che se non riusciamo a limitare le cause "non naturali" degli individui di questa piccola popolazione rischiamo di vanificare ogni sforzo di conservazione.
- **Mortalità antropica**. Il 90% delle cause di mortalità sono di natura antropica: diretta e indiretta ed è questa che deve essere ovviamente tenuta sotto controllo per quanto esposto al punto precedente.
- **Attività antropiche**. Oltre a fattori biologici, esistono numerose criticità di natura antropica che è possibile contrastare mediante interventi attivi, regolamentazioni e incentivazioni. Alla base di tutto ciò, resta la necessità di riuscire ad aumentare la diffusione di modelli di comportamenti sostenibili da parte delle popolazioni locali in primis e dei turisti secondariamente.
- Le **attività agricole, zootecniche e forestali** possono rappresentare delle minacce importanti non solo per il disturbo causato dalla presenza di persone e animali, specialmente in alcuni periodi dell'anno, ma anche perché queste stesse attività, se non regolamentate, potrebbero determinare alterazione e frammentazione degli habitat. L'allevamento zootecnico e la presenza dei cani potrebbero determinare problematiche sanitarie anche molto gravi.
- **Risorse trofiche nei centri abitati**. La presenza di cibo facile (orti, frutteti, pollai e rifiuti) all'interno dei centri abitati o lungo le principali arterie stradali può rappresentare un elemento negativo, in quanto può favorire la presenza di animali in aree urbane e quindi potenzialmente pericolose per investimento e altre forme di uccisione diretta o indiretta, ma anche perché favorisce l'insorgenza di comportamenti confidenti. La rimozione delle fonti trofiche urbane e i miglioramenti ambientali nelle aree più wild possono essere strumenti importanti per ridurre le possibilità di incontro tra orso e uomo.
- **Attività turistiche e outdoor**. Rispetto questa ultima tematica, studi bibliografici indicano il turismo come una minaccia per molte specie sia per quanto riguarda il disturbo che ha effetti sul

comportamento dell'animale anche di tipo spaziale (si sposta in aree meno idonee e più pericolose, non sverna, infanticidio, maggiori rischi di investimento) e sulla fisiologia (aumento degli ormoni dello stress con conseguenze anche molto gravi). Inoltre l'aumento delle attività turistiche finalizzate all'osservazione della fauna determina processi di abitudine e di confidenza

Azioni

Il mantenimento degli habitat e degli ecosistemi, la regolamentazione delle attività antropiche, comprese quelle escursionistiche e turistiche, restano misure proattive necessarie per la conservazione di questa specie. La regolamentazione di tutte le attività antropiche (silvicolture, allevamento, attività turistico - ricreative, ecc) è essenziale per conciliare le attività economiche con quelle di conservazione.

Le misure di conservazione più strettamente legate alla gestione degli orsi confidenti restano la rimozione o il rendere inaccessibili le risorse alimentari all'interno dei centri abitati o lungo le principali arterie stradali. Queste misure dovrebbero essere realizzate in tutti i centri abitati, anche in quelli che non sono interessati dalla presenza degli orsi confidenti.

Monitoraggio

Per una specie elusiva, rara, di piccole dimensioni ma con un ampio territorio come l'orso bruno marsicano, il monitoraggio richiede protocolli di lavoro e metodiche molto complesse e costose e non sempre di facile realizzazione. Per una popolazione ridotta numericamente è davvero complesso individuare protocolli di monitoraggio che permettano di identificare nel breve tempo piccoli cambiamenti. L'intenso lavoro condotto con l'Università "Sapienza" di Roma ha permesso di mettere a punto obiettivi specifici e protocolli di monitoraggio.

Il monitoraggio dell'orso bruno marsicano si è basato essenzialmente su:

- monitoraggio genetico non finalizzato alla stima di popolazione ma alla ricerca di nuovi genotipi
- conta delle femmine con cuccioli
- cattura e monitoraggio telemetrico di alcuni individui (specialmente femmine in area periferica e animali confidenti)
- verifica di tutte le segnalazioni di orso fuori dal territorio del PNALM (rete di monitoraggio Abruzzo Molise)
- monitoraggio e controllo degli individui confidenti e/o problematici

1.1.2 Camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*)

Classificata come Vulnerabile (VU) nella lista Rossa, all'inizio del 1900, questa sottospecie era presente esclusivamente con poche decine di individui nei balzi della Camosciara e sarebbe stato destinato all'estinzione se non ci fosse stata l'istituzione del Parco, nato proprio per la conservazione di questa

specie, e specifiche azioni di tutela e conservazione, tra cui l'istituzione di riserve integrali, la regolamentazione del pascolo e del turismo. Sicuramente l'azione di conservazione più importante avvenne alla fine degli anni '80 del secolo scorso, quando il PNALM si fece promotore di un'importante operazione di reintroduzione per riportare il camoscio sugli altri massicci dell'Appennino centrale. Fu così che nel 1991 e nel 1992 i camosci vennero reintrodotti rispettivamente dapprima sulle cime della Maiella e poi del Gran Sasso. Nel 2008 le operazioni continuarono con la reintroduzione nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini e nel 2012 nel Parco Regionale del Sirente Velino. Oggi, grazie a queste importanti operazioni condotte dal Parco si contano 3500 camosci suddivisi in 5 popolazioni. Circa 600 animali vivono nel PNALM.

Tra il 2009 e il 2010 i branchi storici del PNALM (Val di Rose-Iamiccio-Petroso) hanno subito una diminuzione soprattutto a carico delle classi giovanili, probabilmente a causa della bassa sopravvivenza dei capretti al primo anno registrata nel 2009 (10%), che ha avuto ripercussioni sulla struttura di popolazione negli anni successivi.

Gli approfondimenti scientifici effettuati a partire dal 2010 a seguito del Progetto LIFE COORNATA hanno permesso di analizzare le principali criticità legate a questa specie, in primis competizione spaziale e alimentare con gli altri ungulati (selvatici e domestici) e aspetti sanitari correlati

Queste informazioni sono state sintetizzate in un allegato tecnico dal quale è scaturito un Piano di Gestione adottato dal PNALM.

Pressioni nel PNALM

- Lentezza nell'espansione dell'areale. L'areale della specie all'interno del PNALM non si è più allargato da almeno dieci anni a questa parte, nonostante il baricentro della popolazione si sia spostato qualche chilometro più a sud rispetto a venti anni fa (Latini et al., 2012b).
- Interazioni con gli ungulati selvatici e domestici. Durante gli ultimi tre decenni si è passati da una condizione in cui il camoscio era l'unico ungulato presente nel PNALM al sistema multispecifico di oggi, in cui il camoscio divide gli spazi con il cervo, il cinghiale, il capriolo, oltre al bestiame domestico. Cervo, bestiame (capra in particolare) e cinghiale erano indicate già nel Piano d'Azione come potenziali fonti di interferenza e competizione rispetto al camoscio (Dupré et al., 2001).

a) Distribuzione e presenza di altri ungulati selvatici in area camoscio

Il cinghiale è arrivato negli anni '80 in seguito a rilasci più o meno controllati e più o meno leciti avviati soprattutto a fini venatori in aree limitrofe al Parco. Di questa specie non esistono stime di consistenza, né è noto il grado dell'eventuale danneggiamento causato sui pascoli di alta quota, che questo ungulato frequenta abitualmente durante la stagione estiva; né tantomeno si conoscono le potenziali interazioni col camoscio, nonostante questo aspetto fosse già stato indicato come meritevole di un approfondimento (Dupré et al., 2001).

Alle reintroduzioni di cervo effettuate negli anni Sessanta è seguita una continua espansione di questa specie in tutta l'area del Parco, con densità variabili a seconda dei punti di rilascio e del grado di protezione e di idoneità degli habitat per la specie.

b) Presenza e consistenza del bestiame pascolante in area camoscio

Il bestiame domestico, le cui modalità di allevamento sono state completamente ribaltate nel corso degli ultimi 20 anni (da prevalenza di ovicaprini a prevalenza di bovini ed equini; Latini et al., 2012b), è costantemente presente in area camoscio, anche in zone interdette (aree riserva integrale, o pascoli assunti in gestione). Oltre a modificare e in alcuni casi a “danneggiare” il pascolo, il bestiame rappresenta anche altre criticità. Il disturbo arrecato dal bestiame è stato osservato anche direttamente su campo in pochi ma indicativi casi in cui dei bovini hanno letteralmente spaventato e spostato dei gruppi di camosci al pascolo, costringendoli a rifugiarsi sulle rocce. Spesso con gli animali domestici sono presenti anche dei cani che amplificano il disturbo. Infine, la presenza di un ingente numero di bovini ed equini sui pascoli di alta quota è un elemento da tenere in considerazione anche per i danni al cotico erboso provocati dal calpestio di esemplari che possono raggiungere i 1000 kg di peso.

c) Competizione trofica col cervo

La composizione e la sovrapposizione della dieta di camoscio e cervo è stata studiata attraverso l'esame microistologico di 498 campioni fecali raccolti in tre aree campione (Val di Rose, La Meta, M. Amaro). È risultata una sovrapposizione in tutte le aree e per tutte le stagioni, ma in assenza di dati sulla disponibilità trofica, questo risultato non desta al momento molta preoccupazione. Invece va sottolineato come i dati raccolti nel 2010-2012 dalle Università di Siena e di Bologna in Val di Rose (unica area dove era stato effettuato un lavoro analogo in passato) hanno permesso di riscontrare, rispetto agli anni '80, un aumento significativo di frequenza/copertura di specie vegetali non palatabili e un generale calo di frequenza/copertura delle specie più utilizzate dal camoscio nel 1982-1984 (Corazza et al., 2012; Ferretti et al., 2012).

d) Uso dell'habitat e sovrapposizione tra cervo e camoscio

Il grado di sovrapposizione tra cervo e camoscio nelle aree di pascolo e la selezione di habitat all'interno di queste in base alle variabili di pendenza, rocciosità ed esposizione, sono stati analizzati attraverso uno specifico *pellet-group count* sui pascoli di alta quota in quattro aree rappresentative che si differenziano per diversità ed abbondanza di ungulati selvatici e domestici. I risultati hanno evidenziato come la pendenza sia la variabile selezionata dal camoscio ed evitata dal cervo.

La forte selezione del camoscio per le aree ad alta pendenza è stata confermata dall'analisi dei dati delle localizzazioni GPS, che hanno fornito risultati praticamente identici a quelli del *pellet-group count* (Latini et al., 2013).

In sostanza, cervo e camoscio, pur frequentando le medesime aree e presentando un simile comportamento alimentare (del resto sono entrambi erbivori), mostrano un diverso uso dell'habitat, probabilmente in virtù di differenti adattamenti evolutivi e strategie anti predatorie. Questa specializzazione e la conseguente separazione più o meno ampia delle nicchie ecologiche è la condizione tipica che porta specie diverse, in competizione per le risorse, a non escludersi a vicenda ma a creare una comunità ed una coesistenza potenzialmente stabili.

- **Randagismo e vagantismo canino.** Nonostante questo fenomeno non sia stato studiato nello specifico, nel corso delle attività di campo si documenta spesso come i cani che coadiuvano il pastore, svolgendo il compito di guardiania e di guida delle greggi, spesso vaghino liberamente e possano disturbare i camosci sia durante le ore di pascolo, sia nelle ore di ricovero allo stazzo. In più di un'occasione si è direttamente osservato l'inseguimento di camosci da parte di questi cani. Inoltre, manca una conoscenza sul numero di cani effettivamente presenti sul territorio in quanto nonostante la Legge 281/1991 e le leggi regionali di recepimento obblighino i possessori di cani all'iscrizione alle anagrafi canine regionali, pochissimi sono quelli effettivamente in regola.

La presenza dei cani può determinare un impatto sia diretto, con predazione di camosci (difficile da quantificare considerata la difficoltà di recuperare le carcasse di camoscio in tempo utile per una definizione delle cause di mortalità), sia indiretto determinando la non regolare alimentazione dei camosci durante il pascolo e il loro confinamento in aree ristrette.

- **Turismo.** Uno studio condotto in Val di Rose agli inizi degli anni '80 indicava che l'eccessivo flusso turistico estivo arrecava disturbo ai camosci nella fase di alimentazione e nel normale ritmo delle altre attività biologiche quotidiane (Cederna & Lovari 1985). Pertanto, nel 1984 in via sperimentale, l'Ente Parco stabilì di limitare l'accesso lungo i sentieri di Val di Rose e M. Amaro, ossia le aree che all'epoca ospitavano la maggiore concentrazione di camosci. Da allora, nei mesi di luglio e agosto di ogni anno, l'accessibilità a questi due sentieri avviene solo su prenotazione, per un numero massimo di cinquanta persone al giorno accompagnate da guide autorizzate dall'Ente. Dal 2010 tali restrizioni sono state estese anche al sentiero che da Passo dei Monaci conduce alla sommità della Meta; questo intervento è stato deciso in seguito alle ripetute segnalazioni di bivacco e pernottamento in cresta, distribuzione di cibo, conduzione di cani, tentativi di avvicinamento, schiamazzi e altri comportamenti di disturbo ai camosci.

Per quanto riguarda le varie forme di alpinismo invernale, non vi sono elementi che dimostrino che questi sport creino disturbo al camoscio appenninico, forse anche in considerazione dell'esiguo numero di praticanti. Tuttavia, siccome queste attività sono svolte proprio nell'habitat di questa specie e fuori dai percorsi autorizzati, potrebbero comunque avere un certo impatto su di essa.

- Stato sanitario. In termini di prevalenza il camoscio risulta molto più infestato del cervo per tutte e tre le principali categorie di parassiti (gastrointestinali, Coccidi e Strongili broncopolmonari). La differenza è evidente anche con i bovini, mentre con gli ovicapri la differenza significativa riguarda soltanto gli Strongili broncopolmonari.

Confrontando i dati parassitologici del camoscio del 2012 con quelli di studi precedenti il livello di infestazione parassitaria, in particolare di Coccidi e Strongili broncopolmonari, è dunque indubbiamente aumentato. In particolare, è emerso che le prevalenze di Strongili gastrointestinali, che costituiscono la stragrande maggioranza dei parassiti gastrointestinali, non mostrano differenze significative tra il 2012 e gli anni precedenti (cfr Martella et al., 2003; Tomassini, 2005; Galante).

Per i Coccidi, presenti anche in passato con elevate prevalenze (>75% nel 1996, Martella et al., 2003), il risultato del 2012 è significativamente maggiore rispetto al 2004 (Tomassini, 2005) e al 2010 (Galante, 2010). Ancora più chiara sembra la situazione relativa agli Strongili broncopolmonari: mentre fino al 2010 non si rilevano differenze rispetto al 1996, i risultati del 2012 sono invece significativamente più elevati rispetto a tutti gli altri, così come lo erano già quelli del 2011 (Latini et al., 2011a).

Lo screening sierologico condotto tra il 2012 e il 2014 su cervi, camosci e bestiame domestico ha fornito numerosi spunti sanitari: nel PNALM sul camoscio non ha evidenziato particolari criticità. Nei 23 campioni analizzati, infatti, sono stati rilevati soltanto 7 casi di positività: 3 alla BVD e 1 ciascuno per Chlamydia, Febbre Q, Rhinotracheite infettiva (IBR) e Leptospirosi.

Il cervo risulta la specie selvatica (tra quelle esaminate) nella quale sono state rilevate positività sierologiche al maggior numero di patogeni; per la Blue Tongue la prevalenza è addirittura superiore a quella degli ovicapri. Queste osservazioni suggeriscono l'esistenza di un ruolo non marginale del cervo nella circolazione dei patogeni esaminati e di pattern di infezione caratterizzati da fattori ecologici e predisponenti (es. recettività di specie), che in qualche modo rendono più efficiente, rispetto ad altri selvatici, la diffusione di alcune infezioni all'interno della comunità recettiva (Fenati, com. pers.).

In conclusione, lo scenario complessivo che si potrebbe delineare per l'area di studio è quello di un sistema multiospite caratterizzato da delicate e complesse connessioni epidemiologiche tra specie differenti. Sicuramente, nella comunità recettiva i domestici sembrano giocare un ruolo prevalente, almeno nella circolazione di molti dei patogeni considerati, garantendo una fonte di esposizione costante anche per le specie selvatiche simpatriche (Fenati, com. pers.).

Monitoraggio

Ogni anno vengono realizzate le conte in simultanea con la tecnica del *block census*, in due sessioni (una estiva e una autunnale). Attraverso questa tecnica è possibile definire il MNA, ossia il numero minimo disponibile degli animali. Realizzato ogni anno permette di studiare il trend della popolazione.

Per definire la struttura di popolazione, si effettuano invece delle osservazioni nei branchi più rappresentativi. Le osservazioni sono condotte da personale specializzato e standardizzato e consentono di definire i parametri di popolazione più importanti.

1.1.3 Altre specie di ungulati selvatici

Cervo e capriolo sono stati reintrodotti nel Parco a partire dal 1975-1976. Queste reintroduzioni avevano l'obiettivo di ricostruire le biocenosi presenti nel Parco e rientravano in un'operazione più specifica che riguardava la conservazione del lupo: fornire prede naturali a questo predatore.

La presenza del **cinghiale** è avvenuta qualche anno dopo, negli anni '80 e la presenza di questa specie si deve con molta probabilità alle immissioni effettuate dai cacciatori fuori parco.

Pur non essendo specie che beneficiano di una particolare tutela, la loro presenza è in ogni modo molto importante e deve essere monitorata per ragioni tra loro contrapposte: da un lato sono le prede naturali dei carnivori presenti nel Parco, dall'altra possono rappresentare un problema molto serio per quel che riguarda i danni alla vegetazione, al bosco e all'agricoltura, oltre a rappresentare competitori spaziali e trofici per il camoscio o essere serbatoi di molte malattie.

Queste specie vengono monitorate da diversi anni attraverso una tecnica di studio chiamata *pellet group count*. Attraverso questa tecnica è possibile ricavare stime di densità per cervo e capriolo, mentre per il cinghiale si ricava un valore di presenza chilometrico. L'area di studio, corrispondente all'intero PNALM, è stata suddivisa in tre strati di campionamento corrispondenti a differenti densità di cervo sulla base dell'ipotesi che la densità diminuisca all'aumentare della distanza: strato 1 ad alta densità dei cervi; strato 2 media densità; strato 3 bassa densità.

La densità media del cervo su tutta l'area di studio risulta di 3,8 capi/km² (IF 95% = 3,6-4,2).

Analizzando i dati per strati, emerge una maggiore omogeneità tra lo strato 1 e lo strato 2, mentre la densità nello strato 3 risulta inferiore, sebbene gli intervalli di confidenza si sovrappongano tra gli strati.

La densità media complessiva risulta aumentata rispetto all'annualità 2015 in maniera significativa, sebbene la linea di tendenza sia in diminuzione rispetto ai campionamenti 2008-2010-2012.

La densità media del capriolo su tutta l'area del PNALM è estremamente bassa (0,5 capi/km², IF 95% = 0,4-0,6) e appare maggiore nello strato 2, ossia dove diminuisce molto sensibilmente quella del cervo. Le densità maggiori di capriolo si sono sempre registrate nei due strati più periferici, tuttavia, in tutti gli strati il trend appare negativo.

Si ipotizza dunque che il capriolo, le cui densità estremamente basse in tutto il Parco stanno diminuendo in modo significativo nelle aree a più alta densità di cervo, risenta molto della competizione con il cervo. Sarebbe inoltre importante approfondire alcune tematiche chiave come, ad esempio, l'impatto del cervo sugli habitat e sulle altre specie o la diminuzione così marcata del capriolo. È noto che il cervo è una specie invasiva (Richard et al. 2010) e nel Parco era già stato rilevato come la sua presenza possa "relegare" il capriolo in zone meno appetibili, come ad esempio i versanti più settentrionali durante la stagione invernale (Latini et al. 2003).

Per quanto riguarda il cinghiale, non è possibile utilizzare il *pellet* per le stime di densità in quanto non sono noti alcuni parametri importanti per la formula statistica, come, ad esempio, il tasso di defecazione giornaliero del cinghiale.

Utilizzando i segni di presenza registrati per chilometro di transetto, la presenza del cinghiale sembra molto ridotta nel Parco e concentrata in alcune aree e in alcune stagioni.

Cinghiale e capriolo non rappresentano delle emergenze faunistiche per gli habitat e per le altre specie, mentre il cervo deve essere invece attenzionato sia perché come emerso nel lavoro sul camoscio può rappresentare un vettore di malattie, sia per i danni che può provocare alla vegetazione e al cotico erboso.

Pressioni

Mantenere una elevata biodiversità e un elevato livello di complessità ambientale può rappresentare un ottimo strumento per ridurre gli eventuali danni che questi ungulati possono arrecare all'ambiente.

Il monitoraggio di queste specie invece risulta importante in quanto sono specie di interesse venatorio e sebbene questa attività non si svolga all'interno del parco, è indubbio che qualsiasi attività esterna, mal condotta possa distrutturare le popolazioni ungulate e modificare il loro comportamento spaziale: questo può rappresentare un problema molto serio anche per i predatori.

Inoltre, andranno monitorate le pressioni che queste specie possono causare agli habitat critici.

Monitoraggio

Il monitoraggio di queste specie andrà proseguito con le stesse metodiche finora utilizzate:

- *pellet group count* ogni 3-5 anni per stima di popolazione o indice di densità
- osservazioni dirette per struttura di popolazione
- monitoraggio indiretto dei danni all'agricoltura
- monitoraggio sanitario delle carcasse recuperate
- monitoraggio dei danni sull'ambiente.

1.1.4 Lupo (*Canis lupus*)

Il lupo è considerata una specie Vulnerabile (VU). Nel PNALM questa specie non si è mai estinta. Sono state proprio le azioni normative, di gestione e di comunicazione messe in campo dal Parco alla fine degli anni '70 del secolo scorso che hanno permesso a questa specie di salvarsi dall'estinzione e di ricolonizzare tutta la dorsale appenninica e l'arco alpino.

Oggi il lupo è presente ormai ovunque in Italia e anche nel PNALM è distribuito uniformemente in tutta l'area protetta e nella sua Area Contigua. I lavori condotti su questa specie dall'Università "Sapienza" di Roma, indicano che l'elevata densità della specie nel PNALM, la stabilità territoriale dei branchi e la ricorrenza degli eventi di riproduzione determinano un contesto ecologico particolarmente idoneo alla presenza delle specie e avvalorano l'ipotesi che quella del parco sia una popolazione sorgente.

Nel corso di questa ricerca è inoltre emerso che la scarsa variazione numerica dei lupi nel PNALM e la costante presenza di eventi riproduttivi fanno ritenere gli eventi di mortalità riscontrati annualmente (7 ± 6 n lupi morti/anno) non di entità tale da inficiare la stabilità su scala locale della popolazione, se mantenuti a questi livelli. In ogni caso non si può escludere che la ricorrenza degli eventi di mortalità per causa antropica e in particolare l'uso frequente del veleno, possa inficiare il ruolo del lupo nel PNALM come popolazione sorgente.

La dieta del Lupo nel parco è risultata articolata e varia a livello locale di abbondanza ed accessibilità delle diverse specie preda. In ogni caso in tutte le unità analizzate è risultata una selezione positiva nei confronti del Cinghiale. Relativamente al Cervo invece la predazione da parte del Lupo non sembra costituire un fattore di regolazione per questa specie a livello locale. L'elevata presenza dei domestici nella dieta invernale, e la maggiore rilevanza di specie di grandi dimensioni quali Bovini ed Equini, è stata chiarita dal monitoraggio diretto, grazie al quale è stato possibile rilevare la presenza sul territorio di numerose carcasse di ungulati domestici e di siti di smaltimento abusivi. La facilità di reperimento e l'elevato utilizzo di queste risorse trofiche sembra avere un effetto negativo sul ruolo ecologico del Lupo nell'ecosistema del Parco.

Le ricerche su questa specie sono ferme al 2014, sebbene si continuano a mappare i danni e a fare un monitoraggio indiretto attraverso il fototrappolaggio e il rinvenimento delle carcasse. I dati del 2014 indicano nel PNALM la presenza di 7/8 unità riproduttive con una densità di lupi molto elevata: densità medie amministrative variabili tra $4,7 (\pm 0,9)$ e $5,7 (\pm 0,5)$ lupi/100km.

Dal monitoraggio effettuato con le fototrappole è emerso un aspetto che verrà indagato già a partire dal 2022: molti lupi presentano caratteristiche fenotipiche tipiche da ibridazione con i cani. Questo rappresenta uno dei problemi di conservazione a larga scala molto importante. Sebbene esistano numerose leggi che riguardano la problematica del randagismo/vagantismo canino, difatti, l'ingente presenza di cani in tutto il territorio nazionale, comprese le aree protette, rappresenta un problema di conservazione molto serio non soltanto per il lupo, ma per molta fauna selvatica.

Pressioni nel PNALM

- Disturbo e frammentazione dell'habitat. Il lupo ha un territorio molto ampio necessario a soddisfare le sue funzioni vitali. L'area sicuramente più delicata e critica sono i siti di *rendez vous*, ossia i siti di allevamento dei cuccioli che devono essere particolarmente tutelati.
- Ibridazione con i cani. Si tratta di un fenomeno che risulta dall'accoppiamento tra lupo e cane, che appartengono alla stessa specie e producono prole fertile. La minaccia dell'ibridazione è rappresentata dalla diffusione di varianti genetiche tipiche del cane, nel patrimonio genetico del lupo, rischiando di vanificare la sua funzione ecologica, il suo aspetto e comportamento, nonché il valore socioculturale e di conservazione. Possiamo sintetizzare le problematiche nel modo seguente:

- problemi biologici/genetici con perdita dell'identità genetica della specie, dei suoi caratteri morfologici peculiari e una diminuzione della fitness se i geni introdotti non sono ottimali alla sopravvivenza in natura.
- problemi sanitari legati alla diffusione di malattie da un taxon all'altro, diminuzione della fitness e la possibilità di trasmettere malattie all'uomo
- problemi etologici in quanto gli ibridi potrebbero essere più confidenti, preferire contesti più antropizzati e potrebbe aumentare il conflitto con l'uomo.

È indubbio che questa problematica sia causata dalla corretta gestione dei cani, specialmente quelli rurali e facilitata da alcuni fattori come ad esempio l'espansione del lupo.

- Bracconaggio. Trattandosi di un'attività illegale i dati del bracconaggio non sono noti ed è molto difficile stimarne la consistenza. In Italia le stime del bracconaggio vanno dal 20 al 50% lupi/anno. Nel PNALM il numero di lupi rinvenuti morti ad opera del bracconaggio negli ultimi 5 anni è pari a 6 individui
- Investimenti stradali. Gli investimenti stradali rappresentano a livello nazionale la prima causa di mortalità dei lupi, specialmente dei giovani. In realtà è possibile che questo dato sia viziato dal fatto che su strada è molto più facile rinvenire carcasse. Nel PNALM la mortalità stradale del lupo negli ultimi 5 anni rappresenta il 30,23%.
- Disinformazione, clamore mediatico. Nonostante gli sforzi di comunicazione ed educazione compiuti dal Parco a partire dal 1975 con l'Operazione San Francesco, il ritorno del lupo in moltissime aree italiane dalle quali era scomparso ha di nuovo riaperto il dibattito sul lupo con la divulgazione di informazioni false e non corrette e facilmente manipolate in maniera strumentale. Nel PNALM la convivenza con il lupo è storica: il lupo non si è mai estinto nonostante venisse legalmente ucciso anche nel parco fino al 1975 come lotta ai nocivi.
Riteniamo che il lupo abbia una buona accettazione da parte dei residenti. Per quanto riguarda gli allevatori, il pagamento celere degli indennizzi è sicuramente una misura che permette di ridurre il conflitto sebbene esistano, soprattutto in area contigua, situazioni di conflitto legate soprattutto

a motivazioni culturali per cui la dispersione di bocconi di veleno viene svolta quasi “sistematicamente”.

Monitoraggio

Considerata la criticità che rivestono i siti di *rendez vous* si ritiene che il monitoraggio finalizzato alla localizzazione di questi sia fondamentale per una migliore gestione del territorio. Il monitoraggio verrà effettuato tramite la tecnica del *wolf-howling* (con la metodologia ampiamente sperimentata nel Parco) che si effettua all’inizio della stagione estiva. Oltre a localizzare i siti, sarà possibile anche conoscere il numero delle unità riproduttive. Inoltre, attraverso una ricerca mirata degli escrementi e un’intensa attività di fototrappolaggio sarà possibile conoscere il grado di ibridazione presente nel nostro territorio, verificare se ci sono delle aree maggiormente a rischio e monitorare il grado di ibridazione nel tempo.

1.1.5 Gatto selvatico (*Felis silvestris*)

Il gatto selvatico risulta “quasi minacciato” secondo la IUCN. Nel PNALM non sono stati condotti studi sistematici su questa specie e le uniche informazioni sono quelle indirette, desunte dagli avvistamenti casuali, dalle immagini riprese dalle fototrappole e dagli animali investiti. Le informazioni in nostro possesso confermano la presenza di questa specie in tutto il territorio del Parco. Nel 2013 è stato condotto uno studio con la tecnica del fototrappolaggio: su 25 siti campionati, 8 (32%) sono risultati positivi per *Felis spp.* e 17 negativi. Su 14 eventi in cui sono stati rilevati individui di *Felis spp.*, 8 (57%) hanno riguardato gatti selvatici o potenziali ibridi, mentre 6 hanno registrato individui con fenotipo domestico. La presenza di individui erratici non selvatici è stata rilevata anche in stazioni di campionamento distanti dai centri abitati (> 5 km).

Pressioni nel PNALM

Le scarse conoscenze di questa specie nel PNALM rendono difficoltosa l’individuazione di criticità e minacce. Dall’unico studio condotto con le fototrappole è emerso però chiaramente che l’ibridazione con il gatto domestico rappresenta la principale causa di rischio per la conservazione del Gatto selvatico e i dati ottenuti dal fototrappolaggio confermano come, anche all’interno dei confini del PNALM, tale minaccia sia fortemente presente.

Monitoraggio

Il monitoraggio del gatto selvatico finalizzato alla verifica della sua distribuzione si realizza attraverso specifiche sessioni di fototrappolaggio all’interno di celle 1x1 km selezionate in modo random. Per garantire l’indipendenza dei siti (rispetto alla possibilità che un singolo individuo venga registrato in più stazioni) andrà verificato che le stazioni di campionamento contigue distino l’una dall’altra almeno 2 km,

ovvero una distanza che garantisca di non rilevare lo stesso individuo in due fototrappole diverse durante la stessa notte (Anile et al., 2009).

1.1.6 Lontra (*Lutra lutra*)

Sebbene un tempo fosse comune in tutto il suo areale di distribuzione, nel corso dell'ultimo secolo, specialmente negli anni '60 e '70 del secolo scorso, la lontra ha subito un brusco declino, soprattutto in Europa centrale e occidentale. Ciò ha portato all'estinzione in molti paesi europei (Lussemburgo, Olanda, Liechtenstein, Svizzera), alla frammentazione e alla scomparsa di questa specie da buona parte di Belgio, Francia, Italia, Gran Bretagna, Danimarca, Svezia, Austria, Repubblica Ceca, Slovenia e Germania (Ruiz-Olmo et al. 2008, Roos et al. 2015). A seguito dell'adozione di misure di tutela diretta e la messa al bando di alcuni pesticidi nel territorio dell'EU, dall'inizio di questo secolo si è assistito a una graduale recupero delle popolazioni europee e la specie è oggi classificata NT dalla IUCN. Peraltro, la popolazione italiana è comunque ancora una delle più isolate e minacciate in Europa, classificata EN nella lista rossa italiana. La popolazione italiana di lontra è geograficamente e geneticamente isolata da quelle del resto d'Europa (Randi et al. 2003) ed è rimasta a lungo costituita da due sottopopolazioni (Prigioni et al. 2006; Panzacchi et al., 2011, EUNIS 2012: una porzione meridionale più ampia che comprende Campania, Basilicata, Calabria e Puglia e una porzione più settentrionale in Molise e parte dell'Abruzzo (fiume Sangro, De Castro e Loy 2007; Imperi 2015, Lerone 2015, Loy et al 2015). Recenti studi hanno evidenziato che i due nuclei sono ormai connessi e parte di un'unica popolazione (Giovacchini et al., 2018).

La presenza della lontra all'interno del PNALM è stata monitorata in modo sistematico a partire dal 2004 lungo il fiume Sangro. Dal 2012 è stata testimoniata la presenza nel breve tratto del fiume Sangro che scorre a valle della diga di Barrea, mentre tutti i censimenti sistematici effettuati fino al 2018 nella porzione a monte della diga hanno dato esito negativo (Imperi 2012; Lerone, 2015; Giovacchini et al., 2019). Il primo segno di presenza della specie a monte della diga di Barrea è stato rinvenuto nell'agosto del 2018, giustificando l'avvio di un nuovo censimento sistematico della specie nell'intero territorio del Parco.

Per rilevare la presenza della lontra all'interno dei confini del PNALM, sono state selezionate in modo random celle di 5x5 km, contenenti il reticolo idrografico. In ogni sito così individuato vengono percorsi fino ad un massimo di 600 metri in alveo o lungo le sponde alla ricerca di segni di presenza della lontra, in particolare escrementi (*spraint*) (Panzacchi et al., 2011).

Il 50% dei siti ha dato esito positivo. I siti positivi sono distribuiti lungo tutto il corso principale del fiume Sangro, da Loc. Campomizzo fino ai torrenti che confluiscono nel lago di Barrea e nell'affluente Torrente Profulo. Nessun segno è stato rilevato lungo il fiume Giovenco nel bacino del Garigliano, né nei corsi d'acqua del bacino Aterno Pescara, segno che questi bacini non sono ancora stati rioccupati. È da rilevare però che i rilievi sul Giovenco siano stati effettuati con criteri opportunistici esplorando solo l'area sottostante i ponti.

La distribuzione dei siti positivi rilevati nell'estate del 2019 indica anche che la lontra a monte della diga di Barrea è da considerarsi una presenza non occasionale, essendo ancora presente nell'area, a distanza di un anno dalle prime segnalazioni del luglio 2018 (Caldarella, *com. pers.* e Giovacchini, *com. pers.*), ed essendo ancora presente nonostante l'evento estremo di piena alluvionale del fiume Sangro nell'ottobre 2018.

La presenza diffusa lungo il corso principale del fiume Sangro pone anche una seria preoccupazione in merito al rischio di collisioni con gli autoveicoli, che potrebbe compromettere seriamente il fenomeno di colonizzazione e la stabilizzazione di una popolazione riproduttiva nell'area a monte della diga di Barrea. Sono state inoltre posizionate due fototrappole in corrispondenza di due siti di marcatura frequente (latrine) rilevati lungo il fiume Sangro. Entrambe le fototrappole sono state posizionate in corrispondenza di latrine e hanno consentito di registrare la presenza di un numero minimo di due individui adulti, uno dei quali sicuramente maschio, e la localizzazione di un sito di riposo certamente visitato.

Pressioni nel PNALM

La lontra è un carnivoro estremamente specializzato per gli ecosistemi d'acqua dolce, ritenuti fra gli habitat più a rischio in Europa a causa dell'elevato grado di frammentazione, inquinamento e degrado cui sono sottoposti (Ricciardi e Rasmussen 1999; Greathouse et al. 2006). Requisiti fondamentali per la specie sono una sufficiente disponibilità d'acqua, abbondanza di risorse trofiche (in particolare pesci), assenza di pesticidi PCB (Mac Donald e Mason 1990; Kruuk, 2006, Ruiz-Olmo et al. 2002, Panzacchi et al. 2011) e una fascia ripariale ben strutturata, caratterizzata da densa vegetazione e limitata pressione antropica, soprattutto nelle aree dove non sono disponibili cavità rocciose (Ruiz-Olmo e Delibes 1998a; Prenda et al. 2001; Mason e MacDonald 1986; Beja 1996a; Chanin 2003).

La lontra è un predatore al vertice della catena alimentare e necessita di un apporto quotidiano di cibo pari a circa il 10-15% del suo peso. È un animale prevalentemente piscivoro ma, in base alle necessità, si nutre anche di crostacei, anfibi, rettili, uccelli acquatici e piccoli mammiferi (Jenkins e Harper 1980, Skaren 1993, Ruiz-Olmo et al. 1989, 2002, Fusillo 2006).

Elemento chiave per la conservazione della lontra è la vegetazione ripariale (Loy et al. 2004, 2009, 2011; Ruiz-Olmo et al. 2001a, Cianfrani et al., 2010), che fornisce rifugio durante l'inattività diurna e le lunghe pause dall'attività notturna (Saavedra 2002; Liles 2003) I fattori che in passato hanno determinato il crollo delle popolazioni di lontra sono direttamente o indirettamente ascrivibili ad attività antropiche ed in particolare ad inquinamento, distruzione dell'habitat e persecuzione diretta (Foster-Turley et al., 1990).

Fatta eccezione per la caccia, oggi vietata, le altre minacce rappresentano ancora un pericolo per la sopravvivenza della specie. A queste vanno oggi aggiunti i fattori demografici e genetici nelle piccole popolazioni isolate, i cambiamenti climatici, gli investimenti sulla rete viaria e i conflitti con le attività di pesca (Loy et al., 2019, Ruiz-Olmo et al. 2005b, European Environment Agency European Topic Centre on Biological Diversity 2016. Potenziali conflitti potrebbero esserci con le attività legate alla pesca e con

la gestione di alcune specie di rilevante interesse conservazionistico (trota fario e gambero di fiume), per i quali sarà utile fare adeguate valutazioni e adottare eventuali misure di mitigazione.

Infine, le prime analisi condotte sugli individui rinvenuti nel PNALM indicano la rete viaria che corre lungo il Sangro come l'area a maggior rischio di investimenti per la lontra (Loy et al., 2013). A tal fine si riporta la tabella dei tratti a maggior rischio nei quali avviare prioritariamente interventi di mitigazione (Loy et al., 2013).

Monitoraggio

Considerata la recente ricolonizzazione della lontra nel PNALM, i lavori di ricerca e monitoraggio saranno finalizzati a conoscere la distribuzione attraverso transetti finalizzati alla ricerca dei segni di presenza (survey di 600 m lungo le aste fluviali), individuare il numero minimo di animali presenti sia attraverso sessioni di fototrappolaggio sia attraverso analisi genetica non invasiva. Inoltre, verranno svolte ricerche sull'habitat selezionato e la dieta. Questo ultimo punto verrà rilevato attraverso l'analisi macroscopica degli escrementi (analisi degli alimenti non digeriti) e tramite l'impiego del DNA *metabarcoding*.

1.1.7 Lepre italiana (*Lepus corsicanus*)

La presenza di questa specie è stata accertata nel Parco, attraverso fototrappole e campionamento genetico non invasivo sui pellets fecali. La sua presenza è stata accertata in quasi tutti i settori del Parco sebbene alcune aree debbano ancora essere indagate. La presenza della lepre italiana in simpatria con la lepre europea è stata confermata nei principali settori del PNALM (settentrionale, centrale e meridionale) in territorio abruzzese, molisano e laziale. Per quanto riguarda la lepre europea, i dati finora raccolti hanno rilevato la presenza dell'aplotipo arcaico meridici in 3 campioni prelevati da carcasse provenienti da 3 aree differenti (Ferroio; Gioia dei Marsi; Castel di Sangro – area esterna al PNALM).

Un dato particolarmente rilevante riguarda la presenza della lepre italiana in area contigua, dove si svolge la caccia alla lepre. A questo proposito è necessario ricordare quanto riportato nel Piano d'Azione Nazionale per la Lepre italiana, ovvero il fatto che l'esercizio venatorio può rappresentare un reale fattore limitante per la lepre italiana. In particolare: “la problematica dell'impatto venatorio nella Penisola risulta molto complessa a causa della coesistenza nelle stesse aree di *L. corsicanus* e di *L. europaeus*, delle difficoltà di riconoscimento, della mancanza di una tradizione specifica nella gestione delle lepri, nonché delle basi conoscitive per una gestione sostenibile. Queste difficoltà si traducono in un elevato impatto venatorio sulle residue popolazioni di lepre e in una impossibilità pratica nell'applicazione di strategie conservative differenziate tra le due specie”.

Pressioni nel PNALM

La minaccia principale di questa specie è dunque legata alla caccia e pertanto l'Area Contigua è al momento l'area che necessita maggiormente di attenzione. Per la conservazione di questa specie è dunque necessario avviare progetti con le associazioni di cacciatori allo scopo di:

- informare e sensibilizzare i cacciatori al fine di ridurre i rischi di abbattimenti accidentali di lepre italica e rimarcare l'importanza della specie nelle regioni dell'Italia centrale e meridionale;
- pianificazione del prelievo della lepre europea in modo che sia realmente sostenibile e dunque, di riflesso, che si riduca il rischio di insostenibilità degli abbattimenti accidentali e involontari di lepre italica;
- controllo dei capi abbattuti per valutare il reale impatto venatorio sulla lepre italica.

Monitoraggio

A seguito di un'attenta sperimentazione con le fototrappole, il monitoraggio sulla lepre italica viene realizzato attraverso la raccolta di pellet fecali destinati all'analisi genetica.

I pellet vengono raccolti lungo transetti selezionati in modo opportunistico nelle aree a maggiore densità. Per garantire la freschezza dell'escremento e ottimizzare la raccolta, i transetti vengono percorsi in inverno a seguito di una nevicata.

1.1.8 Chiroteri

Questo gruppo di mammiferi in Italia (Agnelli et al., 2004) e, più in generale, su scala globale (Hutson et al., 2001), è caratterizzato da un considerevole numero di specie e manifesta attualmente un preoccupante declino, che ha fatto registrare addirittura fenomeni di estinzione locale di diverse specie in molte aree europee, Italia inclusa (Agnelli et al., 2004).

La crescente preoccupazione dei conservazionisti, alimentata da questo sconcertante quadro, ha portato il legislatore ad includere nell'Allegato IV della Direttiva Comunitaria Habitat 92/43/CEE tutte le specie e 13, presenti in Italia, nell'Allegato II.

Sul territorio dei Siti Natura 2000 del PNALM è stata riscontrata la presenza di 26 specie tra le quali, per completezza, è inclusa anche *Myotis capaccinii*, riportata solo da Zava e Violani (1995) sulla base di un solo cranio (non datato, quindi potenzialmente anche antico) per una grotta di Picinisco. Di queste, 10 sono inserite nell'Allegato II della Direttiva Habitat.

A seguire una descrizione sintetica relativa alle 10 specie in All. II della Direttiva Habitat.

Rinolofa maggiore (*Rhinolophus ferrumequinum*)

All'interno dei Siti Natura 2000, la specie sembrerebbe più frequente nelle aree limitrofe al territorio del PNALM, alle quote basse del versante laziale della ZPE. Russo e Mancini (1999) segnalano questa specie in sintopia con *R. hipposideros* in un hibernaculum posto nel territorio di Castel di Sangro (AQ), in località Feudo Brionna, quota 1000 m s.l.m.. Tuttavia, la presenza più importante della specie riguarda l'area

urbana di Barrea, ove esiste storicamente una colonia riproduttiva di oltre 300 individui, oggi monitorata a distanza mediante webcam nell'ambito delle attività della "Sala dei Pipistrelli" di Barrea. Al momento, la colonia costituisce una risorsa per il territorio anche perché attrazione principale della suddetta Sala. Tuttavia, la sua sopravvivenza a lungo termine dipenderà inevitabilmente dalla futura disponibilità e attenzione dei proprietari (privati) dello stabile in cui la colonia è presente e dalla cura delle future amministrazioni comunali riposta nella tutela della colonia e nella gestione della Sala dei pipistrelli.

Rinolofa curiale (*Rhinolophus euryale*)

Si tratta di una specie a corologia mediterranea, per questo praticamente assente sul territorio del PNALM fino a un paio di anni fa, quando segnali di ecolocalizzazione attribuibili con certezza a questo chiroterro furono registrati nel medesimo sito che ospita la colonia di *R. ferrumequinum* a Barrea. È possibile che la recente comparsa di questa specie al PNALM ne testimoni una espansione verso le quote più alte legata al cambiamento climatico.

Rinolofa minore (*Rhinolophus hipposideros*)

Esistono diverse segnalazioni per questo piccolo rinolofide sia relative al territorio del PNALM/ZPS sia per aree esterne al Parco ma pure ricadenti nella ZPS. Si tratta di una presenza sottostimata poiché la specie elude le catture e i suoi segnali di ecolocalizzazione sono difficilmente percepiti dal bat detector. Una piccola colonia è presente nel Casone Antonucci e vigilata dal personale del Parco, che ne è a conoscenza, un'altra è stata segnalata per l'edificio della biblioteca di Villetta Barrea nel 2014. La più significativa emergenza sul territorio oggetto d'indagine è rappresentata da una colonia riproduttiva di grandi dimensioni (oltre 50 individui) posta in un edificio diroccato nel centro di Villavallelonga.

Vespertilio di Bechstein (*Myotis bechsteini*)

La specie era stata segnalata da Altobello negli anni '20 per il territorio di Collelongo. Da allora, fino al 2005, se ne erano perse le tracce. È stata poi osservata sia sul territorio di Villavallelonga sia su quello di Pescasseroli. Un esemplare morto è stato anche ritrovato nello zoo del PNALM. La più grande colonia riproduttiva italiana è stata osservata proprio sul territorio del Parco Nazionale d'Abruzzo da D. Russo e L. Cistrone e consisteva in una settantina tra femmine e giovani dell'anno che occupavano, com'è tipico, una cavità prodotta da un picchio in un Cerro. Osservata anche sul territorio di Barrea.

Vespertilio di Blyth (*Myotis blythii*)

Osservata solo occasionalmente sul territorio del PNALM, ove si rileva una marcata sovrapposizione di caratteri con la specie gemella *M. myotis* (apparentemente più abbondante). Non se ne conoscono rifugi.

Vespertilio di Capaccini (*Myotis capaccinii*)

La specie viene riportata solo per completezza. In dodici anni di ricerche sul territorio non è mai stata osservata. Di *M. capaccinii* esiste un'unica segnalazione relativa ad un cranio reperito nel territorio di Picinisco (Zava e Violani 1995). Il cranio in questione potrebbe essere anche molto antico e non costituire un elemento di presenza attuale della specie sul territorio.

Vespertilio smarginato (*Myotis emarginatus*)

Si conoscono solo osservazioni occasionali e puntiformi per questa specie in ambiente di faggeta. Non sono note colonie. Studi effettuati col *radiotracking* al PNALM hanno dimostrato che gli individui isolati possono rifugiarsi nei massi calcarei assolti al margine tra bosco e prateria.

Vespertilio maggiore (*Myotis myotis*)

Non sono note colonie per questa specie sul territorio oggetto d'indagine ma solo dati da cattura, essenzialmente in bosco (faggeta) o siti di abbeveraggio. Come scoperto mediante *radiotracking*, individui isolati possono utilizzare cavità di alberi vivi per rifugiarsi. Non sono note particolari minacce per questo taxon sul territorio oggetto d'indagine.

Barbastello (*Barbastella barbastellus*)

La popolazione italiana di *B. barbastellus* è geneticamente distinta e rappresenta un'unità di gestione separata secondo uno studio (Rebelo et al. 2012) in cui sono stati impiegati dati molecolari relativi alla popolazione del PNALM. Ciò rimarca particolarmente l'importanza di conservare questa specie in Italia e segnatamente nell'area di studio. In generale, studi condotti al PNALM (Russo et al. 2004, 2005, 2007, 2010, 2017) dimostrano che i faggi morti in piedi costituiscono il principale tipo di rifugio utilizzato da questa specie e che i nuclei riproduttivi sono costituiti da piccoli gruppi di femmine (una dozzina o meno) che si spostano frequentemente da un rifugio all'altro. Ciò implica che anche per il sostentamento di una piccola popolazione riproduttiva è richiesto un numero rilevante di faggi morti. Le aree sottoposte a taglio selettivo possono comunque essere almeno oggetto di tentativi di colonizzazione da parte del Barbastello (Russo et al. 2010).

Aree importanti per il Barbastello sono la Difesa di Pescasseroli/Monte Tranquillo/ Pesco di Lordo e dintorni, e Prati d'Angro (Villavallelonga).

Miniottero (*Miniopterus schreibersii*)

Presenza rara sul territorio del PNALM, per il quale esistono pochi dati di cattura (uno in Zava e Violani 1995, un altro, registrato da Danilo Russo e Luca Cistrone, per il territorio di Pescasseroli) e alcune osservazioni al bat detector. Non si conoscono rifugi ma non si esclude che alcuni ipogei sul territorio, o comunque aree carsiche come la Cicerana, possano ospitarne.

Specie in All. IV della Direttiva Habitat

Commentato [DR1]: Russo, D., Cistrone, L., Budinski, I., Console, G., Della Corte, M., Milighetti, C., ... & Ancillotto, L. (2017). Sociality influences thermoregulation and roost switching in a forest bat using ephemeral roosts. *Ecology and Evolution*, 7(14), 5310-5321.

Sedici specie di chiroteri presenti al PNALM appartengono all'All. IV della Direttiva Habitat. Parecchie di queste specie sono legate per il rifugio o l'alimentazione agli ecosistemi forestali (*Nyctalus spp.*, *Plecotus auritus*, diverse specie di *Myotis*). Altra caratteristica di rilievo è l'esistenza di taxa criptici (*Myotis crypticus*, *Myotis alcahoel/brandtii/mystacinus*) la cui corretta identificazione può richiedere un'analisi genetica. Tali specie costituiscono un problema dal punto di vista gestionale proprio per il fatto che l'identificazione in campo può essere anche molto incerta e meriterebbero futuri approfondimenti in termini di ecologia, distribuzione e consistenza numerica.

Pressioni nel PNALM

Gli obiettivi di conservazione dei chiroteri riguardano il mantenimento delle condizioni ottimali di diverse tipologie di habitat. Molto importanti sono i laghi e i corsi d'acqua per il foraggiamento di molte specie, nonché dagli ecosistemi forestali per il foraggiamento di "specialisti".

Anche le cavità ipogee o l'uso di costruzioni antropiche rivestono un ruolo molto importante così come gli alberi morti: una stessa specie nel corso dell'anno può alternare tutte e tre queste tipologie, il che ne deriva che la sola protezione dei ruderi o delle grotte, potrebbe risultare insufficiente. Altro elemento importante è rivestito dalla presenza degli alberi morti: alcune specie vivono nelle desquamazioni delle cortecce. Nella gestione forestale, dunque, è fondamentale il mantenimento degli alberi morti. Molte specie forestali, ad esempio i barbastelli esibiscono un comportamento cd. di *roost switching*, ossia cambiano rifugio assai frequentemente, necessitando perciò di molti alberi anche per la conservazione di pochi individui.

Negli interventi di recupero, manutenzione e ristrutturazione degli edifici che ospitano colonie di chiroteri è necessario che siano seguiti alcuni criteri basilari per ridurre e minimizzare il disturbo arrecato. La minaccia principale ai Chiroteri negli ambienti ipogei è il disturbo antropico. L'ingresso di visitatori in una grotta può comportare un problema molto serio: i chiroteri se disturbati durante l'ibernazione possono perdere gran parte delle risorse energetiche immagazzinate per superare l'inverno. Questo può avere conseguenze molteplici: può compromettere la sopravvivenza dell'individuo, compromettere il successo riproduttivo e disgregare la colonia.

Per quanto riguarda i sistemi agroforestali è necessario mantenere e incrementare la presenza di elementi lineari quali filari di alberi e siepi e minimizzare l'uso di pesticidi ed altre sostanze chimiche.

Occorre inoltre minimizzare l'illuminazione artificiale ed evitarne l'ulteriore espansione, che ha effetti deleteri su quasi tutte le specie di chiroteri.

Infine, il posizionamento di turbine eoliche può implicare mortalità anche considerevole, per cui costituisce un forte elemento di rischio potenziale anche se le stesse sono collocate fuori Parco. Infatti, i chiroteri sono caratterizzati da ampia mobilità e quindi le popolazioni del PNALM inevitabilmente

utilizzano anche le aree esterne al perimetro dell'area protetta sia per l'alimentazione sia per il mantenimento del flusso genico.

2.2. Anfibi

Gli Anfibi hanno risentito più di altri gruppi faunistici dei fenomeni di trasformazione del territorio dovuti all'urbanizzazione, allo sviluppo industriale e all'espansione dell'agricoltura, che hanno interessato principalmente le aree costiere e di pianura soprattutto a partire dagli anni '50.

Sebbene nelle aree montane, come nelle zone ricomprese nei Siti Natura 2000 del PNALM, il territorio sia stato interessato dal fenomeno opposto, cioè dall'abbandono delle attività antropiche, ciò non sempre ha garantito un miglioramento delle condizioni ambientali per gli Anfibi. Infatti, queste specie sono state private di importanti manufatti necessari per la riproduzione, come fontanili, abbeveratoi e vasche, ma anche piccoli canali, stagni e laghetti, utilizzati in passato per l'irrigazione e che sono andati col tempo incontro ad interrimento. Nonostante ciò, le aree montane hanno assunto la funzione sia di zone rifugio sia di serbatoi genetici per molte specie di Anfibi.

Il territorio del PNALM è ricco sia di corsi d'acqua che presentano caratteristiche di portata idonee alla riproduzione della batracofauna, sia di numerosi ambienti lentici e manufatti.

Nel 2015 e nel 2021 sono stati condotti dei monitoraggi mirati grazie ad un progetto di ricerca condotto in collaborazione con l'Università di Roma Tre.

Il monitoraggio è stato condotto nelle tre diverse regioni (Lazio, Abruzzo e Molise) su cui insiste il PNALM durante la fase acquatica riproduttiva delle specie target (aprile-settembre 2021: Lanza et al., 2007; Bologna et al., 2020). I campionamenti hanno interessato siti acquatici naturali permanenti, semi-permanenti e temporanei (ruscelli, laghetti, pozze e prati allagati) e artificiali (fontanili, vasche e pozzi).

Sono stati effettuati transetti lungo i corsi d'acqua selezionati, percorrendo quelli di natura lotica da valle a monte, al fine di evitare l'intorbidimento dell'acqua e sono stati ispezionati i fontanili, gli stagni, le pozze e i prati allagati.

Per ogni individuo sono state acquisite le foto per il riconoscimento individuale e per le misure. L'avvenuta riproduzione è stata testimoniata dal ritrovamento di larve o uova. È stata annotata, inoltre, la presenza di altre specie di anfibi e/o potenziali predatori e competitori nell'area di interesse. Sono state registrate, infine, le coordinate geografiche di ogni sito al fine di confermare o aggiornare l'archivio informatico del PNALM.

In totale sono stati ispezionati 211 punti d'acqua, 138 naturali, 73 artificiali, di cui 49 di nuova segnalazione (28 naturali e 21 artificiali). Una parte dei siti acquatici naturali già segnalati è risultata scomparsa o caratterizzata da un'estensione limitata, una distribuzione puntiforme e/o un'alterazione dell'assetto idrologico. I siti acquatici artificiali versano in condizioni discrete, anche se alcuni si presentano dismessi, deteriorati, fatiscenti o sottoposti ad un intenso utilizzo antropico. Sono state

osservate frequentemente attività che alterano i primi strati del suolo (ceduazione, disboscamento e rimozione del legname tagliato) nelle aree terrestri prospicienti i siti acquatici naturali ed artificiali visitati.

Per *B. pachypus*, sono stati ispezionati 57 siti, 45 naturali, 12 artificiali e 6 di nuova segnalazione. I punti di nuova segnalazione comprendono 3 siti naturali, rappresentati da 2 pozze temporanee ed 1 prato allagato, e 3 artificiali comprendenti 2 fontanili ed 1 pozzo di scolo. La presenza della specie è stata osservata in 17 siti (30%), confermando quanto osservato nel 2016 e nel 2018.

Per *S. perspicillata*, sono stati ispezionati 27 siti, 25 naturali, 2 artificiali e 1 di nuova segnalazione. Il punto di nuova segnalazione è rappresentato da un ruscello in cui sono state osservate numerose larve. La presenza della specie è stata osservata in 4 siti (15%), confermando quanto osservato nel 2015, 2016 e 2018.

Per quanto riguarda *T. carnifex*, sono stati visitati 49 siti, 26 naturali, 23 artificiali e 4 di nuova segnalazione. I punti di nuova segnalazione comprendono esclusivamente siti artificiali, rappresentati da 2 vasche di abbeveraggio e 2 sistemi a doppia vasca una volta utilizzati per l'allevamento di pesci. La presenza della specie è stata osservata in 24 siti (50%), confermando quanto osservato nel 2016, 2017 e 2020.

Lissotriton italicus non è stato riscontrato in nessuno dei punti di precedente segnalazione, come emerso nelle indagini degli anni precedenti.

Oltre alle specie target sono stati riscontrati anche altri anfibi rappresentati da *Bufo bufo*, *Hyla intermedia*, *Lissotriton vulgaris*, *Pelophylax esculentus*, *Rana dalmatina*, *R. italica* e *Salamandra salamandra*.

Per *B. bufo*, sono stati visitati 34 siti, 25 naturali, 9 artificiali e 11 di nuova segnalazione. I punti di nuova segnalazione comprendono 4 pozze temporanee, 2 fontanili, 1 prato allagato derivante da un fontanile, 1 ruscello, 1 fiume ed 1 sistema a doppia vasca una volta utilizzati per l'allevamento di pesci. A questi si aggiunge 1 punto su strada dove sono stati trovati diversi adulti morti per schiacciamento. La presenza della specie è stata confermata in 25 siti (74%), confermando quanto osservato nel 2015 e nel 2016. Per quanto riguarda *H. intermedia*, sono stati visitati 15 punti, 9 naturali, 6 artificiali e 4 di nuova segnalazione. I punti di nuova segnalazione sono rappresentati da 3 pozze temporanee ed 1 fontanile. La presenza della specie è stata confermata in 8 siti (53%), confermando quanto osservato nel 2016 e nel 2020. Per *L. vulgaris*, sono stati ispezionati 26 siti, 18 naturali, 8 artificiali e 5 di nuova segnalazione. I punti di nuova segnalazione sono rappresentati da 1 prato allagato derivante da uno stagno, 1 pozza temporanea, 2 vasche di abbeveraggio ed 1 fontanile. La presenza della specie è stata confermata in 15 siti (58%), confermando quanto osservato nel 2015 e nel 2016.

Per quanto riguarda *P. esculentus*, sono stati ispezionati 17 punti, 11 naturali, 6 artificiali e 7 di nuova segnalazione. I punti di nuova segnalazione comprendono 3 pozze derivanti da ruscelli, 1 stagno, 1

fontanile e 2 sistemi a doppia vasca una volta utilizzati per l'allevamento di pesci. La presenza della specie è stata osservata in 14 siti (82%), confermando quanto osservato nel 2016, 2018 e 2020.

Per *R. dalmatina*, sono stati ispezionati 13 siti, 10 naturali, 3 artificiali e 2 di nuova segnalazione. I punti di nuova segnalazione comprendono 1 pozza temporanea e una zona umida nella boscaglia. La presenza della specie è stata osservata in 3 siti (23%), confermando quanto osservato nel 2016. Per quanto riguarda *R. italica*, sono stati visitati 48 siti, 31 naturali, 17 artificiali e 11 di nuova segnalazione. I punti di nuova segnalazione sono rappresentati da 3 pozze, 1 prato allagato derivante da un fontanile, 2 ruscelli, 3 fontanili e 2 vasche di abbeveraggio. La presenza della specie è stata confermata in 37 siti (77%), confermando quanto osservato nel 2015, 2016 e nel 2018.

Per *S. salamandra*, sono stati visitati 14 siti, 12 naturali, 2 artificiali e 2 di nuova segnalazione. I punti di nuova segnalazione sono rappresentati da una marmitta su roccia ed un ruscello. La presenza della specie è stata osservata in 4 punti (29%), confermando quanto osservato nel 2015 e nel 2016.

In 28 siti storici (7 naturali e 21 artificiali) di presenza degli anfibi, non è stata riscontrata alcuna specie, 7 naturali.

I rilevamenti effettuati hanno permesso di confermare la presenza delle specie target in alcune delle aree precedentemente note e di identificare nuovi siti di occupazione e riproduzione. Le osservazioni compiute si presentano in linea con quanto riscontrato negli anni precedenti, in particolare nel 2016. Si conferma l'assenza delle specie nei siti noti risalenti agli anni '70-'90, soprattutto quelli instabili, effimeri, e caratterizzati da una forte oscillazione del livello dell'acqua. Tra le specie target, l'ululone dal ventre giallo e il tritone crestato italiano sembrano le più diffuse, mentre le condizioni della salamandrina di Savi e del tritone italiano sono precarie o negative. *Salamandrina perspicillata* mostra una presenza limitata e una distribuzione localizzata. Tuttavia, non è possibile stabilire se ciò sia dovuto a una limitata idoneità degli habitat presenti nel Parco, a un difetto di ricerca o a un suo declino dovuto ad alterazioni ambientali legate ad attività antropiche. Per quanto riguarda *L. italicus*, segnalato in lavori degli anni '70-'80 da Silvio Bruno, la sua assenza potrebbe essere imputabile a un fenomeno di estinzione locale, trattandosi del limite settentrionale dell'areale, o ad un iniziale errore di identificazione dovuto alla sua somiglianza con il più comune *L. vulgaris*, ed i dati potrebbero in realtà essere riferiti a quest'ultima specie, anche se *L. italicus* è presente in zone prossime al PNALM nel Molise (Palude della Zittola) e nel Cassinese (La Radicosa) (Bologna, *oss. Pers.*).

Tra le specie non costituenti il focus del monitoraggio svolto in collaborazione con Roma Tre, risultano particolarmente diffuse *P. esculentus*, *R. italica* e *B. bufo*, riscontrate sia in siti acquatici naturali sia artificiali.

Pressioni nel PNALM

I dati raccolti confermano l'importanza dei siti acquatici artificiali per le comunità di anfibi, che trovano in queste strutture un habitat ideale per l'accoppiamento, l'ovideposizione e l'approvvigionamento trofico

di giovani, adulti e larve (Lanza et al., 2007). I rilevamenti effettuati evidenziano la necessità di interventi volti alla riattivazione o al mantenimento dei siti acquatici naturali semi-permanenti e temporanei, quali lo sterro, per ripristinarne le capacità di accumulo, e i contrafforti (terra, pietre, legno) per ricostruire le aree di invaso. Tali aree andrebbero segnalate e protette da recinzioni per evitare il disturbo del calpestio e del transito del bestiame, frequentemente osservati nel Parco (Aluigi et al., 2020). Al fine di favorire la diffusione delle specie target e di mantenere nel tempo le condizioni idonee alla loro permanenza è necessario monitorare la tipologia, l'entità ed il timing delle attività antropiche osservate nel Parco a carico dei siti sia terrestri che acquatici.

Per quanto riguarda il suolo, vanno attenzionate le attività umane che alterano i primi strati del suolo in grado di pregiudicare l'ovideposizione e la ricerca di cibo e rifugi da parte delle specie target (Otto et al., 2013). Ciò potrebbe spiegare la mancata conferma di *S. perspicillata* in alcuni punti del frusinate e del molisano, interessati da ceduzione, disboscamento e rimozione del legname tagliato. Da segnalare è anche il loro svolgimento in periodi in cui la concentrazione di individui in spostamento da e verso i siti di ovideposizione è maggiore (inizi di marzo, fine di giugno-inizi di luglio). Per quanto non siano stati osservati individui morti per schiacciamento, l'eventualità di tale fenomeno non è da escludere. Nel corso delle attività forestali, il numero di individui morti per schiacciamento può decimare più della metà di una popolazione (Escobar et al., 2015). Per quanto riguarda il mezzo acquatico, andrebbero monitorati gli interventi di cementificazione, interrimento, captazione, e di gestione del flusso idrico. Tali interventi possono provocare il progressivo disseccamento dei corsi d'acqua con ripercussioni negative sulla riproduzione delle specie target e sullo sviluppo delle loro uova e larve (Peria, 2016). Ciò potrebbe spiegare la mancata conferma di *S. perspicillata* in alcuni siti naturali del frusinate e del molisano in cui l'acqua risultava scarsa o assente e di *B. pachypus* in siti artificiali con flusso idrico incostante (fontanile Barco). Da monitorare sono anche le operazioni di pulizia riscontrate in alcuni siti acquatici artificiali. Alcuni siti risultavano pieni esclusivamente di foglie caduche, mentre in altri la vegetazione era assente, scarsa, o insufficiente alla ricrescita primaverile. Nei sistemi a doppia vasca spesso una risultava pulita mentre l'altra ospitava isole vegetate inadeguate a garantire una veloce ricolonizzazione. La rimozione della vegetazione acquatica può omogeneizzare il substrato, rimuovendo risorse trofiche e spaziali fondamentali per la sopravvivenza e la riproduzione delle specie target (Bologna et al., 2020). Ciò potrebbe spiegare la scarsa presenza di *T. carnifex* e l'assenza di *B. pachypus* in alcuni siti di precedente segnalazione.

È fondamentale vietare ogni forma di pulizia dei fontanili, specialmente in prossimità del periodo riproduttivo. In alcuni siti artificiali, le pareti interne sono apparse pulite e le superfici esterne chiare suggerendo il possibile utilizzo di prodotti chimici in grado di contaminare l'acqua e compromettere l'ambiente rendendolo inospitale alla sopravvivenza delle specie (Peria, 2016). Preoccupante è anche il

fatto che tali operazioni di pulizia siano state effettuate a ridosso della stagione riproduttiva e non al suo termine (ottobre-dicembre).

Un altro problema riguarda la permanenza dell'acqua nelle vasche. In alcuni casi le vasche prossime alla pulizia sono apparse vuote o con pochissima acqua. Un repentino calo del livello dell'acqua può lasciare uova e larve all'asciutto, compromettendone schiusa e sviluppo (Bologna et al., 2020). A tal proposito andrebbe diffusa la pratica di lasciare uno strato almeno di 10 cm di acqua durante le operazioni di pulizia, specialmente in primavera (Cammerini, 2012). Caso emblematico è quello del fontanile le Foche caratterizzato da una vasca piena e priva di vegetazione e da una con un filo d'acqua in cui erano presenti larve di *B. bufo* morte o prossime alla morte.

I siti acquatici artificiali andrebbero periodicamente controllati in modo da preservarne le condizioni strutturali e funzionali. In alcuni casi il pietrame delle pareti non è risultato integro (Amplero Pozzo 2 e Pozzo di Sante) e sono state osservate spaccature con perdite di acqua e sversamenti esterni (Fontanile 1 e 2 vicino Padura). In tali contesti si propongono interventi di ristrutturazione con materiali irregolari come la pietra la cui scabrosità favorisce l'entrata e uscita degli animali. Da evitare, invece, le superfici cementate non adeguate all'ovideposizione. Da considerare anche l'eventualità di interventi volti a rendere le vasche digradanti dai bordi verso il centro al fine di favorire ulteriormente i movimenti degli individui (Cammerini, 2012). Si potrebbe adottare come modello di riferimento il fontanile in prossimità delle briglie caratterizzato da rampe di risalita, grate di protezione e pareti leggermente digradanti. In alcuni siti il sistema di "troppo pieno" risultava mal funzionante e sono state osservate fluttuazioni dell'acqua dovute alla probabile insorgenza di ostruzioni alla sorgente, nei tubi di afflusso o nelle canaline di adduzione (Cammerini, 2012).

Dato l'alto numero di siti artificiali presenti nel Parco sarebbe opportuno concentrarsi su quelli a maggior potenzialità biologica, collegati ad altri siti acquatici, posti all'interno di boschi e foreste (Cammerini, 2012). I siti artificiali in buone condizioni, ristrutturati e ricadenti su sentieristica potrebbero essere sfruttati per l'educazione ambientale installando cartellonistica che favorisca la divulgazione della conservazione degli anfibi e dei relativi habitat.

Da segnalare, inoltre, la presenza di **specie alloctone** in grado di predare uova e larve delle specie target e competere con esse per le risorse trofiche. È stato osservato un pesce alloctono (*Carassius auratus*) in un sito artificiale (Abbeveratoio di Cianni) e una specie alloctona di testuggine d'acqua dolce (*Trachemys scripta scripta*) in un sito naturale (sorgenti del Volturno), che potrebbero aver influito negativamente sulla presenza delle specie target. Entrambe le specie sono note per essere predatori di uova e larve di diversi anfibi (Monello & Wright, 2001; Ernst & Lovich, 2009).

Dai rilevamenti effettuati emerge la necessità di creare siti intermedi di potenziale riproduzione e rifugio e di migliorare la connettività tra le aree acquatiche e tra le aree acquatiche e terrestri (Scoccianti, 2001;

Buono et al., 2019). Intorno ai siti acquatici si potrebbero creare micro-rifugi (cataste di legna, ceppaie, muretti a secco), fasce di rispetto e zone umide derivanti dal troppo pieno dei siti artificiali (Scoccianti, 2001; Cammerini, 2012). Questi interventi favorirebbero soprattutto l'Ululone dal ventre giallo, frequentemente riscontrato in prati allagati e sistemi di pozze creati dai fontanili (Collelungo, Valle Trotta e Jajacque).

Le zone umide andrebbero protette da recinzioni al fine di eliminare il disturbo del calpestio e del transito del bestiame, frequentemente osservati nel Parco (fontanile Pantaniello). Tali interventi favorirebbero non solo la riproduzione delle specie target, ma anche la diffusione di individui verso popolazioni già presenti o nuovi siti riproduttivi.

Infine, si suggerisce la costruzione di passaggi protetti (sottopassi) per prevenire la collisione degli anfibi con autoveicoli (Bergò et al., 2019). In più occasioni sono stati osservati adulti di *B. bufo* e *S. salamandra* morti per schiacciamento a causa del traffico veicolare.

Va sottolineato che le specie target (ululone, salamandrina e tritone crestato) possono essere considerate come specie "ombrello" per moltissime specie acquatiche animali e vegetali presenti nel Parco. Ciò suggerisce che aumentando i siti idonei alla loro riproduzione, se ne scongiura non solo l'estinzione a livello locale, ma si garantisce anche un generale aumento della biodiversità dell'area.

Monitoraggio

Il monitoraggio ordinario verrà condotto attraverso il controllo durante la stagione primaverile-estiva di tutti i siti noti per gli anfibi e l'ispezione di alcuni nuovi siti. Verranno ispezionati anche i siti storici che negli ultimi anni però hanno dato esito negativo.

Il controllo andrà effettuato attraverso rilevamento visuale (*Visual encounter survey*) e un guadino a maglia fine, cercando di ridurre al minimo il disturbo.

L'attrezzatura utilizzata verrà disinfettata e risciacquata prima e dopo la visita ad ogni sito.

2.3. Rettili

Malgrado l'area del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise sia una delle più interessanti e importanti dell'Appennino centrale in quanto a caratteristiche ambientali, paesistiche, vegetazionali e faunistiche, nonché una delle più indagate soprattutto in riferimento alla presenza di numerose specie floristiche e faunistiche di elevato interesse biogeografico e conservazionistico, relativamente pochi e lacunosi risultano essere ad oggi gli studi condotti sulla fauna erpetologica dell'area.

Per la maggior parte, i pochi studi esistenti sull'erpetofauna del PNALM sono abbastanza datati, essendo stati pubblicati in un periodo compreso tra la fine degli anni '60 e i primi anni '90 del '900 (Bruno, 1966 a,b, 1971; 1973; 1995; Naviglio, 1971; Maugeri e Spada, 1972; Bruno e Guacci, 1992; Paolucci et al., 1993).

Tuttavia, se da un lato questa situazione mette a disposizione informazioni poco attuali, dall'altro fornisce le basi per effettuare eventuali analisi sui trend di presenza e della struttura delle popolazioni.

Nel territorio del PNALM è accertata la presenza di 14 specie di Rettili (*Hemidactylus turcicus*, *Tarentola mauritanica*, *Chalcides chalcides*, *Lacerta bilineata*, *Podarcis muralis*, *Podarcis siculus*, *Anguis veronensis*, *Coronella austriaca*, *Elaphe quatuorlineata*, *Hierophis viridiflavus*, *Natrix natrix*, *Zamenis longissimus*, *Vipera aspis*, *Vipera ursinii*).

Le specie con il maggior numero di segnalazioni sono *Lacerta bilineata*, *Podarcis muralis* e *Hierophis viridiflavus*. Le specie con un numero decisamente ridotto di segnalazioni, e quindi apparentemente molto localizzate nell'area di studio, sono invece *Hemidactylus turcicus*, *Tarentola mauritanica* ed *Elaphe quatuorlineata*. Nel corso delle ricerche sul campo non è stato inoltre possibile rinvenire alcun esemplare di *Coronella girondica*, ma va rilevato che questa specie è stata segnalata in passato solo in due località del Parco e successivamente non è stata più osservata dai vari studiosi che hanno svolto ricerche erpetologiche in quest'area.

Le specie di maggiore interesse biogeografico e conservazionistico risultano essere senza dubbio *Anguis veronensis*, entità esclusiva dell'Italia peninsulare e di alcune piccole aree della Francia sud-orientale, separata recentemente dalla specie affine *Anguis fragilis* (Gvoždik et al., 2013), *Elaphe quatuorlineata* e *Vipera ursinii*.

Cervone (*Elaphe quatuorlineata*)

L'unica segnalazione (Crucitti, in litteris 2013) proviene dal versante sud-occidentale dell'area di studio (settore laziale), mentre non è stato possibile rinvenire la specie nelle stazioni note sulla base dei dati bibliografici.

Ramarro occidentale (*Lacerta bilineata*)

La specie risulta ben distribuita all'interno dei Siti Natura 2000 del PNALM ed è stata rinvenuta dagli 800 m di quota del versante laziale fino ai 1.750 m del Monte Amaro.

Lucertola muraiola (*Podarcis muralis*)

La specie è ubiquitaria in tutte le aree poste a quote superiori agli 850 m.

Lucertola campestre (*Podarcis siculus*)

La specie è ben distribuita a quote inferiori ai 1.000 m.

Colubro liscio (*Coronella austriaca*)

I dati storici indicano che la specie è stata osservata in numerose località tra i 900 m del Lago di Barrea e i 1900 m di Forca Resuni. Durante gli studi recenti la specie è stata osservata presso Alvito e a Valle Cupa di Pescasseroli.

Vipera dell'Orsini (*Vipera ursinii*)

La vipera dell'Orsini (Bonaparte, 1835) è una specie appartenente alla famiglia dei *Viperidae*, di particolare problematica a livello conservazionistico, essendo il serpente più minacciato di estinzione in Italia (Filippi e Luiselli, 2000) ed in generale in Europa (Nilson et al., 2001; Dely et al., 2005; Edgar e Bird, 2005). Attualmente è anche classificata come il vertebrato terricolo italiano più a rischio di estinzione ed è inserito nella categoria VU (Vulnerable – vulnerabile) nelle liste rosse della IUCN (IUCN red list, 2020). *Vipera ursinii* è una specie protetta, inclusa nella Convenzione di Berna (Allegato II), in Direttiva Habitat (Allegati II e IV) e nell'Appendice I della CITES. Per queste ragioni nel 2020 e nel 2021 questa specie è stata oggetto di una ricerca mirata finalizzata a conoscere presenza e distribuzione nel Parco. Sebbene la specie sia tutelata da molteplici convenzioni e direttive, è tuttora soggetta a numerose pressioni e minacce (Filippi e Politi, 2010). Tra le cause della fragilità vi è sicuramente la distribuzione a carattere relittuale nel territorio italiano, ed in generale in quello europeo, legata agli eventi glaciali plio-pleistocenici. Inoltre, persistono fattori di minaccia come il sovra-pascolo di bestiame allo stato semibrado, le elevate densità di ungulati selvatici, la riduzione della copertura dei ginepri prostrati e gli imboschimenti delle praterie montane con pino mugo (*Pinus mugo*) (Filippi e Luiselli, 2003).

Le aree indagate consistono in praterie e prato-pascoli di alta quota, tra 1600 e 2000 m s.l.m., caratterizzate da estese formazioni di arbusteti prostrati di ginepro nano associate ad affioramenti calcarei profondamente fessurati, habitat elettivo della specie (Sindaco et al. 2006). Nel precedente lavoro (2020) sono state analizzate 16 aree e di queste, cinque sono state ritenute necessarie di ulteriori osservazioni. Riducendone il numero è stato possibile aumentare le repliche per sito, coprire omogeneamente il periodo di attività e incrementare la superficie dei plot indagati per ogni area.

Valle Biscurri e Valle Lunga. Entrambe le valli si presentano prevalentemente pianeggianti, a substrato erboso e con abbondanti popolamenti di *J. nana* che tendono ad aumentare in densità ed estensione lungo i clivi ai margini. Risulta abbondante anche la matrice rocciosa che si inframezza al prato-pascolo fino a formare delle estese pietraie. Lo status dei pulvini risulta perlopiù coerente con quanto osservato nel *survey* precedente con presenza di calpestio e deiezioni in diversi ginepri, che appaiono aperti o parzialmente essiccati o danneggiati. Tuttavia, va evidenziato un aumento del carico del pascolo domestico, che si ripercuote negativamente sull'integrità strutturale dei pulvini soprattutto lungo i sentieri più utilizzati dagli armenti. Nelle aree si riscontra un'alta presenza di ofidi, oltre all'avvistamento di *V. ursinii*, le parcelle indagate sono altamente popolate da *V. aspis*. Da segnalare un decremento dell'abbondanza degli ortoteri, probabilmente dovuto a una fluttuazione demografica naturale.

Monte Forcone e Monte Marsicano. All'interno dell'area sono stati identificati e indagati quattro differenti *plot*, equamente divisi fra Monte Forcone e Monte Marsicano. In generale, l'area si presenta caratterizzata da elevata inclinazione e da una densità di pulvini che varia all'interno delle diverse sub-aree. In particolare, risultano piccoli e distanti sul Monte Forcone mentre, di grandi dimensioni e continui nel Monte Marsicano; alta anche la presenza di rocce e pietraie. I danni strutturali presenti nei pulvini di *J. nana*

risultano evidenti in tutta l'area e sono dovuti alla presenza stanziale del pascolo di ungulati selvatici. Infine, buona la presenza del colubro liscio (*Coronella austriaca*).

Terraegna e Sella della Terratta. L'area presenta elevata estensione e alta idoneità ambientale. Le spalle ad esposizione meridionale sono altamente ricoperte da cespuglieti di ginepro nano che diventano più radi nelle valli ad esposizione orientale. Elevata anche l'abbondanza di ortotteri e lucertole. L'area, vista l'elevata estensione (circa 550 ha), è stata diversamente indagata concentrandosi inizialmente nel luogo della segnalazione storica di *V. ursinii* risalente al 2001 e in seguito estendendo le indagini nelle aree più settentrionali in direzione del Monte Argatone. Tra i vari siti indagati, l'area è l'unica che presenta una netta alterazione ambientale di origine antropica dovuta alla presenza degli impianti sciistici di Scanno.

In nessuna delle aree indagate sono stati osservati individui di *Vipera ursinii* o segni di presenza come individui morti o *exuvie*. Nonostante l'incremento dello sforzo di campo e del numero di rilevamenti effettuati, non è stato possibile identificare la presenza di nuove popolazioni e confermare l'occorrenza della specie presso la Valle Biscurri dove era stata avvistata nel 2020. Ad oggi, la vipera risulta estremamente rara e localizzata. Lo scenario che emerge è stato ulteriormente corroborato dall'esito delle interviste effettuate in questi due anni di lavoro. Tutti coloro che sono apparsi effettivamente in grado di fornire informazioni precise e attendibili, non hanno riportato avvistamenti recenti. Inoltre, nonostante le diverse segnalazioni pervenute da parte delle guide naturalistiche, nessuna di esse riguardava *V. ursinii*.

Durante la ricerca, all'interno del PNALM, sono stati riscontrate altre specie di rettili: *Anguis veronensis*, *Coronella austriaca*, *Chalcides chalcides*, *Elaphe quatuorlineata*, *Hierophis viridiflavus carbonarius*, *Lacerta bilineata*, *Natrix helvetica*, *Natrix tessellata*, *Podarcis muralis*, *Podarcis siculus*, *Zamenis longissimus* e *Vipera aspis*.

Tra le varie specie osservate, escludendo i lacertidi, *Vipera aspis* e *Coronella austriaca* risultano particolarmente frequenti negli ambienti indagati. Sembrano meno frequenti invece gli incontri con specie ad ampia valenza ecologica come *N. helvetica* e *H. viridiflavus*.

Per *A. veronensis* i punti di nuova segnalazione riguardano il Monte Marsicano, individuo in termoregolazione all'interno del ginepro, e l'area limitrofa al fontanile La Padura. Più rari risultano gli incontri con *C. chalcides*, *L. bilineata* e *P. siculus* rispetto alla più diffusa *P. muralis*.

Di particolare interesse risulta il fatto che le indagini hanno permesso di aggiornare e confermare la distribuzione di due specie di alto interesse conservazionistico, inserite nell'Allegato II della Direttiva Habitat, quali *Natrix tessellata* osservata nel Lago di Scanno e cervone (*Elaphe quatuorlineata*), in due punti di nuova segnalazione, negli ambienti pianiziali del versante abruzzese. Per la prima specie i dati disponibili nel PNALM erano pochissimi, mentre per il cervone si trattava di dati solo in aree limitrofe alla zona di protezione esterna.

Pressioni nel PNALM

- Una delle principali problematiche legate a *Vipera ursinii* è conseguenza intrinseca della sua ristretta nicchia ecologica. La forte specializzazione e il legame intimo nei confronti degli ambienti elettivi, gravemente minacciati e soggetti a frammentazione, si ripercuote sull'occorrenza della vipera che mostra una distribuzione irregolare lungo tutto l'areale con aree altamente isolate fra loro (Edgar & Bird, 2005; Gvoždík et al., 2012; Console et al., 2020). Come precedentemente riportato, sono numerosi gli adattamenti di *V. ursinii* che aumentano la vulnerabilità:
 - i) le specie contraddistinte da *homerange* ristretto e bassa capacità di dispersione mostrano una risposta lenta alle alterazioni dell'habitat;
 - ii) la strategia di predazione all'agguato (*sit and wait*) è spesso associata a una lenta acquisizione di cibo, che si ripercuote in un tasso di crescita lento e in una riproduzione poco frequente (Shine, 1980); inoltre, la forte specializzazione della dieta, costituita perlopiù da ortoteri, rende più vulnerabile la vipera, che dipende, per una fase temporale, quasi esclusivamente da questa tipologia di prede. Tale problematica, riscontrata sul Monte Marsicano da Filippi e Luiselli (2005), causata da un'abbondanza trofica subottimale, si ripercuote in esemplari di *V. ursinii* caratterizzati da dimensioni corporee significativamente più piccole rispetto alle restanti popolazioni del centro Italia;
 - iii) le femmine soggette a condizioni sfavorevoli (temperatura e abbondanza di prede) durante il periodo di vitellogenesi, altamente dispendioso da un punto di vista energetico, non sono in grado di riprodursi. Ciò si ripercuote in una cadenza riproduttiva essenzialmente biennale ma occasionalmente anche triennale e in un calo demografico delle popolazioni.
- Oltre alla distribuzione frammentata degli habitat idonei, la limitata vagilità (massimo spostamento 200 m; Baron 1997) e la scarsa tendenza di dispersione di *V. ursinii* influiscono negativamente sul flusso genico tra diverse popolazioni. Ferchaud et al. (2011) hanno evidenziato un'alta differenziazione genetica tra popolazioni localizzate a breve distanza tra loro (2 Km). Tale risultato sottolinea come le popolazioni della vipera vadano incontro a una rapida diminuzione della variabilità genetica. Inoltre, popolazioni isolate e di piccole dimensioni sono soggette a numerosi fattori genetici come gli effetti deleteri della consanguineità sulla riproduzione, la perdita di diversità genetica, la deriva genetica come principale processo evolutivo e l'accumulo di mutazioni deleterie (Kimura, 1957; Ellstrand e Elam, 1993; Lenormand, 2002; Kuo & Janzen, 2004). Infatti, diversi studi documentano gravi deformità neonatali in popolazioni isolate con bassa diversità genetica di *V. ursinii* (Liptó, 1999; Újvári et al., 2002; Tóth et al., 2005). A supporto dei problemi legati alla bassa variabilità genetica e dalle dinamiche causate dall'*inbreeding*, Madsen et al., (1996, 1999) dimostrarono come, inserendo nuovi geni attraverso il rilascio di individui riproduttori maschili in una popolazione altamente isolata di una specie affine, il marasso (*Vipera berus*), in appena quattro anni la popolazione abbia riacquisito buoni valori di diversità genetica che hanno portato a una

netta diminuzione del tasso di morte e presenza di malformazioni neonatali e conseguentemente un aumento della consistenza demografica della popolazione. Inoltre, oltre ai fattori genetici, le piccole popolazioni sono soggette a fattori di tipo demografico che possono portare una riduzione demografica causata da oscillazioni nel rapporto tra sessi, nel tasso di natalità e mortalità e nella distribuzione in classi di età.

- La degradazione della qualità dell'habitat, dovuta alla presenza del sovra-pascolo è una dinamica riscontrata in diversi siti all'interno del Parco. Il pascolo eccessivo sia di origine domestica (bovino ed equino) sia selvatico (soprattutto *Cervus elaphus*), rappresenta una delle principali minacce per *V. ursinus* (Penloup, 1999; Filippi e Luiselli, 2003; Edgar & Bird, 2005). L'attività di foraggiamento dove il carico di pascolo è intenso causa dei seri cambiamenti strutturali della vegetazione eliminando le erbe nutrici delle prede, principalmente ortotteri delle famiglie *Acrididae* e *Tettigoniidae* (Ferri e Marconi, 2006; Filippi e Luiselli, 2006), impedendo la sopravvivenza delle specie di ortotteri che, in Europa, sono gravemente minacciate dal pascolo intensivo, soprattutto bovino (Gardinier, 2018).

La presenza elevata di ungulati si ripercuote anche sullo stato di conservazione di *J. nana*. La presenza stanziale degli ungulati danneggia meccanicamente gli apparati radicali e vegetativi delle piante. Nell'area di indagine numerosi arbusti esibiscono danni causati dal calpestio come estese porzioni aperte o morenti, evidenti segni di camminamento e deiezioni all'interno del pulvino. Questi effetti, già discussi nel precedente lavoro, riducono la copertura e disponibilità di habitat integri per *V. ursinus* che peraltro, in questo scenario, potrebbe entrare in competizione per le zone di termoregolazione con *V. aspis*, specie simpatica nelle diverse aree. Inoltre, la presenza continua degli ungulati durante tutto il periodo di attività della vipera dell'Orsini e l'elevata densità numerica dei branchi o armenti può causare schiacciamento diretto degli individui in attività o nascosti. Tuttavia, se la presenza eccessiva di pascolo è una delle principali problematiche di gestione, anche la mancanza può essere altamente dannosa in quanto porterebbe a un avanzamento dei boschi e la chiusura delle radure dove sono presenti i prato-pascoli di alta quota (Webb, 1995). Infatti, a livello di paesaggio si prevedono processi di riforestazione legati all'abbandono delle pratiche pastorali tradizionali e all'avanzata del bosco a causa del riscaldamento climatico (Lyet et al., 2013; Ferrarini et al., 2017).

- Le possibili influenze dei fattori ambientali, dovute alla frammentazione degli habitat, sulle relazioni interspecifiche. Tali fattori potrebbero essere in grado di provocare dei cambiamenti (i.e. struttura vegetazionale, microclima, copertura del suolo) che provocherebbero effetti diretti e indiretti sulla distribuzione e abbondanza delle specie animali e vegetali. Ciò si ripercuoterebbe in delle fluttuazioni estreme delle prede, dei predatori e dei competitori. Sebbene siano dinamiche naturali, la presenza di fattori estrinseci in grado di modificare profondamente le comunità porterebbe a una

serie di squilibri nelle interazioni fra i diversi organismi. Questo potrebbe essere il caso della relazione tra *V. ursinii* e *V. aspis* simpatiche in diverse aree del Parco. Sebbene la sovrapposizione della dieta non sia stata riscontrata da Filippi e Luiselli (2006), va evidenziato che i risultati potrebbero essere stati influenzati dalla stagionalità della ricerca. Infatti, è noto che la dieta di *V. ursinii* subisce un forte *shift* passando da un'alimentazione basata su lacertidi (66% nella tarda primavera) e roditori (63% nel mese di giugno), a una dieta basata quasi esclusivamente su invertebrati (97,5% tra luglio e settembre) (Agrimi e Luiselli, 1992). Quindi, almeno in una fase del ciclo annuale, le due specie potrebbero competere direttamente per le prede. Va sottolineato che *V. aspis* in diverse aree indagate raggiunge densità elevate e numerosi individui sono stati osservati in termoregolazione all'interno dei pulvini di ginepro nano, ne consegue che un partizionamento del microhabitat non efficiente potrebbe portare a un incremento della competizione per le prede almeno in una fase del ciclo annuale (Luiselli, 2006). L'abbondanza di *V. aspis* contraddistinta da fenotipo melanico nell'area di Valle Biscurri, potrebbe esser dovuta alla stretta vicinanza del prato-pascolo con la matrice boschiva. La prossimità del bosco potrebbe essere sfruttata da corridoio ecologico da altri predatori occasionali come mustelidi, gatto selvatico, volpe (Corbett et al., 1985; Móré & Mizsei, 2019). *Vipera ursinii* è quasi sicuramente predata dal colubro liscio (*Coronella austriaca*) (Luiselli et al., 1996; Reading, 2004; Edgar & Bird, 2005; Groen, 2018; Di Nicola et al., 2020), specie simpatica sul Monte Forcone e Marsicano. Inoltre, *C. austriaca* è un diretto competitore poiché si nutre di mammiferi e lacertidi (Edgar & Bird, 2005). Al contrario di quanto riportato in letteratura, all'interno del Parco non emerge una situazione preoccupante per quanto riguarda la predazione da parte del cinghiale (*Sus scrofa*) poiché non risultano prove evidenti di presenza stanziale del suide nei siti indagati.

- Riguardo i disturbi, l'impatto maggiore resta la massiccia presenza di ungulati e l'effetto diretto ed indiretto del calpestio sull'habitat della specie. Occorre quindi porre maggiore attenzione alla problematica del sovra-pascolo, pianificando azioni per ridurre gli effetti che questo disturbo ha sugli habitat di alta quota all'interno del Parco. Per quanto riguarda il pascolo domestico brado la gestione dovrebbe basarsi sulla diminuzione del carico medio dei pascoli, presupponendo un sistema di pascolamento controllato delle mandrie e potenziando la disponibilità di risorse idriche al fine di evitare continui spostamenti degli armenti. Operativamente, la modalità più efficace per ridurre gli impatti negativi del sovra-pascolo è quella di impedirne o ridurne l'accesso alle aree sensibili, attraverso la messa in opera di sistemi di esclusione e deterrenza. Nel caso di interdizione delle zone di alto valore naturalistico, possono essere applicati diversi dispositivi come recinzioni fisse e/o elettrificate, repellenti acustici e olfattivi. Altresì, la gestione del pascolo domestico potrebbe essere ottimizzata potenziando le fonti di approvvigionamento idrico, in modo da ridurre i continui spostamenti dei bovini e prevenire gli effetti sulle zone umide naturali esistenti. Infatti,

nel pianoro di Campitelli, costituito in gran parte da un prato umido allagato contraddistinto da elementi vegetali tipici dei prati torbosi, in concomitanza con l'arrivo della mandria di bovini è stato notato un repentino disseccamento delle pozze temporanee e un impoverimento della qualità del mezzo acquatico. La presenza degli armenti ha provocato la scomparsa della ricca e abbondante vegetazione acquatica e l'inizio di processi di eutrofizzazione, velocizzati dal rimescolamento del substrato in seguito all'entrata in acqua dei bovini per l'abbeverata. Quindi, la creazione delle zone di approvvigionamento potrebbe ridurre lo stress degli ambienti umidi e la diminuzione del carico di bestiame lungo i sentieri più utilizzati per gli spostamenti.

Monitoraggio

Vista la rarità di *Vipera ursinii* nel Parco risulta fondamentale proseguire con campagne di monitoraggio con cadenza annuale o biennale per incrementare le conoscenze riguardo la distribuzione locale e lo stato in cui versano le popolazioni. Infatti, il passaggio di base essenziale affinché si possa intraprendere azioni di tutela corrette è la conoscenza di dettaglio della distribuzione della specie e la relativa consistenza delle singole popolazioni. Il raggiungimento di questo livello di informazione permetterebbe di definire e valutare il valore conservazionistico complessivo di una data area e determinare strategie di zonizzazione all'interno dei comprensori sottoposti a regimi di tutela, come ad esempio la conversione a tutela integrale, fornendo un approccio gestionale differenziale. È quindi assolutamente necessario continuare con rilevazioni di campo per aumentare e integrare le conoscenze esistenti e per definire strategie di conservazioni più efficaci, poiché l'analisi delle osservazioni ripetute nel tempo permette l'effettiva comprensione delle dinamiche a cui le popolazioni sono sottoposte. In altri termini, incrementando le conoscenze aumenta la possibilità di intraprendere campagne gestionali corrette ed efficaci. Altresì, trattandosi del serpente a più alto rischio di estinzione, appare chiara la necessità di interventi di gestione e conservazione mirati, tali da arginare le dinamiche in atto, sia per non andare incontro ad un'ulteriore rarefazione della specie che per rispettare gli obblighi in ambito europeo previsti dalla Direttiva Habitat.

2.4. Gambero di fiume e pesci

Per quanto riguarda le indagini sull'ittiofauna, va rilevato che accanto a zone per le quali vi sono carte ittiche o indagini analoghe promosse da Enti preposti alla gestione del territorio (Regioni, Provincie ecc.), ve ne sono altre per le quali le informazioni sono scarse, datate o frammentarie. Inoltre, gran parte delle ricerche promosse riguardano corsi d'acqua di natura lenticia mentre i numerosi laghi che costellano l'area di studio sono stati poco indagati (De Curtis, 2000). È il caso di queste specie nel parco. Pertanto, la letteratura di riferimento resta:

- De Curtis O., 2002. Ricerca sulla fauna ittica del fiume Sangro e del fiume Giovenco. Relazione interna.

- Barbieri C., Caramori G., De Curtis O., 2000. Ricerca sulla fauna ittica del Lago di Barrea e del torrente Sangro. Aggiornamento bibliografico sulla fauna ittica del PNALM, la sua ZPE e “riserve satelliti”. Relazione interna.

Lo studio sul Gambero di fiume è stato eseguito tramite sopralluoghi sul campo e indagini storiche. I corsi d'acqua presi in esame sono: Fiume Sangro, Fiume Zittola, Torrente Fondillo, Torrente Scerto, Torrente Profulo, Torrente Vandra, Torrente Rio Verde e Torrente Turcano. Nell'ambito della ricerca è stato utilizzato il metodo della cattura/ marcatura/ricatture per fare valutazioni sulla densità della specie. Le indagini sulla fauna ittica, di tipo qualitativo e semiquantitativo, sono state condotte attraverso campionamenti diretti e raccogliendo dati attraverso il coinvolgimento dei pescatori sportivi e svolgendo una ricerca bibliografica.

1. Campionamenti diretti. Lo studio è stato realizzato attraverso un piano di rilievo ripetuto in primavera e in autunno e distribuito su più stazioni individuate in zone con diverse caratteristiche ambientali. Gli strumenti di campionamento consistono in reti utilizzate anche per la pesca professionale, peleagiche (Tramagli) e da fondo (antane), con maglie differenziate allo scopo di estendere il più possibile la cattura a tutte le specie presenti. È stata inoltre allestita una base mobile con la strumentazione di base necessaria per i rilievi biometrici.
2. Coinvolgimento dei pescatori sportivi. Nel 1999, nel corso di un seminario formativo, sono state distribuite ai pescatori delle schede di rilevamento finalizzate a stimare lo sforzo di pesca e le specie catturate, soprattutto in relazione alle località, al numero di catture, alla taglia e al peso degli esemplari.
3. Ricerca bibliografica. Il reperimento delle informazioni pregresse è stato condotto considerando principalmente tre tipologie di fonti: materiale proveniente da Enti preposti alla gestione del territorio (Regioni, Province, ecc.); materiali provenienti da Enti di Ricerca (Univesità, Istituto Sperimentale Zooprofilattico, Associazione italiana Ittiologi d'Acqua Dolce, musei, ecc.); dati derivanti da check list e altre pubblicazioni scientifiche.

Alcune di queste specie sono tipicamente autoctone, altre, come il Persico reale, sono ovviamente frutto di immissioni operate da associazioni di pescatori sportivi. Tali immissioni hanno provocato il declino di alcune specie autoctone in favore di specie più aggressive o di maggiore plasticità ecologica.

Nel lago di Barrea le specie rinvenute appartengono a tre diverse famiglie: Ciprinidi, Salmonidi e Percidi. Tra queste la più rappresentata è la famiglia dei Ciprinidi con 8 specie, seguono i Salmonidi e i Percidi con una specie ognuna. Inoltre, è stato trovato il gambero di fiume.

Gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*)

Tra i macrocrostacei decapodi è presente, all'interno dei Siti Natura 2000 del PNALM, l'*Austropotamobius pallipes*, specie in progressiva diminuzione/ estinzione in Europa.

Le principali minacce per la conservazione di questa specie sono:

- cambiamenti climatici che possono avere conseguenze sia dirette sulla specie sia indirette sulla risorsa idrica e sui corsi d'acqua. Nel primo caso, l'innalzamento della temperatura media può produrre modifiche dell'areale sia come estensione sia come sua posizione geografica. Specie come *A. pallipes* con un alto livello di specializzazione e bassa capacità di adattamento ai cambiamenti ambientali possono estinguersi o ridurre irrimediabilmente il loro areale (Otero et al., 2011). La capacità di adattamento dipende molto spesso da quanto la temperatura sia un fattore determinante nel ciclo biologico-riproduttivo della specie stessa. Poiché il gambero d'acqua dolce è un animale eterotermo, tali variazioni determinano alterazioni di crescita e di riproduzione (Reynolds, 2002). Non bisogna dimenticare, inoltre, che variazioni di temperatura possono rendere gli ambienti maggiormente idonei alla colonizzazione delle specie alloctone a discapito di quelle autoctone (Otero et al., 2001; Gherardi et al., 2013). Per quanto riguarda gli effetti indiretti, invece si possono verificare: % variazioni nella distribuzione stagionale delle portate (regime di deflusso); % variazioni nella capacità d'immagazzinamento idrico con riduzione dei bacini imbriferi di origine glaciale o nivale; % maggiore predisposizione dei corpi idrici a fenomeni di piene e magre. Con l'incremento delle temperature medie si verificherà un innalzamento del limite delle neviccate: le zone coperte da neve diminuiranno sempre più e, al contempo, si ridurrà lo spessore e la durata della copertura nevosa. Saranno disponibili sempre meno riserve di neve che possono fondere e una parte sempre più consistente delle precipitazioni potrà defluire immediatamente. In inverno, quando le precipitazioni sono più abbondanti, si potranno determinare improvvise piene. In estate, invece, la diminuzione delle precipitazioni, in concomitanza con l'apporto inferiore di acqua di fusione, potrà determinare periodi di siccità più frequenti e di più lunga durata. L'aumento della temperatura dell'aria e quindi dell'acqua, unito a livelli d'acqua più bassi, in estate potrebbe mettere a dura prova le comunità biotiche dei corsi d'acqua. In particolar modo le siccità estive potranno produrre dei forti impatti negativi sulle popolazioni astacicole in termini di alterazione e deframmentazione dell'habitat. I tratti in asciutta o con scarsità idrica producono, infatti, stress sulle popolazioni e favoriscono l'insorgere di patologie fino all'estinzione della popolazione locale.
- Isolamento delle popolazioni. Negli ultimi decenni, la competizione con le specie esotiche (Vorburger e Ribí, 1999; Gherardi, 2006; Gherardi et al., 2013), il degrado ambientale, l'inquinamento e lo sfruttamento della risorsa idrica hanno contribuito all'isolamento delle popolazioni di *A. pallipes* (Nardi et al., 2005; Aquiloni et al., 2010b; Füreder et al., 2010). Questi fattori hanno determinato uno scenario di isolamento spaziale e genetico con la formazione di vere e proprie meta-popolazioni, ovvero popolazioni originariamente connesse, ma che

attualmente non sono più in contatto con rischi di deriva genetica (collo di bottiglia), perdita di variabilità genetica e capacità di adattamento.

- Principali patologie. Il gambero di fiume è fortemente suscettibile ad alcune malattie, siano esse micotiche, batteriche o parassitarie, spesso introdotte con gamberi alloctoni, portatori asintomatici. La malattia più temuta è l'afanomicosi o "peste del gambero" che spesso porta alla moria di intere popolazioni in breve tempo. L'agente causale, *Aphanomyces astaci* Schikora 1906, è un oomicete della famiglia delle Saprolegniacee. L'infezione si propaga nell'acqua tramite le zoospore prodotte in gran numero entro un ambito di temperature assai ampio (da 2 a 25 °C), il che le permette di estendersi durante tutto l'anno. Il Protozoo endoparassita *Thelohania contejeani* Hennequy 1892 è responsabile invece della thelohaniosi, comunemente nota come "malattia della porcellana" a causa della colorazione lattiginosa assunta dalla muscolatura addominale. La malattia provoca la degenerazione dei tessuti muscolari. L'infezione si diffonde tipicamente per necrofagia e cannibalismo sugli individui malati. Il decorso può durare anche molti mesi. La prevalenza registrata in Europa varia da 0,1% a 30% (Souty-Grosset et al., 2006). La "malattia dei punti bianchi" o White Spot Syndrome Virus (WSSV) causa mortalità elevatissime nei gamberi marini della famiglia Penaeidae, ma anche i gamberi d'acqua dolce sono suscettibili all'infezione, raggiungendo un tasso di mortalità del 100% in studi di laboratorio (Edgeron, 2005). La malattia si trasmette principalmente per ingestione di tessuti infetti (cannibalismo, predazione), per contatto diretto, tramite vettori quali rotiferi, vermi policheti, isopodi e crostacei non decapodi (*Artemia salina*), meno frequentemente tramite acqua contaminata. Nei Penecidi è tipica la presenza di macchie biancastre sulla cuticola dell'esoscheletro. Un'altra micosi è la "ruggine dei gamberi" o "burn spot", provocata da diverse specie di *Fusarium*, che determina lesioni alle branchie e ai muscoli. All'esterno i punti di infezione si presentano come macchie nererossastre (da qui il nome) che possono degenerare fino a vere e proprie lacerazioni. Ha un lungo decorso e porta a una mortalità abbastanza modesta, spesso dovuta a infezioni batteriche secondarie. Gli Anellidi del genere *Branchiobdella* sono ectosimbionti (o più precisamente ectocommensali) che vivono sull'esoscheletro dei gamberi, soprattutto nelle camere branchiali, cibandosi di diatomee, detriti e minuscoli invertebrati. In particolari condizioni (es. scarsa qualità dell'acqua, eutrofia,...) questi branchiobdellidi aumentano in numero e indeboliscono i gamberi, rendendoli più vulnerabili alle malattie epidemiche.
- Diffusione delle specie alloctone. In generale, le specie alloctone invasive sono riconosciute come la seconda causa più importante di perdita di biodiversità a livello globale, con un pesante impatto ambientale, sulle attività economiche e sulla salute umana (Lövei, 1997). Gli ambienti di acqua dolce in special modo sono particolarmente a rischio, oltre a rappresentare corridoi che facilitano la diffusione di specie invasive (Francis, 2012). La presenza delle specie alloctone di gambero (in

particolare le due specie americane: *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus*), ormai diffuse in gran parte del reticolo idrografico nazionale, rappresenta una delle minacce più consistenti per la sopravvivenza di *A. pallipes* in Italia, come nel resto d'Europa (Gherardi, 2006). Le specie esotiche, nella maggior parte dei casi introdotte volontariamente o involontariamente, veicolano patologie mortali (la peste del gambero) per il gambero autoctono. Inoltre, sono molto più competitive rispetto ad *A. pallipes*, poiché mettono in atto strategie di riproduzione e di comportamento decisamente più efficaci, come la produzione di diverse centinaia di giovani gamberi da una sola femmina ovigera, e hanno un'ottima resistenza a fattori di stress ambientali, come la possibilità di sopravvivere a lunghi periodi di asciutta e la capacità di adattarsi ad ambienti inquinati (Souty-Grosset et al., 2006). Un'altra specie alloctona, di origine però europea e quindi non portatrice dell'afanomicosi, è il gambero turco *Astacus leptodactylus*. In Italia, al momento ancora poco diffusa in natura, viene largamente allevata a scopo alimentare.

- **Bracconaggio.** Nonostante la pesca al gambero di fiume sia vietata, la specie è talvolta oggetto di prelievi illegali, soprattutto per fini alimentari. Il sovrasfruttamento della specie si traduce nel cosiddetto effetto a “collo di bottiglia”, ovvero la diminuzione della diversità genetica in una popolazione in seguito alla drastica riduzione del numero dei suoi individui. Nel tempo, se adeguatamente salvaguardata, la popolazione è in grado di ripristinare l'originale consistenza numerica senza però tornare ai livelli passati di diversità genetica. L'impatto della pesca diviene particolarmente dannoso quando vengono raccolti individui giovani o, peggio ancora, femmine ovigere. Nel primo caso questa pratica incide negativamente sul reclutamento, e riduce o impedisce il rinnovamento delle popolazioni naturali. Nel secondo caso vengono meno i presupposti per la nascita delle nuove generazioni.

Gli interventi gestionali sul gambero di fiume devono essere rivolti alla conservazione degli habitat, al mantenimento della loro funzionalità ecologica, alla riduzione della frammentazione al fine di facilitare la dispersione degli animali, ad un monitoraggio sanitario e alle specie aliene, ad eventuali rinforzi e/o reintroduzioni.

La distribuzione del Gambero di Fiume nel PNALM necessita di ulteriori approfondimenti. La specie è stata trovata in Val Fondillo, Campomizzo, Piana di Opi, Barrea, la Vandra.

Rovella (*Rutilus rubilio*)

Nel 2000 lo studio si è concentrato nel tratto del fiume Sangro tra Pescasseroli e la foce presso il lago di Barrea. In particolare, si possono distinguere due situazioni: nella piana a monte di Opi, dove il Sangro è caratterizzato da un andamento più rettilineo, da scarsa vegetazione ripariale e assenza di pozze e nascondigli idonei, la Rovella è assente, così come la Trota. Dopo Opi, dove sono presenti pozze e piccole

rientranze che abbandonano il corso d'acqua principale estendendosi lateralmente verso i terreni circostanti, la specie è stata individuata.

La popolazione è stata considerata autoctona, geneticamente inalterata e non mescolata a ceppi provenienti da aree esterne (Barbieri et al., 2000). Alle stesse conclusioni era arrivato uno studio condotto nel 1990 nella stessa zona (Bianco, 1990). La Rovella è segnalata, oltre che nell'alto corso del fiume Sangro, anche nel Rio Torto, nel Fiume Volturno, nel Bacino del Fibreno e nel Bacino del Melfa.

Barbo comune (*Barbus plebejus*)

Il Barbo è presente nei seguenti corsi d'acqua: Alto fiume Sangro, Lago di Barrea, Fiume Volturno, Bacino del Fibreno, Bacino del Melfa. Dati sull'abbondanza sono disponibili per il lago di Barrea, dove l'abbondanza relativa del Barbo comune è estremamente bassa attestandosi intorno all'1%. La specie, nel Sangro, è da ritenersi di origine autoctona in quanto sembra che nel fiume non siano mai state effettuate semine di pesce bianco (Bianco, 1990).

Alborella meridionale (*Alburnus albidus*)

L'Alborella meridionale è presente nel Lago di Barrea, nel Fiume Volturno e probabilmente nel Bacino del Fibreno.

Per quanto riguarda l'origine delle popolazioni citate, va ricordato che il limite superiore della specie è individuato tra i bacini del fiume Volturno e del Trigno (Bianco, 1978a e 1978b, Forneris et al., 1990, Turin et al., 1998), pertanto sussistono dubbi sull'autoctonia dell'Alborella meridionale nel lago di Barrea e più in generale nel territorio abruzzese. Tale incertezza deriva dal fatto che essa è assente nel tratto del Sangro teatino, dove è vicariata dall'Alborella alpina. Un'ipotesi potrebbe essere quella che vede l'Alborella meridionale autoctona nel fiume Sangro, dal quale si è estinta nella Provincia di Chieti a seguito dell'immissione di specie competitive, mantenendo però una popolazione vitale all'interno del lago di Barrea. Ciò porterebbe più a nord il limite settentrionale dell'areale della specie.

Trota macrostigma (*Salmo (trutta) macrostigma*)

La Trota macrostigma è stata segnalata nel Fiume Volturno, nel Torrente Lemmare, nel Bacino del Fibreno. Nel fiume Volturno sono stati rinvenuti esemplari con caratteristiche fenotipiche intermedie e con diversi gradi di somiglianza con la Trota macrostigma, che fanno pensare ad una sua originale presenza ed una successiva ibridazione con la semispecie introdotta in Italia settentrionale *Salmo trutta trutta* ecotipo "fario" (D'Orsi, 2000). Anche nel bacino del Fibreno sono presenti individui con caratteristiche fenotipiche intermedie tra le due specie.

Considerato che molte di queste informazioni sono datate nell'arco del periodo di validità del Piano si procederà ad attivare monitoraggi specifici almeno sulle specie più significative.

2.5. Uccelli

L'avifauna del PNALM è tipicamente montana e comprende anche molte specie comuni a tutti gli ambienti, gli uccelli ubiquitari e, nei versanti più bassi del Lazio, anche alcune specie tipicamente mediterranee. Essa è composta da oltre 200 specie, un numero molto elevato, poiché si tratta di quasi il 50% degli uccelli italiani, anche in relazione all'assenza di tutte le specie marine e di un gran numero di uccelli acquatici che preferiscono rotte migratorie costiere, piuttosto che interne. Se si considera che il territorio in esame equivale a circa lo 0,3% della superficie nazionale, si deduce l'importanza che tali siti rivestono come *hot spot* della biodiversità.

Il peso e l'importanza che i nuclei nidificanti in un'area così piccola hanno in un'ottica di conservazione a livello nazionale ed internazionale vanno chiaramente valutati non soltanto in funzione della distribuzione delle specie a livello locale, ma anche del loro status nazionale ed internazionale. In ambito europeo e comunque in ambito internazionale nei progetti di conservazione, infatti, la tendenza attuale e futura sarà sempre di più quella di costituire reti di aree destinate a tutelare le specie minacciate.

Questa accezione, che in passato coincideva con quella di specie rare, in diretto pericolo di estinzione, si è oggi profondamente evoluta sino a comprendere specie anche comuni, purché in preoccupante o rapido declino, per le quali a tempi più o meno lunghi si possa prevedere l'insorgere di situazioni di pericolo. Vanno interpretate in questo senso le valutazioni di Birdlife International (Tucker & Heath 1994), che inserisce in queste liste specie ancora presenti con milioni di coppie in territorio europeo.

È altresì evidente che per le specie il cui baricentro di distribuzione non sia rappresentato dall'Europa o dal Paleartico occidentale l'importanza della conservazione in tale area, pur essendo fondamentale nell'ottica del mantenimento della biodiversità a livello generale, risulta sicuramente meno importante in funzione della sopravvivenza delle specie a livello mondiale. Valutare una specie in relazione al suo status europeo o paleartico significa dunque mettere in relazione la consistenza numerica di una popolazione locale con quella dell'intera popolazione presente in un'area geografica, allo scopo di individuare priorità di conservazione più significative.

Per le specie a larga diffusione o presenti con numeri di coppie nell'ordine dei milioni è assolutamente evidente che il ruolo di un'area così piccola non può che essere marginale e che solo una politica generale di gestione del territorio può influire sulla tutela a grande scala. Al contrario le specie concentrate in piccole zone, legate per esempio ad ambienti poco estesi (montagne, paludi), oppure caratterizzate da areali limitati, possono più facilmente essere tutelate tramite una rete di aree protette. Percentuali dell'1% del totale nazionale o internazionale sono in questo caso quote già significative, che consentono, con una adeguata rete di aree, di fornire una protezione effettiva; è questo il disegno della Direttiva Habitat che mira a costituire in ambito europeo una rete di zone per le specie minacciate, che per quanto riguarda gli uccelli sono quelle inserite nella Direttiva 79/409. Sono questi i motivi che hanno indotto la Comunità Europea ad individuare una ZPS (Zona di Protezione Speciale) nel territorio del PNALM.

Il PNALM ricade inoltre nelle proposte di IBA (Important Bird Area) formulate per Birdlife International dalla LIPU.

I dati riportati nel presente paragrafo fanno riferimento ai seguenti lavori:

- Bernoni M., 2007. Monitoraggio degli uccelli 2006-2007 nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. Relazione interna.
- Bernoni M., 2012. La Coturnice nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. Relazione preliminare contratto di ricerca 2012.
- De Sanctis et al., 2013. Relazione preliminare per la redazione del piano della Z.P.S. e del S.I.C. Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise.

Considerata la numerosità delle specie, non per tutte è stato possibile svolgere ricerche mirate. Questo è stato fatto per le specie incluse nell'Allegato I della Direttiva 147/09/CE, per le quali sono stati condotti degli approfondimenti volti a mettere in luce particolari aspetti dell'ecologia delle specie, fondamentali al fine di indirizzare una corretta gestione dei Siti Natura 2000.

Per aquila, coturnice e fringuello alpino il parco svolge monitoraggi annuali nell'ambito della collaborazione in rete con altri Enti. Per tutte le altre specie di cui non abbiamo dati significativi, verrà realizzato un monitoraggio mirato nel corso del decennio di validità del piano.

Risultati generali

Secondo la check list degli uccelli del PNALM (Bernoni 1995) nel Parco sono state osservate 221 specie di uccelli, appartenenti a 50 famiglie, più 10 specie da riconfermare, segnalate da diversi autori, ma mai effettivamente osservate, oppure segnalate per aree al limite dell'area contigua o derivanti da reintroduzioni recenti di esito ancora incerto.

I non-Passeriformi sono 120, di cui 29 nidificanti regolarmente, 4 irregolarmente e 9 per i quali la nidificazione è da considerarsi possibile. I Passeriformi sono 101, di cui 76 nidificanti regolarmente, 3 irregolarmente e 4 per i quali la nidificazione è da considerarsi possibile.

Complessivamente le specie nidificanti regolarmente o irregolarmente sono 112, di cui 64 stanziali, il resto migratrici.

Il significato della presenza delle diverse specie non è ovviamente lo stesso: per alcune il PNALM costituisce sicuramente la più importante area italiana di nidificazione e conserva percentuali di popolazione nell'ordine del 50-80% del totale delle coppie italiane. Ad esempio, nel caso del Picchio dorsobianco e della Balia dal collare il PNALM costituisce di gran lunga la più importante area italiana, con oltre il 50% degli effettivi nidificanti. Per altre il significato è del tutto marginale, trattandosi di specie migratrici presenti in numero modesto per le quali il PNALM non costituisce un territorio significativo per la conservazione.

Considerando tutte le specie elencate, ad eccezione ovviamente degli habitat di quelle al momento attuale estinte, si delinea un quadro che vede come habitat più minacciati proprio le fasce di fondovalle con 29 specie e gli ambienti rocciosi con 21 specie; tale rilievo può apparire sorprendente in un Parco costituito in prevalenza da foreste, ma gli ambienti ecotonali e fortemente diversificati di fondovalle, che si estendono peraltro in una fascia altitudinale molto ampia, offrono un gran numero di nicchie ecologiche diverse, al contrario per esempio della relativa monotonia di faggete o praterie d'altitudine. Tale dato è comunque rivelatore di uno stato di sofferenza diffuso a livello europeo di questi ambienti, come pure quello sugli ambienti umidi, e non a caso anche nel PNALM significativi aspetti gestionali riguardano proprio questi territori. I termini della questione cambiano in modo significativo laddove si tenga conto delle sole specie per le quali il PNALM costituisca almeno l'1% della popolazione italiana: in tale caso l'importanza del fondovalle decresce in modo significativo ed ambienti rocciosi, praterie d'altitudine e faggete presentano valori decisamente più importanti.

Delle specie elencate nella checklist del PNALM, 21 sono incluse nell'Allegato I della direttiva Uccelli. Di queste però alcune risultano attualmente estinte localmente, altre sono date come migratrici irregolari o come accidentali. La presenza saltuaria o non accertata di tali specie ha portato ad escluderle dalla trattazione specifica dedicata alle specie in Direttiva. Le specie incluse nell'Allegato I della Direttiva Uccelli e presenti nella check list del PNALM ed il loro relativo Status (A= accidentale; B= nidificante; E= estinto; M= migratore; S= sedentaria; W= svernante) all'interno dei Siti Natura 2000 sono di seguito indicati:

SPECIE	STATUS					
	A	B	E	M	S	W
Coturnice		x			x	
Falco pecchiaiolo		x			x	
Nibbio Bruno		x		x		
Biancone		x		x		
Aquila reale		x			x	
Lanario		x			x	
Falco Pellegrino		x			x	
Piviere tortolino			x	x		
Gufo reale		x	x		x	
Succiacapre		x			x	
Martin pescatore				x		x
Picchio rosso mezzano		x			x	
Picchio dorsobianco		x			x	

Averla piccola		x		x		
Gracchio corallino		x			x	
Calandrella		x			x	
Tottavilla		x		x	x	
Balia collare		x			x	
Calandro		x		x		
Ortolano		x			x	
Fringuello alpino		x			x	

Specie inserite nell'allegato I della Direttiva Uccelli

Coturnice (*Alectoris graeca*)

Nella tabella sono riassunti i risultati per macroarea (totale 2010-11); l'indice di presenza è stato stimato in termini di coppie/km, utilizzando le presenze rilevate (assegnando valore 1 alle coppie e agli individui in canto e valore 0,5 agli esemplari osservati) e le lunghezze utili di ciascun transetto, allo scopo di fornire un dato locale sulla consistenza numerica della specie.

Il risultato ottenuto, modulando in vario modo i dati dei due anni, mostra la presenza riproduttiva di una popolazione tra le più consistenti dell'Appennino centrale, con un numero di coppie che viene stimato ad un valore minimo di 312.

Sul piano quantitativo si collocherebbero in un ordine di grandezza superiore a quello del Gran Sasso - Laga (200-250 coppie; Artese ex verbis) area assai più vasta del PNALM, ed in linea con la popolazione nidificante stimata nell' area del Velino-Sirente (S.O.A. – relaz. interna x Parco 2010; valore minimo 383 coppie), area assai meno estesa del complesso PNALM -Area Contigua e caratterizzata per buona parte da elevati livelli di idoneità e intorno al 50% rispetto all' area della Majella (Antonucci, Carafa, Liberatoscioli, ex verbis) queste ultime certamente le 2 più importanti popolazioni della zona peninsulare italiana e probabilmente dell' intero territorio non insulare (Sicilia esclusa), per la conservazione della Coturnice e, considerato il numero di coppie a livello mondiale, (40000-78000 coppie in moderato declino; Birdlife International, 2004), rilevanti (1-2% della popolazione mondiale), anche a livello internazionale.

I dati ottenuti suggeriscono che la popolazione della specie presente nell' area è tra le più importanti dell' Appennino e di rilievo anche a livello internazionale, avvicinandosi all' 1% (0,4-0,8%) della popolazione mondiale stimata, mentre, a livello nazionale, ritenendo ancora valida la stima di 5000-10000 coppie, ci si dovrebbe attestare al 4,0-8,0% delle coppie nidificanti in area appenninica, benché questa stima ormai datata, alla luce dei dati disponibili più recenti per l' Italia centrale, appaia notevolmente ottimistica e

debba essere ridimensionata almeno del 30-50%, situazione questa che condurrebbe ad una stima prossima al 10% della popolazione appenninica.

Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*)

Il Falco pecchiaiolo non è mai stato oggetto di uno studio specifico nel PNALM o nei corrispondenti Siti Natura 2000, tuttavia nel tempo ci sono state diverse segnalazioni che hanno portato a valutare la specie come nidificante. In particolare, una coppia era presente nel 1999 nella Foce di Barrea, sito possibile già segnalato da Chiavetta (1995); complessivamente le coppie non dovrebbero superare le 5, ma si attestano con tutta probabilità sul valore di 2-3. Nel corso degli studi realizzati nel 2013 dalla SOA sull'avifauna i ripetuti avvistamenti in epoca riproduttiva hanno indotto i ricercatori a confermare la specie come nidificante.

Le aree in cui alcuni individui sono stati recentemente avvistati sono Barrea, la zona di Godi-Prata, il Sangro, Serralunga, la bassa Vallelonga.

Nibbio bruno (*Milvus migrans*)

Sulla base delle indicazioni del Progetto Atlante (AA.VV. 1993) la specie risulta presente (nidificazione possibile) nella parte meridionale ed occidentale del territorio del Parco con un numero piccolissimo di coppie, nidificanti in modo irregolare alle quote più basse (Piana di Castel di Sangro, versante laziale e molisano).

In effetti il Nibbio bruno è specie osservabile con una certa facilità sui bacini lacustri interni, per l'abitudine di cacciare pesci (p.es. sul Lago di Barrea), ma presente complessivamente in numero scarso sul territorio abruzzese. D'altra parte, la presenza di individui estivi che non si riproducono e le osservazioni tardive di soggetti in migrazione, sono relativamente frequenti per questa specie, che frequenta in prevalenza regioni pianeggianti, collinari e di bassa montagna, generalmente associate a bacini lacustri, fluviali o zone paludose.

Come per il Falco pecchiaiolo, la presenza di coppie nidificanti in modo non regolare suggerisce che questo territorio non rappresenta un'area chiave per la conservazione del Nibbio bruno a livello italiano.

Biancone (*Circaetus gallicus*)

La specie è considerata stabile in Italia (BirdLife International 2004) ma il numero di individui maturi è inferiore a 1000). Uccisioni illegali, declino delle popolazioni di rettili, principale fonte trofica, e sottrazione degli ambienti utili alla caccia, costituiscono i principali fattori di minaccia. La popolazione italiana si qualifica pertanto come Vulnerabile (VU) a causa del ridotto numero di individui maturi e presenza di minacce in atto. La specie in Europa è in declino in alcuni Paesi e stabile in altri (BirdLife International 2004), al momento non c'è alcuna evidenza di immigrazione da fuori regione, pertanto la valutazione della popolazione italiana rimane invariata.

Negli ultimi anni sono aumentate le segnalazioni di Biancone nel Parco, in particolare si sospetta una nidificazione di 2 coppie in area contigua: Alfedena (AQ) e San Donato V.C. (FR).

Aquila reale (*Aquila chrysaetos*)

È un uccello rapace diurno, specie politipica con sei sottospecie a corologia oloartica. In Italia nidificante sedentaria nella sottospecie nominale, l'Aquila reale è stata oggetto, nel secolo scorso, di una forte persecuzione diretta nell'ambito della cosiddetta 'lotta ai nocivi' (Borlenghi F., 2011) con conseguente contrazione della popolazione nidificante fino a raggiungere un minimo storico agli inizi degli anni '80.

L'habitat di presenza dell'Aquila reale, in Italia, consiste in ampie zone montane a bassa presenza antropica, orografia movimentata, versanti fortemente acclivi, presenza di aree idonee per la caccia (praterie primarie, secondarie, arbusteti e zone ecotonali) e sistemi rupestri, anche di modeste dimensioni, idonei per la nidificazione, in casi rari avvenendo quest'ultima anche su albero.

Nella Red List mondiale dell'IUCN la specie è classificata LC (least concern) (BirdLife International, 2021), mentre nella Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti in Italia le è stato assegnato il grado NT (near threatened) (Gustin M. et al., 2019).

Dall'inizio del secolo in corso, dopo un periodo di stabilità, la popolazione italiana ha intrapreso un costante trend positivo raggiungendo le 622 coppie nidificanti, 52 delle quali appartenenti all'Appennino centrale (Fasce P. & Fasce L., 2017).

Nel PNALM intorno alla metà degli anni '80 del secolo scorso lo status della specie si attestava a 4 coppie nidificanti (Chiavetta M., 1995) mentre oggi all'interno del parco e della ZPE sono presenti 8 coppie nidificanti così distribuite:

nel PNALM (4 siti occupati): Camosciara, Val Canneto, Gola di Barrea e M. Mattone; nell'Area Contigua (4 siti occupati): Gola del Sagittario, Vallone Lacerno, Gola Macrana e Scanno.

La *carrying capacity* dell'intera area potrebbe consentire l'insediamento di altre coppie, pur se in numero limitato (1-3), aumentando così la densità della specie laddove si realizzasse un punto d'equilibrio fra disponibilità dei siti, reperimento di risorse trofiche e conflittualità fra coppie limitrofe (Chambert T., 2020; Newton I., 1997).

Le prede dell'Aquila reale nell'Appennino centrale sono prevalentemente mammiferi (lepri, volpi, piccoli di ungulati selvatici, agnelli, capretti, ghiri, scoiattoli, mustelidi ecc...) e, in misura minore, uccelli e rettili (Borlenghi F., 2011; Fasce P. & Fasce L., 1984; Chiavetta M., 1981). Da uno studio effettuato nel Parco Naturale Regionale dei Monti Lucretili, relativamente alla dieta della coppia di aquile presenti nell'area protetta, è emerso, negli ultimi decenni, un sostanziale spostamento della dieta stessa verso specie preda correlate ad ambienti forestali (ghiri e piccoli di cinghiali in primis) (Confaloni L. et al., 2013), ipotizzando come probabile causa l'aumento della copertura boschiva nell'Appennino da diversi decenni a questa parte.

Dai monitoraggi svolti nel PNALM in periodo riproduttivo è stata rilevata una produttività delle coppie nidificanti in linea con i valori dell'Appennino ($p=0,57$; periodo: 2017-2021).

Pressioni e minacce

Le misure da adottare per la conservazione dell'Aquila reale devono tener conto delle minacce e dei fattori limitanti che gravano sulla specie. Essi sono: gravi alterazioni dell'habitat di presenza della specie, avvelenamento, impianti eolici sui crinali, saturnismo (assunzione di piombo da carcasse di animali abbattuti in ambito venatorio), impatto con elettrodotti, disturbo antropico e bracconaggio (Borlenghi F., 2011; Watson J., 2010; Spinetti M., 1997; Fasce P. & Fasce L., 1984).

Le alterazioni dell'habitat all'interno dell'home range di una coppia di aquile possono consistere nella realizzazione d'infrastrutture permanenti che contrastino con l'ecologia della specie. L'avvelenamento può avvenire per assunzione da parte delle aquile di carni di carcasse di animali a loro volta avvelenati con lo scopo di colpire volpi, lupi o altre specie ritenute nocive.

Il rischio di aumento della mortalità delle aquile in seguito all'installazione d'impianti eolici su crinali montani è dovuto principalmente al fatto che le aquile sono in grado di cacciare all'interno degli impianti, ancorché attirate dalla presenza di prede, rischiando la collisione con gli aerogeneratori in movimento (Drewitt A. L., 2006; Hunt G., 2002).

Il saturnismo è la grave patologia che colpisce prevalentemente avvoltoi e aquile in conseguenza dell'assunzione di piombo presente nelle carni (soprattutto viscere) di ungulati selvatici abbattuti in attività venatoria con pallottole di piombo. L'utilizzo di cartucce in acciaio o rame elimina il problema.

L'impatto con elettrodotti è conosciuto da molti anni e può essere di due tipi: collisione ed elettrocuzione. La collisione consiste nell'urto del rapace in volo contro i cavi elettrici e questo avviene sulle linee ad alta tensione (AT) superiori a 30.000 V, mentre l'elettrocuzione consiste nella folgorazione del rapace che ad ali aperte viene a contatto con due conduttori differenti. L'elettrocuzione, statisticamente più pericolosa della collisione, si ha nelle linee elettriche di media tensione (MT) con tensione compresa fra 1.000 e 30.000 V. Esistono varie misure di mitigazione per entrambe le tipologie del rischio elettrico; un esempio d'intervento è quello realizzato all'interno del PNALM per l'elettrodotto AT sopra la gola di Barrea, messo in sicurezza da Terna spa nel 2018.

Il disturbo antropico presso i siti riproduttivi è un fattore negativo in costante aumento ed è dovuto ad attività umane, molte delle quali del tempo libero, quali: caccia fotografica, trekking, motocross, arrampicata in parete, elicotteri, volo libero e droni. Un recente studio condotto nell'Appennino centrale ha dimostrato che le coppie di Aquila reale soggette costantemente a disturbo antropico patiscono un calo di produttività (Borlenghi F. et al., in stampa). È importante la messa a punto di una regolamentazione che prevenga situazioni d'impatto negativo fra le attività umane e la riproduzione della specie in esame.

Il bracconaggio è sensibilmente diminuito rispetto al passato, tuttavia ancora sussistono episodi di abbattimento illegale di aquile.

		Lacerno	Canneto	M. Marrone	Macrana	Camosciara	Barrea	Scanno
2010	Deposizione	NO	NO					
2010	Involo	0	0					
2011	Deposizione	SI	SI					
2011	Involo	1	2					
2012	Deposizione	NO	NO					
2012	Involo	0	0					
2013	Deposizione	SI	SI					
2013	Involo	1	1					
2014	Deposizione	NO	SI					
2014	Involo	0	1					
2015	Deposizione	SI	NO					
2015	Involo	1	0					
2016	Deposizione	NO	NO					
2016	Involo	0	0					
2017	Deposizione	SI	SI				SI	
2017	Involo	0	1				1	
2018	Deposizione	SI	SI	SI		SI	NO	SI
2018	Involo	0	1	1		1	0	0
2019	Deposizione	NO	SI	NO	NO	NO	**	SI
2019	Involo	0	1	0	0	0	**	1
2020	Deposizione	NO	SI	SI	SI	SI	SI	NO
2020	Involo	0	1	0	1	1	0	0
2021	Deposizione	SI	SI	SI	SI	SI		SI
2021	Involo	1	1	1	1	1		1

Falco lanario (*Falco biarmicus*)

Dagli studi pregressi effettuati per la redazione del Piano del Parco, il Lanario risulta una specie nidificante e l'area della Gola Macrana è data come unico sito di nidificazione sicuramente frequentato con regolarità. Tuttavia, la più recente relazione della Stazione Ornitologica Abruzzese (SOA) riporta che da anni il sito in questione è ormai occupato dal Falco pellegrino, la cui nidificazione è stata documentata anche nel 2013. Fino al 2021 non risultano più segnalazioni di questa specie in tutto il Parco e nella sua area contigua.

Falco pellegrino (*Falco peregrinus*)

In base a quanto riportato negli studi effettuati, nel PNALM è possibile ipotizzare (Chiavetta, 1995) la presenza di circa 10-15 coppie, omogeneamente distribuite sulle pareti rocciose calcaree. Tale densità può essere considerata come più o meno saturante i territori disponibili. Il numero di tali coppie appare in aumento rispetto agli anni '70 (Chiavetta 1978), quando la stima era di 7-10 coppie, e costituisce una percentuale del 2-3% sul totale delle coppie nidificanti in Italia.

La tutela dei siti, molti dei quali situati in aree ai limiti del Parco o nell'Area Contigua, appare garantita soprattutto dalla morfologia impervia e dallo scarso interesse alpinistico ed economico che tali aree, prive o povere di alberi, possono offrire.

Presso il sito di Macrana è stata accertata la riproduzione di una coppia nella parte bassa delle pareti, in sinistra orografica, così come una coppia è presente sulle pareti della bassa valle Ciavolara.

Piviere Tortolino (*Charadrius morinellus*)

La specie è presente nel PNALM, ma non si hanno informazioni sulla distribuzione e sul suo status di conservazione.

Gufo reale (*Bubo bubo*)

Le indagini compiute alla fine degli anni '80 - inizio anni '90 da Bernoni, Penteriani e Pinchera e le successive ricerche di Chiavetta (1990-1994) non hanno consentito di chiarire del tutto lo status della specie, poiché non ne sono mai stati accertati casi di nidificazione recente; gli ultimi dati disponibili di Chiavetta (1995) segnalano una totale assenza di dati di presenza per l'area del Parco, mentre i dati di alcuni anni prima (Bernoni, Penteriani e Pinchera) mostrano segnalazioni probabilmente relative a soggetti non nidificanti (bassa risposta ai richiami sonori). Le considerazioni di Penteriani e Pinchera (1990) apparse sulle riviste specializzate erano decisamente più ottimistiche (10 siti occupati nella Regione Abruzzo di cui 3 nell'area del PNALM).

Un tentativo di reintroduzione della specie in Valle Canale (Collelongo) è stato effettuato intorno al 1993-94 con esito non conosciuto, ma presumibilmente sfavorevole. Durante i monitoraggi a playback effettuati nel 2013, è stata individuata una coppia territoriale nell'area della Camosciara. Inoltre, un individuo ha risposto nell'area delle Gole di Barrea. Si tratta di risultati estremamente importanti in quanto si tratta della prima segnalazione di una coppia territoriale in periodo riproduttivo in Abruzzo dopo oltre 25 anni di assenza della specie. Non è chiaro se si tratti di una ricolonizzazione o, piuttosto, dell'assenza di rilevamenti specifici considerando l'elusività della specie.

Succiacapre (*Caprimulgus europaeus*)

Nel 2013 sono stati realizzati 85 punti di rilevamento, ognuno dei quali ripetuto due volte. La specie è stata rilevata in 14 punti (il 16% dei punti totali) distribuiti nelle seguenti località:

- 1 Trasacco
- 2 Collelongo
- 3 Lecce dei Marsi
- 2 Civitella Alfedena
- 1 Barrea
- 2 Alfedena
- 3 Villetta Barrea

La specie è abbastanza frequente seppur concentrata in poche aree (principalmente aree della Marsica e attorno al lago di Barrea), confermando la sua predilezione per aree a quote non troppo elevate e con clima mite.

Martin pescatore (*Alcedo atthis*)

La specie è presente nel PNALM, ma non si hanno informazioni sulla distribuzione e sul suo statu di conservazione.

Picchio rosso mezzano (*Dendrocopos medius*)

Nel PNALM le coppie sono localizzate e il loro numero complessivo, stimato a 20-30 ad inizio anni '90 (Bemoni 1992), dovrebbe, sulla base dei dati attualmente disponibili, non essere superiore a 5-15. È conosciuto un solo caso di nidificazione accertata negli ultimi 20 anni.

Picchio dorsobianco (*Dendrocopos leucotos*)

In Italia circa l'80% delle coppie nidificanti risulta localizzato nel PNALM e Area contigua (200-250 coppie), e grazie alla tutela assicurata dal Parco alle foreste da quasi trenta anni e agli interventi di sfruttamento del patrimonio boschivo assai limitati e orientati con criteri di tipo naturalistico, tale popolazione non sembra correre particolari pericoli. Tale popolazione oltre ad essere rilevante sul piano nazionale, potrebbe costituire sul piano internazionale il 2-3 % della popolazione europea della sottospecie lilfordi e l'1% dell'intera popolazione europea (sottospecie lilfordi e leucotos), confermando l'enorme importanza conservazionistica di questa area per la specie.

Le aree più importanti per la specie sono: Difesa, Pesco di Lordo, Valle della Strega, Pesco di Iorio, alta Cicerana, Terraegna, Coppi della Pollinella, versante nord-est di M. di Valle Caprara, alta Val Fondillo, Colle Valcallano, M.te Dubbio, Val di Corte, Valle Orsara, Alta e media Val Canneto, alta e media Iannanghera, lago Vivo, Serrone, fasce sommitali delle Mainarde e di M. Mattone.

A queste, tutte interne al PNALM, se ne aggiungono alcune interne ai Siti Natura 2000 ma esterne all'area protetta che sono state monitorate nel 2013. La densità della specie in questi settori esterni quasi integralmente al confine del parco appare leggermente più bassa di quella media all'interno del PNALM, di solito superiore ad 1 cp x kmq, ma i valori variano molto e il campione è basso. In ogni caso appare

positiva la presenza della specie in tutte le aree indagate: Campitelli, Lagozzo - Dastora - Iavona, Campitelli Sud, Fontecchia Maiuri, Ara Merli, Serra Lunga Collelongo, Atessa, Serra Lunga Nord, Serra Lunga.

Averla piccola (*Lanius collurio*)

Nelle aree oggetto dello studio effettuato per il Piano di gestione dei siti Natura 2000 è stata ipotizzata la presenza di un nucleo, forse in leggero declino, costituente almeno l'1% della popolazione italiana.

È presente, come d'altra parte in tutte le zone interne dell'Appennino Centrale, negli ambienti caratterizzati da coltivi estensivi alberati, incolti con cespugli ed alberi, ecotoni boschivi, sino alla quota di ca. 1500 m, più raramente a quote di 1600-1800 m, al di fuori dalle zone a più fitta copertura boschiva. Nel 2013 l'Averla piccola è stata censita in 55 punti su 156 dislocati nelle 11 aree di studio (vedi paragrafo Materiali e metodi). La specie è risultata assente solo in due aree campione: Camosciara e Serralunga. Le maggiori densità sono state riscontrate alla Cicerana e, a seguire, nella Piana di Opi e nella Vallelonga.

Gracchio corallino (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*)

Gli studi effettuati nel PNALM alla fine degli anni '90 con una stima di 140-160 individui (39 coppie nidificanti), hanno mostrato un incremento della specie rispetto agli anni '70 quando Lovari (1976) riscontrava un numero di esemplari 80-100 (8 coppie nidificanti).

Non si può parlare per questa specie di grandi colonie: contrariamente a quanto riscontrato in altre aree le coppie sono per lo più isolate e sparse lungo le dorsali montuose; l'area del Greco - Rocca Chiarano - Serra Capriola ed il sistema Camosciara - Petroso - Meta - Metuccia - M. a Mare - M. Marrone costituiscono le due principali aree di nidificazione.

Nel 2013 sono stati controllati 15 siti riproduttivi noti, relativi al monitoraggio del 1998, ad esclusione di quelli dell'area Monte Greco coperti dall'UTB di Castel di Sangro.

Dei 15 siti ben 10 sono risultati abbandonati. Nei restanti 5 sono stati individuati 10 nidi.

Nel 1998 nei 15 siti erano stati contati 27 nidi; pertanto, quello osservato è un vero e proprio crollo della popolazione nidificante, pari ad un -63%.

Calandrella (*Calandrella brachydactyla*)

Sono segnalati casi di nidificazione nella Vallelonga.

Tottavilla (*Lullula arborea*)

La situazione del PNALM appare relativamente favorevole: la specie è frequente nei fondovalle ad agricoltura estensiva (Vallelonga, Valle del Giovenco, Valle del Tasso, Valle del Sangro da Villetta Barrea ad Alfedena), meno numerosa ma comunque presente nel resto della Val di Sangro ed in molte altre aree ecotonali di piccole e medie dimensioni. La stima che può essere elaborata è di 200-500 coppie, in prevalenza diffuse alle quote inferiori e con una minore copertura boschiva.

Durante i censimenti del 2013 la Tottavilla è stata osservata in 66 punti su 156. La specie è risultata assente solo in alcuni coltivi abbandonati attorno ad Opi. La maggiore frequenza di osservazione è stata riscontrata ai Colli Bassi di Pescasseroli, seguita dalla Cicerana e dalla Vallelonga bassa. Anche questa specie appare più legata ai pascoli che non alle aree coltivate, anche montane.

Balia dal collare (*Ficedula albicollis*)

La Balia dal collare presenta nell'area del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, le maggiori densità (valore medio PNALM 1,2 coppie x 10 ha; valore massimo 3,1 coppie x 10 ha), grazie alla presenza di boschi maturi con alberi ricchi di cavità, indispensabili alla nidificazione. Laddove siano presenti queste condizioni può definirsi comune, mentre altrove, boschi cedui o degradati vedono la totale assenza di coppie nidificanti. Non a caso la situazione del PNALM è nettamente più favorevole di quella delle altre zone appenniniche: su alcuni rilievi (Gran Sasso, Laga, Majella) la specie è poco numerosa o addirittura quasi scomparsa.

Sulla base delle densità registrate nelle faggete è possibile ipotizzare una popolazione nidificante di 1000-1500 coppie: questo valore costituisce almeno il 50% della popolazione italiana e mette dunque in risalto l'importanza del PNALM per la conservazione della specie.

Storicamente la specie è segnalata nelle seguenti località: Faggete del cuneo ad ovest del lago di Montagna Spaccata e fondovalle fino a monte di Alfedena, Faggete sommitali della catena Terratta- Argatone-Ciminiere, faggete del versante ovest della Serra di Rocca Chiarano, M.Greco, Lago Pantaniello, M.Rotondo e Serra Capriola, Faggete della Cicerana, Faggete del versante orografico sinistro della Vallelonga e fondovalle a monte di Villavallelonga.

Gli approfondimenti analitici effettuati nell'ambito del piano di gestione dei siti Natura 2000 hanno preso in esame le località Coppo della Pollinella (1450-1580 m s.l.m.) e Difesa di Pescasseroli (1300-1430 m s.l.m.) ed hanno apportato informazioni sulla dieta, sulla biologia riproduttiva e sulla selezione a livello di micro-habitat.

I dati sono relativi a 1.446 prede esaminate e 527 imbeccate. La media di prede per imbeccata è risultata di 2,7 (range 1-8). La dieta dei nidiacei è dominata da artropodi non volatori evidentemente raccolti dal substrato (terreno; foglie; tronchi), come larve di lepidotteri, aracnidi e isopodi.

Nel 2012 sono state seguite 10 nidificazioni mentre nel 2013 ne sono state monitorate 14. Delle 24 nidificazioni seguite 10, pari al 42%, sono fallite (2 in fase di deposizione/cova e le restanti dopo la schiusa). Le cause principali appaiono la predazione, in almeno 2 casi e le basse temperature notturne per altri 4 casi.

Per quanto riguarda la selezione a livello di micro-habitat, emerge chiaramente l'importanza delle dimensioni dei tronchi, i quali hanno medie più elevate per i plot positivi.

E' interessante notare che i diametri maggiori compaiono nei plot con presenza nel primo rilievo e assenza nel secondo (P/A), per poi decrescere progressivamente nelle categorie P/P (Presente/presente), A/P (assente/ presente) e A/A (assente/assente).

I parametri riproduttivi, seppur relativi ad un campione limitato di nidi, sono simili a quelli riscontrati in altre aree di studio.

La studio della fenologia della riproduzione, tenendo conto della durata di un ciclo riproduttivo di 45 gg comprensivo di almeno 5 giorni post-involto, ha permesso di individuare i periodi di maggiore criticità per quanto riguarda le operazioni di taglio boschivo. Infatti, le aree considerate sono sottoposte a tagli che, seppur condotti con norme speciali basate sulla gestione naturalistica della faggeta, possono avere un impatto sull'attività di nidificazione, sia direttamente (distruzione di siti riproduttivi attivi) sia indirettamente (disturbo per le operazioni di taglio).

La dieta della specie nell'area di studio è caratterizzata da artropodi non volatori e larve. Si conferma la presenza, riscontrata anche in altri studi, degli isopodi, importanti fonti di calcio nella fase di crescita dei pulcini.

Tale situazione potrebbe essere spiegata ipotizzando che i territori con le caratteristiche migliori e presenze di cavità, solitamente connesse ad alberi di maggiori dimensioni, sono i primi ad essere occupati da maschi e femmine, permettendo l'immediato avvio della riproduzione e, di conseguenza, il declino e l'interruzione dell'attività di canto da parte dei maschi.

Infatti, i *plot* in cui è stata accertata la presenza solo nel secondo rilievo hanno valori prossimi a quelli non occupati. Anche la quota appare avere un significato nella scelta dei siti riproduttivi, con i plot con P/A posti a quote meno elevate. Si consideri che all'arrivo dai quartieri di svernamento agli inizi di maggio le balie trovano le faggete con il suolo ancora coperto di neve. I plot con P/A si contraddistinguono dalle altre categorie per la rilevante presenza di alberi con licheni epifitici.

Lo studio evidenzia che anche nelle situazioni in cui la specie è presente, esiste una selezione dei siti a scala fine, basata soprattutto sulle caratteristiche della struttura forestale, con particolare importanza per il diametro degli alberi.

Calandro (*Anthus campestris*)

La presenza del Calandro caratterizza tutti gli ambienti aperti del PNALM sia nell'orizzonte sub-montano che montano.

I dati disponibili a livello europeo (0,54 - 1,4 milioni di coppie; Tucker & Heath 1994) indicano una fase di significativo declino della specie, non riscontrabile però nel PNALM; forse questo è dovuto al fatto che le popolazioni minacciate sono soprattutto quelle delle aree agricole esposte alle colture intensive. Per l'area del PNALM e Area Contigua è possibile stimare un nucleo di 300-600 coppie nidificanti, pari all'1-3% della popolazione italiana. Il calandro è stato rilevato in 32 punti di ascolto su 156. La specie è risultata più localizzata, legata quasi esclusivamente ad ambienti di prateria. Le maggiori densità si rilevano

in aree anche a quote elevate con superfici a praterie montane di consistente rilevanza (come Passo Godi e Cicerana).

La Serralunga ospita densità estremamente elevate con quasi un individuo/ punto.

Ortolano (*Emberiza hortulana*)

All'interno dei Siti Natura 2000 frequenta soprattutto i settori più asciutti e coltivati che si affacciano sul Fucino (Valle del Giovenco, Vallelonga, margini della Conca del Fucino, Gola Macrana) quasi del tutto privi di idrografia superficiale e caratterizzati a quote basse da seminativi asciutti, alternati a incolti scarsamente alberati o cespugliati, particolarmente adatti alla specie. Ne consegue che l'Ortolano nidifica a quote comprese tra 600- 700 e 1300-1500 m con densità medio-basse.

Dal punto di vista quantitativo è possibile stimare in 50-100 le coppie nidificanti; tale presenza quantitativa, secondo i dati del Progetto Atlante (4-8.000 coppie; AA.VV. 1993), è stimabile a circa l'1% delle coppie nidificanti in Italia.

Nonostante quanto sinora detto, nel corso degli studi effettuati nel 2013 per la redazione del Piano, l'Ortolano non è stato mai osservato.

Fringuello alpino (*Montifringilla nivalis*)

Si tratta di una specie tipica dell'ecosistema alpino è presente in Italia con due popolazioni ben separate, quella alpina e quella appenninica, stimata con 3000 - 6000 coppie [Meschini & Frugis 1993].

La maggiore continuità ambientale presente sulla catena alpina, consente una diffusione più omogenea della specie, mentre nell'Appennino Centrale è maggiormente localizzata sui massicci montuosi dell'Abruzzo e delle Marche al di sopra dei 2000 metri.

Ecologicamente la specie può essere considerata la controparte alpina del Passero domestico, esso tende infatti a colonizzare gli insediamenti umani presenti in alta montagna, ed in periodo riproduttivo occupa volentieri le cavità presenti negli edifici (rifugi, baite ecc.).

Si tratta di una specie particolarmente minacciata dai cambiamenti climatici in particolare:

- la presenza del Fringuello alpino lungo la catena appenninica ha un forte interesse bio-geografico, in quanto la specie rappresenta un elemento relitto, rimasto confinato sulle vette dei massicci in seguito alle glaciazioni quaternarie;
- nell'ultimo secolo si è registrato un incremento della temperatura di 0,6 gradi Celsius (concentrato soprattutto negli ultimi tre decenni), ma l'IPCC (Gruppo consulente intergovernativo sul mutamento climatico), prevede entro il 2100 un aumento globale compreso tra 1,4 e 5,8 gradi celsius, che potrebbe provocare gravi impatti sulla biodiversità;
- gli ecosistemi montani sono tra quelli più a rischio perché l'innalzamento della temperatura prevista non sarà uniforme, ma colpirà in maniera maggiore le aree a quote più elevate e le specie

presenti in tali ambienti, anche in quanto ad essi fortemente adattate, non hanno in genere molti territori dove muoversi;

- tale situazione si rende più allarmante per il Fringuello alpino, in particolare nelle aree dell'Appennino centrale, dove la specie è già presente sulle vette dei rilievi maggiori e non ha dunque possibilità di ricercare nuovi habitat idonei;
- simili caratteristiche bio-geografiche ed ecologiche rendono il Fringuello alpino una delle dieci specie animali maggiormente minacciate dall'effetto serra (W.W.F.1992) e può essere considerata quindi una specie sentinella ed un importante indicatore dello stato di conservazione degli ecosistemi montani.
- anche se le conseguenze di queste modificazioni non si dovrebbero registrare nel breve periodo, un monitoraggio di questi habitat si rende necessario, soprattutto in virtù dell'esigua estensione della Catena montuosa dell'Appennino che per la sua posizione geografica è più soggetta all'innalzamento termico.

Il PNALM collabora con le altre aree protette e con il Raggruppamento Carabinieri Biodiversità al monitoraggio di questa specie perché è fondamentale acquisire informazioni su consistenza e distribuzione. Le conte del fringuello vengono realizzate in autunno in concomitanza con le giornate dedicate al monitoraggio del camoscio appenninico. Tutti i dati confluiscono al Raggruppamento Biodiversità de L'Aquila che è il coordinatore di questo lavoro.

2.6. Entomofauna

Fatta eccezione per un lavoro sugli impollinatori realizzato nel 2021, le ricerche sugli insetti non sono particolarmente aggiornate. Nell'ambito del periodo di validità del piano sarà pertanto importante approfondire questa tematica con particolare riferimento alle specie in direttiva.

Si riportano pertanto le informazioni raccolte e sintetizzate per il piano di gestione dei Siti Natura 2000.

Le prime ricerche entomologiche effettuate negli attuali Siti Natura 2000 risalgono ad Achille Raffray, nel 1914, e riguardano i Coleotteri Pselafidi; l'anno dopo Enrico Festa pubblica i risultati di una ricerca sull'alta Valle del Sangro su diversi ordini di insetti. Ma è soltanto tra gli anni '20 - '30 che Paolo Luigioni dà inizio ad uno studio più metodico di alcuni ordini di insetti: Coleotteri, Emipteri, e Imenotteri Tentredinidi.

Ne scaturiscono le descrizioni di due specie nuove di Coleotteri Crisomelidi, nel 1930 *Chrysochloa siparii*, considerata oggi una sottospecie della *Elongata* (*Oreina elongata siparii*) e nel 1933 la *Chrysochloa marsicana*, considerata oggi una sottospecie valida della *alpestris* (*Oreina alpestris marsicana*).

Da allora molti altri ordini e famiglie di insetti sono stati oggetto di studio; tra questi si citano le ricerche di Marcello Cerruti sui Coleotteri Stafilinidi in particolare, quelle di Giuseppe Saccà sui Ditteri, di Carlo

Consiglio sui Plecotteri Odonati e sugli Efemerotteri raccolti dallo stesso Consiglio e studiati da Elvira Biancheri.

Il famoso entomologo Guido Grandi pubblicò nel 1958 i risultati di una spedizione entomologica nel Parco nella quale furono raccolti vari ordini di insetti.

Sempre a partire dal 1958 ebbero inizio esplorazioni intensive di raccolta e studio di Coleotteri effettuate da Bott, Migliaccio, Papini, Parenti e Tassi principalmente su Carabidi, Cerambicidi, Buprestidi, Scarabeidi e Crisomelidi.

Notevole è stato il contributo di Marcello La Greca per lo studio degli Ortotteri atteri di alta quota, con descrizione di nuove specie, tra le quali *Cophopodisma trapezoidalis* e la sua sottospecie aprutiana, *Cophopodisma acuminata* e la sua sottospecie marsicana.

Gli Imenotteri Apoidei sono stati invece studiati da Mario Comba, i Macrolepidotteri e gli Pteroforidi da Carlo Prola, i Tricotteri da Gian Paolo Moretti, gli Eterotteri da Paride Dioli.

Nell'anno 1963 B. Mannheims descrive sul Bollettino dell'ARDE una nuova specie di Dittero Tipulide (*Tipula luctuosa*), raccolta nel Parco Nazionale d'Abruzzo.

Nell'anno 1993 è stato lanciato il Progetto Biodiversità del Parco Nazionale d'Abruzzo con l'obiettivo di censire, catalogare e studiare tutte le specie viventi, vegetali e animali che vivono nel territorio dell'area protetta.

Nell'ambito di questo progetto sono state catalogate 4.764 specie di insetti, suddivise come segue:

<i>Diplura</i>	3
<i>Ephemeroptera</i>	25
<i>Odonata</i>	37
<i>Plecoptera</i>	37
<i>Orthopteroidea</i>	79
<i>Homoptera auchenorrhyncha</i>	85
<i>Homoptera sternorrhyncha</i>	195
<i>Heteroptera</i>	527
<i>Neuropterida</i>	48
<i>Trichoptera</i>	47
<i>Lepidoptera rhopalocera</i>	148
<i>Lepidoptera heterocera</i>	471
<i>Diptera brachycera</i>	117
<i>Diptera nematocera</i>	102
<i>Coleoptera adepbhaga</i>	306
<i>Coleoptera polyphaga palpicornia</i>	46
<i>Coleoptera polyphaga staphylinoidea</i>	442

<i>Coleoptera polyphaga malacodermata</i>	66
<i>Coleoptera polyphaga sternoxia</i>	86
<i>Coleoptera polyphaga fossipedes</i>	3
<i>Coleoptera polyphaga macrodactylia</i>	7
<i>Coleoptera polyphaga brachymera</i>	16
<i>Coleoptera polyphaga clavicornia</i>	193
<i>Coleoptera polyphaga teredilia</i>	13
<i>Coleoptera polyphaga heteromera</i>	92
<i>Coleoptera polyphaga lamellicornia</i>	102
<i>Coleoptera polyphaga phytophora</i>	285
<i>Coleoptera polyphaga rhyncophora</i>	724
<i>Hymenoptera symphita</i>	85
<i>Hymenoptera apocrita</i>	377

Specie in Allegato II della Direttiva Habitat

- *Cerambyx cerdo*
- *Osmoderma eremita*
- *Rhysodes sulcatus*
- *Rosalia alpina*
- *Erannis ankeraria*
- *Euphydryas aurinia*
- *Euplagia quadripunctaria*
- *Melanargia arge*

Specie in Allegato IV della Direttiva Habitat

- *Cerambyx cerdo*
- *Osmoderma eremita*
- *Rosalia alpina*
- *Erannis ankeraria*
- *Maculinea arion*
- *Melanargia arge*
- *Parnassius apollo*
- *Parnassius mnemosyne*
- *Zerynthia polyxena*

- *Saga pedo*

Sono state pubblicate dal PNALM due checklist, una sui Coleotteri Carabidi di A. Vigna Taglianti, con la descrizione di una nuova specie, *Ocys tassii*, e l'altra sui Coleotteri Lamellicorni di Carpaneto, Migliaccio e Piattella.

L'ultima descrizione di una nuova specie raccolta nel PNALM riguarda un eterottero della famiglia dei Miridi (*Dimorphocoris marzi*), descritto da M. Rizzotti Vlach.

Altre pubblicazioni sugli insetti del Parco sono:

- P. Fontana, F.M. Buzzetti, P. Tollis & A. Vigna Taglianti - The Orthopteroid insects of the Abruzzo, Lazio and Molise National Park and surrounding localities (Central Appennine, S. Italy)- (*Blattaria, Mantodea, Orthoptera, Phasmatodea, Dermaptera*). Memorie Soc. entomol. Ital., 82 (2): 557-614 2004.
- C. D'Alessandro, G. Sala e A. Zilli – Le farfalle diurne del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. (*Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea*) estratto da: Boll. Associazione Romana di Entomol., Vol. LXIII(2008) N. 1-4

Nell'ambito della redazione del Piano di gestione dei siti Natura 2000, è stato realizzato uno studio con l'obiettivo di approfondire le conoscenze relative alle specie incluse nell'Allegato II della Direttiva Habitat *Osmoderma eremita* e *Rosalia alpina* (Russo, 2013).

Metodi utilizzati

Il lavoro relativo all'*Osmoderma eremita* e alla *Rosalia alpina* può essere suddiviso in due fasi. Nella prima sono stati raccolti tutti i dati di presenza di R. alpina e O. eremita reperibili su riviste, articoli scientifici, libri, CD/ DVD, siti internet, forum naturalistici e database online. Tali informazioni sono state esaminate criticamente e sono stati eliminati i punti con sospetto di errore e i duplicati.

Nella seconda fase è stato realizzato un modello di distribuzione per entrambi i coleotteri, per il quale sono stati utilizzati solo i dati raccolti dopo il 1980.

Il modello della distribuzione attuale di R. alpina e O. eremita è stato creato con il software MaxEnt, che ha ottenuto i migliori risultati rispetto alle altre tecniche sino ad ora conosciute (Brotons et al. 2004; Elith et al. 2006; Hernandez et al. 2006). Il modello finale è stato prodotto vistando nel programma le seguenti caratteristiche: modella con formato "logistico"; produce una "curva di analisi dati"; mostra risultati "Jackknife". Inoltre, nel pannello di controllo del software sono state selezionate le seguenti opzioni: analizza i dati in modo random; imposta i fattori di regolarizzazione dei dati del modello (fissato su 1), realizza con i dati inseriti 20 repliche. Alla fine delle 20 repliche, MaxEnt produce un singolo modello che è la media delle venti realizzate. Il modello ottenuto è stato testato con le curve ROC e AUC. La mappa finale è stata riclassificata in tre classi: Habitat idoneo, marginale e non idoneo. Infine, è stata valutata

L'analisi Jackknife per stimare quali variabili sono state più importanti per la creazione del modello. Infine, tutti i modelli sono stati convertiti in mappe utilizzando ArcGis 9.2. Il modello relativo a *O. eremita* è stato sviluppato ex novo a partire dai dati di presenza noti per l'area di studio, mentre quello per *R. alpina* è rappresentato da un *cut* del modello più ampio sviluppato da Bosso et al. (2013). Per determinare la distribuzione attuale delle due specie sono state utilizzate le seguenti variabili eco-geografiche (EGV): temperatura massima, media e minima (°C), precipitazioni mensili (mm), altitudine (m), variabili bioclimatiche (temperatura media annua, temperatura stagionale, precipitazione del trimestre più caldo, temperatura media del trimestre più secco, ecc...) e copertura del suolo.

***Rosalia alpina* (*Rosalia alpina* L.)**

Per i Siti Natura del PNALM sono noti 30 punti di presenza di *Rosalia alpina*, molti dei quali provengono dalla zona tra Civitella Alfedena, Opi e Pescasseroli.

L'analisi prodotta dai modelli MaxEnt della distribuzione attuale della *R. alpina* ha rilevato grandi aree di idoneità ambientale sul territorio oggetto d'indagine.

I risultati mostrano un quadro completo della distribuzione di *R. alpina*. I modelli MaxEnt, dall'alta capacità predittiva, hanno fornito una distribuzione potenziale della specie all'interno dell'area di studio, che è principalmente limitata dalla disponibilità di habitat idonei (Sama, 2002; Duelli e Wermelinger, 2005; Jurc et al. 2008; Ranius et al. 2005).

Dalle analisi delle variabili si può notare come *R. alpina* sia un cerambicide che predilige le aree al di sopra dei 1000 m s.l.m., con inverni freddi ed estati calde, ed è presente soprattutto in luoghi molto soleggiati (Duelli e Wermelinger, 2005; Bosso et al. 2013). Le aree più idonee coincidono con zone caratterizzate da temperature massime nei mesi di primavera-estate che sembrano favorire gli individui nella fase di passaggio da larva ad adulto. Questo è dovuto al fatto che le alte temperature favoriscono un migliore e più rapido sviluppo degli adulti sotto la corteccia (Duelli e Wermelinger 2005).

Scarabeo eremita (*Osmoderma eremita*)

Nei Siti Natura del PNALM sono noti otto punti di presenza per *O. eremita*.

La specie presenta una distribuzione ristretta e si attesta soprattutto nella porzione sudorientale dell'area di studio.

Dalle analisi delle variabili si può notare come *O. eremita* può essere rinvenuta ad altezze anche più basse della *R. alpina*. Predilige infatti aree tra gli 800 e i 1000 m s.l.m. Anche questo cetonide può essere rinvenuto in zone con alte temperature massime estive. Gli adulti di *O. eremita* sfarfallano nel periodo estivo (Ranius et al. 2005). La minore presenza prevista per *O. eremita* rispetto a *R. alpina* potrebbe essere legata alla maggiore termofilia e dipendenza da quote minori.

Pressioni e minacce per rosalia e osmoderma

Come tutte le specie che si nutrono di legno morto queste specie sono particolarmente sensibili a tutte quelle attività di gestione della vegetazione arborea che tendono ad eliminare gli alberi malati o morti. Pertanto, per la gestione di queste specie è necessario puntare alla conservazione degli alberi maturi morti e/o marcescenti sia nei boschi che nelle aree rurali o urbane. A questo scopo è necessario favorire forme di utilizzo forestale che non eliminino completamente la necromassa ma, anche rispetto a singoli esemplari, garantiscano la presenza di esemplari adatti al suo insediamento. Queste accortezze dovrebbero essere applicate sia alle formazioni oggetto del normale utilizzo selvicolturale che a quelle, come ad esempio i boschi ripariali, in cui gli interventi sono dettati da ragioni di pubblica sicurezza o “manutenzione” del territorio. Nelle aree rurali ed in quelle urbane andrà favorita la permanenza o, ove il caso, l’incremento di filari ad alberi isolati appartenenti a specie autoctone.

Lepidotteri

Sono note ad oggi nel PNALM 137 specie di farfalle (Dapporto, 2021). Tra queste rivestono particolare interesse varie specie orofile che in Italia sono più ampiamente diffuse sulle Alpi, mentre in Appennino risultano più localizzate e in generale più vulnerabili agli effetti del riscaldamento climatico. Tra esse figurano ad esempio *Parnassius apollo* e *Parnassius mnemosyne*, entrambi inclusi nella Direttiva Habitat 92/43/CEE, oltre ad alcuni Licenidi (*Lycena hippotboe*, *Polyommatus damon*, *Polyommatus eros*) e Ninfalidi (*Boloria pales*, *Melitaea diamina*, *Melitaea varia*, varie *Erebia*).

Il monitoraggio delle farfalle nel Parco è stato attuato lungo 4 transetti, ripetuti 3 volte nel periodo compreso tra maggio ed agosto 2021.

Lungo il transetto di Lecce nei Marsi a Vademogna sono state rilevate 45 specie di farfalle. Come per i transetti seguenti esse sono elencate in ordine sistematico seguendo la lista europea di Wiemers et al., (2018) per quanto riguarda la nomenclatura.

Tra le farfalle di maggiore interesse figurano *Parnassius apollo*, incluso nella Direttiva Habitat 92/43/CEE, nonché alcune specie che nel Parco sono prossime al loro limite meridionale di distribuzione (*Melitaea varia*, *Erebia albergana*, *Erebia ligea*). D’interesse locale sono anche *Heteropterus morpheus*, *Thymelicus lineola*, *Pyrgus serratulae*, *Pieris rapae*, *Colias crocea*, *Lampides boeticus*, *Fabriciana niobe*, *Melitaea cinxia*, *Satyrus ferula* ed *Hipparchia hermione*, di cui mancavano segnalazioni recenti nel Parco.

Lungo il transetto di Ferroio di Scanno, invece sono state rilevate 21 specie di farfalle. Il numero, piuttosto basso se si considera la tipologia di habitat e la quota, è stato verosimilmente influenzato dalla scarsità di fioriture riscontrate nella prima e nella terza sessione di monitoraggio.

Tra le specie rilevate è di rilievo soprattutto *Melitaea varia*, che nel territorio del Parco è prossima al suo limite meridionale d’areale. D’interesse locale sono anche *Colias crocea*, *Plebejus argus*, *Fabriciana niobe* e *Satyrus ferula*, di cui mancavano segnalazioni recenti nel Parco.

Il transetto 3 si trova in prossimità della sponda destra del lago di Barrea, in un’area caratterizzata da pascoli in fase di invasione da parte di arbusti (soprattutto *Juniperus* e Rosa). Lungo il transetto sono state

censite 26 specie di farfalle, a cui si aggiungono 7 specie rilevate nelle aree immediatamente circostanti. La specie di maggior interesse è *Phengaris alcon*, di cui sono state osservate alcune uova su una pianta di *Gentiana cruciata* lungo il transetto. Nelle popolazioni appenniniche di questa specie (*ssp. rebeli*), le larve si alimentano inizialmente sui fiori di *G. cruciata*, per poi completare lo sviluppo nel nido di formiche del genere *Myrmica*. *P. alcon*. La specie ha perciò esigenze ecologiche molto peculiari, in quanto necessita della compresenza della pianta nutrice e delle formiche ospiti. Per garantire la sopravvivenza di questa specie nell'area in oggetto è opportuno contenere l'espansione della vegetazione arbustiva, fenomeno che costituisce una minaccia anche per le altre farfalle. D'interesse locale sono inoltre *Colias crocea*, *Plebejus argus*, *Boloria euphrosyne*, *Melitaea celadussa*, *Melitaea cinxia*, *Melitaea diamina* e *Hipparchia semele*, di cui mancavano segnalazioni recenti nel Parco.

Lungo il transetto n. 4 dei Biscurri sono state rilevate 10 specie di farfalle, numero influenzato dalla persistenza della neve durante la prima sessione di campionamento e dalla scarsità di fioriture nelle uscite successive, legata sia all'impatto del pascolo bovino sia alle condizioni di siccità che hanno caratterizzato i mesi di luglio ed agosto.

Oltre ai monitoraggi lungo i transetti, nel periodo compreso tra maggio ed agosto 2021 sono state svolte osservazioni non standardizzate anche in altre aree del Parco. Sommando tutti i dati raccolti nel corso della stagione sono state rilevate 95 specie di farfalle, pari al 69,34 % di quelle note nell'area protetta. A queste va aggiunta *Melitaea ornata*, finora mai segnalata nel Parco. Molto simile alla più diffusa *M. phoebe*, le è stato riconosciuto rango specifico in tempi relativamente recenti e la sua distribuzione in Italia presenta ancora lacune conoscitive (cfr. Toth et al., 2013). I rilievi svolti hanno inoltre permesso di riconfermare 38 specie di farfalle le cui segnalazioni più recenti nel Parco risalivano al secolo scorso, compresi endemismi genetici dell'area appenninico peninsulare come *Satyrium acaciae*, *Satyrium spini*, *Melitaea trivialis*, *Melitaea varia* ed *Hyponphele lupina*.

Il PNALM risulta ben studiato per il Lepidotteri diurni con importanti studi dedicati soprattutto da parte di D'Alessandro e collaboratori, che però si limitano agli anni precedenti al 2000 (D'Alessandro et al., 2008). Per questa ragione molte specie non sono state segnalate negli ultimi 25 anni e il valore di estinzione potenziale risultava moderato e attenuato soltanto da raccolte sparse presenti in collezioni e da un numero modesto di segnalazioni su iNaturalist. Conseguentemente, nonostante il gran numero di studi che hanno interessato questo Parco, il valore di estinzione prima dei lavori della Direttiva Biodiversità 2019 del Ministero dell'Ambiente oggi Ministero della Transizione Ecologica risultava decisamente alto (21.5%). Grazie al gran numero di specie osservate durante i lavori della Direttiva 2019, l'indice di estinzione potenziale è stato abbassato notevolmente, raggiungendo un valore moderato di 10.0% al termine dei lavori.