

RETI ECOLOGICHE, GREENING E GREEN INFRASTRUCTURE
NELLA PIANIFICAZIONE DEL TERRITORIO E DEL PAESAGGIO

DATI CHE FANNO LA DIFFERENZA SINERGIE E PROTOCOLLI STANDARD DI MONITORAGGIO PER LA GESTIONE DELLE AREE PROTETTE



SOMMARIO

PREFAZIONE

a cura del Comitato Editoriale.....3

L'EDITORIALE

Monitorare per agire: un lavoro di squadra

Simona Bonelli.....4

CONTRIBUTI SCIENTIFICI

Comunicazione breve

Il monitoraggio degli insetti impollinatori nei Parchi Nazionali italiani

Monica Vercelli, Susanna D'Antoni, Luisa Nazzini, Cristian Di Stefano, Simona Bonelli.....7

Articolo

Il servizio ecosistemico dell'impollinazione nei Parchi Nazionali dell'Appennino Centro - Settentrionale

Chiara Benedetta Boni, Francesca Coppola, Simona Sagona, Gaia Di Francescantonio, Leo Sassano, Davide Alberti, Stefano Tempesti, Marco Bonifacino, Cristina Mantoni, Elena Curcetti, Roberta Latini, Anna Marta Lazzeri, Marco Di Santo, Luciano Di Martino, Rossella Ferretti, Marino Quaranta, Antonio Felicioli, Giorgio Davini.....13

Articolo

Impollinatori al buio: campionamento standardizzato dei lepidotteri notturni nei Parchi Nazionali di Calabria e Basilicata

Marco Infusino, Orlando Campolo, Giuseppe Dodaro, Sara La Cava, Ilaria Latella, Giuseppe Luzzi, Luca Pelle, Francesco Rotondaro, Ilario Treccosti, Giada Zucco, Stefano Scalercio.....35

Articolo

I Gliridi quali sentinelle ecologiche: standardizzazione del monitoraggio di piccoli mammiferi in 20 Parchi Nazionali

Valentina La Morgia, Filippo Dell'Agnello, Sandro Bertolino.....51

Comunicazione breve

**La gestione adattativa per la conservazione della trota mediterranea (*Salmo ghigii*):
l'esperienza del progetto Life STREAMS**

Claudia Greco, Patrizia Di Marco, Nadia Mucci, Antonia Vecchiotti, Susanna D'Antoni.....65

Comunicazione breve

**AlpsLife: un approccio comune per il monitoraggio della biodiversità alpina nelle Aree
protette (e oltre)**

Michele Guerini, Guido Plassmann.....70

Articolo

Monitoraggio della biodiversità animale in ambiente alpino

Ramona Viterbi, Cristiana Cerrato, Emanuel Rocchia, Radames Bionda, Cristina Movalli, Luca
Pedrotti, Barbara Rizzioli, Enrico Vettorazzo, Antonello Provenzale, Giuseppe
Bogliani.....74

Articolo

**Monitoraggi floristici e conservazione: una collaborazione tra istituzioni scientifiche e aree
protette del Trentino**

Giulia Tomasi, Filippo Prosser, Alessio Bertolli, Matteo Sartori.....87

Articolo

**Sinergie per la biodiversità: conservazione dei chiroteri in due Parchi dell'Appennino
Settentrionale**

Matteo Ruocco, Davide Alberti, Massimo Bertozzi, Tommaso Campedelli, Lorenzo Cangini, Carlo
Pedrazzoli.....104

Articolo

**Il monitoraggio degli anatidi svernanti nel neo Parco Nazionale del Matese e il contributo del
Parco per la loro salvaguardia**

Maurizio Fraissinet, Christian Chandellier, Giuseppe Di Martino, Lucio Dinacci, Elio Esse, Claudio
Labriola, Danila Mastronardi, Giuseppe Pesapane, Sergio Tanga, Marilena
Terminio116

PREFAZIONE

A fronte del rapido declino della biodiversità globale, la capacità di individuare i segnali precoci di cambiamento, di riconoscerne le cause e di verificare l'efficacia degli interventi di conservazione, rappresenta una sfida imprescindibile sia per la comunità scientifica che per tutti coloro che gestiscono il territorio e le sue trasformazioni. Questa capacità può essere raggiunta e rafforzata solo attraverso l'utilizzo di sistemi di monitoraggio standardizzati, in grado di fornire dati affidabili e comparabili nel tempo e nello spazio.

Tale consapevolezza ha fatto sì che l'adozione di metodi standardizzati per la raccolta dei dati sulla biodiversità sia sostenuta da diverse iniziative europee (quali [Biodiversa +](#), [EuropaBON](#), [EU-PoMS](#)), data anche la necessità di disporre di dati affidabili utili ad ottemperare agli obblighi unionali in materia di conservazione e ripristino degli ecosistemi (Direttive [Habitat](#) e [Uccelli](#), [EU Biodiversity Strategy for 2030](#), [Regolamento UE sul ripristino della natura](#)).

La scelta di dedicare la Monografia 2025 di Reticula al tema del monitoraggio nasce dalla considerazione che, stante il quadro di riferimento sopra esposto, ci sia una crescente urgenza di iniziative che vedano non solo l'applicazione di metodi condivisi, ma anche una stretta sinergia tra enti, in particolare tra Aree protette, in quanto da sempre in prima linea riguardo alla conservazione di specie ed habitat. Inoltre, nel selezionare i contributi da pubblicare nel presente numero, è stata posta particolare attenzione a quelle esperienze per le quali i risultati dei monitoraggi avessero un'immediata applicazione in termini di misure di conservazione e gestionali. Come infatti sottolinea Simona Bonelli nell'Editoriale a sua firma, non è più tempo di creare conoscenza fine a sé stessa, ma è necessario che questa venga messa al servizio della tutela della biodiversità.

I contributi pubblicati in questo numero, sia in forma di articoli che di comunicazioni brevi, presentano esperienze per alcuni aspetti molto diverse le une dalle altre: in alcuni casi si tratta di attività consolidate e di lungo corso, in altri di iniziative più recenti e che hanno come oggetto anche gruppi faunistici fino ad ora poco studiati. Tutte però testimoniano il grande impegno con cui le attività di monitoraggio della biodiversità sono portate avanti nelle Aree protette e l'auspicio è che possano ispirare iniziative analoghe che abbiano il loro punto di forza nel rafforzamento delle reti di collaborazione tra Aree protette e istituzioni scientifiche. In questo modo, i dati potranno essere utilizzati efficacemente per fornire strumenti sempre più accurati agli organi che hanno la responsabilità delle politiche di gestione del territorio alle diverse scale. Attraverso una visione coordinata, basata su evidenze solide e sulla continua revisione delle pratiche gestionali, sarà possibile supportare la conservazione della biodiversità e il mantenimento della funzionalità degli ecosistemi, rispondendo in modo efficace alle crescenti pressioni ambientali e ai cambiamenti globali.

Il Comitato Editoriale

EDITORIALE

MONITORARE PER AGIRE: UN LAVORO DI SQUADRA

[Simona Bonelli](#)

Università di Torino, Dipartimento Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi

I dati ci parlano chiaro, stiamo erodendo la nostra biodiversità a ritmi davvero sostenuti e probabilmente insostenibili. Ce lo dicono le recentissime Liste Rosse pubblicate da IUCN (le ultimissime sono quella [mondiale sugli anfibi](#) e quella [europea delle farfalle](#)), ce lo dicono le nostre ricerche, i dati sullo stato di conservazione delle specie protette, con pochissime eccezioni il declino è tangibile e lo percepiamo anche da semplici cittadini.

È cruciale quindi misurare il declino per attuare misure che lo contengano, lo arrestino e promuovano un incremento. Non c'è più tempo per esplorare, raccogliere dati di presenza senza che questi siano utili al cambiamento. Dobbiamo usare i conteggi della biodiversità per guidare ora la conservazione. Un percorso intrapreso a livello europeo dalla pubblicazione della [Nature](#)



Monitoraggio di meiofauna in grotta nel Parco Regionale della Vena del Gesso Romagnola (foto di F. Grazioli).

[Restoration Law](#) (NRR) (EU2024/1991), poco più di un anno fa, ma già parte strutturale delle attività delle Aree protette, di ISPRA e dei ricercatori che con essi collaborano.

Monitorare diventa quindi parte della soluzione e quindi il monitoraggio deve essere standardizzato, condiviso, attuabile e poco invasivo. In questo numero di Reticula leggiamo questo sforzo applicato a gruppi diversi, non semplici da monitorare, come i piccoli mammiferi o le falene, portati avanti nelle nostre Aree protette nazionali.

In parte si tratta di monitoraggi consolidati che, quindi, oggi sono in grado di fornirci dati sostanziosi per la gestione, come l'esempio degli anatidi svernanti del Matese monitorati da oltre 20 anni in una zona che solo quest'anno è entrata nella rete delle Aree protette, come [Parco Nazionale del Matese](#). Consolidato è anche il monitoraggio lungo gradiente altitudinale di diversi gruppi animali condotto dai Parchi Nazionali alpini che hanno così registrato, nel tempo, cambiamenti altrimenti quasi impossibile da percepire in ambienti apparentemente poco antropizzati.

In altri contributi invece scaturisce lo sforzo di sinergia tra Aree protette e esperti del mondo della ricerca a fare ordine, allineare, condividere anni, talvolta decenni, di monitoraggio con metodologie differenti di gruppi difficili come i chiroterteri o i piccoli mammiferi. Ne escono linee guida, punti di appoggio concreti per la conservazione del gruppo tassonomico, come dell'habitat che lo ospita. Risultati, quindi, che hanno rilievo europeo, nazionale e locale allo stesso tempo. L'urgenza della conservazione ha dato uno sprono positivo e propositivo ai protocolli di monitoraggio che sono quindi ora in grado di consegnare al decisore politico dei numeri leggibili e interpretabili. Non è già così per tutti i gruppi, ma lo è per molti e questo consente agli enti gestori delle Aree protette di avere un termometro comune per misurare i cambiamenti.



Monitoraggio di lepidotteri notturni nel Parco Nazionale della Val Grande (foto di S. Bonelli).

Molto spazio è dedicato in questo numero agli impollinatori, un gruppo eterogeneo di insetti responsabili della vita del 78% delle piante e in modo decisamente diretto della nostra.

La [EU Pollinator Initiative](#) del 2018, rivista nel 2023, ha dato un *input* incredibile allo studio, al monitoraggio e alla attuazione di misure volte all'arresto del declino degli impollinatori, obiettivo quest'ultimo integrato nella [Strategia Biodiversità 2030](#) e divenuto obbligatorio attraverso l'art.10 del NRR. Il nostro Ministero Ambiente e Sicurezza Alimentare ha fatto sua l'Iniziativa con uno dei primi e senza dubbio più corposi progetti pilota, [Progetto impollinatori nei Parchi Nazionali](#), chiedendo a tutti i Parchi Nazionali di concentrare le energie su monitoraggio e conservazione degli insetti impollinatori. Attraverso le [Direttive Biodiversità](#) il Ministero ha chiesto non solo a tutti i Parchi Nazionali di monitorare gli impollinatori, ma ha chiesto loro di farlo con un protocollo unico, condiviso a sua volta a livello europeo. Non è banale anzi è rivoluzionario sia per il *target*, raramente di interesse per le Aree protette, sia per la richiesta fusione di antiche conoscenze consolidate e depositate tra esperti di apoidei, sirfidi e lepidotteri che mai prima di ora si erano visti a così stretto contatto. L'obiettivo è sia conoscitivo sia di valutazione del *trend* per intraprendere misure efficaci. Servono quindi dati di abbondanza oltre che di ricchezza specifica, raccolti nel tempo.

Sono scaturiti, come si legge in questo numero, molti dati nuovi, elenchi di specie, in particolare di sirfidi e apoidei ma anche di falene, nuovi per l'area, nuovi per la regione o addirittura nuovi per l'Italia e, tra queste, alcune minacciate di estinzione secondo la [Lista Rossa Italiana](#), come ad



Monitoraggio di insetti impollinatori nel Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi (foto di E. Vettorazzo).

esempio riportato dai Parchi dell'Appennino. Per alcuni gruppi, di fatto, un metodo standardizzato è in discussione proprio in questi mesi. È il caso delle falene a volo notturno che sono storicamente monitorate attraverso trappole luminose, principalmente con l'intento di attrarre il maggior numero di individui per stendere liste di specie ben poco studiate. Ora lo sforzo è quello di armonizzare questi sistemi di cattura in modo da avere dati semi quantitativi confrontabili. Uno sforzo in questa direzione si sta compiendo e ci sono già risultati apprezzabili, come riportato in questo numero dal caso nei Parchi Nazionali di Calabria e Basilicata.

Spazio, infine, viene dato alla gestione condivisa e trasparente dei dati che provengono dai monitoraggi, che devono essere raccolti in modo standardizzato ma anche organizzati e gestiti in database che consenta poi valutazioni e calcoli immediati. Questo aspetto non è banale e tutt'altro che risolto non solo a livello italiano, ma ovunque le piattaforme su cui sono archiviati i dati dei monitoraggi, occasionali o sistematici, sono molteplici e al momento non dialoganti. Il rischio che l'informazione venga persa o sia scorrettamente utilizzata è molto alto. Il contributo che riguarda i dati floristici della Provincia di Trento rappresenta un ottimo modello che può essere considerato come *best practice* a patto naturalmente che dialoghi in modo trasparente con gli enti preposti a vario livello alla conservazione di habitat e specie. È tempo di sinergie. I contributi portano evidenze, talvolta traguardi già raggiunti, altri percorsi tracciati di sinergie tra enti differenti, tutti accomunati dalla urgenza della conservazione.

Tra le righe di ogni contributo si apprezza, infine, la ricchezza di specie del nostro territorio ancora molto alta, sebbene fragile. Tutti i monitoraggi hanno portato alla luce faune ricche, talvolta nuove e gli andamenti nel tempo mostrano cambiamenti, preoccupano, ma non sono drammatici soprattutto se confrontati con altre aree geografiche, altri Paesi europei. Significa che non è troppo tardi per agire se agiamo in squadra.

IL MONITORAGGIO DEGLI INSETTI IMPOLLINATORI NEI PARCHI NAZIONALI ITALIANI

[Monica Vercelli](#)¹, Susanna D'Antoni², Luisa Nazzini², Cristian Di Stefano², Simona Bonelli¹

¹Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi - Università degli Studi di Torino, ²Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)

The monitoring of pollinator insects in Italian National Parks

[Monica Vercelli](#)¹, Susanna D'Antoni², Luisa Nazzini², Cristian Di Stefano², Simona Bonelli¹

¹Department of Life Sciences and Systems Biology - University of Turin, ²Italian Institute for Environmental Protection and Research (ISPRA)

PREMESSA

Negli ultimi decenni l'attenzione verso il declino degli insetti impollinatori è cresciuta in modo significativo, parallelamente alla consapevolezza del loro ruolo chiave negli ecosistemi e nella sicurezza alimentare. Api, farfalle, sirfidi e altri impollinatori svolgono una funzione insostituibile nel mantenimento della biodiversità, contribuendo all'impollinazione di oltre l'80% delle specie vegetali spontanee e di circa il 75% colture agrarie (Klein et al., 2007).

Tuttavia, pressioni ambientali come utilizzo di prodotti fitosanitari, perdita e frammentazione di habitat e cambiamenti climatici stanno causando il declino di molte specie di questi tre gruppi di insetti impollinatori (Potts et al., 2010; Van Swaay et al., 2010; Nieto et al., 2014; Quaranta et al., 2018; Vujić et al., 2022; Van Swaay et al., 2025).

A livello europeo, tramite la [EU Pollination Initiative](#), sono state attuate diverse azioni per contrastare il declino degli impollinatori, mirate a migliorare le conoscenze su tale decremento, sulle cause che lo determinano e sulle conseguenze, promuovendo la

pianificazione strategica e la cooperazione a tutti i livelli.

In Italia, sulla base delle indicazioni definite dalle Strategie per la Biodiversità al 2030, Nazionale (SNB) ed Europea (SEB), e degli obiettivi di tutela delle aree protette (in base alla L. 394/1991), sono state emanate dal Ministero dell'Ambiente della Sicurezza Energetica (MASE), dal 2019, diverse [Direttive rivolte ai Parchi Nazionali](#) che finanziano anche il monitoraggio e la conservazione degli insetti impollinatori. Gli scopi principali del monitoraggio nei Parchi Nazionali promossi dalle Direttive sono:

- attuare protocolli comuni standardizzati e condivisi;
- aumentare le conoscenze relative allo stato e al trend delle popolazioni di impollinatori;
- identificare e valutare l'effetto delle pressioni derivanti da attività agricole, utilizzo di prodotti fitosanitari, pascolo, degrado e scomparsa di habitat idonei, cambiamenti climatici, introduzione di specie alloctone ecc.;
- sviluppare e potenziare la raccolta omogenea di dati in formato digitale

utilizzando un'applicazione appositamente sviluppata;

- raccogliere dati omogenei, confrontabili e paragonabili anche a livello europeo.

Le Direttive prevedono che i Parchi Nazionali conducano i monitoraggi secondo protocolli stabiliti da ISPRA e dall'Università di Torino (UNITO), con la collaborazione di esperti nei diversi gruppi oggetto del monitoraggio (Lepidotteri diurni e notturni, Apoidei e Sirfidi), in linea con gli indirizzi a livello europeo (EUPoMS, Potts et al., 2021). Tale metodologia è stata precedentemente testata per apoidei e lepidotteri diurni nell'ambito del progetto di "Sperimentazione dell'efficacia delle Misure del Piano d'Azione Nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari per la tutela della biodiversità" ([Rapporto ISPRA 330/2020](#)). ISPRA, UNITO e MASE partecipano alla cabina di regia prevista al fine di coordinare le attività dei Parchi Nazionali per assicurare la corretta attuazione dei protocolli di campionamento standardizzati e condivisi, raccolti nell'[Allegato "Metodologie di Monitoraggio"](#) della [Direttiva del 2024-2025](#).

METODOLOGIE CONDIVISE E NETWORKING PER LA TUTELA DEGLI IMPOLLINATORI

La presente comunicazione descrive i principali obiettivi raggiunti nei 5 anni del [Progetto impollinatori nei Parchi Nazionali](#).

Il primo macro obiettivo raggiunto è l'utilizzo da parte di tutti i Parchi della stessa metodologia standard per il monitoraggio dei 4 gruppi di insetti impollinatori. In breve i gruppi di impollinatori vengono campionati con metodo attivo mediante transetti semi-quantitativi che si differenziano per lunghezza e larghezza in base al gruppo: 500 x 5 m per i

Lepidotteri diurni e 250 x 4 m per gli Apoidei antofili e i Ditteri Sirfidi, divisi per sezioni da 50 m. Lungo il transetto vengono individuati tutti gli individui annotando specie e numero per ciascuna sezione. Nei rilievi relativi agli apoidei e ai sirfidi vengono determinate anche le specie vegetali visitate, a livello di specie o di genere, raccogliendo così importanti dati sulle associazioni *plant-pollinators*.

A oggi nei Parchi Nazionali sono stati complessivamente tracciati e monitorati 279 transetti. I Parchi presentano un ampio range di numero di transetti; questa distribuzione riflette sia le differenti estensioni e complessità territoriali sia le diverse scelte operative degli Enti Parco (Figura 1).

I protocolli di monitoraggio prevedono anche la registrazione di covariate ambientali e antropiche per valutare la loro influenza su presenza e diversità di specie degli insetti impollinatori. Durante i campionamenti vengono raccolti dati su: orario, temperatura, ventosità, copertura vegetale e gestione dei terreni, mentre l'abbondanza delle specie in fioritura viene rilevata per strato erbaceo, arbustivo e arboreo secondo classi predeterminate. Per i transetti selezionati a coppie in aziende agricole (biologico vs convenzionale) o in prati pascoli (pascolo estensivo vs pascolo intensivo) sono raccolti anche dati relativi a esposizione, pendenza, habitat, tipo di coltura, utilizzo di prodotti fitosanitari, intensità del pascolo al fine di individuare la presenza e l'intensità delle diverse tipologie di pressioni. I campionamenti sono effettuati durante la stagione di attività di volo degli insetti: ogni 10-15 giorni circa per quanto riguarda le farfalle e una volta al mese per le api e i sirfidi, solo in giornate soleggiate e in assenza di vento. Il metodo per il monitoraggio dei Lepidotteri notturni è stato

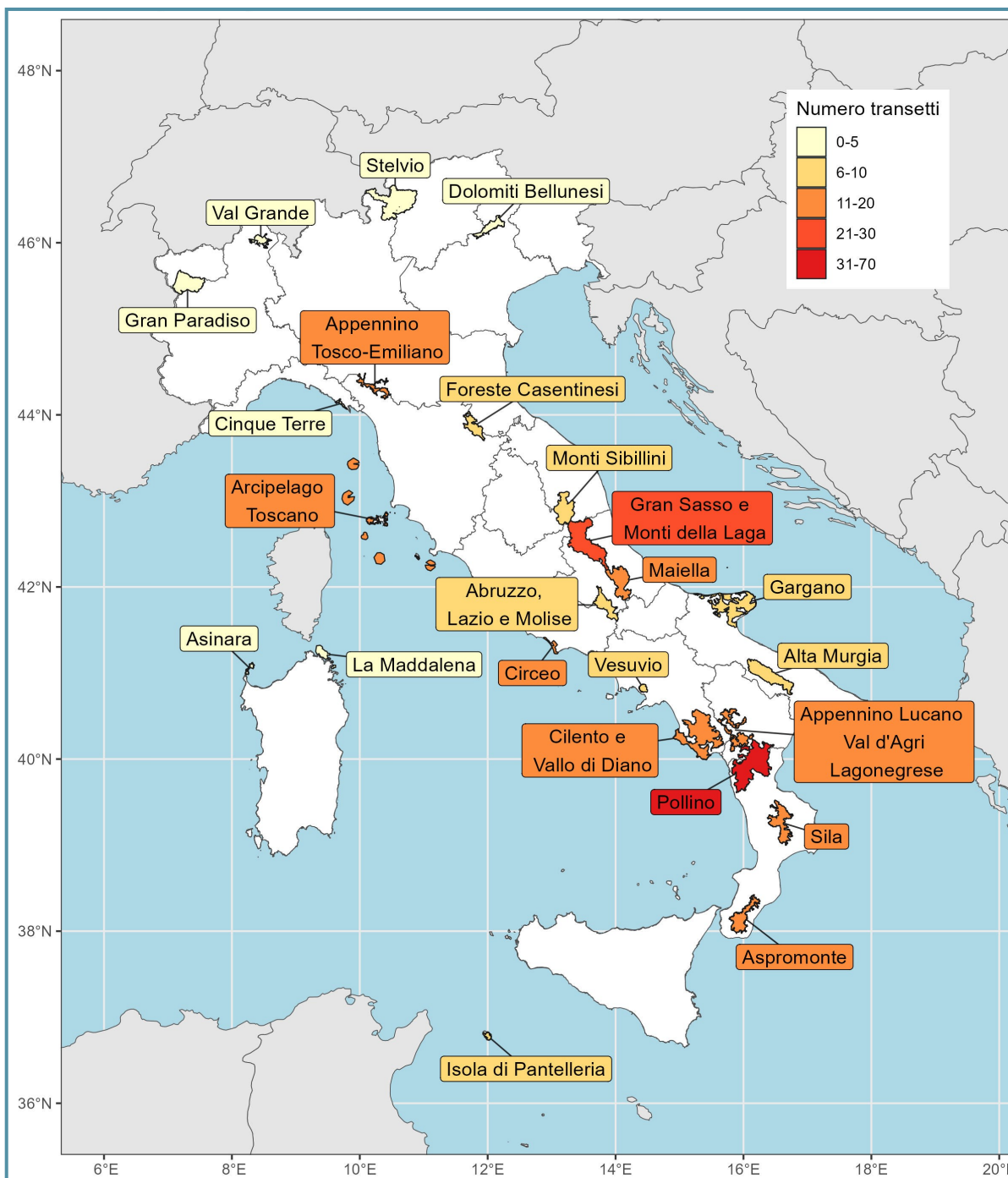


Figura 1. Mappa dei transetti percorsi dal 2020 al 2025 nei 24 Parchi Nazionali (fonte: elaborazione degli Autori).

realizzato da [ALI](#) in accordo con le metodologie condivise dalla [Butterfly Conservation Europe](#) durante il progetto [SPRING](#). I dati di presenza delle falene vengono raccolti mediante campionamento passivo usando trappole a LED UV.

Il secondo macro obiettivo raggiunto in questi 5 anni di progetto è stato quello di standardizzare, oltre i metodi, anche la procedura di raccolta e trasmissione dati. Per questo scopo, grazie al contributo del Parco Nazionale dell'Alta Murgia, è stato sviluppato

un sistema digitale che permette di seguire le metodologie standard di monitoraggio sopra descritte, che consente di rilevare i dati sul campo tramite la APP-BIO PoMS-Italia 2.0 e la sua versione web sulla piattaforma ODK Central, e di archivarli in un database georeferenziato integrato nel Network Nazionale della Biodiversità (NNB) gestito da ISPRA. La possibilità di acquisire e trasmettere i dati attraverso questo sistema digitale assicura una raccolta in campo omogenea, standardizzata e completa dei rilievi effettuati in tutti i Parchi Nazionali. La digitalizzazione del processo garantisce che il database venga popolato in tempo reale, e

secondo gli standard nazionali e internazionali sulla raccolta dati, cosicché si possano effettuare, con tempistiche certe, reportistiche e analisi, quali ad esempio lo stato e trend delle popolazioni di insetti impollinatori, sia scala di Parco che a livello nazionale, o valutazioni di determinate pressioni su tali gruppi faunistici. I dati elaborati potranno, in seguito, essere resi disponibili al pubblico con formati grafici che ne facilitano la lettura e la comprensione. Altro importante obiettivo concretizzato è l'attività di networking realizzata che facilita la collaborazione tra tutti i soggetti partecipanti mediante tavoli di lavoro, workshop tecnici, riunioni da remoto,



Figura 2. Attività di formazione in campo e in aula in alcuni Parchi Nazionali (foto (a) del Parco Nazionale dell'Appennino Lucano Val d'Agri - Lagonegrese; foto (b e d) di S. D'Antoni; foto (c) del Parco Nazionale Gran Paradiso).

convegni, sopralluoghi congiunti per verificare i transetti e per avere l'opportunità di discutere e confrontarsi, in campo, sulle criticità riscontrate nei diversi territori. Inoltre, le giornate di formazione sull'utilizzo della app e sugli approfondimenti metodologici in 4 Parchi dei diversi raggruppamenti geografici, sono state occasioni che hanno permesso, nel tempo, di convergere verso obiettivi comuni, indicati nelle Direttive Biodiversità.

CONCLUSIONI

L'adozione di metodi di campionamento standardizzati e armonizzati e in linea con quelli definiti a livello europeo sta consentendo di raccogliere dati omogenei e comparabili. L'utilizzo di protocolli condivisi garantisce infatti che il monitoraggio venga effettuato secondo criteri uniformi, rendendo possibile un confronto robusto sia tra differenti Parchi Nazionali sia tra serie temporali successive. Ciò rappresenta un prerequisito fondamentale per valutare in modo affidabile le variazioni nel tempo nella ricchezza specifica e nell'abbondanza delle comunità di insetti impollinatori, oltre a integrare i dati sullo stato e il trend nel più ampio contesto europeo. A tal proposito i dati raccolti dai Parchi Nazionali sui Lepidotteri di interesse comunitario sono confluiti nel V report nazionale ex Articolo 17 della Direttiva Habitat 92/43/CEE coordinato da ISPRA per MASE.

L'utilizzo della app durante i rilievi in campo facilita e migliora la raccolta dei dati, sebbene la procedura possa risultare talvolta più articolata e lenta rispetto ai metodi tradizionali basati su carta e penna. Questo approccio, infatti, garantisce la registrazione completa di tutti gli elementi necessari al monitoraggio, incluse le covariate, riducendo il rischio di omissioni. Un ulteriore vantaggio consiste

nell'eliminazione della successiva fase di trascrizione dei dati in fogli Excel e il loro successivo trasferimento ad un hub centrale, in quanto le informazioni raccolte vengono trasferite automaticamente dall'app alla piattaforma ODK, ottimizzando i tempi e minimizzando gli errori di inserimento.

La disponibilità di tutti i dati all'interno del database integrato in NNB permetterà di individuare, in modo immediato, la presenza di specie protette, rare, aliene invasive o nuove per certe aree e di consultarne rapidamente la localizzazione e le informazioni associate. Una banca dati completa e centralizzata consentirà inoltre di eseguire query mirate, ad esempio per filtrare specifici gruppi tassonomici, verificare la distribuzione ad esempio di una specie in diverse aree monitorate o estrarre insiemi di dati utili per analisi ecologiche e valutazioni sull'efficacia delle misure di conservazione.

Nonostante i numerosi vantaggi offerti dal sistema di monitoraggio e dalla piattaforma centralizzata, permangono alcune criticità operative e organizzative fra cui il ridotto numero di esperti tassonomici qualificati che allunga i tempi di identificazione delle specie campionate. In particolare per gli apoidei, tale complessità comporta inevitabilmente tempi lunghi di analisi in laboratorio e non consente la chiusura dei dataset immediatamente al termine della stagione di campo. Per affrontare tale criticità, ISPRA ha programmato fra i corsi della Scuola di Alta Formazione, una Summer School sulla tassonomia degli Apoidei, Lepidotteri diurni e notturni Sirfidi.

In generale, si ritiene che l'attività di monitoraggio degli insetti impollinatori portata avanti dai Parchi Nazionali con il coordinamento di MASE, ISPRA e UNITO sia

un valido esempio di collaborazione fra enti pubblici e mondo della ricerca per l'attuazione delle normative, fra cui la Nature Restoration Law, delle strategie europee e nazionali sulla biodiversità e per valutare l'efficacia delle misure messe in campo per invertire il drammatico declino di questo gruppo di insetti ed assicurare il mantenimento nel tempo del servizio ecosistemico di impollinazione.

Fonte di finanziamento

Il progetto Impollinatori è finanziato dalle Direttive Biodiversità 2019 - 2025 del Ministro dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica ai Parchi Nazionali. Le attività di ISPRA sono svolte nell'ambito dei compiti istituzionali e della Convenzione "Monitoraggio degli impollinatori selvatici nei Parchi Nazionali e verifica delle pressioni e dell'efficacia di misure volte alla riduzione degli impatti" con il Parco Nazionale dell'Alta Murgia.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano ringraziare i referenti dei Parchi Nazionali e i loro esperti incaricati che stanno contribuendo, con grande impegno, ad attuare il mandato delle Direttive Biodiversità per quanto riguarda il monitoraggio e la conservazione degli insetti impollinatori.

BIBLIOGRAFIA

Klein A.M., Vaissière B.E., Cane J.H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., ... Tschamntke T., 2007. *Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 274(1608), 303-313.

Nieto A., Roberts S.P.M., Kemp J., Rasmont P., Kuhlmann M., García Criado M., ... Michez D. 2014. *European Red List of bees.*

Luxembourg: Publication Office of the European Union.

Potts S.G., Biesmeijer J.C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O., Kunin W. E., 2010. *Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends in ecology & evolution*, 25(6), 345-353.

Potts S., Dauber J., Hochkirch A., Oteman B., Roy D., Ahnre K., ... Vujic A., 2021. *Proposal for an EU Pollinator Monitoring Scheme, EUR 30416 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-7623859-1, JRC122225.*

Quaranta M., Cornalba M., Biella P., Comba M., Battistoni A., Rondinini C., ... Teofili C., 2018. *Red list IUCN of the Italian threatened bees [Lista Rossa IUCN delle api italiane minacciate].*

Van Swaay C., Cuttelod A., Collins S., Maes D., Munguira M.L., Šašić M., ... Wynhoff I., 2010. *European red list of butterflies.*

Van Swaay C., Warren M., Ellis S., Clay J., Bellotto V., Allen D.J., Trottet, A., 2025. *Measuring the pulse of European biodiversity. European Red List of Butterflies. Brussels, Belgium: European Commission.*

Vujić A., Gilbert F., Flinn G., Englefield E., Ferreira C.C., Varga, Z., ... Vrba J., 2022. *Pollinators on the edge: our European hoverflies. The European Red List of Hoverflies. Brussels, Belgium: European Commission.*

doi.org/10.83114/reticula40/01

IL SERVIZIO ECOSISTEMICO DELL'IMPOLLINAZIONE NEI PARCHI NAZIONALI DELL'APPENNINO CENTRO - SETTENTRIONALE

Chiara Benedetta Boni¹, Francesca Coppola^{1,2}, Simona Sagona³, Gaia Di Francescantonio¹, Leo Sassano², Davide Alberti⁴, Stefano Tempesti⁴, Marco Bonifacino⁵, Cristina Mantoni⁶, Elena Curcetti⁷, Roberta Latini⁸, Anna Marta Lazzeri⁸, Marco Di Santo⁹, Luciano Di Martino⁹, Rossella Ferretti⁹, Marino Quaranta¹⁰, [Antonio Felicioli](#)¹, [Giorgio Davini](#)⁷

¹Dipartimento di Scienze Veterinarie - Università di Pisa, ²Centro di Ricerche Agro-Ambientali "Enrico Avanzi" - Università di Pisa, ³Dipartimento di Farmacia - Università di Pisa, ⁴Ente Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, ⁵Dipartimento di Biologia - Università di Firenze, ⁶Dipartimento di Medicina Clinica, Sanità Pubblica, Scienze della Vita e dell'Ambiente - Università degli studi dell'Aquila, ⁷Ente Parco Nazionale Gran Sasso e Monti della Laga, ⁸Ente Parco Nazionale Abruzzo, Lazio e Molise, ⁹Ente Parco Nazionale della Maiella, ¹⁰CREA, Centro di ricerca Agricoltura e Ambiente, Bologna

Abstract: L'impollinazione entomofila, soprattutto da parte degli apoidei, è essenziale per oltre l'87% delle piante spontanee e il 70% delle colture. Dal 2021, le direttive Biodiversità del Ministro dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica hanno promosso e finanziato attività di monitoraggio coordinate da ISPRA e dall'Università di Torino-UNITO-DBIOS nei Parchi Nazionali per il monitoraggio e la conservazione degli impollinatori selvatici. In quattro Parchi dell'Appennino centro-settentrionale, seguendo il protocollo allegato alla Direttiva e in linea con il protocollo europeo EUPoMs, sono state rilevate specie a rischio come *Bombus konradini*, *Colletes wolffi* e *Lasioglossum marginellum*. Inoltre, l'analisi della rete pollinica ha evidenziato una generale ripartizione nell'uso delle risorse trofiche disponibili tra api da miele e apoidei. Questi dati preliminari offrono una base importante per approfondire le interazioni tra apoidei e flora, evidenziando il ruolo cruciale degli impollinatori nei Parchi Nazionali.

Parole chiave: Aree protette, apoidei, interazione trofica, conservazione della biodiversità.

THE ECOSYSTEM SERVICE OF POLLINATION IN THE NATIONAL PARKS OF THE NORTH-CENTRAL APENNINES

Chiara Benedetta Boni¹, Francesca Coppola^{1,2}, Simona Sagona³, Gaia Di Francescantonio¹, Leo Sassano², Davide Alberti⁴, Stefano Tempesti⁴, Marco Bonifacino⁵, Cristina Mantoni⁶, Elena Curcetti⁷, Roberta Latini⁸, Anna Marta Lazzeri⁸, Marco Di Santo⁹, Luciano Di Martino⁹, Rossella Ferretti⁹, Marino Quaranta¹⁰, [Antonio Felicioli](#)¹, [Giorgio Davini](#)⁷

¹Department of Veterinary Sciences - University of Pisa, ²Interdepartmental Center of Agro-Environmental Research "Enrico Avanzi" - University of Pisa, ³Department of Pharmacy - University of Pisa, ⁴Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna National Park, ⁵Department of Biology - University of Florence, ⁶Department of Clinical Medicine, Public Health, Life and Environmental Sciences - University of L'Aquila, ⁷Gran Sasso e Monti della Laga National Park, ⁸Abruzzo, Lazio e Molise National Park, ⁹Maiella National Park, ¹⁰CREA Research Centre for Agriculture and Environment, Bologna

Abstract: Entomophilous pollination, especially bee-pollination, is essential for over 87% of wild plant species and 70% of crops. Since 2021, the Biodiversity Directives, issued by the Italian Ministry of Environment and Energy Security, have promoted and funded monitoring activities coordinated by ISPRA and the University of Turin (UNITO-DBIOS) within National Parks, aimed at assessing and conserving wild pollinators. Following the protocol Annexed to the Directive and aligned with the European EUPoMS protocol, species at risk such as *Bombus konradini*, *Colletes wolfi*, and *Lasioglossum marginellum* were recorded in four parks of the Central-Northern Apennines. Furthermore, pollen network analysis revealed a general partitioning in the use of available trophic resources between managed honey bees and wild bees. These preliminary data provide an important basis to further research into the interactions between bees and flora, highlighting the crucial role of pollinators in National Parks.

Keywords: protected Areas, wild bees, trophic interaction, biodiversity conservation.

INTRODUZIONE

I servizi ecosistemici sono il risultato delle componenti, dei processi e delle funzioni che caratterizzano un ecosistema. La biodiversità, intesa come diversità degli ecosistemi e delle loro funzioni ecologiche, rappresenta un indicatore fondamentale della qualità ambientale e garantisce benefici a tutti gli organismi che ne dipendono ([MEA, 2005](#); [Danley e Widmarck, 2016](#); [Huynh et al., 2022](#)). Sebbene la definizione di servizi ecosistemici sia ancora fortemente dibattuta, ci si riferisce a un concetto legato all'utilità della funzione ecologica per l'uomo ([MEA, 2005](#); [Danley e Widmarck, 2016](#); [Huynh et al., 2022](#)). Questi servizi derivano dal naturale funzionamento degli ecosistemi naturali, indipendentemente dalla presenza di fruitori ([MEA, 2005](#)). L'[IPBES](#) (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem) e il [Millennium Ecosystem Assessment](#) hanno classificato i servizi ecosistemici in quattro gruppi funzionali: (I) servizi di sostegno o di supporto che permettono il mantenimento dei processi ecologici di base (es. formazione del suolo, ciclo dei nutrienti, produzione di biomassa), (II) servizi di approvvigionamento (tutte quelle risorse materiali che vengono fornite dalla natura come cibo, acqua, legname, fibre, etc.), (III) servizi di regolazione (quei servizi i cui benefici sono ottenuti dalla regolazione di processi ecosistemici, ad esempio in relazione al clima, azione di agenti patogeni e regime delle acque) e (IV) servizi culturali intesi come l'insieme dei benefici immateriali ottenuti dagli ecosistemi (relazioni sociali e senso spirituale, etico, ricreativo, estetico). Tra i servizi ecosistemici, l'impollinazione rappresenta uno dei servizi chiave a sostegno della biodiversità indispensabile negli

ecosistemi naturali e agricoli e per questo classificato sia come servizio di supporto (I) in quanto essenziale per la riproduzione delle piante, sia, di conseguenza, come servizio di approvvigionamento (II) perché fornisce direttamente prodotti utili all'alimentazione umana ([MEA, 2005](#); [Santolini, 2010](#)). La biodiversità vegetale si rispecchia pertanto nella biodiversità degli impollinatori, i quali si differenziano per il loro adattamento ambientale consentendo un'impollinazione efficace anche in condizioni non ottimali, garantendo una stabilità riproduttiva vegetale sia nel tempo che nello spazio. Il servizio di impollinazione può avvenire per meccanismi interni come l'autoimpollinazione, in cui il polline si sposta all'interno dello stesso fiore o anche grazie ad agenti esterni come il vento (anemofila), l'acqua (idrofila) e gli animali (zoofila). Gli agenti coinvolti nell'impollinazione zoofila possono essere molteplici: uccelli (ornitofila), pipistrelli (chiropterofila), piccoli mammiferi (mammale) o insetti come apoidei, farfalle, falene, coleotteri, vespe e ditteri (entomofila) ([Bellucci et al., 2021](#)). L'impollinazione entomofila operata dagli apoidei (Hymenoptera, Apoidea, Anthophila) rappresenta ad oggi un servizio ecosistemico vitale, responsabile della riproduzione stimata di più del 90% delle colture agricole su scala globale, di circa l'87% delle specie vegetali spontanee e il 70% delle colture agricole per un valore economico compreso tra 153 e 400 miliardi di euro su 1.618.000 miliardi di euro della produzione alimentare umana nel mondo e di 22 miliardi€/anno in Europa ([Gallai et al., 2009](#); [Lautenbach et al. 2012](#); [Bauer e Wing 2016](#); [Porto et al., 2020](#)). Tale importanza risiede nel rapporto mutualistico tra apoidei e piante, che rende l'impollinazione entomofila

l'unica combinazione biologica in grado di veicolare il polline per la riproduzione di molte specie vegetali e che si riflette sia sulla biodiversità apistica (Michener, 2007; Ghisbain et al., 2023; [Reverté et al., 2023](#)) che su quella vegetale, evidenziando l'importanza della salvaguardia degli apoidei sia in ambienti naturali che agrosistemi. Nonostante il ruolo chiave degli apoidei nel funzionamento degli ecosistemi non è stato ancora possibile formulare una valutazione di rischio dello *status* delle popolazioni per la maggioranza delle specie a causa della carenza di dati (DD) ([Nieto et al. 2014](#); [Quaranta et al., 2018](#)). Alla mancanza di dati si aggiunge la forte criticità legata all'attuale diffuso declino degli insetti impollinatori che rischia di alterare negativamente la diversità ambientale, il benessere umano e la produzione alimentare globale mettendo a serio rischio la loro conservazione. Ad oggi non è possibile individuare un'unica causa di tale declino e l'IPBES, in un rapporto del 2016, identifica i cambiamenti nell'uso del suolo, la gestione agricola intensiva, l'uso di pesticidi, fitofarmaci e insetticidi, l'inquinamento ambientale, i cambiamenti climatici, l'arrivo di specie esotiche invasive e nuovi patogeni come i principali fattori aventi un'azione sinergica ([IPBES, 2016](#)). La perdita di biodiversità ambientale, in particolare di quella floristica data dall'impiego di pratiche agricole intensive che determinano una semplificazione paesaggistica, è stata evidenziata come la principale causa del declino degli impollinatori, costituendo un fattore limitante per l'efficienza della rete di impollinazione, tendendo a isolare le popolazioni con conseguente impatto sulle proprietà ecologiche di interi ecosistemi ([Nieto et al. 2014](#); [Senapathi et al., 2015](#);

[Quaranta et al., 2018](#); [Duchenne et al., 2020](#); [Kratschmer et al., 2021](#); [Zimmermann et al., 2022](#); [Ockermüller et al., 2023](#); [Weber et al., 2023](#)). In questo contesto, nel 2024 l'Unione Europea ha stabilito norme ([Regolamento 2024/1991 - "Nature Restoration Law"](#)) per il ripristino degli ecosistemi, inclusi interventi mirati a contrastare il declino delle popolazioni di impollinatori. Recenti studi hanno inoltre evidenziato come l'uso inappropriato dell'agrochimica legato all'intensificazione agricola si traduce in importanti conseguenze sia letali che subletali nelle popolazioni di impollinatori, con effetti negativi sulla sopravvivenza, sulla salute, sul comportamento di volo e alimentare, sulla termoregolazione e sulla riproduzione (Tosi et al., [2017](#), [2018](#), [2021](#), [2022](#); [Stuligross e Williams, 2021](#); [Traynor et al., 2021](#); [Tong et al., 2019](#); [Vélez-Trujillo et al., 2025](#)). Allo stesso modo, l'aumento degli inquinanti atmosferici e ambientali derivanti dall'aumento delle attività antropiche legate alla urbanizzazione e commercializzazione determinano un'alterazione nelle reti ecologiche derivante da deficit nel comportamento di foraggiamento e riduzione della densità demografica degli impollinatori fino al 70%, con un calo delle visite florali fino al 90% e una riduzione del servizio complessivo d'impollinazione del 31% ([Farrè-Armengol et al., 2016](#); [Reitmayer et al., 2019](#); [Ryalls et al., 2022](#)). D'altro canto, anche i cambiamenti climatici e in particolare la velocità con cui la temperatura della terra sta salendo rappresentano un importante fattore che agisce sulla diversità, abbondanza e distribuzione delle specie su larga scala, determinando spostamenti dei range geografici e temporali delle specie, alterazioni degli areali di distribuzione con contrazioni e

rischio atteso per le specie di alta quota, molte delle quali già a rischio di estinzione (Rasmont et al., 2015; [Kougioumoutzis et al., 2022](#)), e un'incapacità da parte degli ecosistemi naturali di reagire con adeguata tempestività ai cambiamenti in atto. Tra le pressioni di origine antropica che esercitano effetti negativi sulla biodiversità apistica risaltano anche fattori derivati dal cambiamento culturale e commerciale delle pratiche apistiche, che contribuiscono a un maggiore rischio di competizione per le risorse trofiche condivise, *spillover* di patogeni, introgressione genetica e induzione di cambiamenti nella composizione delle comunità vegetali locali ([Mallinger et al., 2017](#); [Iwasaki e Hogendoorn, 2022](#)). In questo contesto, la tutela delle Aree protette, che sono i veri baluardi della biodiversità, rappresenta una delle strategie cruciali per perseguire scopi conservativi e al tempo stesso valorizzare produzioni derivanti da attività produttive condotte all'interno di Aree protette nel rispetto e salvaguardia della biodiversità ([Stolton et al., 2015](#); [Chowdhury et al., 2022](#)).

Pertanto, al fine di implementare le conoscenze circa la presenza, lo *status* e le interazioni di insetti di interesse conservazionistico, a partire dal 2021, con le [Direttive Biodiversità del Ministro dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica ai Parchi Nazionali](#), ha avuto avvio un monitoraggio condiviso e coordinato da ISPRA e dall'Università di Torino (UNITO-DBIOS). Nell'ambito delle Direttive, la collaborazione scientifica tra gli Enti Parco e gli Enti di Ricerca volta ad incrementare le conoscenze ecologiche, biologiche e sullo *status* di conservazione degli impollinatori presenti nelle aree Parco, ha previsto lo

svolgimento di uno studio finalizzato a (I) censire le popolazioni di apoidei (*survey*) e monitorarle nel tempo, (II) definire quali risorse polliniche supportano le diverse popolazioni di apoidei e (III) rilevare sovrapposizioni o ripartizioni di risorse polliniche tra api mellifere gestite e apoidei all'interno della stessa area.

MATERIALI E METODI

Aree studio e protocolli di campionamento

Il monitoraggio è stato condotto dal 2021 al 2024 in quattro Parchi Nazionali dell'Appennino centro-settentrionale: [Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna](#) (PNFC), [Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga](#) (PNGSL), [Parco Nazionale della Maiella](#) (PNM) e [Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise](#) (PNALM). Il monitoraggio è stato effettuato applicando il protocollo descritto nell'[Allegato - Metodi di campionamento per il monitoraggio e la tutela degli insetti impollinatori nei Parchi Nazionali](#) alla [Direttiva del Ministro 2024-2025](#), redatto in linea con i metodi proposti a livello europeo dall'*EU Pollinators Monitoring Scheme* ([EUPoMs, Potts et al., 2020](#)). Il campionamento è stato effettuato utilizzando il metodo del transetto fisso. Per ciascun Parco sono stati quindi stabiliti un numero di transetti congrui e rappresentativi dei diversi habitat caratterizzanti il territorio del Parco (es. agroecosistemi naturali, semi-naturali, agricoli, urbani, prati, prati-pascolo, etc.), ciascuno della lunghezza di 250 m e percorso una volta al mese da marzo a ottobre catturando o identificando tutti gli apoidei presenti e annotando la specie botanica sulla quale sono stati osservati o catturati. Tutti gli apoidei osservati e/o catturati sono stati

sottoposti a identificazione a livello di specie. Al fine di determinare il grado di diversità e di specializzazione della rete complessiva di interazione apoidei-piante per tutti gli anni di monitoraggio in ciascun Parco, sono stati calcolati rispettivamente l'Indice di Shannon-Wiener e l'indice H2', quest'ultimo compreso tra 0 (generalizzazione) e 1 (specializzazione) ([Blüthgen et al., 2006](#); [Supriatna, 2018](#)).

In ciascun Parco Nazionale, sono stati inoltre effettuati campionamenti di polline di api mellifere e apoidei all'interno di un habitat *spot* opportunamente scelto al fine di poter massimizzare le probabilità di messa in evidenza, tra i *desiderata* ecologici, quello avente potenzialmente un ruolo determinante sulla *fitness* delle popolazioni, in quanto utilizzato come fonte trofica per il nutrimento della prole, oltre all'eventuale presenza di sovrapposizione nell'uso delle risorse trofiche tra api da miele e apoidei ([Wojcik et al., 2018](#); [Henry e Rodet, 2018](#)). Le aree di campionamento sono state identificate in contesti agro-ecosistemici misti-eterogenei di bassa quota (<1000 m) caratterizzati dalla presenza di un apiario entro 1 km. Le aree di campionamento sono state scelte tra quelle più rappresentative degli habitat che caratterizzano ciascun Parco Nazionale. In ciascun habitat *spot*, sono stati effettuati campionamenti di polline secondo quanto descritto da Boni et al. ([2025](#)). I campioni di polline sono stati sottoposti ad analisi palinologica secondo il metodo descritto da Sagona et al. ([2017](#)) per l'attribuzione della specie botanica e tutti gli apoidei sottoposti a identificazione tassonomica dal laboratorio entomologico del CREA (Bologna, Italia).

L'analisi della sovrapposizione trofica complessiva tra api da miele e apoidei in ciascun Parco è stata condotta, al momento,

solo per il primo anno di campionamento, combinando i dati palinologici in tutte le sessioni di campionamento utilizzando l'indice di Pianka (α). Tale l'indice varia da 0 a 1, indicando rispettivamente un basso e un alto grado di sovrapposizione di nicchia trofica. I grafici delle reti di interazione e dell'uso del polline e il calcolo degli indici sono stati effettuati mediante il pacchetto "R-package bipartite" del Software R (v 4.1.2; R Core Team 2022) ([Dormann et al., 2009](#)).

RISULTATI

Nei 4 anni di monitoraggio, sono state rilevate 3.948 interazioni apoidei-piante su 10 transetti per un totale di 158 specie di apoidei e 171 di piante censite nel PNM (Appendice 1), 2.356 interazioni su 8 transetti per un totale di 89 specie di apoidei e piante censite nel PNALM (Appendice 2), 2.385 interazioni su 8 transetti per un totale di 114 specie di apoidei e 119 specie di piante censite nel PNFC (Appendice 3) e 1.324 interazioni su 6 transetti per un totale di 87 specie di apoidei e 55 specie di piante censite nel PNGSL (Appendice 4). L'indice di diversità e di specializzazione della rete complessiva di interazione apoidei-piante dei singoli Parchi sono risultati essere: PNM, Shannon: 4.451- H2': 0.496; PNALM, Shannon: 4.467 - H2': 0.419; PNFC, Shannon: 5.07 - H2': 0.42; PNGSL, Shannon: 3.60 - H2': 0.525 (Figura 1).

In relazione alla ricchezza in specie (numero di specie) di apoidei registrata sulle diverse specie floristiche censite durante il monitoraggio sono state individuate per ciascun Parco un elenco di specie botaniche potenzialmente rilevanti e aventi un ruolo chiave nella rete trofica, nel sostentamento della biodiversità apistica e nella funzionalità dell'ecosistema (Figura 1). La diversità



Figura 1. Ricchezza in specie percentuale (n° specie singola pianta/sommatoria ricchezza specie di tutte le specie vegetali) sostenuta dalle principali specie vegetali (ricchezza specie > 1%) censite durante l'attività di monitoraggio nel PNM (A), PNALM (B), PNFC (C) e PNGSML (D). Nella categoria altro sono incluse tutte le specie vegetali che hanno registrato una ricchezza in specie < 1% (fonte: elaborazione degli Autori).

apistica rilevata sui territori dei Parchi Nazionali oggetto del monitoraggio (Figura 2 e Figura 3) è risultata essere caratterizzata dalla presenza di specie di particolare interesse conservazionistico, come *Bombus konradini* Reinig, 1965, (PNM, PNGSL) e *Colletes wolffi* Kuhlmann, 1999 (PNGSL – Figura 2) incluse nella Lista Rossa della IUCN delle api minacciate nella categoria delle specie in pericolo (EN - Endangered) e *Lasioglossum marginellum* nel PNM inclusa dalla IUCN nella categoria delle specie quasi minacciate (NT – Near threatened) (Quaranta et al., 2018). Considerato l'esiguo numero di

esemplari catturato per le tre specie non è al momento possibile fare speculazioni per quanto riguarda le potenziali risorse floreali utilizzate dalle popolazioni e sono necessarie ulteriori indagini al fine di poter pianificare azioni volte alla loro salvaguardia. In questo contesto, particolare attenzione potrebbe essere posta su *Ononis spinosa* Linnaeus 1753, *Scabiosa columbaria* Linnaeus 1753 e *Cynoglossis barrelieri*, (All.) Vural & Kit Tan (1983), su cui sono state rispettivamente campionati *B. konradini*, *L. marginellum* e *C. wolffi*. Sul territorio del PNFC, sebbene non risultino ad oggi essere presenti specie di

apoidei incluse dalla IUCN tra le categorie a rischio, sono state rilevate specie quali *Melitta tricincta* (Kirby, 1802), *Andrena ovatula* (Kirby, 1802), *Dufourea dentriventris* (Nylander, 1848), *Lasioglossum costulatum* (Kriechbaumer, 1873) e *Halictus quadricinctus* (Fabricius, 1887) riportate dalla IUCN come DD ([Nieto et al., 2014](#)), per le quali non si hanno sufficienti informazioni per valutarne lo stato di conservazione. In quest'ottica l'accertamento di queste specie sul territorio del Parco risulta essere un'informazione chiave per la messa a punto di progetti che implementino lo stato delle conoscenze. Al momento solo nel PNGSL è stata documentata la presenza di una specie aliena, *Megachile sculpturalis* Smith, 1853.

Da un punto di vista della diversità vegetale presente nei Parchi Nazionali (Conti e Bartolucci, 2016, 2022; Pignatti, 2017-2019; Conti et al., 2019, 2020) nessuna delle specie censite è inclusa in Direttiva Habitat. Tuttavia, sono state censiti 8 endemismi inclusi in Lista Rossa IUCN come specie a rischio minimo (LC) nel PNALM, 9 nel PNM di cui 8 inclusi in Lista Rossa come LC (Tabella 1) e *Anthyllis vulneraria* Linnaeus 1753 per la quale risulta prioritario approfondire di quali sottospecie si tratta, essendo alcune incluse in Lista Rossa. Ulteriori approfondimenti dovrebbero essere condotti anche sulle specie del genere *Leontodon* Linnaeus 1753 e *Leucanthemum* Miller 1754 così come sulle sottospecie di *Polygala nicaeensis* Risso ex W.D.J.Koch, 1835, *Helichrysum italicum* (Roth) G. Don, 1830, *Carlina acanthifolia* All., 1773, *Centaurea nigrescens* Willd., 1803, *Carduus pycnocephalus* Linnaeus 1763, *Anthemis cretica* Linnaeus 1753, *Micromeria graeca*, (L.) Benth. ex Rchb. 1834, essendo alcune di queste incluse in Lista Rossa. Per quanto

riguarda il PNFC, l'unico dato rilevante risulta essere la presenza di *Murbeckiella zanonii* (Ball) Rothm., 1939, che rappresenta un endemismo dell'Appennino incluso in Lista Rossa nella categoria LC ([Rossi et al., 2020](#)). Per la maggior parte delle specie vegetali di interesse conservazionistico è stata redatta una lista preliminare di apoidei visitatori e potenzialmente aventi un ruolo nella loro riproduzione e conservazione (Tabella 1). Tuttavia, la sola attività di monitoraggio delle interazioni apoidei-fiori non permette di ottenere informazioni circa il servizio di impollinazione, per il quale è indispensabile procedere con indagini palinologiche approfondite.

Interessante per quanto riguarda il PNALM, sebbene non sia stata rilevata nell'ambito del monitoraggio, è la presenza di *Senecio inaequidens* DC. 1838, specie aliena presente anche nel PNGSL. Tale specie risulta essere visitata da specie del genere *Bombus*, oltre che da *Colletes similis* (Schenck, 1853), *Dasypoda hirtipes* (Fabricius, 1793) e *Heriades rubicola* (Pérez, 1890) (Figura 2), ma anche in questo caso nessuna informazione risulta ad oggi disponibile circa il servizio di impollinazione operato da queste specie su tale pianta aliena.

L'analisi della rete pollinica per il primo anno di campionamento evidenzia una generale ripartizione nell'uso delle risorse trofiche disponibili tra api da miele e apoidei in tutti i Parchi Nazionali (Figura 4). Livelli maggiori di sovrapposizione trofica sono stati evidenziati solo su fioriture (*Rubus* sp.) ampiamente rappresentative nell'area di campionamento nel PNM tra *A. mellifera* e *B. terrestris* L., 1758 ($\alpha=0.681$), *B. lapidarius* L., 1758 ($\alpha=0.681$) e *B. pascuorum* (Scopoli, 1763) ($\alpha=0.621$). Sovrapposizioni nell'uso di polline

Tabella 1. Apoidei rilevati su specie botaniche incluse in [Lista Rossa](#) censite nei Parchi Nazionali. Nelle colonne sono indicate le specie botaniche incluse in Lista Rossa e i Parchi Nazionali in cui sono state censite. Nelle righe si elencano le specie di apoidei che sono state documentate come loro visitatrici. Nel PNGSL non sono state rilevate specie floristiche inserite in Lista Rossa (fonte: elaborazione degli Autori).

| | <i>Ranunculus pollinensis</i> (N.Terracc.) Chiov. | <i>Carduus affinis</i> Guss. | <i>Cirsium tenoreanum</i> Petr. | <i>Cynoglossum magellense</i> Ten. | <i>Viola eugeniae</i> Parl. | <i>Cerastium tomentosum</i> L. | <i>Carduus nutans</i> L. subsp. <i>perspinosus</i> (Fiori) Arènes | <i>Carduus affinis</i> Guss. subsp. <i>affinis</i> | <i>Linaria purpurea</i> (L.) Mill. | <i>Senecio apenninus</i> Tausch | <i>Murbeckiella zanonii</i> (Ball) Rothm. |
|---|--|------------------------------|---------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------|--------------------------------|--|---|------------------------------------|---------------------------------|--|
| | PNM | PNM | PNM PNALM | PNM | PNM | PNM | PNALM | PNALM | PNM PNALM | PNALM | PNFC |
| <i>Andrena agnata</i> (Fabricius, 1775) | | | | | X | | | | | | |
| <i>A. brumanensis</i> (Friesie, 1899) | | | | | | X | | | | | |
| <i>Anthophora</i> sp. | | | | X | | | | | | | |
| <i>Apis mellifera</i> (Linnaeus, 1758) | | | | | | | X | | | X | |
| <i>B. campestris</i> (Panzer, 1801) | | X | | | | | | | | | |
| <i>Bombus</i> sp. | | | | | | | | | | | X |
| <i>B. humilis</i> (Illiger, 1806) | | | X | | | | | | | | |
| <i>B. humilis apenninus</i> (Vogt, 1909) | | | | | | | | X | | | |
| <i>B. lapidarius</i> (Linnaeus, 1758) | | | X | | | | X | X | | | |
| <i>B. lucorum</i> (Linnaeus, 1761) | | | X | | | | | | X | | |
| <i>B. mesomelas</i> (Gerstaecker, 1869) | | | X | | | | X | X | | | |
| <i>B. pascuorum</i> (Scopoli, 1763) | | X | X | | | | | X | X | | |
| <i>B. pratorum</i> (Linnaeus, 1761) | | | | | | | X | | | | |

| | | | | | | | | | | |
|--|---|---|---|---|--|---|---|---|---|---|
| <i>B. ruderarius</i> (Muller, 1776) | | X | | | | | | | | |
| <i>B. ruderatus</i> (Fabricius, 1775) | | | X | | | | | | | |
| <i>B. rupestris</i> (Fabricius, 1793) | | X | X | | | | | | | |
| <i>B. sylvarum</i> (Linnaeus, 1761) | | | | | | | | | | |
| <i>B. terrestris</i> (Linnaeus, 1758) | | | | | | X | | X | X | |
| <i>Ceratina</i> sp. | | | X | | | | | | | |
| <i>C. cocurbitina</i> (Rossi, 1792) | | | | | | | | | X | |
| <i>Halictus</i> sp. | | X | | | | | | | | X |
| <i>H. brunnescens</i> (Eversmann, 1852) | | | | | | X | | | | |
| <i>H. scabiosae</i> (Rossi, 1790) | | | X | | | X | X | | | |
| <i>H. simplex</i> (Blüthgen, 1923) | | | X | | | | X | | | |
| <i>H. compressus</i> (Walckenaer, 1802) | | | | | | | X | | | |
| <i>Lasioglossum albi- pes</i> (Fabricius, 1781) | | | X | | | | | | | |
| <i>L. leucozonium</i> (Schrank, 1781) | | | | | | | X | | | |
| <i>Megachile lagopo- da</i> (Linnaeus, 1761) | | | X | | | | | | | |
| <i>Nomada</i> sp. | | | | | | | | | | X |
| <i>Osmia</i> sp. | | | | | | | | | | X |
| <i>O. mustelina</i> (Gerstäcker, 1869) | | | | X | | | | | | |
| <i>O. rufohirta</i> (Latreille, 1811) | X | | | X | | | | | | |
| <i>Seladonia gavarni- ca</i> (Pérez, 1903) | | X | | | | | | | | |
| <i>Sphecodes</i> sp. | | | | | | | | | | X |
| <i>Xylocopa violacea</i> (Linnaeus, 1758) | | | X | | | X | | X | | |

* Per il PNM e PNALM mancano dati inerenti alle specie che interagiscono rispettivamente su *Erysimum pseudorhaeticum* Polatschek, *Geranium austroapenninum* Aedo, e *Cerastium tomentosum* L., anch'esse incluse in Lista Rossa.

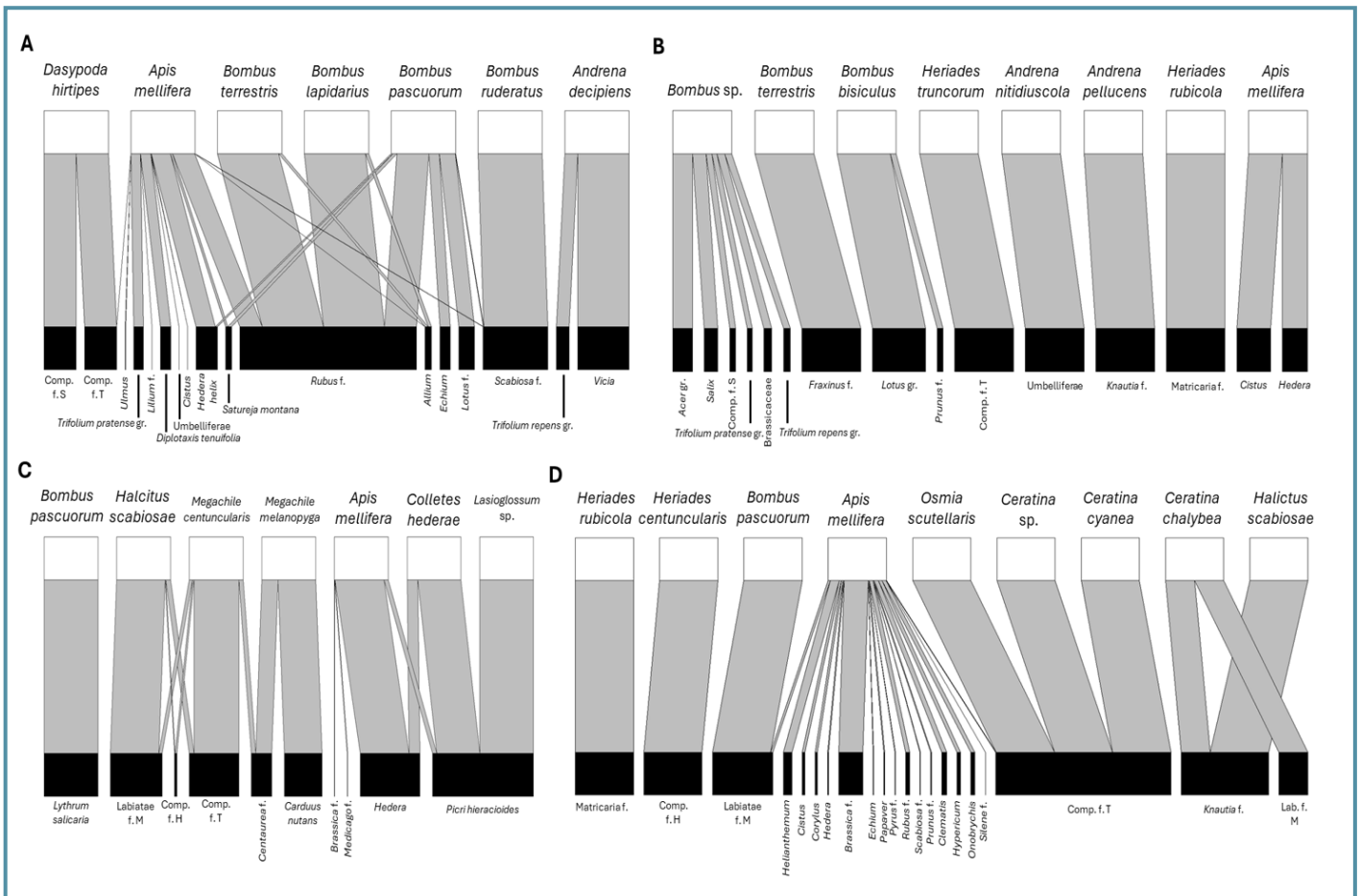


Figura 4. Rete pollinica complessiva delle api da miele e apoidei campionate nel PNM (A), PNALM (B), PNFC (C) e PNGSL (D). La larghezza della barra inferiore indica l'abbondanza relativa (%) dei granuli pollinici raccolti per taxa vegetale dalle specie di apoidei (barra superiore) (Comp.= Compositae; Lab.= Labiatae; f.= forma; gr.= gruppo) (fonte: elaborazione degli Autori).

CONCLUSIONI

Le informazioni ad oggi ottenute, sebbene preliminari e non esaustive, rappresentano un'importante base conoscitiva per comprendere e descrivere a fondo le complesse interazioni e il rapporto mutualistico esistente tra le popolazioni di apoidei e la disponibilità floristica nelle aree Parco. Tale studio ha infatti preliminarmente evidenziato il ruolo fondamentale che gli impollinatori selvatici svolgono nel servizio ecosistemico negli ambienti che caratterizzano i Parchi Nazionali. I dati raccolti hanno inoltre permesso di evidenziare alcune specie botaniche che

all'interno di ciascun Parco potrebbero potenzialmente rivestire un ruolo chiave nel mantenimento della biodiversità e nel funzionamento degli ecosistemi, avendo fatto registrare i più alti valori in ricchezza in specie di apoidei. Tali informazioni, così come quelle ottenute circa le interazioni apoidei-piante, non risultano tuttavia sufficienti per poter avanzare ipotesi inerenti al ruolo degli apoidei così come delle specie vegetali nella rete trofica e nel funzionamento degli ecosistemi. Pertanto, al fine di chiarire il ruolo degli apoidei nella riproduzione e conservazione di specie botaniche di interesse

conservazionistico e viceversa, così come comprendere al meglio il funzionamento delle reti trofiche, lo svolgimento di ulteriori e specifiche indagini ecologiche e palinologiche risulta di prioritaria importanza.

L'analisi della rete di impollinazione nei Parchi Nazionali evidenzia una netta ripartizione della risorsa polline tra api da miele e apoidei. Le risorse trofiche che sostengono e forniscono nutrimento per la riproduzione delle api mellifere differiscono infatti da quelle degli apoidei, con una condivisione delle fonti polliniche che avviene principalmente quando queste sono abbondantemente disponibili nell'ambiente. Tale ripartizione può essere il risultato di processi coevolutivi che regolano le dinamiche di popolazione e attribuiscono alla competizione trofica interspecifica per sfruttamento un ruolo marginale nell'impatto dell'apicoltura sulle popolazioni di apoidei. Alternativamente, tale ripartizione potrebbe essere il risultato di una competizione che sta attualmente agendo sulle popolazioni di apoidei, le quali adattano le loro diete ripartendosi le risorse ed evitando la competizione. In questo contesto, sono auspicabili e necessari ulteriori studi sulle dinamiche di competizione che si verificano tra specie di apoidei, che mirano a compensare la mancanza di dati sullo stato di minaccia delle popolazioni per delineare Piani d'azione per la conservazione relativi alle specie di apoidei e agli ecosistemi. Inoltre, sarebbero auspicabili ulteriori indagini incentrate sul potenziale impatto negativo dello *spillover* di patogeni e dell'introggressione genetica che le api mellifere gestite impongono agli apoidei. Pertanto, in un'epoca di crescente crisi ecologica, l'espansione, la gestione efficace e la tutela delle Aree protette in quanto baluardi della biodiversità, resta, ad

oggi, una necessità prioritaria per poter programmare e mettere in atto azioni di tutela efficaci e mirate. A tale scopo, incrementare le iniziative volte alla conoscenza dello *status* delle popolazioni di impollinatori, mediante monitoraggi con uso di protocolli condivisi rappresenta uno degli strumenti prioritari da mettere in atto. Al tempo stesso, sarebbe auspicabile che i programmi di conservazione indirizzati agli insetti impollinatori, nei particolari casi delle Aree protette, tenessero conto anche dell'implementazione di Piani per una regolazione della gestione apistica, tale che si possa ridurre o annullare l'impatto degli apiari sulle popolazioni selvatiche di apoidei.

Fonte di finanziamento

Questo studio è stato finanziato dal Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, Parco Nazionale della Maiella, Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, tramite il progetto "Ricerca e conservazione sull'apodeofauna nei Parchi Nazionali dell'Appennino centro-settentrionale", nell'ambito delle Direttive Biodiversità 2019 - 2025 del Ministro dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, di cui il Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga è coordinatore per gli altri parchi.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano ringraziare gli apicoltori Luigi Noviello, Caleb e George Abetti e Paolo Mainetti che hanno collaborato durante le fasi di campionamento del polline raccolto dalle api da miele. Gli Autori hanno altresì piacere di ringraziare i revisori anonimi e il Comitato editoriale della rivista per i loro commenti e suggerimenti che hanno contribuito significativamente a migliorare il lavoro.

Nota all'apparato iconografico

I grafici del presente articolo, così come le immagini pubblicate in Appendice, hanno l'intento di mostrare la complessità di sistema; per un'informazione di dettaglio è possibile zoomare a video le immagini.

BIBLIOGRAFIA

- Bauer D.M., Wing I.S., 2016. *The macroeconomic cost of catastrophic pollinator declines*. *Ecol Econ* 126: 1–13.
- Bellucci V., Piotto B., Silli V. (a cura di), 2021. *Piante e insetti impollinatori: un'alleanza per la biodiversità*. Serie Rapporti, 350/2021 ISPRA.
- Blüthgen N., Menzel F., Blüthgen N., 2006. *Measuring specialization in species interaction networks*. *BMC Ecol*: 6-9.
- Boni C.B., Coppola F., Sagona S., Quaranta M., Flaminio S., Biella P., Tempesti S., Lazzeri A.M., Di Santo M., Felicioli A. 2025. *Pollen Resource Repartition Between Managed Honey Bees (*Apis mellifera* L. 1758) and Unmanaged Bees in Three Italian National Parks*. *Conserv* 5: 5.
- Chowdhury S., Jennions M.D., Zalucki M.P., Maron M., Watson J.E., Fuller R.A., 2022. *Protected areas and the future of insect conservation*. *Trends Ecol Evol* 38: 85–95.
- Conti F., Bartolucci F., 2016. *The vascular flora of Gran Sasso and Monti della Laga National Park (Central Italy)*. *Phytotaxa* 256 (1): 1-119.
- Conti F., Bartolucci F. (a cura di), 2022. *La flora vascolare del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise*. Ediz. Del Parco illustrata.
- Conti F., Bartolucci F., Ciaschetti G., Di Martino L., Manzi A. (a cura di), 2020. *Flora del Parco Nazionale della Majella*.
- Conti F., Ciaschetti G., Di Martino L., Bartolucci F., 2019. *An annotated checklist of the vascular flora of Majella National Park (Central Italy)*. *Phytotaxa* 412(1): 1-90.
- Danley B., Widmark C., 2016. *Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications*. *Ecol Econ* 126: 132-138.
- Dormann C.F., Fründ J., Blüthgen N., Gruber B., 2009. *Indices, graphs and null models: Analyzing bipartite ecological networks*. *Open J Ecol* 2: 7–24.
- Duchenne F., Thébault E., Michez D., Gérard M., Devaux C., Rasmont P., Vereecken N.J., Fontaine C., 2020. *Longterm effects of global change on occupancy and flight period of wild bees in Belgium*. *Glob Chang Biol* 26(12): 6753-6766.
- Farré-Armengol G., Peñuelas J., Li T., Yli-Pirilä P., Filella I., Llusia J. Blande J.D., 2016. *Ozone degrades floral scent and reduces pollinator attraction to flowers*. *New Phytol* 209: 152-160.
- Gallai N., Salles J., Settele J., Vaissière B.E., 2009. *Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline*. *EE* 68(3): 810–821.
- Ghisbain G., Rosa P., Bogusch P., Flaminio S., Le Divelec R., Dorchin A., Kasperek M., Kuhlmann M., Litman J., Mignot M., Muller A., Praz C., Radchenko V., Rasmont P., Risch S., Roberts S.P.M., Smit J., Wood T., Michez D., Reverte S., 2023. *The new annotated checklist of the wild bees of Europe (Hymenoptera: Anthophila)*. *Zootaxa* 5327(1): 1-147.
- Henry M., Rodet G., 2018. *Controlling the*

impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. Sci Rep 8: 9308.

Huynh L.T.M., Gasparatos A., Su J., Dam Lam R., Grant E.I., Fukushi K., 2022. *Linking the nonmaterial dimensions of human-nature relations and human well-being through cultural ecosystem services.* Sci Adv 8(31): eabn8042.

IPBES, 2016. *The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.* Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 552 pages.

Iwasaki J.M., Hogendoorn K., 2022. *Mounting evidence that managed and introduced bees have negative impacts on wild bees: an updated review.* Curr Res Insect Sci 2: 100043.

Kougioumoutzis K., Kaloveloni A., Petanidou T., 2022. *Assessing Climate Change Impacts on Island Bees: The Aegean Archipelago.* Biol 11(4): 552.

Kratschmer S., Pachinger B., Gaigher R., Pryke J., van Schalkwyk J., Samways M.J., Melin A., Kehinde T., Zaller J.G., Winter S., 2021. *Enhancing flowering plant functional richness improves wild bee diversity in vineyard inter-rows in different floral kingdoms.* Ecol Evol 11: 7927–7945.

Lautenbach S., Seppelt R., Liebscher J., Dorman C.F., 2012. *Spatial and temporal trends of global pollination benefit.* PLoS One 7(4): e35954.

Mallinger R.E., Gaines-Day H.R., Gratton, C., 2017. *Do managed bees have negative effects on wild bees?: A systematic review of*

the literature. PloS one 12(12): e0189268.

Michener C.D., 2007. *The bees of the world.* JHU press, Baltimore.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis.* Island Press: Washington, DC, USA. ISBN 1597260401.

Nieto A., Roberts S.P.M., Kemp J., Rasmont P., Kuhlmann M., García Criado M., Biesmeijer J.C., Bogusch P., Dathe H.H., De la Rúa P., De Meulemeester T., Dehon M., Dewulf A., Ortiz-Sánchez F.J., Lhomme P., Pauly A., Potts S.G., Praz C., Quaranta M., Radchenko V.G., Scheuchl E., Smit J., Straka J., Terzo M., Tomozii B., Window J., Michez, D., 2014. *European Red List of bees.* Luxembourg: Publication Office of the European Union.

Ockermüller E., Kratschmer S., Hainz-Renetzeder C., Sauberer N., Meimberg H., Frank T., Pascher K., Pachinger B., 2023. *Agricultural land-use and landscape composition: Response of wild bee species in relation to their characteristic traits.* Agric Ecosyst Environ 353: 108540.

Pasquali L., Bruschini C., Benetello F., Bonifacino M., Giannini F., Monterastelli E., Penco M., Pesarini S., Salvati V., Simbula G., Volponi M.S., Smargiassi S., van Tongeren E., Vicari G., Cini A., Dapporto L., 2025. *Island-wide removal of honeybees reveals exploitative trophic competition with strongly declining wild bee populations.* Curr Biol 35(7): 1576-1590.e12.

Pignatti S., 2017. *Flora d'Italia.* II edizione. Voll. I-IV, Edagricole, Bologna.

Porto R.G., de Almeida R.F., Cruz-Neto O., Tabarelli M., Felipe Viana B., Peres C.A.,

- Lopes A.V., 2020. *Pollination ecosystem services: A comprehensive review of economic values, research funding and policy actions*. Food Secur 12: 1425–1442.
- Potts S., Dauber J., Hochkirch A., Oteman B., Roy D., Ahnre K., Biesmeijer K., Breeze T., Carvell C., Ferreira C., Fitzpatrick Ú., Isaac N., Kuussaari M., Ljubomirov T., Maes J., Ngo H., Pardo A., Polce C., Quaranta M., Settele J., Sorg M., Stefanescu C., Vujic A., 2020. *Proposal for an EU pollinator monitoring scheme*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-76-23859-1.
- Quaranta M., Cornalba M., Biella P., Comba M., Battistoni A., Rondinini C., Teofili C., 2018. *Lista Rossa IUCN delle api italiane minacciate*. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Stamperia Romana, Roma.
- Rasmont P., Franzén M., Lecocq T., Harpke A., Roberts S. P., Biesmeijer J. C., Castro L., Cederberg B., Dvorak L., Fitzpatrick U., Gonthier Y., Haubruge E., Mahè G., Manino A., Michez D., Neumayer J., Ødegaard F., Paukkunen J., Pawlikowski T., Potts S. G., Reemer M., Settele J., Straka J., Schweiger O., 2015. *Climatic risk and distribution atlas of European bumblebees*. Pensoft Publishers.
- Reitmayer C.M., Ryalls J. M., Farthing E., Jackson C. W., Girling R. D., Newman T. A., 2019. *Acute exposure to diesel exhaust induces central nervous system stress and altered learning and memory in honey bees*. Sci Rep 9(1): 1-9.
- Reverté S., Miličić M., Ačanski J., Andrić A., Aracil A., Aubert M., et al., 2023. *National records of 3000 European bee and hoverfly species: A contribution to pollinator conservation*. Insect Conserv Divers 16(6): 758-775.
- Rossi G., Orsenigo S., Gargano D., Montagnani C., Peruzzi L., Fenu G., Abeli T., Alessandrini A., Astuti G., Bacchetta G., Bartolucci F., Bernardo L., Bovio M., Brullo S., Carta A., Castello M., Cogoni D., Conti F., Domina G., Foggi B., Gennai M., Gigante D., Iberite M., Lasen C., Magrini S., Nicoletta G., Pinna M.S., Poggio L., Prosser F., Santangelo A., Selvaggi A., Stinca A., Tartaglini N., Troia A., Villani M.C., Wagensommer R.P., Wilhelm T., Blasi C., 2020. *Lista Rossa della Flora Italiana. 2 Endemiti e altre specie minacciate*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Stamperia Romana, Roma.
- Ryalls J.M., Langford B., Mullinger N.J., Bromfield L.M., Nemitz E., Pfrang C., Girling R.D., 2022. *Anthropogenic air pollutants reduce insect-mediated pollination services*. Environ Pollut 297: 118847.
- Sagona S., Pozzo L., Peiretti P.G., Biondi C., Giusti M., Gabriele M., Pucci L., Felicioli A., 2017. *Palynological origin, chemical composition, lipid peroxidation and fatty acid profile of organic Tuscanian bee-pollen*. J Apic Res 56(2): 136–143.
- Santolini R., 2010. *I Servizi ecosistemici e la biodiversità*. Ecoscienza 3: 20-23.
- Senapathi D., Carneiro L.G., Biesmeijer J.C., Dodson C.A., Evans R.L., McKerchar M., Morton R.D., Moss E.D., Roberts S.P.M., Kunin W.E., Potts S.G., 2015. *The impact of over 80 years of land cover changes on bee and wasp pollinator communities in England*. Proc R Soc B 282: 20150294.
- Stolton S., Dudley N., Avcioglu Çokçalışkan B., Hunter D., Ivanić K.Z., Kanga E., Kettunen

- M., Kumagai Y., Maxted N., Senior, J., Wong, M., Keenleyside, K., Mulrooney, D., Waithaka, J., 2015. *Values and benefits of protected areas*. In: Worboys G.L., Lockwood M., Kothari A., Feary S., Pulsford I. (a cura di), 2015. *Protected Area Governance and Management*, ANU Press: Canberra.
- Stuligross C., Williams N.M., 2021. *Past insecticide exposure reduces bee reproduction and population growth rate*. Proc Natl Acad Sci U.S.A. 118 (48): e2109909118.
- Supriatna J., 2018. Biodiversity Indexes: Value and evaluation purposes. *E3S Web of Conferences* 48: 01001.
- Tong L., Nieh J.C., Tosi S., 2019. *Combined nutritional stress and a new systemic pesticide (flupyradifurone, Sivanto®) reduce bee survival, food consumption, flight success, and thermoregulation*. CODEN 237: 124408.
- Tosi S., Nieh J.C., Sgolastra F., Cabbri R., Medrzycki P., 2017. *Neonicotinoid pesticides and nutritional stress synergistically reduce survival in honey bees*. Proc R Soc B284: 20171711.
- Tosi S., Costa C., Vesco U., Quaglia G., Guido G., 2018. *A 3-year survey of Italian honey bee-collected pollen reveals widespread contamination by agricultural pesticides*. Sci Total Environ 15(615): 208-218.
- Tosi S., Nieh J.C., Brandt A., Colli M., Fourrier J., Giffard H., Hernandez-Lopez J., Malagnini V., Williams G. R., Simon-Delso N., 2021. *Long-term field-realistic exposure to a next-generation pesticide, flupyradifurone, impairs honey bee behaviour and survival*. Commun Biol 4: 805.
- Tosi S., Sfeir C., Carnesecchi E., vanEngelsdorp D., Chauzat M.P., 2022. *Lethal, sublethal, and combined effects of pesticides on bees: A meta-analysis and new risk assessment tools*. Sci Total Environ 20 (844):156857.
- Traynor K.S., Tosi S., Rennich K., Steinhauer N., Forsgren E., Rose R., Kunkel G., Madella S., Lopez D., Eversole H., Fahey R., Pettis J., Evans J.D., vanEngelsdorp D., 2021. *Pesticides in honey bee colonies: Establishing a baseline for real world exposure over seven years in the USA*. Environ Pollut 15 (279):116566.
- Vélez-Trujillo L., Carisio L., Popiela E., Straub L., Tosi S., 2025. *Romance in peril: A common pesticide impairs mating behaviours and male fertility of solitary bees (Osmia bicornis)*. Chemosphere 377: 144335.
- Weber M., Diekötter T., Dietzsch A.C., Eler S., Greil H., Jutte T., Krahnert A., Pistorius J., 2023. *Urban wild bees benefit from flower-rich anthropogenic land use depending on bee trait and scale*. Landsc Ecol 38: 2981–2999.
- Wojcik V.A., Morandin L.A, Davies Adams L., Rourke K.E., 2018. *Floral Resource Competition Between Honey Bees and Wild Bees: Is There Clear Evidence and Can We Guide Management and Conservation?*. Environ Entomol 47: 822–833.
- Zimmermann D., Schoder S., Zettel H., Hainz-Renetzeder C., Kratschmer S., 2022. *Changes in the wild bee community (Apoidea: Hymenoptera) over 100 years in relation to land use: A case study in a protected steppe habitat in Eastern Austria*. J Insect Conserv 27: 625-641.

APPENDICE

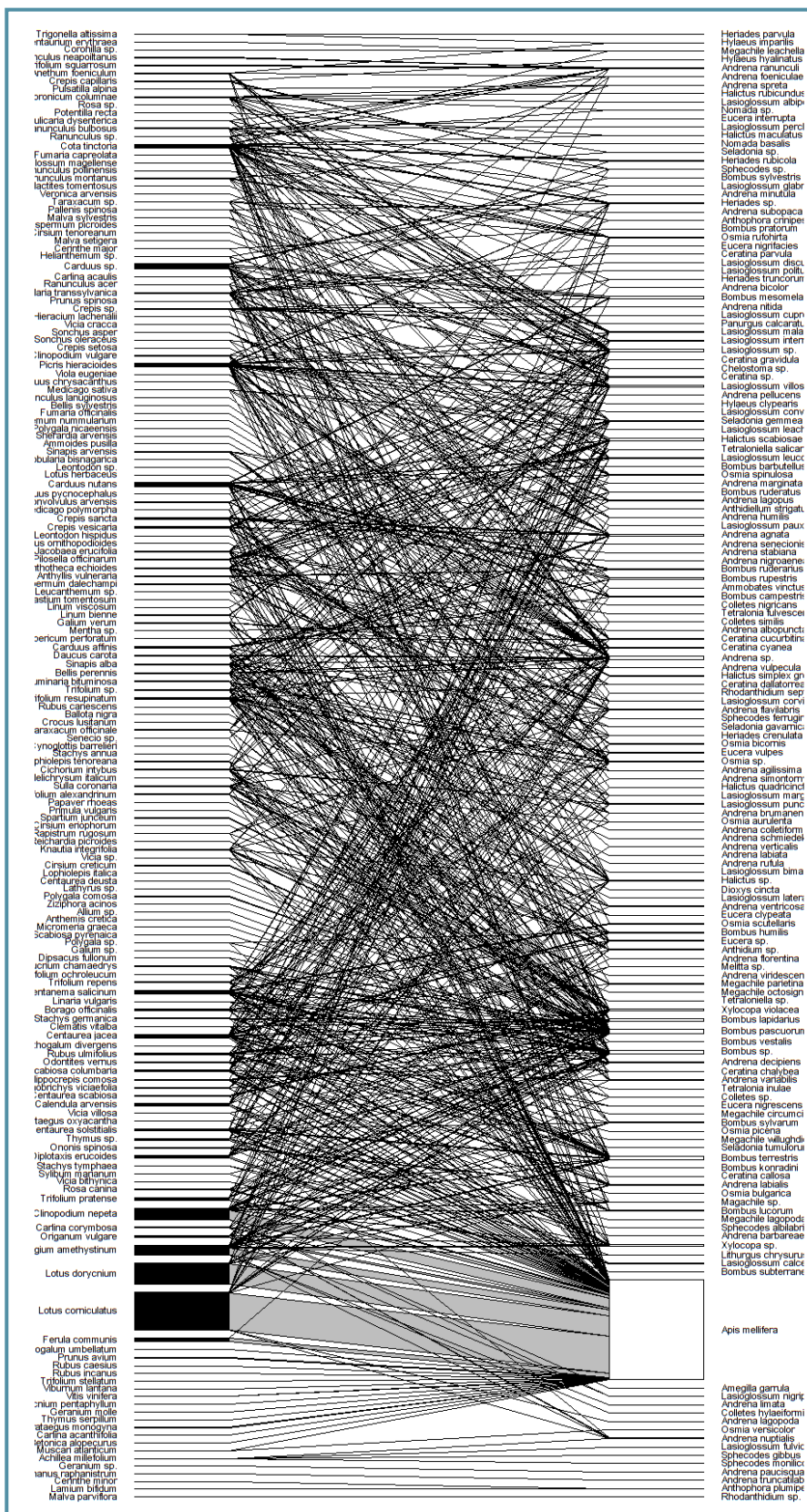


Figura a. Rete interazione complessiva apoidei-piante nel Parco Nazionale della Maiella (fonte: elaborazione degli Autori).

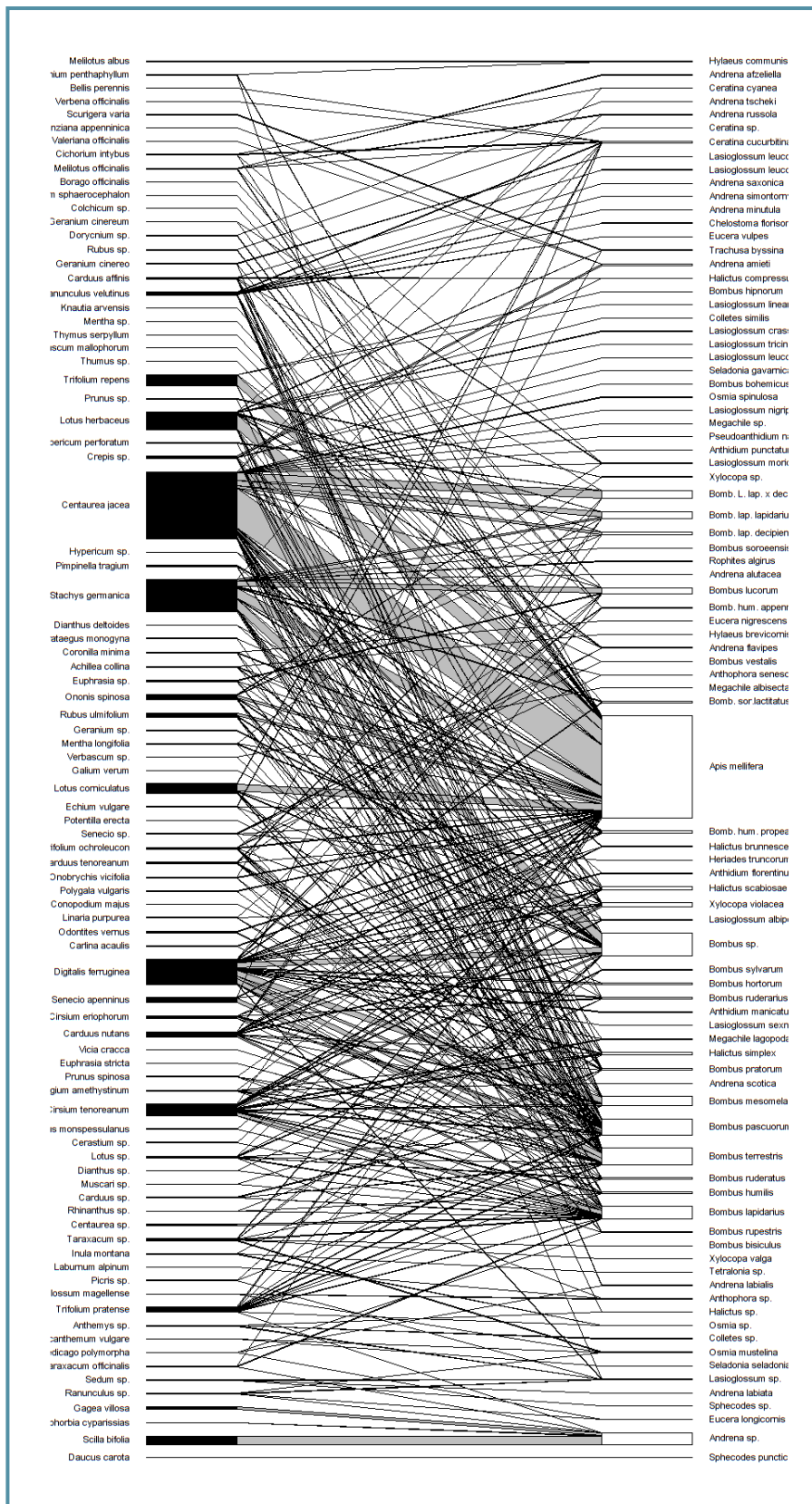


Figura b. Rete interazione complessiva apoidei-piante nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (fonte: elaborazione degli Autori).

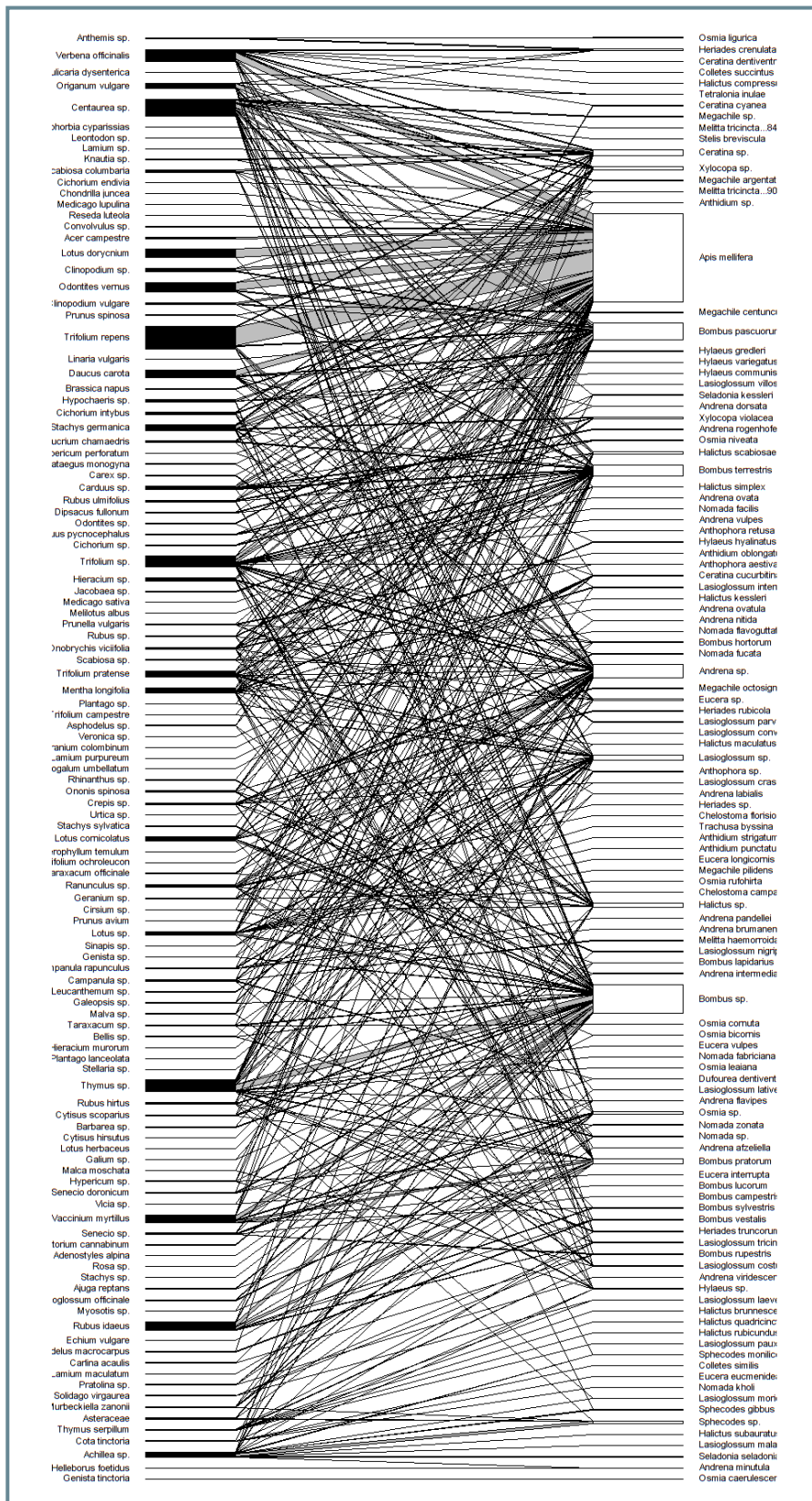


Figura c. Rete interazione complessiva apoidei-piante nel Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campagna (fonte: elaborazione degli Autori).

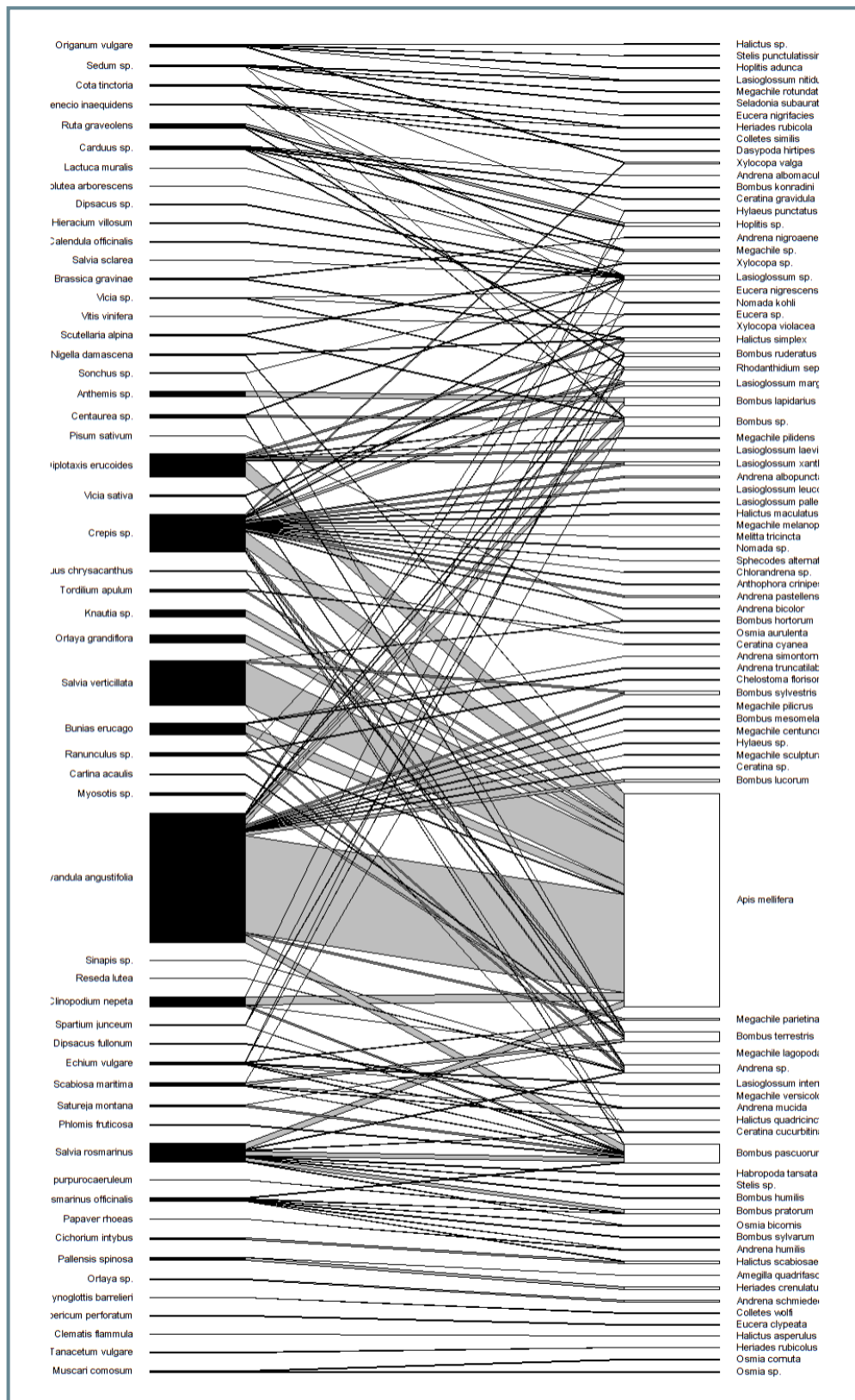


Figura d. Rete interazione complessiva apoidei-piante nel Parco Nazionale Gran Sasso e Monti della Laga (fonte: elaborazione degli Autori).

doi.org/10.83114/reticula40/02

IMPOLLINATORI AL BUIO: CAMPIONAMENTO STANDARDIZZATO DEI LEPIDOTTERI NOTTURNI NEI PARCHI NAZIONALI DI CALABRIA E BASILICATA

[Marco Infusino](#)^{1,3}, Orlando Campolo², Giuseppe Dodaro³, Sara La Cava^{1,8}, Ilaria Latella², Giuseppe Luzzi⁴, Luca Pelle⁵, Francesco Rotondaro⁶, Ilario Treccosti⁷, Giada Zucco^{1,2}, Stefano Scalercio¹

¹CREA - Centro di ricerca Foreste e Legno, ²Dipartimento di Agraria - Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria, ³Fondazione Sviluppo Sostenibile, ⁴Parco Nazionale dell'Appennino Lucano Val D'Agri-Lagonegrese, ⁵Parco Nazionale dell'Aspromonte, ⁶Parco Nazionale del Pollino, ⁷Parco Nazionale della Sila, ⁸Dipartimento di Biologia, Ecologia e Scienze della Terra, Università degli Studi della Calabria

Abstract: Le falene svolgono un ruolo cruciale nei processi di impollinazione, soprattutto in ecosistemi forestali, ma solo negli ultimi anni, grazie al progetto Impollinatori nei Parchi Nazionali, è stato definito un protocollo standard sperimentale di campionamento. Questo lavoro presenta i primi risultati di monitoraggi di lepidotteri notturni eseguiti con queste modalità standardizzate in quattro Parchi Nazionali di Calabria e Basilicata, condotti nel 2023-2024 con trappole luminose UV-LED. Sono state censite oltre 500 specie, con il massimo di ricchezza nel Pollino (335) e valori più bassi in Aspromonte (129). Le analisi hanno stimato una copertura di circa l'80% della fauna potenziale, confermando la validità dei protocolli condivisi utilizzati ma anche la necessità di perfezionarli ed estenderli a scala nazionale.

Parole chiave: condivisione degli schemi di monitoraggio, biodiversità, bioindicatore, gestione Aree protette.

POLLINATORS IN THE DARK: STANDARDISED SAMPLING OF NOCTURNAL LEPIDOPTERA IN NATIONAL PARKS OF CALABRIA AND BASILICATA

[Marco Infusino](#)^{1,3}, Orlando Campolo², Giuseppe Dodaro³, Sara La Cava^{1,8}, Ilaria Latella², Giuseppe Luzzi⁴, Luca Pelle⁵, Francesco Rotondaro⁶, Ilario Treccosti⁷, Giada Zucco^{1,2}, Stefano Scalercio¹

¹Council for Agricultural Research and Agricultural Economics Analysis – Research Center of Forestry and Wood, ²Department of Agriculture, Mediterranean University of Reggio Calabria, ³Sustainable Development Foundation, ⁴Appennino Lucano Val D’Agri - Lagonegrese National Park, ⁵Aspromonte National Park, ⁶Pollino National Park, ⁷Sila National Park, ⁸Department of Biology, Ecology and Earth Science, University of Calabria

Abstract: *Moths play a crucial role in pollination processes, particularly within forest ecosystems. However, only in recent years - thanks to the “Pollinators in National Parks” project - an experimental standard sampling protocol has been established. This paper presents the first results of nocturnal Lepidoptera monitoring conducted using these standardised methods in four National Parks of Calabria and Basilicata during 2023–2024, using UV-LED light traps. Over 500 species were recorded, with the highest diversity found in Pollino (335) and the lowest in Aspromonte (129). Analyses estimated a coverage of approximately 80% of the potential fauna, confirming the validity of the shared protocols adopted, while also highlighting the need to refine them and extend their application at a national scale.*

Key words: *sharing of monitoring schemes, biodiversity, bioindicator, protected Areas management.*

INTRODUZIONE

Gli impollinatori svolgono un ruolo essenziale nelle reti ecologiche e, al contempo, offrono preziosi servizi ecosistemici e benefici per l'uomo. La gran parte dei fiori selvatici e delle colture nelle zone temperate, infatti, dipendono dall'impollinazione realizzata dagli insetti: si calcola che, nella sola Unione Europea, il contributo fornito annualmente all'agricoltura da quelli impollinatori ammonta a circa 15 miliardi di euro (Potts et al., 2015). Elevati livelli di biodiversità, in special modo quella relativa alle comunità entomologiche, contribuiscono notevolmente alla produttività del settore agricolo, soprattutto per gli agroecosistemi di medie e piccole dimensioni (Garibaldi et al., 2016). Tuttavia, negli ultimi decenni si è assistito a un forte declino nella quantità e nella diversità degli impollinatori selvatici (Potts et al., 2016). Questo fenomeno interessa in realtà tutti gli insetti, come confermato dalla valutazione globale sul loro stato di Sánchez-Bayo e Wyckhuys (2019), secondo cui circa il 40% delle specie è a rischio di estinzione, con lepidotteri, apoidei e coleotteri tra i più colpiti.

La perdita di biodiversità tra gli insetti, in particolare gli impollinatori, rappresenta una concreta minaccia globale al pari dei cambiamenti climatici. A partire dal 2018, l'Unione Europea ha prodotto una serie di iniziative volte alla protezione degli impollinatori. Nel 2023, alla luce dei risultati poco incoraggianti della "Relazione speciale sulla protezione degli impollinatori selvatici" (Corte dei conti europea, 2020), l'UE ha aggiornato la normativa sul ripristino della natura revisionando proprio le iniziative a favore degli impollinatori. Al primo punto tra le priorità figura il miglioramento delle conoscenze e delle cause del declino degli

impollinatori da realizzarsi anche mediante "l'elaborazione e la verifica di una metodologia standardizzata per un sistema di monitoraggio degli impollinatori a livello dell'UE" (COM(2023) 35 final). Tra gli aggiornamenti normativi va citato, in primo luogo, il [Regolamento \(UE\) 2024/1991](#) sul ripristino della natura, che stabilisce obiettivi e obblighi precisi per preservare la biodiversità degli impollinatori, e il recentissimo [Regolamento Delegato \(UE\) 2025/2188](#), che integra il precedente, stabilendo un metodo scientifico di monitoraggio per vari gruppi faunistici di insetti impollinatori. Nello specifico, il protocollo indicato per le falene è analogo a quello definito per lo stesso gruppo nel progetto impollinatori nei Parchi Nazionali, pubblicato negli Allegati della Direttiva Biodiversità 2024 - 2025, di seguito descritti.

In questo contesto si inseriscono le [Direttive del Ministro dell'Ambiente agli Enti Parco Nazionali e alle Aree Marine protette per l'indirizzo delle attività dirette alla conservazione della biodiversità](#) (nelle successive versioni 2019, 2021, 2022-2024, 2024-2025). Tali Direttive sono state implementate con il supporto tecnico-scientifico di ISPRA e con la collaborazione dell'Università di Torino con cui è stato sviluppato un protocollo nazionale per il monitoraggio degli insetti impollinatori in linea con gli obiettivi e con i metodi europei (EUPoMS). Il protocollo fornisce indicazioni chiare e metodi standardizzati per raccogliere dati scientifici affidabili sulla presenza e l'abbondanza degli Apoidei (in particolare delle api selvatiche), dei Lepidotteri diurni, dei Sirfidi e delle Falene, nei diversi ambienti naturali e agricoli del nostro Paese ([Allegato alla Direttiva 2024-2025](#)). La

standardizzazione dei metodi di monitoraggio è fondamentale per poter ottenere informazioni confrontabili tra aree diverse, minimizzando il numero di variabili che possono influire sui risultati dei campionamenti.

Sebbene il ruolo di apoidei e farfalle nell'impollinazione sia ampiamente riconosciuto e valorizzato anche dall'opinione pubblica, quello delle falene rimane in gran parte trascurato. Attive prevalentemente nelle ore notturne, le falene rivestono una importanza cruciale per l'impollinazione di specie vegetali i cui fiori si schiudono dopo il tramonto. Evidenze scientifiche recenti indicano, inoltre, che in numerosi casi esse si rivelano impollinatori efficaci quanto i lepidotteri diurni, e talvolta persino di più ([Anderson et al., 2023](#)). Inoltre, le falene mostrano valori di abbondanza decisamente importanti nelle foreste ([Greco et al., 2017, 2018](#); [Infusino e Scalericio, 2018](#); [Infusino et al., 2016, 2017b, 2018](#)) nei cui ecosistemi assumono un ruolo chiave per l'impollinazione.

In questo lavoro vengono presentati i primi risultati dei campionamenti standardizzati di lepidotteri notturni effettuati in quattro Parchi Nazionali (PN) tra Calabria e Sicilia: PN dell'Appennino Lucano e Val D'Agri – Lagonegrese, PN del Pollino, PN della Sila, PN dell'Aspromonte. In tutti questi comprensori si alternano territori a vocazione agrosilvopastorale e aree naturali ancora ben conservate.

Come già anticipato, a differenza degli altri impollinatori, per i lepidotteri notturni solo negli ultimi anni si sta definendo un protocollo standard e condiviso per il loro monitoraggio. Fino ad ora nelle ricerche che più comunemente hanno previsto l'utilizzo di

trappole, le fonti luminose sono state di vario genere (a incandescenza, a luce miscelata, tubi fluorescenti a luce attinica, lampade di Wood e LED), con diverse potenze e diversi design delle trappole ([Intachat e Woiwod, 1999](#); [Axmacher e Fiedler, 2004](#); [Brehm e Axmacher, 2005](#); [Beck e Linsenmair, 2006](#); [Jonason et al., 2014](#)). I monitoraggi svolti nell'ambito del presente studio, dunque, rappresentano una prima applicazione della indicazioni contenute nel protocollo messo a punto da ISPRA, dall'Università di Torino e dall'[Associazione Lepidotterologica Italiana \(ALI\)](#) in riferimento al monitoraggio dei lepidotteri notturni. Pur risentendo del carattere sperimentale delle ricerche, soprattutto per quanto riguarda le differenze nello sforzo di campionamento, i risultati ottenuti danno un primo quadro di confronto della biodiversità ospitata in questo ampio territorio e offrono indicazioni e suggerimenti per migliorare l'efficacia e la confrontabilità dei monitoraggi.

AREE DI STUDIO

Gli studi hanno riguardato i tre Parchi Nazionali della Calabria e il Parco dell'Appennino Lucano che ha un territorio di fatto in continuità col versante settentrionale del Parco del Pollino, quasi al centro geografico del Mediterraneo (Figura 1). Le quattro aree rappresentano le zone montuose più meridionali della penisola italiana e hanno caratteristiche molto diverse: oltre alla diversa collocazione latitudinale, differiscono per substrato e storia geologica, geomorfologie dominanti, clima e composizione florofaunistica. Si passa dagli ambienti fortemente submediterranei dell'Aspromonte alle alte quote del Pollino dove le caratteristiche di submediterraneità sono estremamente deboli

(Pesaresi et al., 2017). Il Pollino, in particolare, costituisce per molte specie un'importante barriera biogeografica, ma tutti i massicci coinvolti hanno rappresentato aree rifugio nei passati periodi glaciali, il che ha portato all'isolamento delle popolazioni di diverse

specie, a volte con disgiunzioni di areale piuttosto importanti, basti pensare al pino loricato (*Pinus heldreichii* H.Christ) sul Pollino, *Brenthis ino* (Rottemburg, 1775) e *Zygaena nevadensis* Rambur, 1858 in Sila o *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) in Aspromonte, solo per fare alcuni esempi.

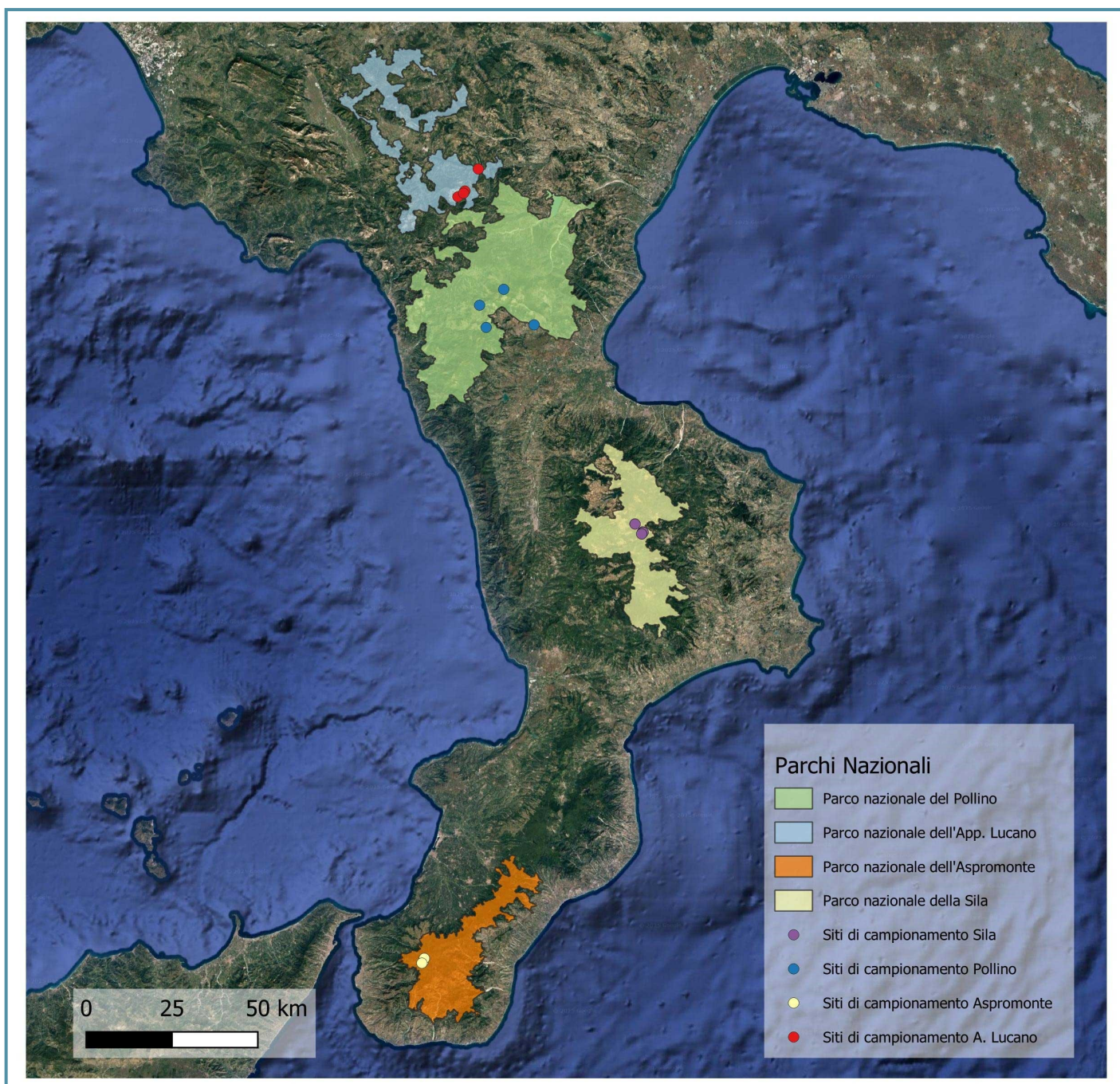


Figura 1. Inquadramento geografico dei Parchi Nazionali e dei rispettivi siti di campionamento coinvolti dello studio (fonte: elaborazione degli Autori).

Di seguito e nella Tabella 1 sono riportate le principali caratteristiche ambientali dei siti di campionamento, insieme ai relativi dati geografici.

Parco Nazionale dell'Appennino Lucano Val D'Agri - Lagonegrese

Sono stati individuati 4 siti di campionamento tra la Val D'Agri e Monte Raparo, nella zona meridionale del Parco, di cui 2 (PNAL04 e PNAL08), corrispondenti ai transetti per il monitoraggio degli impollinatori diurni del progetto Impollinatori descritto nella Comunicazione breve "Il Monitoraggio degli insetti impollinatori nei Parchi Nazionali italiani" pubblicata nella presente monografia, con caratteristiche più ecotonali e di margine boschivo, e 2 (PNALVAL009 e PNALVAL010) in querceti a *Quercus cerris* L. Ad eccezione del sito PNAL04 posto a poco meno di 400 m di quota, gli altri sono tutti collocati attorno ai 1.000 m s.l.m.

Parco Nazionale del Pollino

I campionamenti hanno interessato 4 siti del versante meridionale del Massiccio del Pollino, a cavallo del confine tra Calabria e Basilicata. I siti, collocati a quote diverse tra i 500 e i quasi 1.500 m s.l.m., sono stati scelti in modo da coprire alcune delle tipologie di habitat caratteristici del Parco: praterie steppiche, praterie d'alta quota, faggete e un ambiente a mosaico che comprende una pineta, garighe e terreni coltivati. I siti T1 e T2 corrispondono a transetti individuati anche per il monitoraggio degli impollinatori diurni, del già citato progetto Impollinatori, e sono relativi ad aree aperte prevalentemente prative, mentre T3 e T4 sono stati posizionati in habitat con vegetazione arborea più consistente.

Parco Nazionale della Sila

I campionamenti sono stati realizzati in tre aree forestali di *Pinus nigra* J.F. Arnold subsp. *laricio* Palib. ex-Maire della Sila Grande, nell'area centrale del Parco Nazionale della Sila a circa 1.300 m di quota, con diverse tipologie di conduzione del bosco: un rimboschimento di 30 anni (SL_SIM1-6), una foresta naturale matura (SL_SIM7-8), una foresta matura sottoposta a taglio selettivo (SL_SIM9-10). A sua volta, il rimboschimento è stato suddiviso in una zona non diradata (SL_SIM1-2), una con diradamento in corso (SL_SIM3-4), una diradata da due anni (SL_SIM5-6). In totale sono stati quindi selezionati 5 siti di campionamento, ciascuno con due trappole installate: uno nella foresta naturale matura, uno nella foresta semi-naturale soggetta a taglio selettivo, tre nel rimboschimento, ognuno corrispondente a uno stadio di diradamento diverso. In relazione al progetto Impollinatori descritto nella Comunicazione breve, nessuna di queste trappole è stata collocata in corrispondenza dei transetti per le farfalle in modo da campionare gli impollinatori degli ambienti forestali non coperti dal campionamento degli impollinatori diurni.

Parco Nazionale dell'Aspromonte

Nel Parco Nazionale dell'Aspromonte il monitoraggio dei lepidotteri notturni è stato condotto in tre siti distinti, tutti ubicati in boschi misti di faggio (*Fagus sylvatica* L.) e abete bianco (*Abies alba* Mill.), con esposizione a sud e a quote comprese tra 1.594 e 1.741 metri s.l.m. Per il monitoraggio sono state utilizzate trappole UV-LED, con una sola trappola installata per ciascun sito.

Tabella 1. Dati descrittivi e identificativi dei siti di trappolamento per il monitoraggio dei lepidotteri notturni (fonte: elaborazione degli Autori).

| ID Trappola | Coordinate UTM | Quota (m) s.l.m. | Esposizione | Descrizione |
|------------------------------------|-----------------------|------------------|-------------|--|
| Parco dell'Appennino Lucano | | | | |
| PNAL04 | 591273 E 4457066 N | 370 | NE | Margine fra area coltivata e bosco ripario. |
| PNAL08 | 585346 E 4448823 N | 1.090 | SE | Sentiero in habitat ecotonale. |
| PNAL-VAL009 | 587356 E 4450537 N | 945 | SE | Bosco di <i>Quercus cerris</i> . |
| PNAL-VAL010 | 586982 E 4449878 N | 960 | E | Bosco di <i>Quercus cerris</i> con <i>Abies alba</i> . |
| Parco del Pollino | | | | |
| T1 | 607524 E 4410807 N | 535 | S | Prateria steppica con prevalenza di Poaceae, Asteracee e piante di <i>Pyrus</i> sp., adiacente a una pineta da rimboschimento a <i>Pinus</i> spp. |
| T2 | 593555 E 4410045 N | 1.025 | SE | Piccola conoide da frana. Gariga secca a prevalenza di Poaceae, Asteraceae e arbusti mediterranei. Presenza di campi coltivati e pinete a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> . |
| T3 | 591646 E 4416619 N | 1.390 | S | Faggeta. |
| T4 | 598680 E 4421347 N | 1.462 | S | Prateria d'alta quota in faggeta con formazioni erbose calcicole sub-alpine e arbusti a prevalenza di <i>Juniperus communis</i> . |
| Parco della Sila | | | | |
| SL_SIM1 | 639062 E 4349132 N | 1.335 | SE | Rimboschimento a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> non diradato. |
| SL_SIM2 | 639070 E 4349177 N | 1.330 | SE | Rimboschimento a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> non diradato. |
| SL_SIM3 | 639111 E 4349288 N | 1.325 | SE | Rimboschimento a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> con diradamento in corso. |
| SL_SIM4 | 639214 E 4349346 N | 1.325 | SE | Rimboschimento a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> con diradamento in corso. |
| SL_SIM5 | 639233 E 4349224 N | 1.320 | SE | Rimboschimento a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> diradato da 2 anni. |
| SL_SIM6 | 639294 E 4349225 N | 1.315 | SE | Rimboschimento a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> non diradato da 2 anni. |
| SL_SIM7 | 638906 E 4348707 N | 1.345 | NE | Foresta naturale matura a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> . |
| SL_SIM8 | 638845 E 4348740 N | 1.350 | NE | Foresta naturale matura a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> . |
| SL_SIM9 | 636903 E 4351714 N | 1.370 | SE | Foresta naturale matura a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> sottoposta a taglio selettivo. |
| SL_SIM10 | 636938 E 4351670 N | 1.340 | SE | Foresta naturale matura a <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> sottoposta a taglio selettivo. |
| Parco dell'Aspromonte | | | | |
| TRAPP1 | 575159 E 4221625 N | 1.629 | S | Bosco misto (Faggio/Abete bianco). |
| TRAPP2 | 575546 E 4222738 N | 1.741 | S | Bosco misto (Faggio/Abete bianco). |
| TRAPP3 | 574849 E 4221348 N | 1.594 | S | Bosco misto (Faggio/Abete bianco). |

MATERIALI E METODI

In tutte le aree e per tutti i campionamenti è stata utilizzata la stessa tipologia di trappola luminosa. Per la precisione si tratta di trappole di tipo *Heath Traps* equipaggiate con strisce di LED UV (315–400 nm, angolo di luce di 120°), alimentate da una batteria (15 A, 12 V), utilizzando un esalatore di acetato di etile come agente letale, posizionato nel contenitore di raccolta sin dall'inizio del campionamento. Le trappole venivano sistemate su supporti metallici in modo da porsi a circa 1.30 m dal suolo e attivate una volta al mese prima del crepuscolo e disinstallate la mattina seguente (Figura 2a). Questo tipo di trappola ha dimostrato una buona efficacia, robustezza e praticità d'uso ([Infusino et al., 2017a](#)); la sua capacità attrattiva ha un raggio d'azione di circa 15-20m garantendo il campionamento delle comunità effettivamente ospitate anche in habitat frammentati o di dimensioni limitate, riducendo al minimo necessario il prelievo di individui. Le notti di campionamento sono state selezionate in base a condizioni favorevoli al volo dei lepidotteri eteroceri: temperature non troppo basse, vento debole, assenza o bassa probabilità di pioggia, e nei giorni attorno alla fase di luna nuova per massimizzare l'effetto della luce. I campionamenti sono stati effettuati all'incirca tra maggio e ottobre del 2023 e 2024. Sono stati presi in considerazione solo gli esemplari presenti all'interno delle trappole (Figura 2b) che sono stati raccolti in piccoli contenitori con carta assorbente e trasportati presso il laboratorio di Gestione Faunistica e Biodiversità Forestale nel Centro di Ricerca Foreste e Legno di Rende (CS) per i campioni provenienti da Appennino Lucano, Pollino e Sila e presso il Dipartimento di Agraria

dell'Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria per quelli raccolti in Aspromonte. Gli esemplari venivano successivamente smistati, identificati ed eventualmente preparati in laboratorio e conservati in apposite scatole entomologiche nelle collezioni scientifiche. Per alcune specie è stata necessaria l'estrazione degli organi genitali per una corretta identificazione.

Il numero di trappole e i periodi di monitoraggio sono stati variabili nei diversi Parchi (Tabella 2a): in questa fase sperimentale, infatti, le amministrazioni dei vari enti gestori hanno dovuto implementare il monitoraggio dei lepidotteri notturni secondariamente a progetti già in essere, con comprensibili difficoltà organizzative e burocratico-amministrative, di conseguenza non è stato possibile sincronizzare l'avvio dei monitoraggi e anche lo sforzo di campionamento è stato difforme nei diversi comprensori. Ciononostante, i dati raccolti possono essere confrontati sia in termini di biodiversità che di composizione delle comunità grazie all'utilizzo delle medesime trappole luminose. Le metodologie seguite sono in linea con quelle indicate nell'[Allegato alla Direttiva 2024-2025](#).

I dati quali-quantitativi raccolti sono stati registrati e digitalizzati rendendoli disponibili per le ulteriori analisi statistiche operate con il *software* Past 4.17. Nello specifico, si è provveduto all'analisi della diversità applicando gli indici di *Shannon* (H), *Equipartizione* (J), *Fisher α* e *CHAO-1*, alla costruzione di curve di rarefazione per il confronto della diversità di campioni ottenuti con un differente sforzo di campionamento e allo studio delle differenze in termini di composizione delle comunità tramite *Non-Metric Multidimensional Scaling analysis* (NMDS).



Figura 2. (a) Trappola luminosa UV-LED in funzione in uno dei siti di monitoraggio; (b) Contenuto di una delle trappole alla fine del campionamento (foto di M. Infusino).

RISULTATI

In totale sono state censite 525 specie e più di 28.000 individui. L'area che ha fatto registrare il maggior numero di specie ($S=335$) è quella del Parco del Pollino, seguita dal Parco della Sila ($S=307$), dal Parco dell'Appennino Lucano ($S=249$) e dal Parco dell'Aspromonte ($S=129$). Le pinete della Sila si distinguono dalle altre aree campionate per la notevole abbondanza di individui (>17.000 ess.), una biomassa tre volte maggiore alle altre aree, quasi metà della quale dovuta a

Thaumetopoea pityocampa ([Denis & Schiffermüller], 1775). Gli indici di diversità (Tabella 2a; Figura 3a), soprattutto quello di Fisher α meno condizionato dalle dimensioni dei campioni, seguono all'incirca il numero di specie, con l'importante eccezione della Sila che risente di una bassa ripartizione delle abbondanze relative, dovuta essenzialmente all'abbondanza proprio della processionaria del pino, evidentemente in fase di esplosione demografica.

Tabella 2. (a) Numero di trappole e periodi di campionamento, numero di specie e di individui catturati e valori di diversità calcolati mediante gli indici di Shannon, Fisher α e CHAO-1 nelle 4 aree di studio; (b) Elenco delle specie di particolare interesse faunistico o conservazionistico rilevate nelle 4 aree di studio (fonte: elaborazione degli Autori).

| (a) Analisi della diversità | | | | | |
|---|---------------------|---|---------------------|-----------------------|---|
| | App. Lucano | Pollino | Sila | Aspromonte | |
| Sforzo di campionamento | 4 traps: VI-IX.2024 | 3 traps: VI-IX.2023 4 traps: V-IX.2024 | 10 traps: IV-X.2022 | 3 traps: V-IX.2023/24 | |
| Numero di specie (S) | 249 | 335 | 307 | 129 | |
| Individui | 3.238 | 4.852 | 17.232 | 2.822 | |
| Shannon (H) | 4,564 | 4,79 | 3,075 | 3,758 | |
| Equitability (J) | 0,8272 | 0,8239 | 0,537 | 0,7733 | |
| Fisher_alpha | 62,86 | 81,69 | 53,06 | 27,88 | |
| Chao-1 | 302 | 422 | 355 | 156 | |
| (b) Specie di rilievo faunistico/conservazionistico | | | | | |
| | App. Lucano | Pollino | Sila | Aspromonte | Note |
| <i>Agrotis lata</i> Treitschke, 1835 | - | 2 ess. | - | - | Specie rara; le segnalazioni per la Calabria sono le uniche per l'Italia continentale |
| <i>Amata ragazzii</i> (Turati, 1917) | 1 es. | 1 es. | - | - | Endemica dell'Appennino centro-meridionale |
| <i>Atethmia ambusta</i> (Geyer, 1831) | 1 es. | 2 ess. | - | - | Rara, presente con grande discontinuità in Italia centro-meridionale |
| <i>Chesias capriata</i> Prout, 1904 | - | - | 1 es. | - | Endemismo dell'Italia centromeridionale, Sicilia e Sardegna |
| <i>Clemathada calberlai</i> (Staudinger, 1883) | 27 ess. | 37 ess. | 1 es. | - | Endemismo alpino-appennino-siculo |
| <i>Euplagia quadripunctaria</i> (Poda, 1761) | - | 8 ess. | - | - | Specie prioritaria inserita negli All. II e IV della DH |
| <i>Hemistola siciliana</i> Prout, 1935 | 2 ess. | 3 ess. | 1 es. | - | Endemita sud-appennino-siculo |
| <i>Hydriomena sanfilensis</i> (Stauder, 1915) | - | - | 8 ess. | - | Endemismo sud-appenninico |
| <i>Hylaea mediterranea</i> Sihvonen, et al., 2014 | - | 12 ess. | 39 ess. | 20 ess. | Endemismo dell'Italia centro-meridionale |
| <i>Idea albitorquata</i> (Püngeler, 1909) | - | 11 ess. | - | - | Specie rara presente in Italia in poche località del meridione e della Sicilia |
| <i>Idea mutilata</i> (Staudinger, 1876) | - | 2 ess. | 30 ess. | - | Endemica di Basilicata, Calabria e Sicilia |
| <i>Isturgia sparsaria</i> (Hübner, 1809) | 15 ess. | 10 ess. | - | - | Endemismo appenninico |
| <i>Isturgia messapiaria</i> (Sohn-Rethel, 1929) | - | - | 128 ess. | - | Endemismo puntuale della Sila |
| <i>Lemonia italiana</i> (Prozorov et al., 2022) | - | 4 ess. | 1 es. | - | Endemismo italiano |
| <i>Megalycina serraria</i> (A. Costa, 1882) | 3 ess. | 2 ess. | - | - | Endemismo appenninico |
| <i>Nothocasis rosariae</i> Scalercio, Infusino & Hausmann, 2016 | - | 1 es. | 2 ess. | - | Sub-endemismo transionico |
| <i>Nychiodes ragusaria</i> Millièrè, 1884 | - | 8 ess. | - | 1 es. | Endemita sud-appennino-siculo |
| <i>Xanthorhoe vidanoi</i> Parenzan & Hausmann, 1994 | 1 es. | - | 2 ess. | - | Endemismo appennino-siculo |

In generale la biodiversità ospitata appare piuttosto alta in tutti i siti; solo in Aspromonte, pur presentando una buona equiripartizione, gli indici di diversità sono risultati relativamente bassi (Tabella 2a).

In Aspromonte e Sila i siti di campionamento sono più uniformi quanto a tipologia di habitat, e la struttura della comunità è ben caratterizzata dalla presenza di specie legate ai rispettivi biotopi forestali. In Sila, in particolare, tra le specie più abbondanti troviamo *Isturgia messapiaria* (Sohn-Rethel, 1929), endemismo puntuale del massiccio della Sila. Per l'Appennino Lucano e il Pollino, dove le trappole hanno indagato habitat differenti, le strutture di comunità appaiono meno immediatamente interpretabili e andrebbero valutate singolarmente per ogni sito. Globalmente dominano specie più generaliste, con caratteristiche più termofile/xerotermofile per l'Appennino Lucano, maggiormente mesofile per il Pollino. Tutti i comprensori hanno mostrato una lunga coda di specie con abbondanze relative basse, con presenza di specie rare o di interesse faunistico e conservazionistico (Tabella 2b).

Pur con le differenze già evidenziate, lo sforzo di campionamento è stato sufficiente per tutte le aree, almeno per caratterizzare la comunità nei suoi elementi più rappresentativi e numericamente consistenti: il calcolo dell'indice di *Chao-1* (Tabella 2a) stima che i campionamenti effettuati coprono circa l'80% delle specie potenzialmente ospitate nelle aree e negli habitat oggetto di studio (86% in Sila). Anche le curve di rarefazione specie/individui non mostrano il raggiungimento di un *plateau*, suggerendo la presenza di un discreto numero di specie ancora non campionate, con l'eccezione della Sila dove i campionamenti sembrano essere stati più

esaustivi (Figura 3b).

Come ulteriore confronto fra le 4 aree è stata eseguita una NMDS *analysis*, utilizzando l'indice di *Bray-Curtis* come metrica, per esaminare le differenze nella composizione delle comunità (Figura 3c). Come ipotizzabile, data la vicinanza e la continuità territoriale, Appennino Lucano e Pollino mostrano le comunità più simili, mentre la Sila si differenzia notevolmente da tutte le altre, collocandosi nel grafico in posizione defilata sull'asse principale. La Figura 3c, inoltre, mostra chiaramente come i siti si posizionino prevalentemente secondo un gradiente latitudinale, definito verosimilmente dal *turnover* delle specie delle diverse comunità. La collocazione in posizione così isolata della comunità silana è da mettere in relazione alla forte caratterizzazione della comunità stessa, strettamente connessa alla pineta e che mostra un'evidente disparità tra le abbondanze relative delle specie ospitate a favore proprio delle specie maggiormente legate a tale habitat.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I risultati dei monitoraggi evidenziano in tutti gli scenari indagati un buon grado di esaustività dei campioni. In tutte le aree e in contesti ecologici differenti, le stime indicano il rilevamento di circa l'80% delle specie potenzialmente ospitate. Un risultato notevole anche in considerazione del fatto che i monitoraggi sono avvenuti esclusivamente in primavera/estate, cioè nei mesi più importanti per l'impollinazione, quindi non ci sono dati sul contingente di specie con fenologia autunno-invernale.

Particolarmente completi, nonostante i dati siano disponibili per un solo anno di campionamento, sono i dati del Parco della

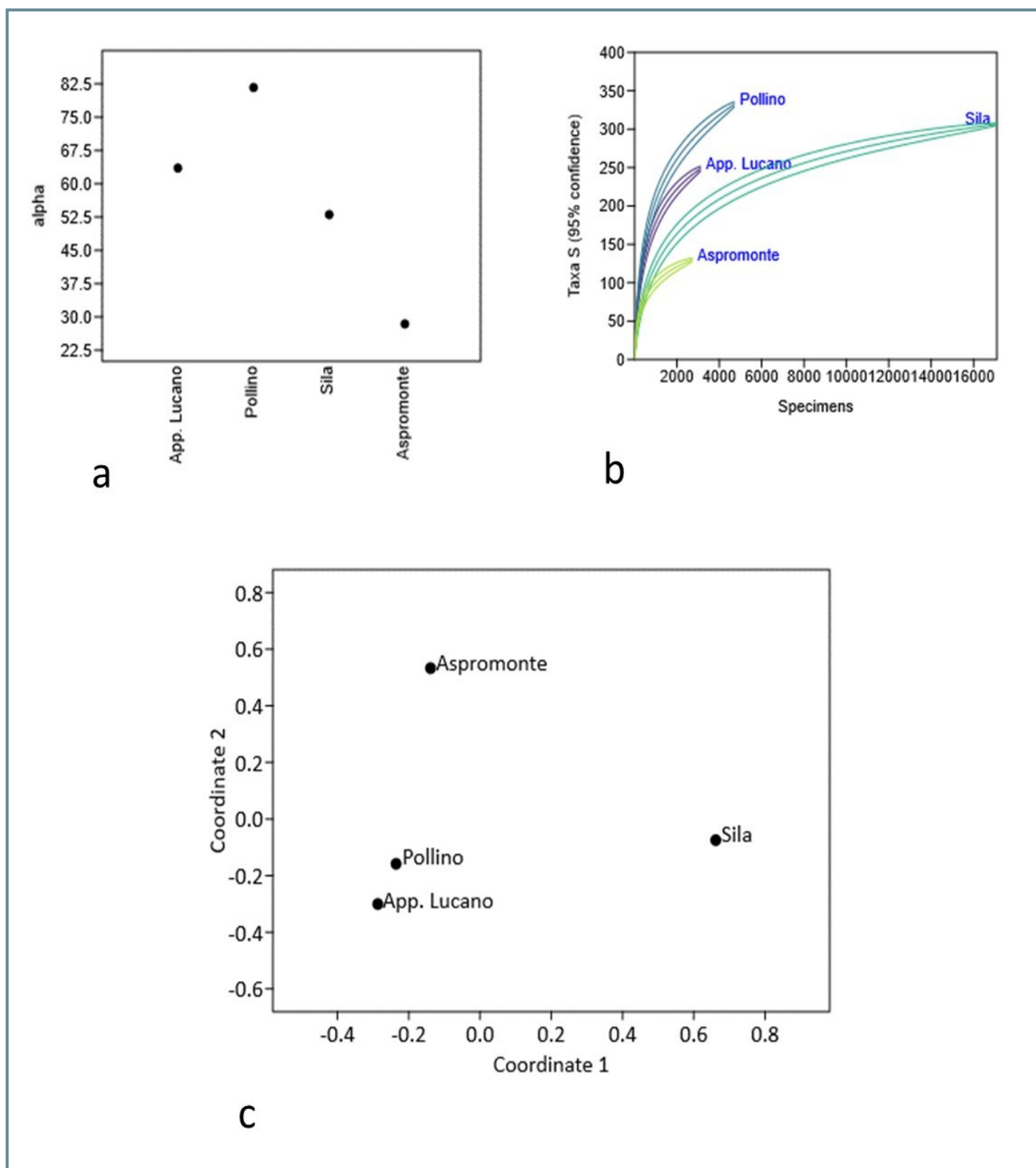


Figura 3. Analisi della diversità: (a) Valori dell'indice di Fisher α nelle 4 aree di studio; (b) Curve di rarefazione specie/individui nelle diverse aree di studio; (c) NMDS analysis eseguita sulle comunità delle aree di studio utilizzando l'indice di Bray-Curtis come metrica (fonte: elaborazione degli Autori).

Sila, sia per via del maggior numero di trappole utilizzate, sia perché hanno riguardato esclusivamente le pinete. Anche il numero molto più alto di esemplari origina dalle stesse cause, inoltre è fortemente influenzato dalla massiccia presenza della processionaria del pino (*T. pityocampa*), in evidente fase di esplosione demografica: questo dato ha influenzato in negativo il calcolo degli indici di diversità perché la dominanza così importante di un'unica specie modifica la valutazione delle abbondanze relative.

La biodiversità più alta si registra nel Parco del Pollino. L'area del Pollino, infatti, abbraccia un vasto territorio, versanti a diversa esposizione e grandi variazioni altitudinali; una diversità di ambienti, climi e flora che non può che ripercuotersi anche nella microfauna. Inoltre, le trappole sono state posizionate in aree con caratteristiche e quote diverse, il che ha permesso una maggiore diversificazione delle catture riportando specie con diverse preferenze ecologiche.

Simili considerazioni valgono anche per l'Appennino Lucano nel quale, però, i monitoraggi sono iniziati solo nel 2024, quindi si riferiscono ad una sola stagione di campionamento.

Relativamente basso sembra il numero di specie registrato nel Parco dell'Aspromonte, in parte per il numero minore di trappole utilizzato, ma anche perché i campionamenti hanno riguardato esclusivamente habitat di faggeta che generalmente mostrano una minore biodiversità rispetto ad altre tipologie forestali (Scalercio et al., 2008), inoltre può influire il maggiore isolamento del massiccio dell'Aspromonte che paga in misura più accentuata la diminuzione del numero di

specie dovuto al cosiddetto "effetto penisola". Questi primi risultati raccolti evidenziano l'importanza di avere a disposizione anche i dati quantitativi oltre a quelli qualitativi, sia perché in tal modo i confronti tra aree differenti risultano più precisi e si rendono disponibili più informazioni sulle dinamiche ecologiche, sia perché conoscere il numero di individui di ciascuna specie coinvolti nelle attività di impollinazione è un elemento indispensabile per poter pianificare azioni di conservazione che siano realmente efficaci e mirate.

La qualità dei dati raccolti mostra in modo evidente l'importanza di aver utilizzato lo stesso disegno sperimentale e la stessa tipologia di trappola. Pur con uno sforzo di campionamento non uniforme, è stato possibile confrontare le comunità delle diverse aree; utilizzando la stessa frequenza e durata dei campionamenti e gli stessi parametri per la scelta della notte di attivazione delle trappole, si limita la variabilità di alcuni fattori ambientali che possono interferire sul monitoraggio quali la temperatura, la presenza di vento o la luminosità diffusa determinata dalle fasi lunari, questi fattori sono le covariate ambientali o antropiche anch'esse campionate seguendo le indicazioni del metodo sperimentale utilizzato, definito dalla Direttiva Biodiversità. Allo stesso modo l'utilizzo di trappole con il medesimo *design* e la stessa fonte luminosa è fondamentale per la confrontabilità delle informazioni ricavate dai monitoraggi. Le trappole luminose, infatti, basano la loro efficacia sul fototropismo dei lepidotteri notturni, ma le diverse specie di falene possono avere in tal senso un comportamento diverso in base all'intensità, ma soprattutto alla tipologia della fonte luminosa, in particolare riguardo alla componente del

violetto e ultravioletto dello spettro di emissione. Anche il modello di trappola o l'altezza dal suolo possono influire sulle capacità di cattura delle trappole, favorendo o svantaggiando l'ingresso degli esemplari in base alle abitudini di volo e alla vagilità specie-specifiche. Altro fattore da non sottovalutare risiede nel poter disporre di trappole robuste, di facile utilizzo e trasportabilità, in grado di operare adeguatamente in ogni habitat e condizione climatica.

Un altro elemento emerso in questo lavoro riguarda il ruolo delle falene come impollinatori e la necessità di campionare gli habitat forestali. Gli impollinatori diurni sono per lo più eliofili e, di conseguenza, sono legati agli ambienti prativi, per cui anche i monitoraggi si concentrano in questi ambienti e negli agroecosistemi. Le falene sono presenti e concorrono con gli altri impollinatori negli ambienti aperti ma, negli ecosistemi forestali, rappresentano di gran lunga gli attori principali delle attività di impollinazione di tutte quelle specie vegetali che non si affidano all'impollinazione anemofila. La diversità dei lepidotteri notturni è molto alta negli ambienti forestali, specie quelli che ospitano un ricco sottobosco. Anche in termini di abbondanza numerica, questi insetti costituiscono un contingente faunistico di enorme importanza, rappresentando un nodo cruciale delle reti trofiche ed ecologiche di tali ecosistemi che va oltre il ruolo svolto nell'impollinazione. Di conseguenza, nella pianificazione delle azioni di conservazione e protezione degli impollinatori, i lepidotteri notturni rappresentano una componente faunistica che va imprescindibilmente valutata e attentamente considerata.

La realizzazione di questo studio ha anche permesso di evidenziare alcune criticità, per risolvere le quali proponiamo delle indicazioni operative che riteniamo utili a migliorare i protocolli utilizzati fino a questo momento. Innanzitutto, risulterebbe utile un maggiore coordinamento delle attività, quanto meno a livello nazionale, per rendere i monitoraggi più confrontabili e meno disomogenei gli sforzi di campionamento.

Ancora più importante è la realizzazione di un protocollo condiviso per la raccolta e la digitalizzazione dei dati. La fauna dei lepidotteri notturni è piuttosto numerosa e le ricerche in ambito tassonomico spesso producono modifiche nella nomenclatura che rischiano di causare errori di identificazione o problematiche nell'elaborazione statistica dei dati. Per semplificare e rendere più consistente l'analisi delle informazioni derivanti dai monitoraggi, risulta quindi fondamentale realizzare una *checklist* aggiornata e condivisa e un format comune e unico per la registrazione dei dati in formato elettronico.

Fonte di finanziamento

I monitoraggi del presente studio sono stati finanziati nell'ambito della "Direttiva Biodiversità del MASE – Direzione Generale per il Patrimonio Naturalistico e Mare (2021-2022 – 2023 – 2024-2025)", Metodi di campionamento per il monitoraggio e la tutela degli insetti impollinatori nei Parchi Nazionali", tramite specifici accordi di collaborazione tra il Parco Nazionale dell'Appennino Lucano Val D'Agri-Lagonegrese, il Parco Nazionale dell'Aspromonte, il Parco Nazionale del Pollino, il Parco Nazionale della Sila e gli enti coinvolti nella ricerca.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson M., Rotheray E.L., Mathews F., 2023. [Marvellous moths! pollen deposition rate of bramble \(*Rubus futicosus* L. agg.\) is greater at night than day.](#) PLoS ONE 18(3): e0281810.
- Axmacher J.C., Fiedler K., 2004. [Manual versus automatic moth sampling at equal light sources – A comparison of catches from Mt. Kilimanjaro.](#) J. Lepidopt. Soc. 58: 196–202.
- Beck J., Linsenmair K.E., 2006. [Feasibility of light-trapping in community research on moths: attraction radius of light, completeness of samples, nightly flight times and seasonality of Southeast-Asian hawkmoths \(*Lepidoptera: Sphingidae*\).](#) J. Res. Lepid. 39: 18–37.
- Brehm G., Axmacher J.C., 2005. [A comparison of manual and automatic moth sampling methods \(*Lepidoptera: Arctiidae, Geometridae*\) in a rain forest in Costa Rica.](#) Environ. Entomol. 35: 754–764.
- Corte dei conti europea, 2020. [La protezione degli impollinatori selvatici nell'UE: le iniziative della Commissione non hanno dato i frutti sperati.](#) Relazione speciale, n. 15, 2020, Ufficio delle pubblicazioni.
- Garibaldi L.A., Carvalheiro L.G., Vaissière B.E., Gemmill-Herren B., Hipólito J., Freitas B.M., ... Zhang H., 2016. [Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms.](#) Science, 351(6271), 388-391.
- Greco S., Ienco A., Infusino M., Leonetti F., Scalercio S., 2018. [New records of moths elucidate the importance of forests as biodiversity hot-spots in Central Mediterranean landscapes \(*Lepidoptera*\).](#) Redia, 101 (2018): 147-154.
- Greco S., Infusino M., Scalercio S., 2017. [Massive capture of *Eilema lurideola* \(*Lepidoptera: Erebidae*\) in a beech forest: outbreak vs. dispersal.](#) Entomologia Generalis 36 (3): 193-206.
- Infusino M., Brehm G., Di Marco C., Scalercio S., 2017a. [Assessing the efficiency of UV LEDs as light sources for macro-moth diversity sampling.](#) European Journal of Entomology 114: 25-33.
- Infusino M., Greco S., Bernardini V., Turco R., Scalercio S., 2016. [Managed mountain forests as diversity reservoirs in Mediterranean landscapes: new data on endemic species and faunistic novelties of moths.](#) Bulletin of Insectology 69 (2): 249-258.
- Infusino M., Greco S., Impieri A., Scalercio S., 2018. *I macrolepidotteri notturni dei castagneti della Catena Costiera Paolana (Calabria, Italia).* Rivista del Museo Civico di Scienze Naturali "Enrico Caffi" 31 (2018): 89-134.
- Infusino M., Luzzi G., Scalercio S., 2017b. [I macrolepidotteri notturni dell'Arboreto Sbanditi, Area MAB-UNESCO, Parco Nazionale della Sila \(Calabria, Italia\).](#) Memorie. soc. entomol. ital. 94 (1-2): 137-153.
- Infusino M., Scalercio S., 2018. [The importance of beech forests as reservoirs of moth diversity in Mediterranean landscapes \(*Lepidoptera*\).](#) Fragmenta entomologica, 50 (2): 161-169.
- Intachat J., Woiwod I.P., 1999. [Trap design for monitoring moth biodiversity in tropical rainforests.](#) Bull. Entomol. Res. 89: 153–163.
- Jonason D., Franzén M., Ranius T., 2014, [Surveying moths using light traps: effects of](#)

[weather and time of year](#). PLoS ONE 9(3): e92453.

Pesaresi S., Biondi E., Casavecchia S., 2017. *Bioclimates of Italy*. Journal of maps, 13(2), 955-960.

Potts S., Biesmeijer K., Bommarco R., Breeze T., Carvalheiro L., Franzén M., ... Schweiger O., 2015. *Status and trends of European pollinators. Key findings of the STEP project*. Pensoft Publishers, Sofia.

Potts S.G., Imperatriz-Fonseca V.L., Ngo H.T. (a cura di), 2016. *The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), Bonn, Germany.

Sánchez-Bayo F., Wyckhuys K.A., 2019. [Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers](#). Biological conservation, 232, 8-27.

Scalercio S., Infusino M., Tuscano J., 2008. *I Macrolepidotteri notturni della faggeta di Monte Curcio, Sila Grande (Calabria, Italia Meridionale) (Lepidoptera)*. Quad. Staz. Ecol. civ. Mus. St. nat. Ferrara 18: 5-19.

doi.org/10.83114/reticula40/03

I GLIRIDI QUALI SENTINELLE ECOLOGICHE: STANDARDIZZAZIONE DEL MONITORAGGIO DI PICCOLI MAMMIFERI IN 20 PARCHI NAZIONALI

[Valentina La Morgia](#)¹, Filippo Dell'Agnello², Sandro Bertolino³

¹Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale - ISPRA, ²Nature and Environment Management Operators Srl (NEMO), ³Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino

Abstract: Le Direttive Habitat e Uccelli sono strumenti europei chiave per la tutela della biodiversità. In Italia, il monitoraggio delle specie di Direttiva risulta però complesso per la frammentazione dei protocolli e la disomogeneità dei dati. Nell'ambito del PNRR è stato avviato un progetto pilota per standardizzare le metodologie e creare una rete coordinata di rilevamento tra i Parchi nazionali. Il progetto si focalizza su diversi gruppi faunistici, tra cui i gliridi, piccoli mammiferi arboricoli bioindicatori della qualità forestale, in particolare su *Muscardinus avellanarius* e *Dryomys nitedula*, tutelati dalla Direttiva Habitat. Il Piano prevede l'uso di cassette-nido e tubi per il rilevamento delle impronte distribuiti secondo un disegno stratificato su oltre 6.700 km² nelle tre regioni biogeografiche italiane. I dati confluiranno in un database ISPRA per analisi nazionali e per la rendicontazione Art.17.

Parole chiave: Aree protette, campionamento, Direttiva Habitat, protocollo di monitoraggio.

DORMOUSE AMONG ECOLOGICAL SENTINELS: STANDARDISATION OF SMALL MAMMAL MONITORING IN 20 NATIONAL PARKS

[Valentina La Morgia](#)¹, Filippo Dell'Agnello², Sandro Bertolino³

¹Institute for Environmental Protection and Research - ISPRA, ²Nature and Environment Management Operators Srl (NEMO), ³Department of Life Sciences and Systems Biology, University of Turin

Abstract: *The Habitats and Birds Directives are key European instruments for biodiversity conservation. In Italy, monitoring Directive species is challenging due to fragmented protocols and heterogeneous data. Within the PNRR framework, a pilot project has been launched to standardize methodologies and establish a coordinated monitoring network across National Parks. The project focuses on several groups, including dormice (Gliridae), small arboreal mammals considered bioindicators of forest quality, with particular attention to *Muscardinus avellanarius* and *Dryomys nitedula*, both protected under the Habitats Directive. The monitoring plan involves the use of nest box and footprint tunnels distributed according to a stratified sampling design across more than 6.700 km² in the three Italian biogeographical regions. Data will be compiled in an ISPRA-managed database to support national-scale analyses and Article 17 reporting.*

Keywords: *protected Areas, sampling, Habitats Directive, monitoring protocol.*

INTRODUZIONE

Nel contesto del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza ([PNRR, Missione 2, Componente 4, Linea di intervento 3](#)), si è valorizzato il ruolo delle Aree protette nazionali con uno specifico investimento finalizzato alla conservazione della natura ed al monitoraggio delle pressioni e minacce su specie e habitat e degli effetti del cambiamento climatico ([Sub-investimento 3.2a](#)).

Tale azione ha previsto la realizzazione di uno [studio pilota](#), attualmente in corso e con conclusione prevista nel 2026, volto a monitorare in modo innovativo e su scala nazionale diversi gruppi di specie. Il progetto si basa su un piano di attività all'avanguardia, che prevede l'omogeneizzazione delle metodologie di raccolta dati secondo i più recenti criteri scientifici di campionamento e l'integrazione di strumenti innovativi e tradizionali, applicati in modo uniforme in tutti i Parchi Nazionali coinvolti.

Accanto a uccelli, anfibi e rettili, chiroteri, medi e grandi mammiferi, lo studio pilota ha preso in considerazione anche specie di piccoli mammiferi, in particolare gliridi, una famiglia di piccoli roditori arboricoli. In Italia troviamo cinque specie, tra cui il moscardino (*Muscardinus avellanarius*), e il driomio (*Dryomys nitedula*), entrambi inclusi nell'Allegato IV della Direttiva Habitat. Per la prima volta, anche per queste specie è stato avviato un monitoraggio coordinato e simultaneo nei 20 Parchi Nazionali in cui queste specie sono presenti, dall'Aspromonte allo Stelvio. L'obiettivo dello studio è quello di adottare un approccio sistematico e integrato, in grado di superare i limiti dei precedenti progetti locali, di consentire la creazione di una banca dati unica e omogenea a livello nazionale sulla distribuzione delle specie

all'interno delle Aree protette nazionali.

Perché i gliridi?

I gliridi sono una famiglia di piccoli roditori arboricoli e notturni, tradizionalmente rappresentata in Italia da quattro specie: il ghiro (*Glis glis*), il moscardino (*Muscardinus avellanarius*), il driomio (*Dryomys nitedula*) e il quercino (*Eliomys quercinus*). Sebbene sia ancora in corso un dibattito scientifico al riguardo (Mohammadi et al., 2020), alla lista delle specie andrebbe aggiunto il driomio bruzio o driomio della Calabria (*Dryomys aspromontis*), precedentemente considerato come sottospecie di *D. nitedula*. Tale entità è stata formalmente descritta come specie distinta da Bisconti et al. (2018) e risulta già inclusa nella *checklist* dei mammiferi italiani pubblicata dall'Associazione Teriologica Italiana ([Loy et al., 2019](#)).

I gliridi rappresentano, quindi, più del 4% delle oltre 100 specie di mammiferi nativi terrestri presenti in Italia (Loy et al., 2019), e la loro presenza interessa l'intero territorio nazionale. Moscardino e ghiro hanno la distribuzione più estesa: il primo è presente in tutta la penisola e nella Sicilia nord-orientale (Melcore et al., 2025), il secondo è diffuso lungo tutta la penisola e in diverse isole (La Morgia et al., 2025), tra cui Sicilia e Sardegna. Anche il quercino è presente lungo tutta la penisola e in diverse isole (Melcore e Sozio, 2025), ma con distribuzione discontinua. Al contrario, il driomio presenta una distribuzione disgiunta, con popolazioni nelle Alpi orientali ascrivibili a *D. nitedula* e in Calabria, dove è presente la sottospecie/specie endemica italiana *D. aspromontis* (Aloise, 2025).

A destare maggiore preoccupazione per lo stato di conservazione sono soprattutto il driomio bruzio e il quercino. Quest'ultimo, pur

non rientrando tra le specie tutelate dalla Direttiva Habitat, è considerato “Vulnerabile” dalla Lista Rossa dell'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN) a livello globale (Bertolino et al., 2024). La specie è considerata estinta in numerosi paesi dell'Europa centro-orientale, è classificata come “In pericolo” o “In pericolo critico” anche nella Repubblica Ceca, nelle Fiandre (Belgio), in Germania e nei Paesi Bassi (Bertolino, 2017), ed è “Prossimo alla minaccia” in Portogallo e anche in Italia, secondo la Lista Rossa nazionale (Rondinini et al., 2022). Il driomio bruio, pur non essendo stato valutato formalmente a livello globale, rappresenta chiaramente un endemismo strettamente localizzato nell'Italia meridionale ed è considerato “In pericolo” (Rondinini et al., 2022). La specie rientra in ogni caso nel regime di tutela imposto dalla Direttiva Habitat essendo inserito, come entità unica assieme a *D. nitedula*, nell'Allegato IV.

Sebbene non tutte strettamente forestali o arboricole, le specie di gliridi sono associate a un ampio spettro di tipologie forestali, dai boschi di latifoglie e misti delle fasce collinari ai boschi di conifere montani e subalpini. Alcune, come il driomio, possono frequentare arbusteti o ambienti rupestri privi di copertura arborea. In tali habitat i gliridi svolgono ruoli ecologici rilevanti, contribuendo ai processi trofici e strutturali degli ecosistemi e costituendo indicatori sensibili di integrità ecologica.

Dal punto di vista trofico, i gliridi sono onnivori a prevalente dieta frugivora o granivora, con variazioni legate alla specie, alla stagione e al contesto ambientale. La loro flessibilità alimentare li porta a interagire con invertebrati e a contribuire alla dispersione di semi attraverso la zoocoria secondaria,

immagazzinando o trasportando semi che possono successivamente germinare. Questi processi favoriscono il rinnovamento della vegetazione e influenzano la struttura e la dinamica delle comunità forestali (Godó et al., 2022).

I gliridi rappresentano, inoltre, una componente trofica di rilievo come prede di numerosi predatori. In Europa sono stati rinvenuti nella dieta di 54 specie (Juškaitis, 2023), tra cui 23 mammiferi, 27 uccelli e 4 rettili. I rapaci notturni forestali, in particolare l'allocco (*Strix aluco*), risultano tra i principali predatori. Il loro contributo alla dieta dei predatori varia spazialmente in funzione dell'abbondanza, con valori più elevati nelle regioni mediterranee, dove il ghiro può raggiungere densità particolarmente alte. I gliridi ospitano inoltre un'ampia varietà di ecto ed endoparassiti, oltre 60 nel caso del ghiro (Kirillov et al., 2022), alcuni dei quali di rilevanza veterinaria o zoonotica. Il duplice ruolo di ospiti e prede li integra profondamente nella rete trofica e nei cicli di trasmissione di malattie naturali, con implicazioni potenziali per la salute della fauna e, occasionalmente, per l'uomo.

L'utilizzo delle cavità arboree da parte dei gliridi ha implicazioni per la competizione interspecifica con altri *taxa* (uccelli, chiroteri, altri piccoli mammiferi), poiché tali cavità costituiscono una risorsa limitata per la nidificazione e il rifugio. La raccolta di materiale vegetale per la costruzione dei nidi contribuisce inoltre al trasporto interno di biomassa nel sottobosco. Studi condotti presso il Lago di Vico (VT) hanno approfondito questi aspetti, evidenziando come ghiro e moscardino selezionino microhabitat e cavità arboree, anche in relazione alla disponibilità di “alberi

habitat” (Ciampricotti et al., 2023, 2024a, b). Infine, i periodi di ibernazione o dormienza, che in alcune specie si protraggono per diversi mesi, rendono i gliridi particolarmente sensibili alle variazioni climatiche e alle alterazioni dell’habitat. Per tali caratteristiche, essi rappresentano efficaci bioindicatori: cambiamenti nella presenza, nell’attività stagionale o nel successo riproduttivo possono riflettere effetti del clima e della gestione forestale. Studi recenti indicano che l’aumento delle temperature può anticipare l’uscita dal letargo e incrementare il successo riproduttivo, mentre tendenze al riscaldamento e alla siccità mostrano effetti complessi sulla condizione corporea e sulla sopravvivenza (Wells et al., 2022).

La conservazione dei gliridi assume quindi un valore ecosistemico: la tutela di alberi vetusti e cavità naturali favorisce non solo queste specie, ma l’intera comunità forestale. Il loro monitoraggio può fungere da sistema di allerta precoce (“sentinella ecologica”) rispetto a pressioni quali disboscamento, frammentazione, uso di pesticidi e cambiamenti climatici.

AREA DI STUDIO

L’area di studio copre 20 Parchi Nazionali italiani, estesi per oltre 14.000 km², abbracciando le Regioni Biogeografiche Alpina, Continentale e Mediterranea (Figura 1). All’interno di questi parchi, gli habitat forestali, di particolare rilevanza per le specie target, si estendono per oltre 6.700 km². Come riportato in Figura 2, nei Parchi appenninici della Regione Biogeografica Alpina (Abruzzo, Lazio e Molise, Gran Sasso e Monti della Laga, Maiella) le tipologie forestali dominanti sono costituite dalle faggete o da altri boschi di latifoglie. In quelli

alpini prevalgono lariceti e abetine (Stelvio, Gran Paradiso), anche se la copertura a latifoglie e boschi misti è in alcuni casi non trascurabile (Val Grande e Dolomiti Bellunesi). Più omogenea la situazione nella Regione Continentale, in cui dominano faggete e boschi di latifoglie, affiancati dai boschi misti, soprattutto nelle Foreste Casentinesi. Infine, nella Regione Mediterranea dominano in alcuni casi faggete e altri boschi di latifoglie (Appennino Lucano, Cilento, Circeo, Gargano e Pollino), in altri le pinete (Alta Murgia, Cinque Terre, Sila). Nell’Aspromonte si osserva invece una composizione più bilanciata, con presenza rilevante di tutte e tre le tipologie forestali, alle quali si affianca una percentuale non trascurabile di boschi misti.

METODOLOGIA

Lo studio pilota è strutturato in cinque fasi operative, che coprono l’intero processo di monitoraggio, dalla progettazione iniziale all’analisi dei dati.

Le fasi previste sono: (i) definizione della strategia di raccolta dei dati; (ii) formazione degli operatori incaricati delle attività sul campo; (iii) realizzazione pratica dei campionamenti e successiva (iv) archiviazione ed (v) analisi dei dati raccolti. Ad oggi, le fasi (i) e (ii) sono state completate, mentre le fasi (iii) e (iv) sono attualmente in corso. La fase (v), relativa all’analisi dei dati, è in fase di definizione e sarà implementata al termine del ciclo di campionamento previsto. In particolare, per la definizione della strategia di raccolta dei dati (i), si è adottato un approccio su due livelli o scale geografiche: è stato dapprima definito un Piano di Campionamento a Scala Nazionale ([Bertolino e Dell’Agnello, 2025](#)), con lo scopo di definire il numero di aree di monitoraggio per area

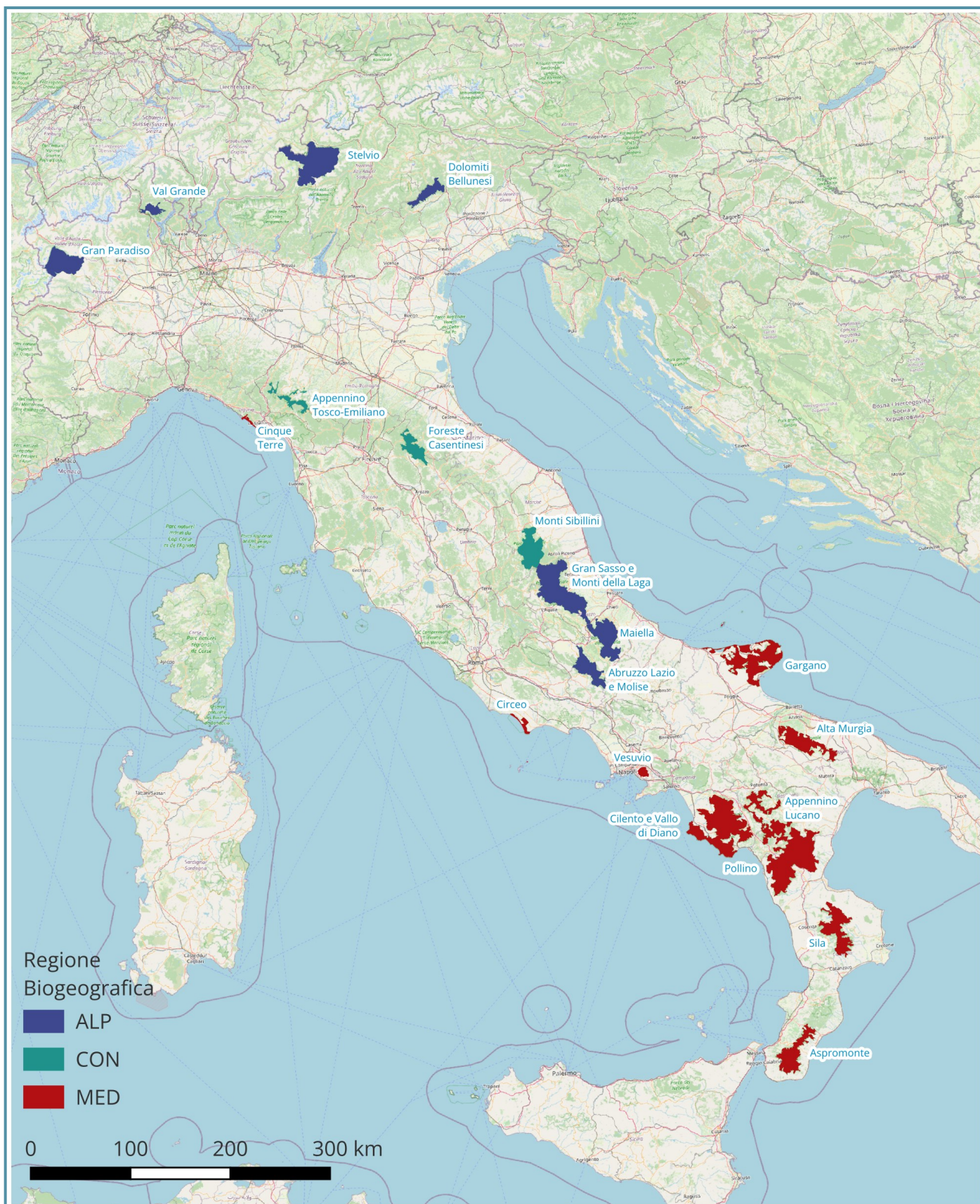


Figura 1. I 20 Parchi Nazionali peninsulari nei quali viene realizzato lo studio pilota per il monitoraggio delle specie di gliridi, suddivisi in base alla Regione Biogeografica di appartenenza (ALP – alpina, CON – continentale, MED – mediterranea) (fonte: elaborazione degli Autori).

protetta e le modalità per la raccolta ed elaborazione dei dati relativi alla distribuzione e all'abbondanza dei gliridi. Successivamente, il Piano Nazionale è stato declinato in Piani di Campionamento a Scala di Area Protetta, nei quali è stato fornito il livello di dettaglio necessario per l'effettiva attuazione del Piano Nazionale all'interno dei singoli Parchi, inclusa la georeferenziazione dei siti di campionamento. Nell'ambito dei Piani per i singoli Parchi, le finestre temporali per la raccolta dei dati sono state inoltre adattate, in accordo con il Piano Nazionale, per tenere conto dei tempi di avvio del progetto, garantendo comunque la coerenza dei rilevamenti tra i diversi Parchi.

Tecniche di campionamento

Il Piano a Scala Nazionale, e di conseguenza i Piani a scala dei Parchi, prevedono l'uso di due tecniche di campionamento per la raccolta dei dati sul campo, basate sull'uso delle cassette-nido (*nest box*) e di tubi per il rilevamento delle impronte (*footprint tunnel* o *track tube*).

Le cassette-nido (Figura 3a) sono lo strumento principale per rilevare presenza e abbondanza di moscardino e dromio, ma vengono utilizzate anche da ghio e quercino, ed il loro utilizzo come principale tecnica di rilevamento per queste specie è raccomandato dal Manuale ISPRA per il monitoraggio di specie di interesse comunitario ([Stoch e Genovesi, 2016](#)). Tali

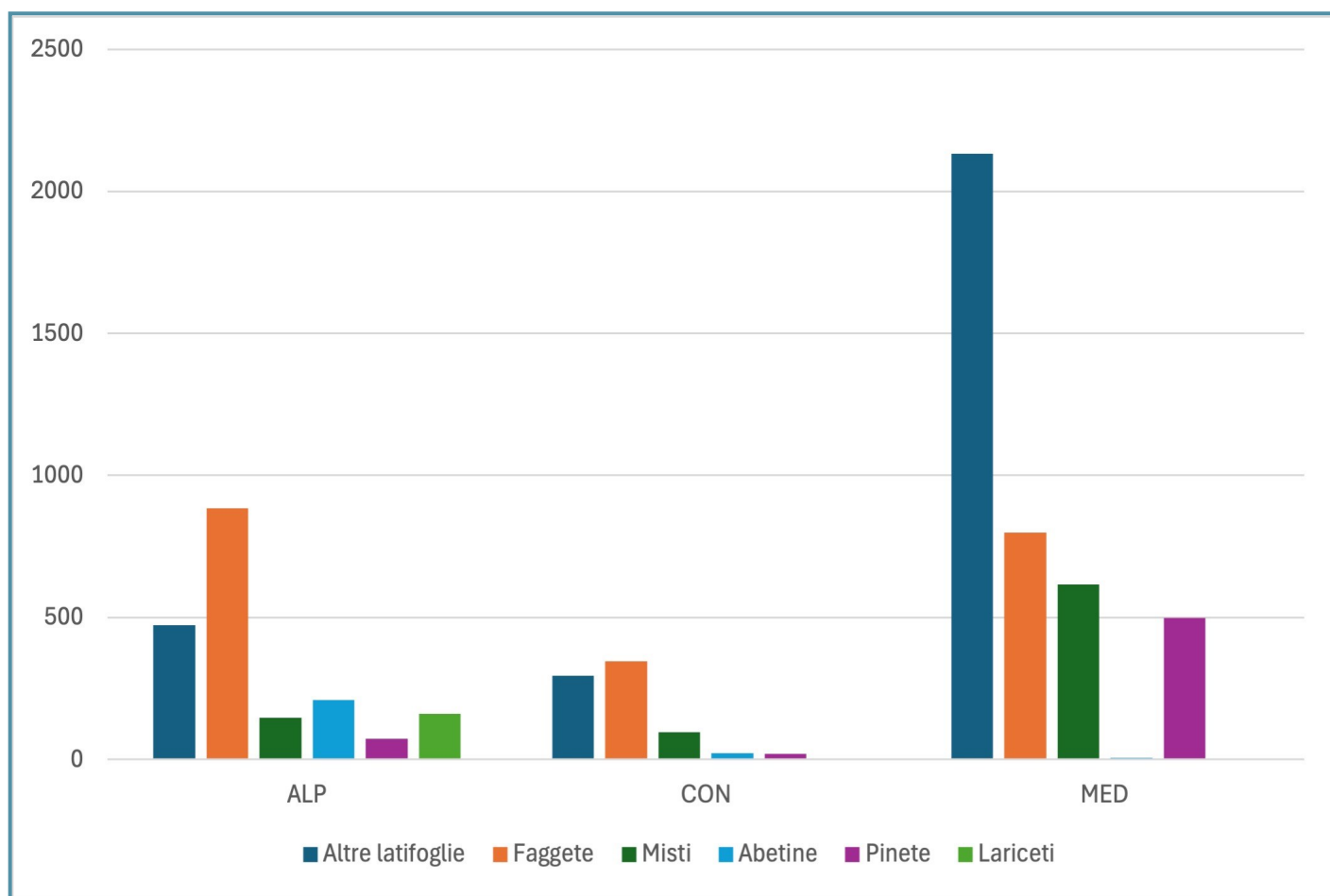


Figura 2. Estensione (km²) delle diverse tipologie forestali nei Parchi Nazionali della Regione Biogeografica alpina (ALP), continentale (CON) e mediterranea (MED) (fonte: elaborazione degli Autori).

strutture sono costituite da cassette in legno (18×13×14 cm), con foro d'ingresso di 32 mm rivolto verso il tronco, una soluzione che riduce la loro occupazione da parte di specie uccelli. Ogni sito di monitoraggio prevede l'installazione di 49 cassette-nido, disposte in una griglia 7×7 m con 40 metri di distanza tra i punti, come raccomandato dal Manuale ISPRA (Stoch e Genovesi, 2016) e dal protocollo ATIt. Le cassette sono fissate a circa 150–160 cm dal suolo su alberi o grandi arbusti. Il monitoraggio si effettua quattro volte l'anno (idealmente: maggio, giugno, settembre e ottobre), tenendo conto delle differenze stagionali e biogeografiche nell'attività delle specie. L'ispezione avviene preferibilmente con endoscopio a fibra ottica, per ridurre il disturbo e migliorare la sicurezza degli operatori, aprendo manualmente la cassetta soltanto se necessario. Oltre ai gliridi, vengono registrate anche altre specie eventualmente presenti (uccelli, roditori, insetti). Questa metodologia, condotta in modo continuativo, consente di raccogliere dati utili per stimare

la densità e l'abbondanza relativa, oltre a fornire informazioni di lungo termine sulla fenologia e sugli effetti dei cambiamenti climatici.

I *footprint tunnel* (Figura 3b) costituiscono, invece, un metodo indiretto di monitoraggio, basato sulla registrazione delle impronte lasciate dagli animali ([Melcore et al., 2020](#)). Si tratta di tubi in plastica (25-31 cm di lunghezza, 5,6 cm di larghezza/altezza) contenenti cartoncini assorbenti e tamponi imbevuti di un inchiostro organico atossico (miscela di olio d'oliva e carbone vegetale). Quando i gliridi o altri piccoli animali attraversano il tunnel, si sporcano le zampe e imprime le tracce sui cartoncini, successivamente identificabili a livello di specie. Il Piano prevede 400 transetti, ciascuno formato da 10 *tunnel* disposti a 100 m di distanza l'uno dall'altro, preferibilmente su rami orizzontali. Questo schema riduce il rischio che lo stesso individuo venga registrato più volte in sequenza, garantendo una maggiore indipendenza dei rilevamenti. I transetti vengono idealmente installati a



Figura 3. Strumenti per il rilevamento della presenza dei gliridi utilizzati nell'ambito dello studio pilota: a) cassetta-nido occupata da un moscardino, b) footprint tunnel montato (foto di A. Angotti (a); S. Bertolino (b)).

luglio e controllati quattro volte a intervalli di 15 giorni, sostituendo i cartoncini e ricaricando i tamponi, quando necessario. Questa tecnica consente di rilevare la presenza delle diverse specie di gliridi senza manipolazione diretta degli animali, risultando particolarmente efficace per il moscardino e il driomio, ma utilizzabile anche per ghiro e quercino (Melcore et al., 2020). Le cassette-nido permettono di raccogliere dati diretti e quantitativi su presenza e abbondanza, mentre i *footprint tunnel* forniscono un'informazione complementare, utile per ampliare la copertura spaziale del monitoraggio. L'uso congiunto delle due metodologie garantisce un quadro completo e affidabile dello stato delle popolazioni di gliridi nei Parchi Nazionali italiani.

Disegno di campionamento

La definizione dei siti di monitoraggio tra i Parchi Nazionali ha seguito un processo di stratificazione progressiva, per garantire rappresentatività ecologica e coerenza con gli obiettivi di conservazione a livello europeo. In una prima fase, ISPRA ha stabilito una distribuzione preliminare dei materiali, tenendo conto dell'estensione delle superfici forestali nei singoli Parchi.

A tal fine, sono stati presi in considerazione i 20 Parchi Nazionali peninsulari. Per le cassette-nido, sono stati selezionati esclusivamente i parchi con oltre 50 km² di foreste, ai quali sono stati assegnati da 3 a 5 siti ciascuno. Per i *footprint tunnel*, la ripartizione è stata definita secondo soglie graduali: da 5 siti nei Parchi con meno di 50 km² di boschi, fino a un massimo di 25 nei Parchi con oltre 300 km².

Questa ripartizione iniziale è stata raffinata attraverso una stratificazione su più livelli, in

particolare per quanto riguarda i siti delle cassette-nido:

1. Regioni Biogeografiche: anche ai fini della rendicontazione Direttiva Habitat, l'Italia è suddivisa in tre Regioni (Alpina - ALP, Continentale - CON, e Mediterranea - MED), che presentano comunità faunistiche e condizioni ecologiche distinte;
2. tipologie forestali: per ciascuna regione biogeografica è stata calcolata, attraverso i dati [Corine Land Cover a livello IV](#), la superficie complessiva degli habitat idonei individuati. I siti di monitoraggio con cassette nido (n=60) sono stati distribuiti proporzionalmente all'estensione di tali habitat in ogni Regione Biogeografica;
3. rappresentatività a scala di parco: infine, i siti attribuiti a ciascun parco sono stati collocati privilegiando le tipologie forestali più estese e meglio distribuite, in modo da costruire un campionamento equilibrato e confrontabile tra Aree protette.

I siti con i transetti di *footprint tunnel*, in numero maggiore (n=400), sono stati distribuiti in base all'estensione delle tipologie forestali nei singoli parchi per ogni regione biogeografica.

Per entrambe le tecniche di campionamento, la distribuzione teorica dei siti è stata quindi adattata per garantire la coerenza con il numero effettivo di siti assegnati a ciascun parco in fase preliminare.

Ai fini della definizione del disegno di campionamento, sono stati considerati habitat idonei: i boschi di latifoglie (castagneti - Codice CLC IV liv: 3114, faggete - 3115, boschi mesofili - 3113, igrofilii - 3116 o di querce - 3111 e 3112), i boschi misti (Codice

CLC IV liv: 3131 e 3132) e le diverse tipologie di conifere (pini - Codice CLC IV liv: 3121 e 3122, abeti - 3123, larici - 3124).

Questa scelta assicura che il monitoraggio intercetti la variabilità ambientale utile a comprendere le preferenze ecologiche delle specie *target*.

Gestione dei dati e rendicontazione

Un elemento chiave del Piano Nazionale di Monitoraggio dei gliridi riguarda la gestione, l'archiviazione e la valorizzazione dei dati raccolti. Le informazioni raccolte nei Parchi confluiranno in un database centralizzato e standardizzato, coordinato da ISPRA, che costituirà la base conoscitiva per le analisi a scala nazionale. La raccolta in campo, attualmente in corso, avviene tramite l'applicazione [QField](#), che consente la georeferenziazione immediata dei rilievi e garantisce uniformità nella compilazione delle schede. Ogni dato sarà accompagnato dai relativi metadati (data, metodo utilizzato, operatore e condizioni ambientali, pressioni e minacce rilevate) così da renderlo tracciabile e validabile. Successivamente, le informazioni saranno organizzate in un sistema GIS, utile a produrre mappe aggiornate di distribuzione, abbondanza relativa e caratteristiche degli habitat frequentati dalle specie. Il Piano pone particolare attenzione alla qualità dei dati, prevedendo procedure di controllo e validazione a livello dei singoli parchi e centralmente, per assicurare coerenza e affidabilità. È anche contemplata l'integrazione con banche dati già esistenti, come quelle prodotte da progetti europei o dal [repertorio ATIt](#), per massimizzare l'efficienza e ridurre il rischio di duplicazioni.

Parallelamente, il sistema è stato concepito per rispondere agli obblighi di rendicontazione

previsti dalla Direttiva Habitat (art. 17). I dati raccolti saranno utilizzati per predisporre *report* periodici sullo stato di conservazione delle specie *target*, includendo informazioni su distribuzione, abbondanza, pressioni e minacce, oltre a valutazioni sui *trend*. La rendicontazione sarà articolata su due livelli: da un lato i *report* locali, prodotti a scala dei singoli Parchi e utili per la gestione operativa delle Aree protette; dall'altro una sintesi nazionale, che integrerà le informazioni e restituirà un quadro unitario a scala italiana.

RISULTATI PRELIMINARI E PROSPETTIVE FUTURE

Le attività dello studio pilota, previste inizialmente per la primavera, sono state avviate nel corso dell'estate 2025. A causa di ritardi amministrativi nell'avvio del progetto, nell'ambito dei Piani per i singoli Parchi è stato necessario riprogrammare le attività di campionamento. Il primo ciclo di monitoraggio, che idealmente avrebbe dovuto iniziare a maggio, è stato effettuato a partire da luglio 2025, secondo una pianificazione temporale aggiornata e concordata con ISPRA.

A giugno 2025 è stata comunque resa disponibile la versione definitiva del Piano Nazionale di Monitoraggio (Bertolino e Dell'Agnello, 2025). Il Piano prevede l'adozione delle tecniche di monitoraggio (cassette-nido e *footprint tunnel*) e il primo risultato conseguito, a seguito dell'analisi delle tipologie di uso del suolo nei diversi Parchi Nazionali, è rappresentato dalla declinazione del Piano Nazionale in piani specifici per ciascuna area protetta, con collocazione dei siti di campionamento (Figura 4) in modo stratificato all'interno delle diverse regioni biogeografiche e tipologie forestali.

Tabella 1. Ripartizione dei siti di campionamento con cassette-nido e footprint tunnel nei Parchi Nazionali, raggruppati per Regione Biogeografica, e indicazione delle tipologie forestali principali (fonte: elaborazione degli Autori).

| Regione Biogeografica | Parco Nazionale | habitat idonei (km ²) | n. siti cassette-nido | n. siti footprint tunnel | tipologie forestali principali |
|-----------------------|---|-----------------------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------------|
| Alpina | Abruzzo, Lazio e Molise | 299 | 3 | 25 | Faggete |
| | Dolomiti Bellunesi | 170 | 3 | 20 | Latifoglie, Faggete, Misti |
| | Gran Sasso e Monti della Laga | 678 | 5 | 25 | Latifoglie, Faggete |
| | Maiella | 339 | 3 | 25 | Latifoglie, Faggete |
| | Gran Paradiso | 90 | 3 | 20 | Lariceti, Abetine |
| | Stelvio | 291 | 4 | 25 | Lariceti, Abetine |
| | Val Grande | 81 | 3 | 15 | Latifoglie, Faggete, Misti |
| Continentale | Appennino Tosco-Emiliano | 169 | 3 | 20 | Faggete |
| | Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna | 331 | 3 | 25 | Latifoglie, Faggete, Misti |
| | Monti Sibillini | 280 | 3 | 20 | Latifoglie, Faggete |
| Mediterranea | Alta Murgia | 74 | 3 | 15 | Latifoglie, Pinete |
| | Cilento e Vallo di Diano | 951 | 5 | 25 | Latifoglie, Faggete |
| | Circeo | 42 | 0 | 5 | Latifoglie |
| | Gargano | 474 | 4 | 25 | Latifoglie |
| | Pollino | 972 | 5 | 25 | Latifoglie, Faggete |
| | Vesuvio | 23 | 0 | 5 | Latifoglie, Misti |
| | Sila | 639 | 4 | 25 | Misti, Pinete |
| | Appennino Lucano - Val d'Agri - Lagonegrese | 437 | 3 | 25 | Latifoglie, Faggete |
| | Aspromonte | 419 | 3 | 25 | Latifoglie, Faggete, Misti |
| | Cinque Terre | 24 | 0 | 5 | Latifoglie, Misti, Pinete |
| Totale | | 6783 | 60 | 400 | |

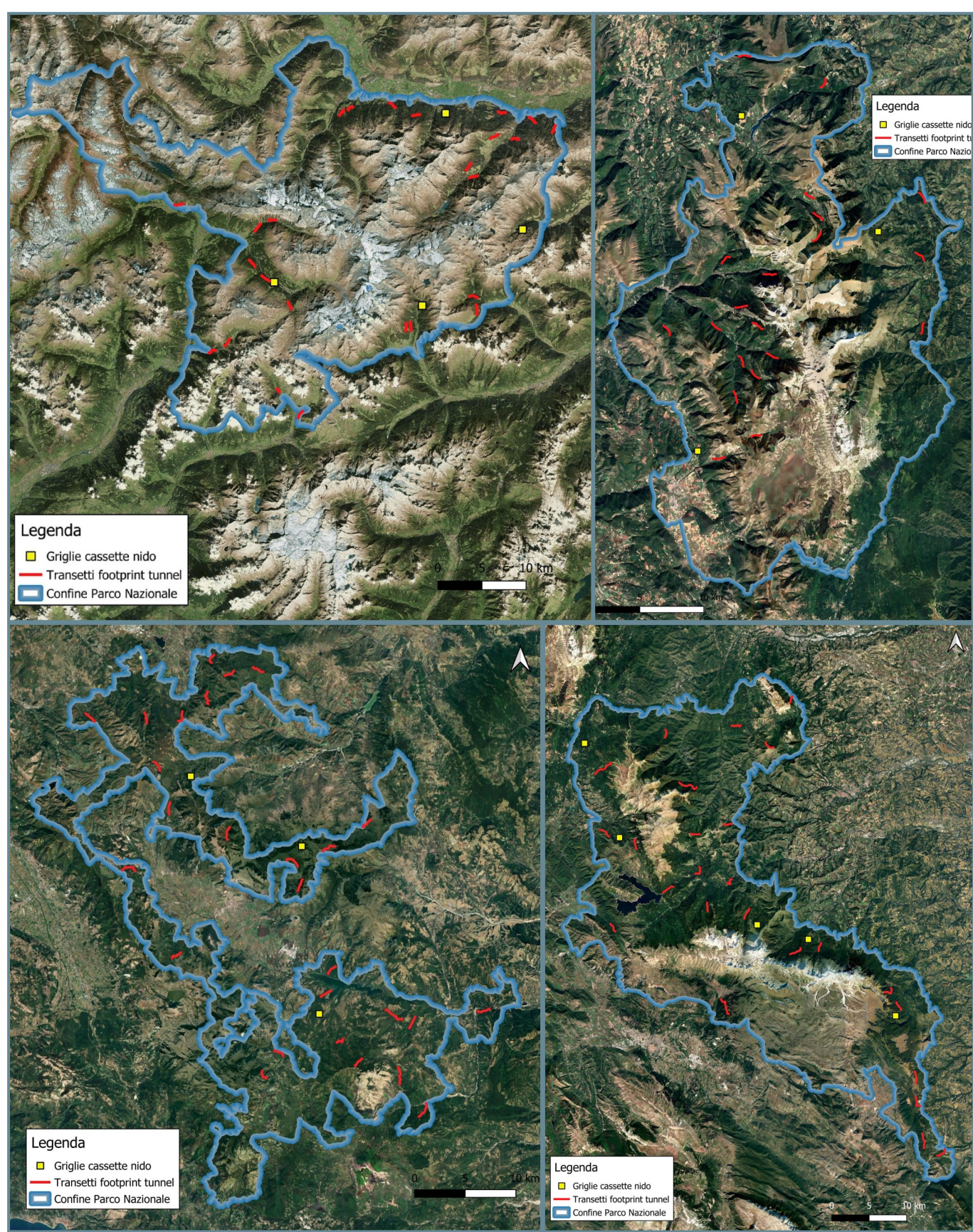


Figura 4. Esempi di distribuzione dei siti di campionamento (griglie di cassette-nido e transetti di footprint tunnel) all'interno dei Parchi Nazionali, secondo quanto definito dai Piani di campionamento a scala delle single aree protette. (fonte: elaborazione degli Autori).

Il risultato finale è una rete di 60 siti con cassette-nido (per un totale di 2.940 cassette) e 400 siti con *footprint tunnel* (4.000 tunnel complessivi), distribuiti nei diversi Parchi su oltre 6.700 km² di foreste. La ripartizione spaziale delle griglie e dei transetti è riportata in Tabella 1. Questa infrastruttura di monitoraggio rappresenta una rete nazionale coordinata, in grado di restituire dati comparabili nello spazio e nel tempo e garantire la copertura dei principali gradienti ecologici italiani.

La prima sessione di controllo delle cassette-nido è avvenuta per tutti i parchi tra la fine di agosto e l'inizio di settembre, a un mese dall'installazione, e sono state avviate anche le attività di rilevamento della presenza delle specie sulla base di quanto rilevato dai *footprint tunnel*. A novembre 2025, l'occupazione delle cassette-nido è stata confermata in 9 dei 17 parchi (53%), valore che potrebbe aumentare con gli ultimi controlli in corso.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

L'attuazione del Piano Nazionale di Monitoraggio dei gliridi consentirà, per la prima volta in Italia, di raccogliere in modo coordinato e standardizzato dati sulla distribuzione e sull'abbondanza relativa delle cinque specie presenti nel Paese. La raccolta sarà articolata su due livelli: locale, nei singoli Parchi Nazionali, e nazionale, attraverso l'integrazione e l'armonizzazione dei dati provenienti dalle diverse Aree protette.

Per ciascun parco saranno prodotti un geodatabase georeferenziato delle presenze, mappe GIS aggiornate, schede ambientali sintetiche e valutazioni della qualità dell'habitat, con statistiche sullo sforzo di campionamento e stime di abbondanza

relativa nei siti monitorati con cassette-nido e *footprint tunnel*. Saranno inoltre disponibili elenchi delle pressioni e delle minacce rilevate.

L'aggregazione delle informazioni provenienti dai venti parchi coinvolti permetterà di delineare un quadro aggiornato sullo stato di conservazione delle specie *target* a scala nazionale e di valutare in modo sistematico le principali pressioni, inclusi gli effetti del cambiamento climatico e delle attività antropiche. Ciò consentirà di individuare aree critiche e definire azioni di conservazione mirate nei contesti più vulnerabili.

Un risultato rilevante sarà la creazione di una rete permanente di monitoraggio basata sui siti con cassette-nido, configurata come infrastruttura ecologica nazionale. Tale rete garantirà nel tempo la raccolta di dati coerenti e comparabili, essenziali per valutare *trend* di popolazione e variazioni associate a cambiamenti climatici o antropici. Le informazioni acquisite saranno strategiche anche per la rendicontazione prevista dalla Direttiva Habitat e per orientare decisioni gestionali basate su evidenze scientifiche.

Il Piano rappresenta quindi non solo un'iniziativa di monitoraggio, ma un passo verso la costruzione di un sistema nazionale di conoscenza e *governance* della biodiversità. I Parchi Nazionali svolgono un ruolo centrale mettendo a disposizione infrastrutture, personale e competenze, mentre la standardizzazione metodologica assicura dati omogenei e comparabili, superando la frammentazione di approcci che ha limitato studi precedenti.

Le principali sfide riguardano la necessità di garantire risorse, continuità temporale e formazione del personale, nonché un efficace coordinamento tra enti. Il Piano costituisce la

prima esperienza di monitoraggio coordinato e simultaneo dei gliridi in tutti i Parchi Nazionali, dall'Aspromonte allo Stelvio, superando i limiti dei progetti locali e creando una banca dati unitaria utile a individuare pattern ecologici su ampia scala, inclusi gli effetti dei cambiamenti climatici.

L'adozione di protocolli standardizzati, la formazione specifica e, in prospettiva, l'impiego di tecnologie innovative (come sistemi basati su intelligenza artificiale per il riconoscimento delle impronte) permetteranno un monitoraggio continuo, non invasivo ed efficiente. Per i gliridi, questo piano rappresenta un'opportunità per colmare lacune conoscitive, identificare habitat chiave e minacce prevalenti, e fornire basi solide per strategie di conservazione mirate. Rafforzare la conoscenza su questo gruppo significa anche migliorare la capacità di interpretare le trasformazioni degli ecosistemi forestali italiani e predisporre azioni di adattamento più efficaci a beneficio della biodiversità complessiva.

Ringraziamenti

Lo studio pilota descritto in questo lavoro è finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, attraverso il Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), Missione 2 "Transizione ecologica e rivoluzione verde", Componente 4 "Tutela del territorio e della risorsa idrica", Linea di intervento 3 "Salvaguardare la qualità dell'aria e la biodiversità del territorio attraverso la tutela delle aree verdi, del suolo e delle aree marine", Investimento 3.2 "Digitalizzazione dei Parchi Nazionali e delle Aree Marine Protette", Sub-investimento 3.2 a) "Conservazione della natura – monitoraggio delle pressioni e

minacce su specie e habitat e cambiamento climatico". Si ringraziano per la revisione i due revisori anonimi e gli *editors* di Reticula.

BIBLIOGRAFIA

Aloise G., 2025. Driomio bruozio *Dryomys aspromontis*. In Loy A., Bon M., Di Febbraro M., Baisero D., Amori G., Atlante dei Mammiferi in Italia/Atlas of Mammals in Italy, pp. 306-307. Edizioni Belvedere, Latina.

Bertolino S., 2017. [Distribution and status of the declining garden dormouse *Eliomys quercinus*](#). Mammal Review 47(2): 133-147.

Bertolino S., Meinig H., Lang J., Buchner S., 2024. [Eliomys quercinus](#). The IUCN Red List of Threatened Species 2024. T7618A3139783.

Bertolino S., Dell'Agnello F., 2025. [Studio pilota per il monitoraggio dei piccoli mammiferi di interesse unionale nei Parchi Nazionali, mediante cassette nido e footprint tunnel. Piano di campionamento a livello nazionale](#). DREAM Italia, NEMO, OIKOS – Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), Missione 2, Componente 4, Linea di intervento 3, Sub-investimento 3.2a.

Bisconti R., Aloise G., Siclari A., Fava V., Provenzano M., Arduino P., Chiocchio A., Nascetti G., Canestrelli D., 2018. [Forest Dormouse *Dryomys nitedula* populations in southern Italy belong to a deeply divergent evolutionary lineage: implications for taxonomy and conservation](#). Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy 29(1): 75-79.

Ciampricotti A., Antonelli D., Puddu G., La Morgia V., Bertolino S., 2023. [Occurrence of fat and hazel dormouse in the Vico Valley: first data on the use of next boxes](#). In: Convegno

Gruppo Piccoli Mammiferi (GPM), Associazione Teriologica Italiana (Atit). Grosseto (IT).

Ciampricotti A., La Morgia V., Puddu G., Argenio A., Bertolino S., 2024a. *What's your choice? Comparative analysis of nest composition in sympatric glirid species*. In: XIII Congresso Italiano Di Teriologia (Atit 2024). Isernia (IT).

Ciampricotti A., La Morgia V., Puddu G., Bertolino S., 2024b. *Unraveling environmental factors shaping the coexistence of two glirid species near hazelnut plantations*. In: XIII Congresso Italiano Di Teriologia (Atit 2024). Isernia (IT).

Godó L., Valkó O., Borza S., Deák B., 2022. [A global review on the role of small rodents and lagomorphs \(clade Glires\) in seed dispersal and plant establishment](#). *Global Ecology and Conservation*: 33:e01982.

Juškaitis R., 2023. [Dormice \(Gliridae\) in the diets of predators in Europe: a review broadening understanding of dormouse ecology](#). *Diversity*, 15(1), 52.

Kirillov A.A., Kirillova N.Y., Ruchin A.B., 2022. [Parasites, bacteria and viruses of the edible dormouse *Glis glis* \(Rodentia: Gliridae\) in the Western Palaearctic](#). *Diversity*, 14(7), 562.

La Morgia V., Sarà M., Capizzi D., 2025. *Ghiro *Glis glis**. In: Loy A., Bon M., Di Febbraro M., Baisero D., Amori G., Atlante dei Mammiferi in Italia/Atlas of Mammals in Italy, pp. 314-317. Edizioni Belvedere, Latina.

Loy A., Aloise G., Ancillotto L., Angelici F.M., Bertolino S., Capizzi D., Castiglia R., Colangelo P., Contoli L., Cozzi B., Fontaneto D., Lapini L., Maio N., Monaco A., Mori E., Nappi A., Podestà M., Russo D., Sarà M., Scandura M., Amori G., 2019. [Mammals of](#)

[Italy: an annotated checklist](#). *Hystrix*, 30(2), 87-106.

Melcore I., Ferrari G., Bertolino S., 2020. [Footprint tunnels are effective for detecting dormouse species](#). *Mammal Review*, 50(3): 226-230.

Melcore I., Sarà M., Sozio G., 2025. *Moscardino *Muscardinus avellanarius**. In: Loy A., Bon M., Di Febbraro M., Baisero D., Amori G., Atlante dei Mammiferi in Italia/Atlas of Mammals in Italy, pp. 318-321. Edizioni Belvedere, Latina.

Melcore I., Sozio G., 2025. *Quercino *Eliomys quercinus**. In: Loy A., Bon M., Di Febbraro M., Baisero D., Amori G., Atlante dei Mammiferi in Italia/Atlas of Mammals in Italy, pp. 310-313. Edizioni Belvedere, Latina.

Mohammadi Z., Kami H. G., Ghorbani F., Khajeh A., Olsson U., 2020. [Cryptic lineage diversity within Forest Dormice \(*Mammalia: Dryomys nitedula*\) revealed by deep genetic divergence among different subspecies on the Iranian Plateau and in adjacent areas](#). *Mammalian Biology* 101(1): 21-34.

Rondinini C., Battistoni A., Teofili C. (a cura di), 2022. [Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani 2022](#). Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, Roma.

Stoch F., Genovesi P. (a cura di), 2016. [Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario \(Direttiva 92/43/CEE\) in Italia: specie animali](#). Vol. 141/2016. ISPRA, Serie Manuali e linee guida.

Wells C.P., Barbier R., Nelson S., Kanaziz R., Aubry L.M., 2022. [Life history consequences of climate change in hibernating mammals: a review](#). *Ecography*, 2022(6), e06056.

LA GESTIONE ADATTATIVA PER LA CONSERVAZIONE DELLA TROTA MEDITERRANEA (*Salmo ghigii*): L'ESPERIENZA DEL PROGETTO LIFE STREAMS

Claudia Greco¹, Patrizia Di Marco¹, Nadia Mucci¹, Antonia Vecchiotti², [Susanna D'Antoni](#)¹

¹Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale - ISPRA; ²Parco Nazionale della Maiella

Adaptive management for the conservation of the Mediterranean trout (Salmo ghigii): insights from the Life STREAMS project

Claudia Greco¹, Patrizia Di Marco¹, Nadia Mucci¹, Antonia Vecchiotti², [Susanna D'Antoni](#)¹

¹Italian Institute for Environmental Protection and Research - ISPRA; ²Maiella National Park

INTRODUZIONE

La perdita di biodiversità negli ecosistemi acquatici, di gran lunga superiore a quella degli ecosistemi terrestri, rende oggi la tutela degli ambienti fluviali un obiettivo strategico di primaria importanza (Ahmed et al., 2022). Alterazioni idromorfologiche, frammentazione degli habitat, prelievi idrici per usi agricoli e industriali, introduzione di specie alloctone e cambiamenti climatici stanno compromettendo la funzionalità di questi ecosistemi, mettendo a rischio la biodiversità acquatica.

La trota mediterranea (*Salmo ghigii*¹) in Italia è presente in corsi d'acqua peninsulari appenninici e insulari della Sardegna, caratterizzati da portate irregolari e da una forte variabilità stagionale con periodi di forte magra e piene improvvise (Splendiani et al., 2019).

La specie è protetta dalla Direttiva Habitat (DH) e classificata "in pericolo critico" - CR nella [Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani](#),

a causa della distribuzione frammentata e del progressivo declino delle popolazioni in tutto l'areale. Le principali minacce per la sopravvivenza sono l'introggressione genetica dovuta all'immissione di trote alloctone (*Salmo trutta*), la riduzione dei flussi idrici, l'alterazione degli habitat, l'inquinamento, la pesca e i cambiamenti climatici ([IV Report Ex Art. 17 DH](#)).

Il progetto [Life STREAMS](#), che si concluderà a giugno 2026, ha come obiettivo generale il miglioramento dello stato di conservazione della specie nel suo areale attraverso azioni finalizzate ad eliminare le fonti di introggressione genetica causata dall'immissione di trote alloctone a scopo di pesca sportiva, ripristinare la componente genetica nativa delle popolazioni autoctone, migliorare lo stato ecologico e la connettività dei corpi idrici, contrastare le immissioni illegali di trote alloctone e la pesca non sostenibile.

Tali interventi di conservazione sono in corso in sei aree pilota (Parco Nazionale [PN]

¹Ai sensi della Direttiva Habitat, la denominazione *S. cettii* include due taxa *S. cettii* (*sensu stricto*), trota siciliana, e *S. ghigii*, trota mediterranea, attualmente riconosciuti distinti dalla IUCN (Ford, 2025).

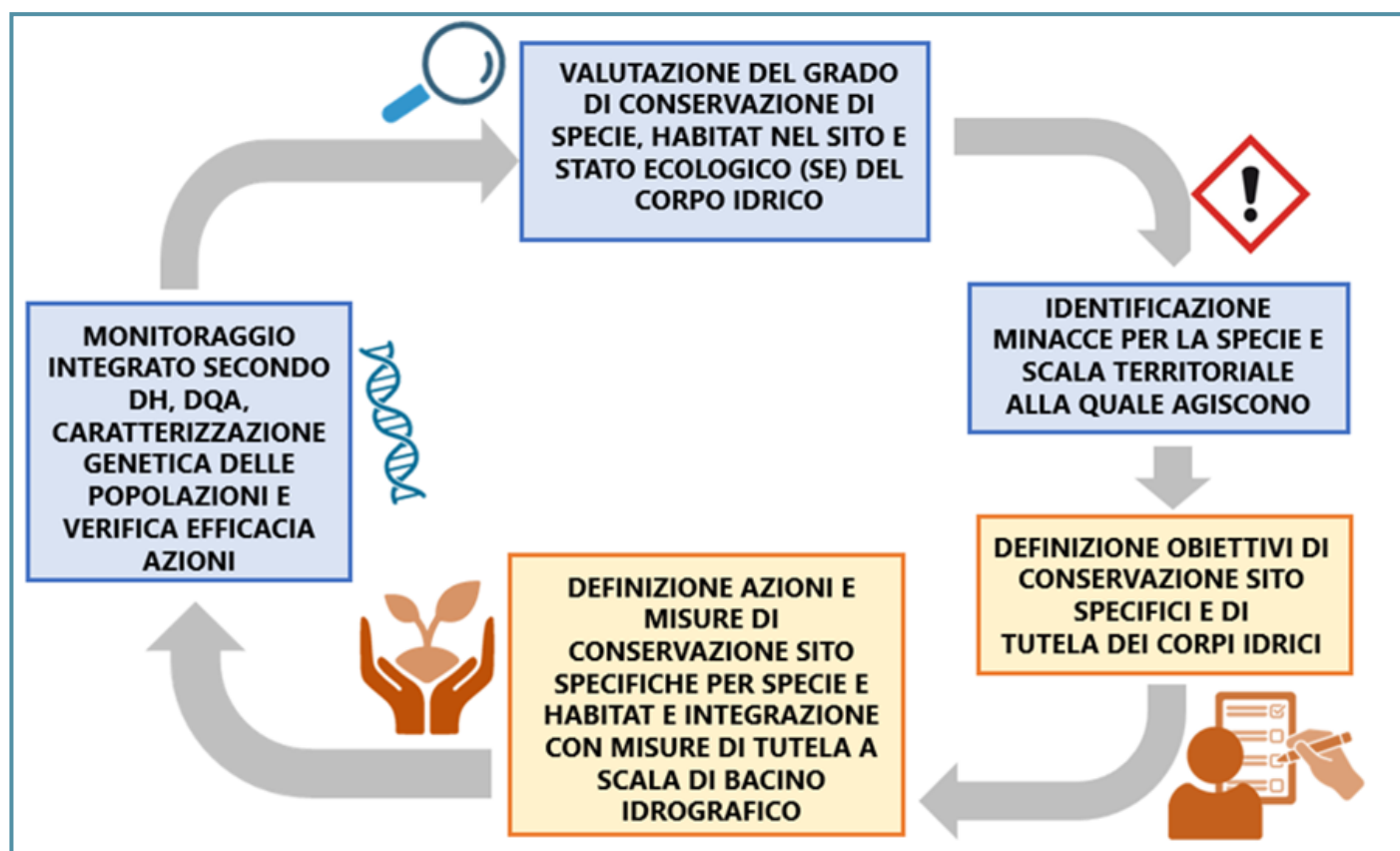


Figura 1. Fasi del processo per la conservazione e gestione adattativa della trota mediterranea, applicate nel progetto Life STREAMS (fonte: D'Antoni et al., 2024).

Maiella, PN Foreste Casentinesi, PN Sibillini, PN Pollino, Parco Regionale [PR] Montemarcello Magra Vara, Regione Sardegna), che ricadono in 36 Zone Speciali di Conservazione ([ZSC](#)), per un totale di 97 siti di campionamento.

GESTIONE ADATTATIVA E MONITORAGGIO DELLE AZIONI DI CONSERVAZIONE

Nell'ambito del progetto sono state elaborate le Linee guida per la conservazione e la gestione della trota mediterranea e del suo habitat ([D'Antoni et al., 2024](#)) che derivano dall'esperienza maturata nei Parchi e nei Siti

Natura 2000 coinvolti nel progetto. In tale documento è illustrato l'approccio adottato nell'ambito del progetto per individuare le misure e le azioni più appropriate da intraprendere, sulla base dell'analisi delle minacce e degli obiettivi di conservazione specifici per la specie e l'habitat. L'approccio prevede, inoltre, la valutazione dell'efficacia delle azioni stesse attraverso un monitoraggio periodico per rimodulare, se necessario, tali misure e azioni, al fine di raggiungere gli obiettivi di conservazione della popolazione e del suo habitat nel sito di intervento, attuando così una "gestione adattativa"² (Figura 1).

²Gestione adattativa prevede di rivedere e adeguare periodicamente una strategia gestionale per migliorarne l'efficacia via via che aumentano le conoscenze e le informazioni disponibili. Questo approccio è raccomandato dalla [Strategia Nazionale di Adattamento ai Cambiamenti Climatici](#).

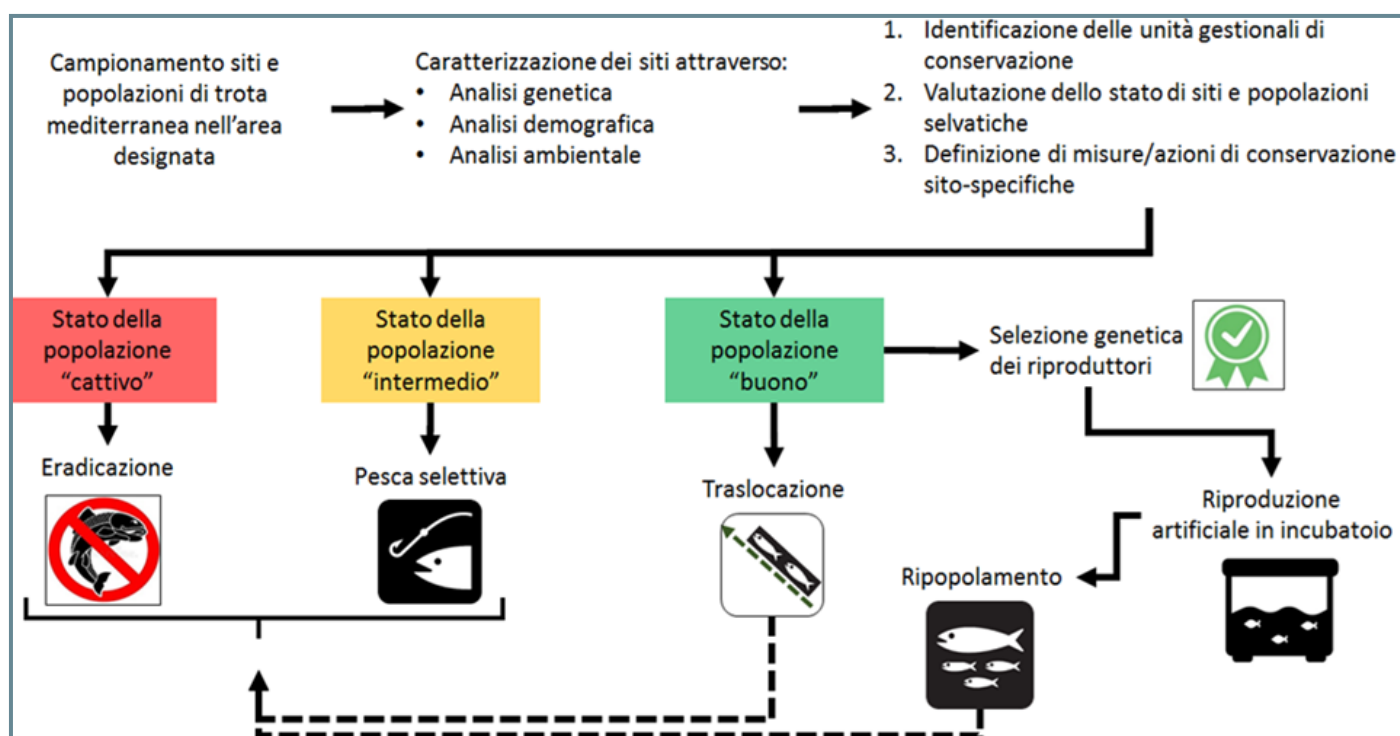


Figura 2. Schema concettuale delle azioni di conservazione previste dal progetto (fonte: D'Antoni et al., 2024).

Le linee guida forniscono, inoltre, un quadro metodologico per svolgere il monitoraggio periodico attraverso attività di campionamento delle popolazioni di trota mediterranea nelle aree designate e la loro caratterizzazione genetica finalizzata all'identificazione delle Unità Gestionali di Conservazione (Management Units, MU³).

Le analisi genetiche, demografiche ed ambientali, finalizzate a stabilire lo stato delle popolazioni e del loro habitat, sono alla base della pianificazione di interventi di ripopolamento e traslocazione di individui selezionati, di azioni di pesca selettiva, di eradicazione e di ripristino degli habitat (Figura 2, per maggiori dettagli si rimanda a D'Antoni et al., 2024).

MONITORAGGIO INTEGRATO ATTRAVERSO ANALISI DEMOGRAFICHE, AMBIENTALI E GENETICHE

Il monitoraggio integrato prevede il campionamento delle popolazioni mediante elettropesca, l'analisi dello stato dell'habitat della specie basata sui parametri previsti dalla DH e dalla Direttiva Quadro Acque (DQA, art. 8), la valutazione delle minacce per la specie e il suo habitat (Nonnis Marzano et al., 2016), nonché le analisi di marcatori molecolari per determinare la composizione genetica e la diversità intra-popolazione (Carosi et al., 2025).

Lo screening genetico consiste in analisi preliminari per la caratterizzazione genetica delle popolazioni (utile a definire le azioni di conservazione riportate in Figura 2), svolte su

³Le unità gestionali di conservazione sono costituite da popolazioni della stessa specie con grado di connettività sufficientemente ridotto tale da giustificarne monitoraggio e gestione separata (Taylor e Dizon, 1999).

due marcatori: il gene LDH-C1, e la regione di controllo del DNA mitocondriale (D-loop) e successivamente analisi approfondite sui potenziali riproduttori con un pannello di 15 loci microsatellite per determinare la composizione genetica e la diversità intra-popolazione (Carosi et al., 2025). L'analisi biomolecolare permette lo studio della diversità genetica, l'identificazione di autoctonia o alloctonia e la genotipizzazione individuale in ciascun sito. La caratterizzazione di una popolazione deve prevedere l'utilizzo combinato di più marcatori molecolari, al fine di fornire un quadro esaustivo per definire le MU.

Al fine di valutare l'efficacia delle azioni di conservazione attuate, le linee guida prevedono il monitoraggio integrato a cadenza biennale delle popolazioni di trota mediterranea precedentemente caratterizzate con l'approccio molecolare, attraverso la raccolta e l'analisi di dati su distribuzione, demografia e stato dell'habitat della specie. Il monitoraggio è mirato anche ad individuare le aree cruciali per le diverse fasi del ciclo biologico della specie e a rilevare eventuali variazioni di distribuzione spaziale delle popolazioni in risposta ai cambiamenti climatici.

CONCLUSIONI

Le Linee guida, redatte nell'ambito del progetto Life STREAMS, forniscono un quadro metodologico strutturato e protocolli condivisi per la valutazione dell'efficacia delle azioni di conservazione per la trota mediterranea. L'approccio adottato si basa sulla gestione adattativa che prevede di rivedere e adeguare nel tempo le misure di conservazione, in funzione dei risultati del monitoraggio genetico e demografico delle

popolazioni e delle condizioni dell'habitat, in coerenza con i parametri richiesti dalle DH e DQA.

Tale documento, unitamente all'esperienza maturata nei Parchi Nazionali e nei Siti Natura 2000 coinvolti nel progetto, pone dunque le basi per lo sviluppo di una strategia nazionale di tutela della trota mediterranea e costituisce un modello per l'attuazione integrata delle suddette Direttive, estendibile anche ad altre specie ittiche minacciate.

Una ampia diffusione delle Linee guida è pertanto auspicabile e risulta facilitata anche da una [versione sintetica](#) disponibile online e da moduli di formazione a distanza (FAD) che saranno a breve resi accessibili sui portali di ISPRA e Life STREAMS, contribuendo così a favorire la conoscenza e l'adozione degli strumenti metodologici sviluppati

Fonte di finanziamento

Il presente contributo è stato realizzato nell'ambito del progetto Life STREAMS (LIFE18 NAT/IT/000931) finanziato dall'Unione Europea.

Ringraziamenti

Si ringraziano i partner del progetto Life STREAMS, Parco Nazionale (PN) della Maiella (capofila), Università degli Studi di Perugia (Dipartimento di Chimica, Biologia e Biotecnologie), PN delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, PN dei Monti Sibillini, PN del Pollino, Parco Regionale Montemarcello-Magra-Vara, Agenzia Fo.Re.S.T.A.S. (gestione delle Aree protette della Sardegna), Legambiente Onlus, Noesis European Development Consulting. Si ringrazia inoltre il Dott. Lorenzo Talarico che ha collaborato fornendo supporto scientifico nel 2022-2023.

BIBLIOGRAFIA

Ahmed S.F., Kumar P.S., Kabir M., Zuhara F.T., Mehjabin A., Tasannum N., Hoang A.T., Kabir Z., Mofijur M., 2022. *Threats, challenges and sustainable conservation strategies for freshwater biodiversity*. Environ. Res. 214: 113808.

Carosi A., Talarico L., Greco C., Vecchiotti A., D'Antoni S., Longobardi A., Macchio S., Carafa M., Casula P., Perfetti A., Amprimo P., Rossetti A., Morandi F., Alberti D., Serroni P., Raimondi S., Mattioli D., Mucci N., Lorenzoni M., 2025. *The LIFE STREAMS Project for the Recovery of the Native Mediterranean Trout in Six Italian Pilot Areas: Planning and Adoption of Conservation Actions*. Biology 14 (5): 573.

D'Antoni S., Longobardi A., Lorenzoni M., Macchio S., Mucci N. e Talarico L. (a cura di), 2024. *Linee guida per la conservazione della trota mediterranea e del suo habitat nelle aree protette e nei Siti Natura 2000*. Manuali e Linee Guida 207/2024, ISPRA, Roma.

Ford M., 2025. European Red List (IUCN & EC). *Salmo ghigii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2025-2.

Nonnis Marzano F., Lorenzoni M., Tancioni L. 2016. *Pesci*. In: Stoch F. e Genovesi P. (a cura di), 2016. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario Direttiva 92/43/CEE in Italia: Specie animali Serie Manuali e Linee Guida 141/2016, ISPRA, Roma.

Splendiani A., Palma F., Sabatini A., Caputo Barucchi V., 2019. *The name of the trout: considerations on the taxonomic status of the Salmo trutta L., 1758 complex (Osteichthyes: Salmonidae) in Italy*. Eur. Zool. J. 86(1):432-442.

Taylor B.L., Dizon A.E., 1999. *First policy then science: why a management unit based solely on genetic criteria cannot work*. Mol. Ecol. 8 (12 Suppl 1): S11-6.

ALPSLIFE: UN APPROCCIO COMUNE PER IL MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITÀ ALPINA NELLE AREE PROTETTE (E OLTRE)

[Michele Guerini](#)¹, Guido Plassmann¹

¹ALPARC

AlpsLife: a common approach to monitoring Alpine biodiversity in protected areas (and beyond)

[Michele Guerini](#)¹, Guido Plassmann¹

¹ALPARC

INTRODUZIONE

L'arco alpino ospita ecosistemi tra i più ricchi e delicati d'Europa ma, nonostante ai fini della protezione di tale patrimonio sia riconosciuta la necessità di azioni strategiche mirate (Plassmann, 2016; [Alpconv, 2017](#); Plassmann e Guerini, 2025), mancano ancora strategie condivise a scala transnazionale.

È da questa esigenza che nasce [AlpsLife](#), un progetto cofinanziato dall'Unione Europea attraverso il [Programma Interreg Spazio Alpino](#). L'obiettivo è sviluppare un quadro comune per il monitoraggio della biodiversità alpina, rendendo i dati interoperabili e confrontabili e supportando strategie di conservazione transnazionali. Inoltre, il progetto mira a concettualizzare e testare un sistema di allerta precoce basato su dati già disponibili e verificati sul campo.

IL PROGETTO

Per il raggiungimento degli obiettivi proposti, le attività del progetto AlpsLife sono state organizzate in quattro pacchetti di seguito descritti:

- Work Package (WP) 1: Valutazione dello

stato della biodiversità alpina e conseguente individuazione delle aree che richiedono interventi di conservazione o di ripristino, definite "aree a intervento urgente" (*urgent-need-to-act areas*, UTAAs).

- WP 2: Selezione e adattamento degli indicatori di biodiversità dell'UE a livello alpino, per favorire la comparazione dei dati tassonomici finora frammentati e per rafforzare la comprensione condivisa e la pianificazione transnazionale per la conservazione.
- WP 3: Definizione di una base comune di indicatori e protocolli di monitoraggio, rafforzando quelli esistenti nelle Aree protette alpine (APA), e test in aree pilota per interpretare l'evoluzione della biodiversità a scala alpina nel lungo periodo e collegare i dati a un sistema di allerta precoce per la gestione della biodiversità.
- WP 4: Garantire coerenza con le esigenze politiche dei Paesi alpini, per migliorare l'implementazione e l'uso dei risultati nel lungo termine, non solo per il monitoraggio,

| Component | Indicator monitored | Indicator monitored | Monitoring Methods | Followed standard, if available | Monitoring Frequency | First date monitoring | Spatial scope | Primary Purpose | Responsible of monitoring activity |
|-----------|---------------------|-----------------------------|--------------------|---------------------------------|----------------------|-----------------------|---------------|-----------------|------------------------------------|
| | General level | If available, species level | | | | | | | |
| FAUNA | | | | | | | | | |
| FLORA | | | | | | | | | |
| HABITAT | | | | | | | | | |

Figura 1. Screenshot di una porzione della seconda sezione del questionario (file Excel), dedicata alla raccolta delle entità monitorate e dei relativi metodi di osservazione (fonte: elaborazione degli Autori).

ma anche per rafforzare la connettività, le strategie di conservazione e di ripristino degli ecosistemi.

Il progetto valorizza un attore fondamentale: le APA. Parchi e riserve naturali, infatti, sono da sempre i luoghi più attivi nel monitoraggio della biodiversità alpina e rappresentano il punto di partenza ideale per costruire un sistema comune (Plassmann e Coronado, 2023). Non a caso, il partenariato di AlpsLife è costituito in gran parte da APA, in particolare da sette parchi nazionali e riserve naturali di sei diversi paesi alpini: [Parco Nazionale dello Stelvio](#) e [Parco Nazionale Gran Paradiso](#) (Italia), [Parco Nazionale del Triglav](#) (Slovenia), [Parco Nazionale Gesäuse](#) (Austria), [Parco Nazionale svizzero](#) (Svizzera), [Parco Nazionale di Berchtesgaden](#) (Germania) e [ASTERS](#) (Francia), l'ente incaricato della gestione di nove riserve nell'area del Monte Bianco. Al loro fianco partecipano al progetto [ALPARC](#) (la Rete delle Aree protette alpine), [EURAC Research](#) (capofila del progetto), [ISPRA](#), l'[Università di Innsbruck](#) e [CIPRA international Lab](#).

IL QUESTIONARIO PER IL MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITÀ NELLE APA

Tra i primi risultati di AlpsLife ci sono le mappe preliminari delle UTAAAs, la definizione di un set di indicatori per diversi gruppi

tassonomici (per ora mammiferi, uccelli e insetti impollinatori) rappresentanti gli ecosistemi e i tipi di habitat inclusi nel perimetro EUSALP e la raccolta sistematica di informazioni tramite questionari per mappare le attività di monitoraggio già in atto nelle APA, effettuata nell'ambito del WP3 guidato da ALPARC.

Per garantire la coerenza e la comparabilità dei dati raccolti, il questionario, articolato in quattro sezioni, è stato somministrato alle APA con un approccio sistematico. La prima sezione del questionario si concentra sui dati generali dei protocolli di monitoraggio delle varie APA (ad esempio la cooperazione con enti esterni o l'utilizzo di protocolli standardizzati). La seconda sezione è stata progettata per raccogliere, per ciascun elemento monitorato dalle aree coinvolte (distinguendo tra specie di flora e fauna e tipi di habitat), informazioni strutturate riguardo al loro sistema di monitoraggio. In particolare, per ogni entità monitorata sono stati richiesti: i metodi di osservazione, lo standard di monitoraggio seguito, la frequenza delle osservazioni, la data dell'inizio del monitoraggio, la portata spaziale e gli obiettivi (Figura. 1). La terza sezione si è concentrata sul legame tra i dati raccolti e le misure di gestione adottate: in che modo, cioè, le informazioni ottenute dal monitoraggio

influenzano le decisioni pratiche nelle APA. Infine, la quarta sezione ha dato spazio ai suggerimenti delle APA, con particolare attenzione a proposte per migliorare la comparabilità dei metodi e dei protocolli lungo tutto l'arco alpino. Partire da quanto già in essere consente un approccio pragmatico, compatibile con le capacità delle APA, e permette di individuare le specie e gli habitat più spesso monitorati e armonizzabili. Queste informazioni costituiscono una base solida per definire il set comune di indicatori e per la loro sperimentazione nel sistema di allerta precoce.

RISULTATI PRELIMINARI

L'analisi delle risposte delle APA ai questionari offre oggi un quadro dettagliato della situazione. Sono stati raccolti 31 questionari completati, che includono parchi nazionali, parchi regionali, riserve naturali, aree wilderness e biosfere UNESCO, garantendo quindi le risposte di aree con diversi gradi di protezione e rappresentanti 6 paesi alpini (Figura. 2). I dati devono essere ancora analizzati nella loro interezza, ma grazie ad un esame preliminare è stato già possibile evidenziare le specie più comunemente monitorate nelle APA dell'arco

alpino e i relativi schemi di monitoraggio. Ad esempio, per la fauna i risultati mostrano che le specie più comunemente monitorate appartengono a due gruppi tassonomici: i mammiferi e gli uccelli, con particolare attenzione agli ungulati e ai grandi carnivori per la prima categoria e ai galliformi e agli accipitriformi per la seconda. Pur essendoci differenze sostanziali tra i sistemi di monitoraggio adottati sull'arco alpino, dai primi risultati si vedono anche numerosi punti in comune che possono essere la base per lo sviluppo di protocolli condivisi. Inoltre, tutte le Aree protette partner di AlpsLife hanno serie storiche di dati provenienti da monitoraggi condotti nel corso di anni che potrebbero essere fondamentali per la futura concettualizzazione del sistema di allerta precoce. Per flora e habitat, raramente si guarda in dettaglio alla singola specie ed è emerso che molte APA monitorano la vegetazione in modo più generale, registrando la composizione delle specie e la loro abbondanza o distribuzione. In particolare, sono monitorati in numerose APA foreste, praterie, pascoli, e ghiacciai (o ambienti periglaciali).

Dai questionari emergono anche elementi interessanti sul legame tra il monitoraggio

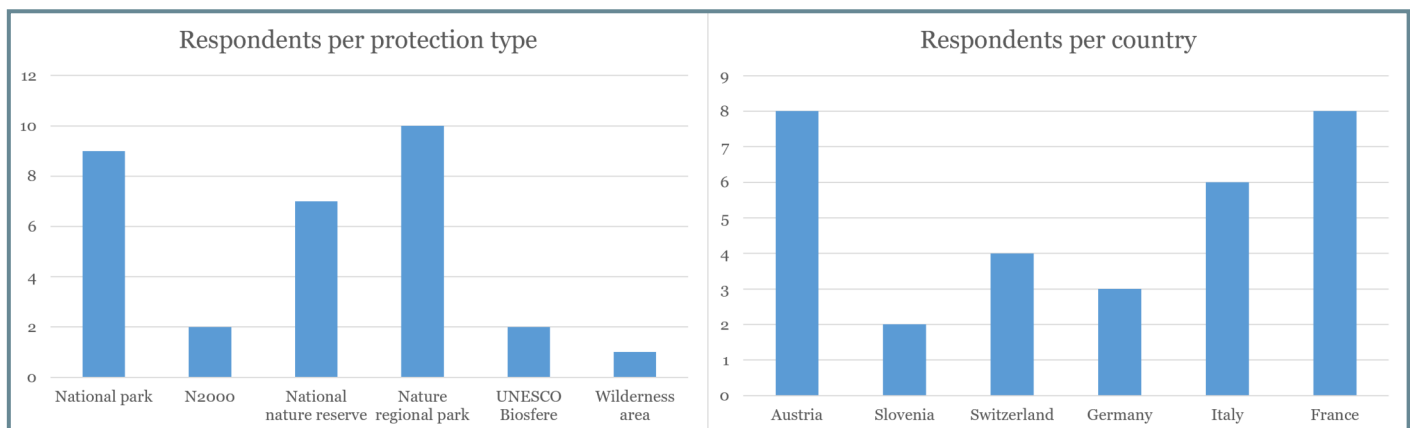


Figura 2. Numero di questionari raccolti divisi per tipo di area protetta e per nazione (fonte: elaborazione degli Autori).

della biodiversità e la gestione nelle APA. Quasi la metà delle aree usa i dati raccolti come base per le proprie strategie di gestione, integrandoli spesso nei piani a lungo termine (revisione ogni 5–10 anni). Le informazioni orientano principalmente le azioni di conservazione su specie o habitat specifici, come la creazione di quiet zones o interventi di ripristino ambientale. Inoltre, più del 60% delle APA utilizza i dati per definire misure di controllo ed eradicazione delle specie aliene invasive.

CONCLUSIONI

I risultati dei questionari, che contengono informazioni riguardo tutte le specie monitorate nelle APA, sono fondamentali per concettualizzare, testare ed elaborare il sistema di allerta precoce. Questo rappresenta uno dei risultati chiave del progetto, che, attraverso la sinergia tra APA rafforzata dalle attività dei vari WP, dovrà continuare ad essere attivo anche successivamente alla conclusione di AlpsLife. Perché questo strumento sia innovativo ed efficace, AlpsLife si concentra su tutti i componenti della biodiversità: se l'obiettivo è quello di avere uno strumento utile nel lungo termine per valutare lo stato della biodiversità e individuarne precocemente le minacce, è necessario lavorare su flora, su fauna e sugli habitat. I risultati dei questionari, che cercano il più possibile di integrare tutti questi elementi, sono fondamentali per il progetto, perché costituiranno la base per individuare gli indicatori chiave da monitorare e da testare in aree pilota. Il sistema di allerta precoce potrà essere preso come esempio ed applicato a scala alpina nelle APA e oltre sul lungo termine, rappresentando un sistema di protezione della biodiversità a scala

transnazionale. L'ambizione è quella di trasformare la ricchezza di dati già disponibili in uno strumento utile, duraturo e transnazionale, capace di supportare politiche comuni e rafforzare la tutela della biodiversità alpina.

Fonte di finanziamento

Questo lavoro è stato cofinanziato dall'Unione europea nell'ambito del Programma Interreg Spazio Alpino, attraverso il Fondo europeo di sviluppo regionale (FESR), progetto AlpsLife – ASP0500335. Il contributo del partner ALPARC, responsabile del pacchetto di lavoro WP3, è stato sostenuto dal Ministero federale tedesco dell'Ambiente (BMUKN).



BIBLIOGRAFIA

- Alpconv, 2017. [*CLIMATE CHANGE: How it affects the Alps and what we can do.*](#) Permanent Secretariat of the Alpine Convention, Innsbruck.
- Plassmann G., 2016. *Nature protection in the Alps – Which motivation?* In: Plassmann G., Kohler Y., Badura M., Walzer C., Walzer P.K. (a cura di), 2016. *Alpine Nature 2030: Creating [ecological] connectivity for generations to come.* BMUB, Berlin.
- Plassmann G., Coronado O. (a cura di), 2023. *Alpine Parks 2030: Biodiversity conservation for generations to come - FINAL REPORT.* ALPARC, Chambéry.
- Plassmann G., Guerini M. (a cura di), 2025. *Alpine Glaciers and New Ecosystems in Protected Areas: Life After Glaciers - Technical report.* ALPARC, Chambéry.

MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITÀ ANIMALE IN AMBIENTE ALPINO

[Ramona Viterbi](#)¹, Cristiana Cerrato^{1,2}, Emanuel Rocchia³, Radames Bionda⁴, Cristina Movalli⁵, Luca Pedrotti⁶, Barbara Rizzioli⁷, Enrico Vettorazzo⁸, Antonello Provenzale⁹, Giuseppe Bogliani¹⁰

¹Parco Nazionale Gran Paradiso; ²Università di Torino, Dipartimento di Scienze della vita e Biologia dei Sistemi; ³Biodiversity Monitoring Association, BioMA; ⁴Aree Protette dell'Ossola; ⁵Parco Nazionale Val Grande; ⁶Parco Nazionale Stelvio; ⁷Aree Protette delle Alpi Cozie; ⁸Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi; ⁹Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto di Geoscienze e Georisorse; ¹⁰Università di Pavia, Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente

Abstract: I gradienti altitudinali sono laboratori naturali per studiare la diversità delle specie e le risposte a livello di comunità. Capire come uno stesso gruppo tassonomico si comporta lungo gradienti differenti e come gruppi diversi si distribuiscono lungo lo stesso gradiente presenta implicazioni conservazionistiche importanti. In questo contesto, sei parchi alpini condividono un protocollo per studiare la biodiversità animale. Lungo 24 transetti altitudinali, per un totale di oltre 100 stazioni di campionamento, sono monitorati 7 gruppi tassonomici, utilizzando tecniche di campionamento semi-quantitative, standardizzate, facili da applicare ed economiche. Tale protocollo è stato sviluppato per essere ripetuto ogni 5 anni (2 anni di monitoraggio - 4 di pausa) e mantenuto nel lungo periodo.

Parole chiave: monitoraggio a lungo termine, condivisione dei protocolli, bio-indicatori, approccio multi-tassonomico.

MONITORING OF ANIMAL BIODIVERSITY IN MOUNTAIN ECOSYSTEMS

[Ramona Viterbi](#)¹, Cristiana Cerrato^{1,2}, Emanuel Rocchia³, Radames Bionda⁴, Cristina Movalli⁵, Luca Pedrotti⁶, Barbara Rizzioli⁷, Enrico Vettorazzo⁸, Antonello Provenzale⁹, Giuseppe Bogliani¹⁰

¹Gran Paradiso National Park; ²Turin University, Department of Life Science and System Biology; ³Biodiversity Monitoring Association, BioMA; ⁴Ossola Protected Areas; ⁵Val Grande National Park; ⁶Stelvio National Park; ⁷Cottian Alps Protected Areas; ⁸Dolomiti Bellunesi National Park; ⁹National Research Council, Institute of Geosciences and Earth Resources; ¹⁰Pavia University, Department of Earth and Environmental Sciences

Abstract: *Altitudinal gradients are natural laboratories for studying species diversity and community-level responses. Understanding how the same taxonomic group behaves along different gradients and how different groups are distributed along the same gradient has important conservation implications. In this framework, six Alpine parks have been sharing a protocol for studying animal biodiversity. Along 24 altitudinal transects, for a total of over 100 sampling stations, seven taxonomic groups are monitored using semi-quantitative, standardised, easy-to-apply and inexpensive sampling techniques. This protocol was developed to be repeated every five years (two years of monitoring, four years of pause) and maintained over the long term.*

Keywords: *long-term monitoring, protocol sharing, bio-indicators, multi-taxa approach.*

INTRODUZIONE

Il ruolo esercitato dalla biodiversità nel determinare il funzionamento degli ecosistemi, nell'influenzare la loro resistenza e la loro resilienza ai cambiamenti è ormai un dato di fatto ([Oliver et al., 2015](#)).

Allo stesso modo è ormai ampiamente riconosciuto come i cambiamenti ambientali e climatici stiano minacciando la sopravvivenza di numerose specie, mettendo a rischio l'integrità degli ecosistemi con una sempre crescente velocità (Johnson et al., 2017).

Non tutti gli ambienti sono però ugualmente vulnerabili, in quanto alcuni risultano essere maggiormente minacciati.

Gli ecosistemi montuosi, caratterizzati da elevati livelli di ricchezza specifica e da specie con adattamenti alle alte quote e alle basse temperature, con popolazioni spesso piccole e isolate, talvolta caratterizzate da scarsa capacità di dispersione sono più sensibili alle possibili variazioni climatiche ed ambientali (Körner, 2004; Rahbek et al., 2019).

Questa vulnerabilità degli ecosistemi alpini ai cambiamenti ambientali aumenta la probabilità che mostrino gli effetti dei cambiamenti prima e in maniera più evidente di altri ([Schmeller et al., 2022](#)).

Alcune ricerche già lo mostrano chiaramente (Schmeller et al., 2022; [Ioan et al., 2025](#)), sottolineando quindi la necessità di monitorare la biodiversità alpina e di identificare i fattori che la influenzano.

Le Aree protette esercitano un ruolo chiave nella conservazione della biodiversità ([Coetzee et al., 2014](#); Gray et al., 2016). Il loro ruolo è cruciale anche nel portare avanti attività di monitoraggio, in quanto rappresentano realtà in cui è più facile, dal punto di vista logistico e ambientale, coordinare attività coerenti e standardizzate

su ampie superfici e mantenere le attività nel lungo periodo, entrambi requisiti fondamentali per comprendere le dinamiche spazio-temporali della biodiversità in crisi (Dalton et al., 2024).

In tale ottica, i gradienti altitudinali rappresentano degli interessanti laboratori naturali offerti dagli ecosistemi montuosi. Sono caratterizzati da rapidi cambiamenti nei parametri climatici (temperatura, tipologia di precipitazioni) e ambientali (alternanza di diverse tipologie di habitat) in uno spazio ristretto ([Körner, 2007](#); Sundqvist et al., 2013): è quindi possibile analizzare le risposte dei gruppi target ai parametri di interesse, senza l'ulteriore influenza rappresentata da fattori biogeografici.

In particolare, capire come uno stesso *taxon* si comporta lungo gradienti differenti e come *taxa* diversi si distribuiscono lungo lo stesso gradiente, rappresenta ancora una questione aperta, con implicazioni conservazionistiche importanti.

OBIETTIVI DEL MONITORAGGIO

Nel contesto sopra delineato, si inserisce il progetto di Monitoraggio della Biodiversità Animale in ambiente Alpino (MBAA).

La necessità di quantificare le modificazioni della diversità animale acquisendo reali conoscenze sul territorio ha spinto il Parco Nazionale Gran Paradiso (PNGP) ad attivare nel 2006 un monitoraggio a lungo termine della biodiversità animale, articolato lungo il gradiente altitudinale e incentrato su dati di comunità di più gruppi tassonomici.

Il progetto prevede un biennio di attività, seguito da 4 anni di pausa da ripetere nel tempo finché le forze interne ed esterne all'Ente saranno sufficienti a garantirlo, in modo tale da ottenere nel tempo una serie

storica di dati che consenta di analizzare le variazioni nello spazio e nel tempo.

Principali obiettivi del progetto sono:

- misurare le condizioni attuali della biodiversità, esplorando lungo i gradienti altitudinali le relazioni tra biodiversità animale, clima ed uso del suolo, a differenti scale spaziali. Questo è fondamentale per creare un punto di riferimento (*baseline*) su cui valutare i cambiamenti e in base al quale pianificare azioni gestionali mirate;
- prevedere le condizioni future della biodiversità, per stimare il rischio di perdita di biodiversità, anche attraverso l'applicazione di scenari di cambiamento ambientale. Questo consentirà di identificare valori soglia, oltre i quali il rischio di perdita sarà particolarmente alto e di identificare potenziali "vulnerabilità e salvezze".

Entrambi gli obiettivi concorrono all'importante target conservazionistico che consiste nell'individuare *taxa* o gruppi funzionali maggiormente sensibili e habitat vulnerabili, sia a scala locale che a livello di arco alpino.

Promosso dal PNGP, nel 2007, il progetto si è esteso ad altre due Aree protette delle Alpi occidentali (Parco Naturale Orsiera-Rocciavè – PNOR; Parco Naturale Alpe Veglia-Devero – PNVD).

Nel biennio 2012-2013, le tre Aree protette (PNGP, PNOR, PNVD) hanno ripetuto le operazioni di monitoraggio e nel 2013, grazie ai fondi ministeriali ex capitolo 1551, il PNGP ha svolto il ruolo di capofila nel progetto di sistema "Monitoraggio della Biodiversità Animale in ambiente Alpino", coinvolgendo gli altri 3 parchi nazionali dell'arco alpino (Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi – PNDB, Parco Nazionale Stelvio – CPNS, Parco Nazionale Val Grande – PNVG).

In totale, quindi, 6 Aree protette (4 Parchi Nazionali, 2 Parchi Regionali) stanno utilizzando metodi di monitoraggio e di archiviazione dati standardizzati e confrontabili, rappresentando così il primo tentativo di sviluppare un protocollo per il monitoraggio a lungo termine di più gruppi tassonomici nelle Aree protette alpine italiane (Figura 1).

Nel biennio 2018-2019, le attività sono state eseguite nella loro totalità da tutti i 6 Parchi coinvolti ed è attualmente appena terminato il successivo biennio di monitoraggio (2024-2025).

DISEGNO SPERIMENTALE

Le operazioni di monitoraggio sono svolte all'interno di stazioni di campionamento fisse (*plot* circolari con raggio di 100 m lineari), distribuite lungo transetti altitudinali (~ 500-2700 m s.l.m.) e separate da un range altitudinale di 200 m, per garantire l'indipendenza dei dati campionati.

Sono collocate lungo i 3 orizzonti vegetazionali (montano, subalpino e alpino) che si alternano lungo i gradienti delle Alpi e collocate in modo tale da garantire la rappresentatività delle principali tipologie ambientali presenti all'interno di ciascuna area protetta.

Ciascun transetto risulta così costituito da 3-8 *plot*, per un totale di 132 stazioni di campionamento, collocate lungo 24 transetti altitudinali, distribuiti tra le 6 Aree protette, partner del progetto (Figura 1).

In ciascuna stazione sono campionati i seguenti 7 gruppi tassonomici: farfalle (Lepidoptera Papilionoidea), ortotteri (Orthoptera), macro-invertebrati attivi sulla superficie del suolo (Coleoptera Carabidae, Coleoptera Staphylinidae, Hymenoptera

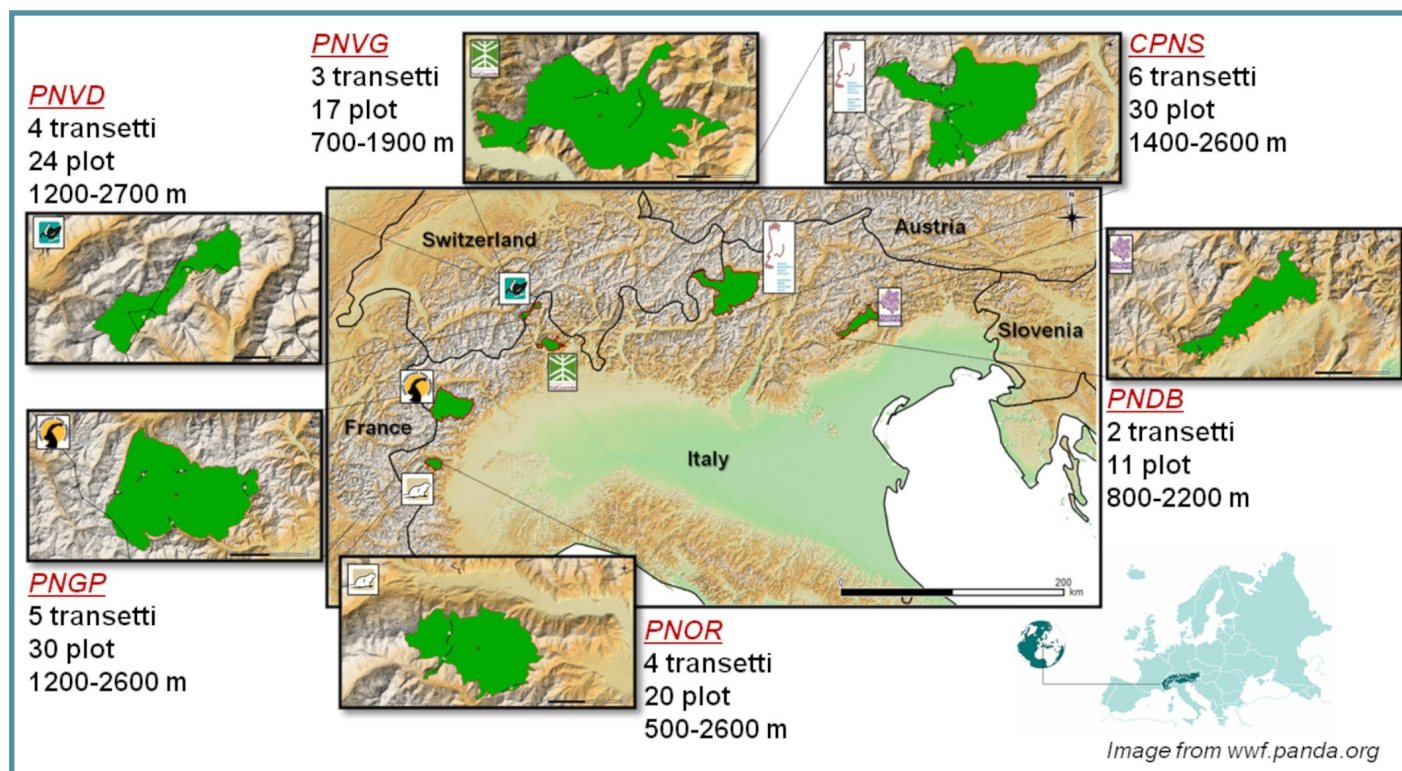


Figura 1. Aree protette coinvolte nel progetto di monitoraggio. Per ciascuna area sono indicati il numero di transetti altitudinali, il numero di plot e il range altitudinale. PNGP = Parco Nazionale Gran Paradiso, PNOR = Parco Naturale Orsiera Rocciavré (Aree protette delle Alpi Cozie), PNVD = Parco Naturale Veglia Devero (Aree protette dell'Ossola), PNPB = Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi, CPNS = Parco Nazionale Stelvio, PNVG = Parco Nazionale Val Grande (fonte: elaborazione degli Autori).

Formicidae, Araneae), uccelli (Aves), scelti in quanto considerati a livello globale buoni indicatori di biodiversità.

Le tecniche di monitoraggio applicate sono standardizzate, economiche, facili da applicare, in modo tale da consentire la ripetibilità a lungo termine delle operazioni. Nella messa a punto delle metodologie si è fatto riferimento ai metodi maggiormente riconosciuti a livello internazionale per il monitoraggio dei gruppi target (Pollard, 1977; Bibby et al., 2000; Southwood e Henderson, 2000; Gardiner et al., 2005), adattando le stesse al contesto alpino.

Nello specifico, le metodologie adottate sono le seguenti:

- farfalle, monitorate mediante *transetti* lineari corrispondenti a uno dei diametri del

plot (200 m di lunghezza), percorsi a velocità costante, una volta al mese da maggio-giugno (in base alle quote) a settembre, per un totale di 4-5 ripetizioni per anno di campionamento;

- ortotteri, monitorati mediante transetti lineari (medesimo transetto utilizzato per le farfalle, 200 m di lunghezza), lungo i quali sono identificate tutte le specie presentill'interno di una data superficie. La superficie utilizzata è un cilindro di plastica, costituito da un foglio di polionda, di 5 mm di spessore, 50 cm di altezza e 150 cm di circonferenza. Il transetto è percorso a velocità costante e ogni 5 m circa, la base del cilindro viene appoggiata perpendicolarmente al suolo. Tutti gli esemplari all'interno del cilindro sono

catturati e diagnosticati. Questa operazione è ripetuta 30 volte per transetto lineare. I transetti sono effettuati 3 volte durante un periodo compreso tra luglio e settembre;

- macro-invertebrati epigei, monitorati mediante trappole a caduta (barattoli di plastica, del diametro di 7 cm, riempiti con 10 cc di aceto di vino bianco e una goccia di detersivo come tensioattivo), collocate in numero di 5 per ciascuna stazione di campionamento. Le trappole sono collocate lungo uno dei diametri della stazione di campionamento, distanziate di circa 50 m l'una dall'altra. Sono controllate, svuotate e riattivate ogni 15 giorni da fine maggio-giugno (in base alle quote) fino alla seconda metà di settembre, per un totale di 7-8 ripetizioni per anno;
- uccelli, monitorati mediante punti d'ascolto con fasce di distanza semplificate (entro e oltre 100 m), effettuati dal punto centrale della stazione di campionamento per una durata di 20 minuti. Ciascuna stazione viene visitata due volte durante la stagione riproduttiva, in un periodo compreso tra fine aprile e metà luglio.

Le operazioni di monitoraggio, come detto, vengono eseguite per un biennio di monitoraggio, che rappresenta l'unità temporale di campionamento.

La necessità di adottare un monitoraggio articolato su bienni è legata alle peculiarità dell'ambiente montano, caratterizzato da condizioni meteorologiche spesso sfavorevoli e da una elevata variabilità inter-annuale.

I gruppi monitorati, in particolare gli invertebrati, possono presentare inoltre forti oscillazioni annuali, legate anche alla variabilità meteorologica degli ambienti montani, e in diversi casi presentano cicli biologici lunghi (i.e. invertebrati a sviluppo

biennale).

Tali fattori fanno sì che dati raccolti nel corso di un biennio siano più robusti nel determinare punti di riferimento e nell'analizzare cambiamenti nel tempo.

All'interno delle stazioni di campionamento sono raccolti anche dati relativi a potenziali variabili di interesse, ovvero ambientali (topografici, di copertura del suolo, di diversità floristica), micro-climatiche (temperatura), relative all'impatto antropico (pascolo, sfalcio). La presenza di attività antropiche non è stata considerata nella scelta delle stazioni di campionamento, ma qualora attività agro-silvo-pastorali tradizionali siano presenti nelle aree di studio viene puntualmente registrato il tipo di attività e l'impatto osservato durante i monitoraggi.

Per valutare la temperatura dell'aria in situ, al centro di ciascun *plot* viene collocato un datalogger (*ThermochroniButton*, DS1922L, *Maxim, Sunnyvale, CA, U.S.*), per misurare la temperatura dell'aria con cadenza oraria durante il periodo di campionamento della fauna (maggio-ottobre).

La vegetazione è invece studiata da specialisti del settore e, all'interno di ciascuna stazione di campionamento, sono effettuate analisi floristiche.

Sul diametro di ciascun *plot* sono stati individuati cinque punti, a distanza rispettivamente di 0-50-100-150-200 metri; tutti i punti sono stati delimitati in modo visibile sul terreno e sono stati acquisiti con GPS. Ciascun punto costituisce il centro di un'area circolare di 10 metri di diametro e coincide con il luogo in cui è stata collocata una trappola a caduta per macro-invertebrati epigei. Per ciascuna delle aree circolari è stato compilato l'elenco floristico completo delle specie presenti.

I RISULTATI FINORA OTTENUTI

Le operazioni di monitoraggio hanno permesso, nel corso degli anni di attività, di ottenere alcuni risultati interessanti, in parte già confluiti in pubblicazioni scientifiche internazionali. Innanzitutto, il primo risultato conseguito già al termine del primo biennio di monitoraggio e implementato nel tempo, corrisponde all'aumento delle conoscenze faunistiche nei Parchi.

I *taxa* oggetto di studio appartengono a gruppi che spesso sono stati poco o per nulla studiati all'interno delle Aree protette alpine, dove fino alla fine del novecento la maggior parte delle ricerche si focalizzava sullo studio della distribuzione e delle dinamiche di popolazione di alcuni vertebrati. Il fatto che dai primi decenni del 2000, 6 Aree protette abbiano deciso di dedicare monitoraggi sistematici e di lungo termine principalmente a degli invertebrati, rappresenta un importante punto di svolta, nel comprendere il ruolo che essi hanno nel determinare il funzionamento degli ecosistemi e nel considerare il loro valore conservazionistico.

Il numero di specie segnalate per gruppo tassonomico e per area protetta nel corso dei bienni di monitoraggio è decisamente elevato (Tabella 1). Questo progetto di monitoraggio ha quindi implementato notevolmente le informazioni disponibili a livello di arco alpino, fornendo dati puntuali di presenza di molte specie, le cui segnalazioni in precedenza erano spesso aneddotiche o imprecise (Allegro e Viterbi, 2010; [Battisti et al., 2016](#); Pantini et al., 2020; Petri et al., 2022).

In diversi casi, in particolare per ragni e stafilinidi, sono state anche segnalate specie nuove per le regioni di campionamento e in un caso, il materiale campionato all'interno del progetto, ha contribuito alla descrizione di una nuova specie, il ragno *Peponocranium ambrosii* (Milano et al., 2025), dimostrando proprio come sia ancora da approfondire la conoscenza faunistica degli invertebrati, persino all'interno delle Aree protette.

L'analisi dei dati raccolti lungo i gradienti altitudinali ha portato informazioni sulla distribuzione della biodiversità in ambiente alpino.

Tabella 1. Numero di specie finora individuate e monitorate per ciascun gruppo tassonomico, dall'inizio del progetto. Tale valore non rappresenta quindi un confronto tra la diversità delle Aree protette, ma vuole dare un'indicazione del numero di specie per le quali è stato possibile ottenere informazioni sulla presenza, distribuzione, abbondanza e trend temporale. *CPNS ha monitorato 30 plot sul versante lombardo per 3 bienni di monitoraggio, mentre per 2 bienni di monitoraggio (2013-2015, 2024-2025) ha monitorato 77 plot (30 sul versante lombardo, 32 nell'area di Bolzano, 15 in quella di Trento) (fonte: elaborazione degli Autori).

| Area protetta | Data inizio monitoraggi | Numero bienni | Numero plot | Farfalle | Ortotteri | Carabidi | Stafilinidi | Ragni | Formiche | Uccelli |
|---------------|-------------------------|---------------|-------------|----------|-----------|----------|-------------|-------|----------|---------|
| PNGP | 2006 | 4 | 30 | 131 | 38 | 94 | 140 | 279 | 43 | 79 |
| PNOR | 2007 | 4 | 20 | 141 | 48 | 68 | 125 | 228 | 49 | 75 |
| PNVD | 2007 | 4 | 24 | 108 | 22 | 69 | 120 | 152 | 38 | 63 |
| CPNS | 2013 | 3 | 30* | 135 | 34 | 48 | 69 | 108 | 30 | 98 |
| PNVG | 2013 | 3 | 17 | 81 | 41 | 47 | 52 | 148 | 44 | 69 |
| PNDP | 2013 | 3 | 11 | 82 | 20 | 48 | 55 | 87 | 30 | 67 |

Ad esempio, lo studio del legame esistente tra biodiversità, intesa come numero di specie per stazione di campionamento, e altitudine ha evidenziato come le quote maggiori siano caratterizzate da un numero di specie più basso rispetto alle altre.

Allo stesso tempo, però, le aree di alta quota sono risultate essere caratterizzate da una percentuale maggiore di specie endemiche o vulnerabili, confermando quindi la peculiarità delle cenosi che ospitano (Viterbi et al., 2013). Tra i diversi orizzonti studiati all'interno del gradiente, quello alpino infatti, caratterizzato dagli ambienti di prateria, è risultato essere una realtà omogenea, ben definita dal punto di vista faunistico e impreziosita da un gran numero di specie vulnerabili o minacciate, quindi una priorità a livello conservazionistico (Figura 2).

La distribuzione non-casuale delle specie lungo il gradiente altitudinale, ha consentito di individuare gruppi di specie caratteristiche di differenti fasce altitudinali.

Sono state identificate specie associate in maniera significativa sia alle quote più basse del gradiente studiato che a quelle più elevate, consentendo così di individuare specialisti altitudinali (Figura 3).

Cambiamenti futuri nella loro distribuzione potranno essere considerati i primi segnali di trasformazioni ambientali ([Cerrato et al., 2017](#)).

L'applicazione di scenari di cambiamento ambientale, mediante l'utilizzo di *Species Distribution Models* (SDM) applicati ai dati osservati all'interno del progetto, rappresenta uno strumento essenziale per predire l'impatto delle temperature e mettere a punto strategie conservazionistiche adeguate.

In tale ottica, abbiamo applicato un modello di distribuzione delle specie (*MaxEnt*; [Merow et al., 2013](#)) ai dati di distribuzione ottenuti dai monitoraggi del progetto MBAA.

Principale obiettivo era proprio valutare l'effetto di un moderato aumento delle temperature (scenario '*what if*', basato su dati

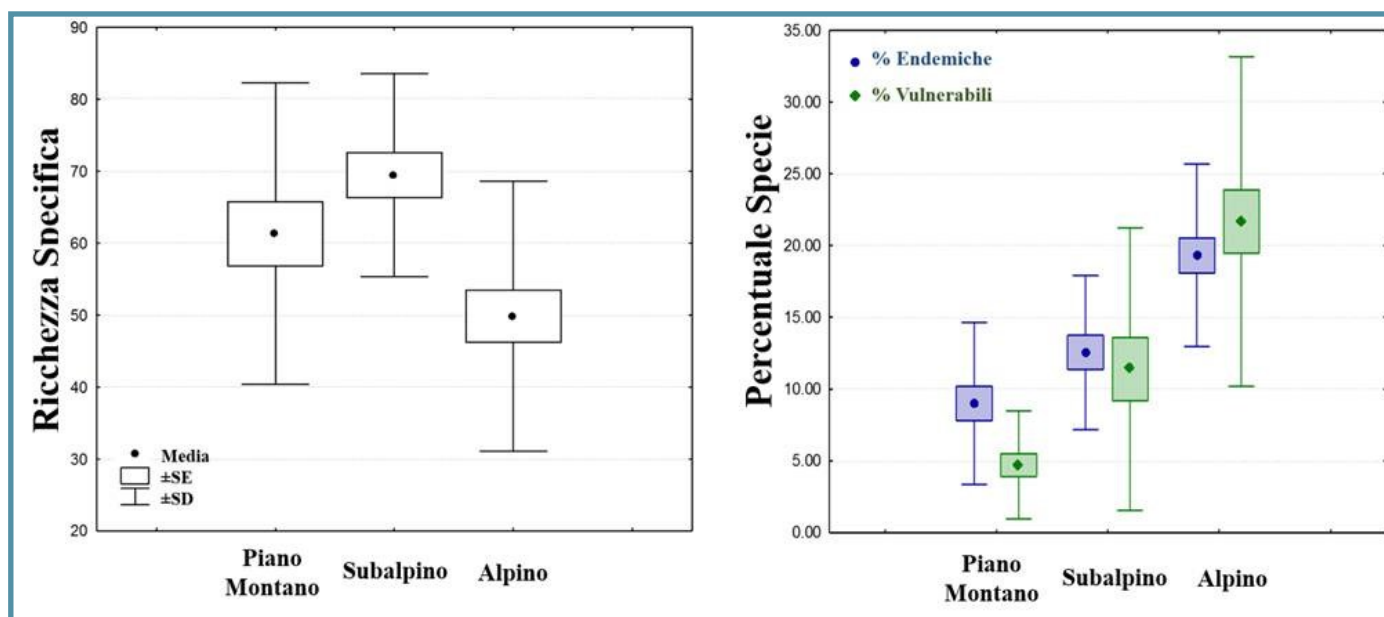


Figura 2. Andamento della ricchezza specifica (a sinistra) e della percentuale di specie endemiche e vulnerabili (a destra) nei tre orizzonti vegetazionali (fonte: elaborazione degli Autori).

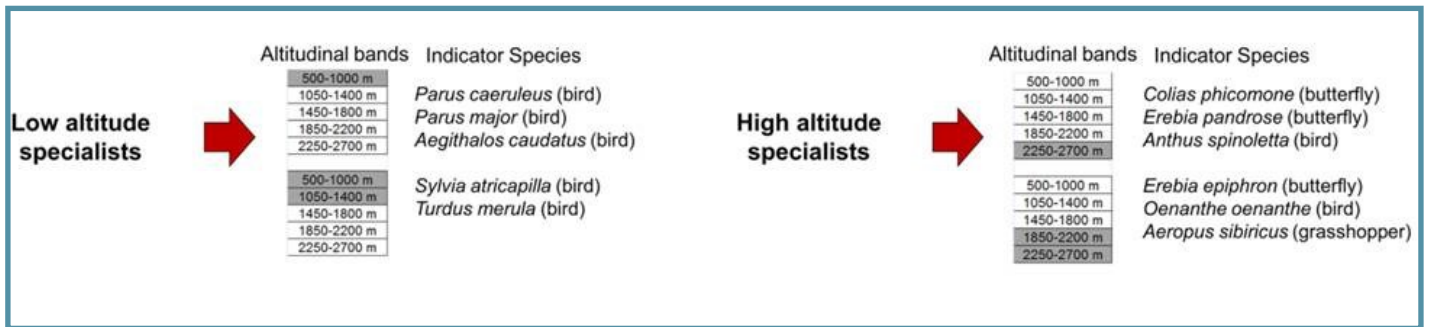


Figura 3. Specie indicatrici (IndVal) delle differenti bande altitudinali, identificate applicando il metodo proposto da De Cáceres e Legendre (2009). In grigio sono indicate le bande altitudinali che hanno specie indicatrici significative per i gruppi tassonomici analizzati. Questa analisi è stata effettuata su tutti parchi e sui gruppi tassonomici farfalle, ortotteri, uccelli (fonte: elaborazione degli Autori).

di letteratura) sulla distribuzione multi-tassonomica, quantificata in termini di alpha e beta-diversità.

I nostri risultati hanno mostrato piccoli cambiamenti nei pattern di diversità, ma risposte differenti delle diverse specie, sia in base al gruppo tassonomico di appartenenza, sia in base al livello di specializzazione (Viterbi et al., 2020).

In particolare, abbiamo osservato un aumento nella distribuzione e nella ricchezza specifica delle farfalle, affiancato da una riduzione nella presenza di specie endemiche e vulnerabili.

I modelli, inoltre, concordano nel mostrare come i cambiamenti di ricchezza specifica potrebbero essere particolarmente elevati nell'orizzonte alpino. La composizione di comunità cambia in un modo coerente e l'orizzonte alpino e quello subalpino diventano più simili alle quote più basse (Wilcoxon test, $p < 0.01$; Figura 4).

Le ripetizioni temporali ormai a disposizione, hanno consentito di effettuare i primi confronti tra sessioni di campionamento, per valutare i cambiamenti e per valutare l'eventuale congruenza con quanto previsto dalle modellizzazioni. Sono stati ad esempio effettuati confronti tra i primi due bienni di monitoraggio per le farfalle (2006-2008 vs

2012-2013), analizzando i cambiamenti nello spazio e nel tempo e cercando di individuare le specie o i gruppi funzionali responsabili di tali cambiamenti (Cerrato et al., 2019). In totale sono state identificate 140 specie di farfalle in comune tra le due sessioni di monitoraggio, con 146 specie nella prima e 149 nella seconda.

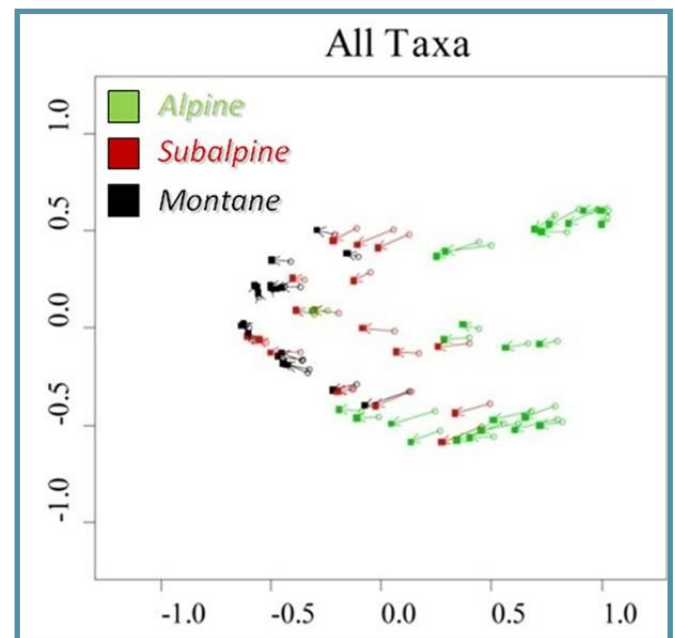


Figura 4. Correspondence Analysis per tutti i taxa raggruppati. I cerchi aperti indicano la situazione attuale, quelli pieni la situazione proiettata. Le frecce indicano lo shift di ciascuna cenosi (stazione di campionamento). Il primo asse è correlato in maniera positiva con la quota e negativa con la temperatura (fonte: elaborazione degli autori adattata da Viterbi et al., 2020).

Nel corso di soli 4 anni è stato osservato un generale aumento nella distribuzione delle singole specie (numero di stazioni di presenza per specie; aumento medio= 3.95 ± 0.50 , $t = -7.90$, $p = 0.001$) e un aumento nella ricchezza specifica per stazione (cambiamento medio= 10.32 ± 0.86 ; $t = -11.94$, $p = 0.001$).

Tale aumento nella distribuzione e nella ricchezza specifica delle farfalle è inoltre coerente con i risultati ottenuti dai modelli di simulazione di aumento delle temperature. In maniera analoga a quanto ottenuto dalle modellizzazioni, anche nell'analisi dei cambiamenti nel tempo abbiamo osservato come i diversi gruppi ecologici non rispondano in maniera uguale. In particolare, le specie di farfalle monofaghe (ovvero i cui bruchi si nutrono di una sola pianta nutrice), quelle specialiste altitudinali (ovvero presenti in un range altitudinale ristretto) e quelle strettamente alpine hanno mostrato un tasso di incremento decisamente inferiore rispetto alle altre specie. In generale, la composizione di comunità non è cambiata, ma sono stati osservati un aumento nelle specie condivise tra stazioni di campionamento e una tendenza all'omogeneizzazione (*Analysis of Dispersion in Community Composition*, $F\text{-value} = 13.15$, $p\text{-value} < 0.001$). Infine, è stata osservata una tendenza verso una maggiore termofilia delle cenosi. Per ciascuna specie, è stato calcolato lo *Species Temperature Index*, ottenuto combinando la distribuzione nota della specie in Italia (Balletto et al. 2007) e dati di temperatura (Metz et al., 2014). Da qui è calcolato il *Community Temperature Index* (CTI), che indica il valore di termofilia della cenosi, calcolato come somma dello *Species Temperature Index* per ciascuna specie, pesato sul numero di individui. Il CTI è aumentato in maniera significativa tra le due

sessioni di campionamento ($t = -3.59$; $p = 0.001$).

L'aumento è risultato dipendere in maniera significativa dalla posizione geografica del plot (*linear regression, model selection through AICc*; $R_{\text{square}} = 14.17$, $p = 0.007$; *Protected Area*, $p = 0.007$). Le Aree protette caratterizzate da valori più bassi di temperatura dell'aria, sono quelle in cui è stato osservato l'incremento di CTI maggiore. I dati relativi ai cambiamenti nel tempo finora analizzati e le modellizzazioni effettuate mostrano quindi risultati comparabili, corroborando da una parte le modellizzazioni, che trovano riscontro di ciò che è stato simulato, e fornendo dall'altra una sorta di prova indiretta del ruolo dell'aumento delle temperature nelle modifiche osservate nelle cenosi. Continuare le attività di monitoraggio e le analisi dei dati ottenuti nel tempo, fornisce uno strumento fondamentale alle Aree protette per aggiornare costantemente le vulnerabilità e quantificare i cambiamenti in un tempo utile per eventuali interventi conservazionistici.

Il valore gestionale del progetto risiede principalmente nel fornire una cartina di tornasole dei cambiamenti, consentendo di applicare in aree limitrofe le conoscenze acquisite all'interno delle aree di studio. Ad esempio, le osservazioni relative alla riduzione nel numero e nella diversità delle specie legate alle aree aperte dell'orizzonte montano, in seguito all'evoluzione naturale della vegetazione, hanno portato alcune Aree protette ad attivare una serie di progetti legati al pascolo e allo sfalcio conservativi.

Dati relativi al *trend* temporale locale di alcune specie forniscono importanti informazioni sullo stato di conservazione a scala locale e di conseguenza sulla priorità che deve essere

data nelle prescrizioni, sia spaziali che temporali, a interventi antropici all'interno delle Aree protette stesse. Queste informazioni sulle vulnerabilità di aree e specie sono fondamentali anche al momento di valutare l'incidenza di alcuni interventi o progetti che vengono presentati all'interno dei territori protetti.

CONCLUSIONI

I risultati finora raggiunti e gli anni di esperienza condivisa tra Parchi alpini hanno fatto emergere alcune considerazioni comuni. In particolare, dopo quasi vent'anni dall'inizio del progetto, si sottolinea il valore dei risultati ottenuti per ogni singolo Parco, dall'aumento delle conoscenze puntuali all'importanza di avere le proprie serie temporali che negli anni aiutano a chiarire dinamiche a scala locale con importanti risvolti gestionali. Ogni Parco ha poi inoltre sperimentato metodologie o gruppi tassonomici nuovi, da aggiungere al set comune, scelti in base alle peculiarità del territorio o a priorità conservazionistiche (e.g. il PNVD ha aggiunto il monitoraggio degli odonati, data la presenza di torbiere e altre tipologie di aree umide lungo i suoi gradienti). Ma nel tempo è emerso come ancor più importante il valore di "fare rete": sia per le tipologie di risultati ottenibili, sia per quanto riguarda il confronto tra partner sulle metodologie di raccolta dati, di archiviazione, di ottimizzazione e di ricerca fondi condivisa. Il mantenimento del progetto nel lungo termine e l'organizzazione dei bienni di monitoraggio sono stati infatti accompagnati da difficoltà logistiche, in particolare legate al reperimento dei fondi necessari e all'individuazione di personale in grado di portare avanti le attività di monitoraggio in campo e di determinazione dei campioni

raccolti. Grazie al fondamentale supporto finanziario del Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica le attività sono state finora mantenute ed è stata creata una rete di persone in grado di portare avanti il progetto. Durante questi anni, i Parchi partner hanno infatti organizzato corsi per il riconoscimento dei gruppi target, cercando quindi inoltre di aumentare l'interesse per lo studio e il monitoraggio faunistico, degli invertebrati in particolare.

In questi ultimi anni, la maggior parte dei Parchi ha inoltre iniziato a sperimentare l'utilizzo di metodologie automatizzate nei *plot* del Progetto Biodiversità, per capire se e come si possono ridurre i costi di monitoraggio e semplificare le operazioni di campo (e.g. registratori acustici per il monitoraggio di uccelli e di ortoteri, fotocamere per gli invertebrati, DNA ambientale e *barcoding*). Alcune di queste metodologie appaiono promettenti, come emerso anche dalla recente letteratura sull'argomento ([Lahoz-Monfort e Magrath, 2021](#); [van Klink et al., 2022](#)), applicabili in maniera vantaggiosa anche alla scala di area protetta, ma i risultati definitivi, in termini di costi-benefici, sono ancora in fase di valutazione.

Il valore di questo progetto, secondo le Aree protette che lo stanno portando avanti ormai da oltre un decennio, risiede essenzialmente nella sua flessibilità e nella sua semplicità. Il monitoraggio di *plot* di dimensioni relativamente ridotte lungo i gradienti altitudinali è replicabile a diverse realtà e adattabile all'aggiunta di nuovi gruppi tassonomici o alla sperimentazione di nuove metodologie.

Il mantenimento nel lungo periodo, proprio all'interno di Aree protette, consente di avere

una cartina di tornasole per capire cosa sta succedendo alla biodiversità alpina e un metro di paragone per chi volesse valutare l'impatto di attività gestionali anche al di fuori delle Aree protette.

L'individuazione delle diverse vulnerabilità sia in termini di specie che di comunità che di habitat si rivela infatti fondamentale anche nel programmare la parte gestionale di ogni Ente. Le Aree protette alpine, impegnandosi nel reperire fondi e collaboratori nel lungo periodo e coordinandosi tra loro, nonostante le difficoltà puntualmente presenti, mirano a rappresentare un esempio non soltanto per la conservazione della biodiversità ma anche per il suo monitoraggio nel lungo periodo, strumento essenziale per capire come e dove intervenire per proteggerla.

Ringraziamenti

Siamo grati ai Direttori dei Parchi per il supporto logistico mostrato nel corso degli anni; a tutti i Guarda Parco e studenti, ricercatori, collaboratori senza i quali le attività di monitoraggio non sarebbero state (e non saranno) possibili; ai tassonomi che hanno determinato centinaia di esemplari e collaborato a corsi di formazione.

Fonti di finanziamento

Nel corso degli anni diverse fonti di finanziamento si sono alternate. In particolare, fondamentale è stato il supporto finanziario dei fondi dedicati ai Progetti di Sistema del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (Progetti di Sistema ex cap. 1551, Direttiva Biodiversità e Direttiva Impollinatori).

Le attività di ricerca e monitoraggio hanno ricevuto supporto finanziario anche dal Progetto dell'Unione Europea "Improving

Future Ecosystem Benefits through Earth Observations" (Ecopotential) - Horizon 2020 Research and Innovation Programme, grant agreement no. 641762 e dal Progetto di Interesse "Next Data" del Ministero dell'Università e della Ricerca.

La sperimentazione delle nuove tecniche di monitoraggio è stata possibile grazie al progetto Bio.Up. BIOdiversità. Una Piattaforma interattiva per monitorare, esplorare e prevedere gli effetti delle trasformazioni nel Parco del Gran Paradiso, finanziato da NBFC con un bando a cascata nell'ambito del PNRR - Misura 1.4 "Potenziamento Strutture di Ricerca e Creazione di "Campioni Nazionali di R&S" su alcune *Key Enabling Technologies*".

BIBLIOGRAFIA

Allegro A., Viterbi R., 2010. [Contributo alla conoscenza faunistica ed ecologica dei Carabidi del Parco Naturale Orsiera Rocciavré e della Riserva di Foresto \(Coleoptera, Carabidae\)](#). Riv Pie Sto Nat 31: 187–212.

Balletto E., Bonelli S., Cassulo L., 2007. *Insecta Lepidoptera Papilionoidea*. In: Ruffo S, Stoch F (eds) Checklist and distribution of the Italian Fauna. 10,000 terrestrial and in land water species. 2nd and revised edition—Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2_ serie, Sez. Scienze della Vita. 17: 257–261, 280 pls on CD-ROM.

Battisti A., Cerrato C., Viterbi R., Bionda R., Savoldelli P., 2016. [Gli Ortoteri dei Parchi Naturali Veglia-Devero e Alta Valle Antrona](#). Riv Pie Sto Nat 37: 93–115.

Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H., 2000. *Bird Census Techniques*. II ed., Academic Press, London.

- Cerrato C., Rocchia E., Brunetti M., Bionda R., Bassano B., Provenzale A., Bonelli S., Viterbi R., 2019. [Butterfly distribution along altitudinal gradients: temporal changes over a short time period](#). *NatConserv* 34: 91–118.
- Cerrato C., Viterbi R., Bionda R., Vettorazzo E., Pedrotti L., Movalli C., Provenzale A., 2017. *A multi-taxa approach in mountain ecosystems: a shared protocol between 6 Italian Parks*. In: Conference Volume – 6th Symposium for Research in Protected Areas, Salzburg, 2-3 November 2017, p. 103-106.
- Coetzee B.W.T., Gaston K.J., Chown S.L., 2014. [Local Scale Comparisons of Biodiversity as a Test for Global Protected Area Ecological Performance: A Meta-Analysis](#). *PLoS ONE* 9(8):e105824.
- Dalton D., Berger V., Kirchmeir H., Adams V., Botha J., Halloy S., Hart R., Švara V., Torres Ribeiro K., Chaudhary S., Jungmeier M., 2024. [A framework for monitoring biodiversity in protected areas and other effective area-based conservation measures: Concepts, methods and technologies](#). IUCN WCPA Technical Report Series No. 7, Gland, Switzerland: IUCN. <https://doi.org/10.2305/HRAP7908>.
- De Cáceres M., Legendre P., 2009. [Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference](#). *Ecology* 90: 3566–3574.
- Gardiner T., Hill J., Chesmore D., 2005. [Review of the Methods Frequently Used to Estimate the Abundance of Orthoptera in Grassland Ecosystems](#). *Insect Conserv* 9:151–173.
- Gray C.L., Hill S.L., Newbold T., Hudson L.N., Borger L., Contu S., Hoskins A.J., Ferrier S., Purvis A., Scharlemann J.P., 2016. [Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide](#). *Nat Commun* 7:12306.
- Ioan S., Roseo F., Brambilla M., 2025. [Mountain ecosystem services under a changing climate: A global perspective](#). *Ecosyst Serv* 73:101732.
- Johnson C.N., Balmford A., Brook B.W., Buettel J.C., Galetti M., Guangchun L., Wilmshurst J.M., 2017. [Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene](#). *Science* 356:270–275.
- Körner C., 2004. [Mountain biodiversity, its causes and function](#). *Ambio* 13:11–17. Körner C., 2007. [The use of 'altitude' in ecological research](#). *Trend Ecol Evol* 22:569–574.
- Lahoz-Monfort J.J., Magrath M.J.L., 2021. [A Comprehensive Overview of Technologies for Species and Habitat Monitoring and Conservation](#). *BioScience* 71(10):1038–1062.
- Merow C., Smith M.J., Silander J.A., 2013. [A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter](#). *Ecography* 36(10): 1058-1069.
- Metz M., Rocchini D., Neteler M., 2014. [Surface temperatures at the continental scale: Tracking changes with remote sensing at unprecedented detail](#). *Remote Sens* 6 (5):3822–3840.
- Milano F., Pantini P., Isaia M., 2025. [A new species of Peponocranium \(Araneae: Linyphiidae\) from the Alps](#). *Arachnol Lett* 69:19–26.
- Oliver T.H., Heard M.S., Isaac N.J.B., Roy D.B., Procter D., Eigenbrod F., Freckleton R., Hector A., Orme C.D.L., Petchey O.L.,

Proença V., Raffaelli D., Suttle K.B., Mace G.M., Martín-López B., Woodcock B.A., Bullock J.M., 2015. [Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions](#). *Trend Ecol Evol* 30(11):673–684.

Pantini P., Mazzoleni F., Gobbi M., Pedrotti L., 2020. [Ragni \(Arachnida, Araneae\) di interesse biogeografico e conservazionistico nel Parco nazionale dello Stelvio \(Italia\)](#). *Riv Museo Civ Sci Nat "Enrico Caffi"* 33:23–53.

Petri I., Pantini P., Oneto C., Vettorazzo E., Gobbi M., 2022. [Araneofauna \(Arachnida: Araneae\) del Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi \(Veneto\)](#). *Frammenti: conoscere e tutelare la natura bellunese* 12:25–40.

Pollard E., 1977. [A method for assessing changes in the abundance of butterflies](#). *Biol Conserv* 12:115–134.

Rahbek C., Borregaard M.K., Colwell R.K., Dalsgaard B., Holt B.G., Morueta-Holme N., Nogues-Bravo D., Whittaker R.J., Fjeldså J., 2019. [Humboldt's enigma: What causes global patterns of mountain biodiversity?](#) *Science* 365:1108–1113.

Schmeller D.S., Urbach D., Bates K., Catalan J., Cogălniceanu D., Fisher M.C., Friesen J., Füreder L., Gaube V., Haver M., Jacobsen D., Le Roux G., Lin Y., Loyau A., Machate O., Mayer A., Palomo I., Plutzer C., Sentenac H., Sommaruga R., Tiberti R., Ripple W.J., 2022. [Scientists' warning of threats to mountains](#). *Sci Tot Envir* 853:158611.

Southwood T.R.E., Henderson P.A., 2000. *Ecological Methods*. Blackwell Science, Oxford, UK.

Sundqvist M.K., Sanders N.J., Wardle D.A., 2013. [Community and Ecosystem Responses to Elevational Gradients: Processes,](#)

[Mechanisms, and Insights for Global Change](#). *Annu Rev Ecol Evol Syst* 44:261–280.

van Klink R., August T., Bas Y., Bodesheim P., Bonn A., Fossøy F., Høye T.T., Jongejans E., Menz M.H.M., Miraldo A., Roslin T., Roy H.E., Ruczyński I., Schigel D., Schäffler L., Sheard J.K., Svenningsen C., Tschan G.F., Wäldchen J., Zizka V.M.A., Åström J., Bowler D.E., 2022. [Emerging technologies revolutionise insect ecology and monitoring](#). *Trends Ecol Evol* 37(10):872–885.

Viterbi R., Cerrato C., Bassano B., Bionda R., von Hardenberg A., Provenzale A., Bogliani G., 2013. [Patterns of biodiversity in the northwestern Italian Alps: a multi-taxa approach](#). *Comm Ecol* 14:18–30.

Viterbi R., Cerrato C., Bionda R., Provenzale A., 2020. [Effects of temperature rise on multi-taxa distributions in mountain ecosystems](#). *Diversity* 12:210.

doi.org/10.83114/reticula40/05

MONITORAGGI FLORISTICI E CONSERVAZIONE: UNA COLLABORAZIONE TRA ISTITUZIONI SCIENTIFICHE E AREE PROTETTE DEL TRENINO

[Giulia Tomasi](#)¹, Filippo Prosser¹, Alessio Bertolli², Matteo Sartori³

¹Sezione botanica Fondazione Museo Civico di Rovereto; ²Fondazione Museo Civico di Rovereto; ³Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette Provincia autonoma di Trento

Abstract: Un esempio efficace di collaborazione tra istituzioni scientifiche e amministrazione pubblica è il monitoraggio della biodiversità nelle Aree protette del Trentino. Da più di trent'anni la Fondazione Museo Civico di Rovereto (FMCR) raccoglie dati floristici su tutto il territorio provinciale, creando un archivio provinciale di oltre 1,7 milioni di record. Il monitoraggio continuo di specie e habitat Natura 2000, supporta la tutela delle Aree protette in Trentino. Il campionamento ripetuto consente l'analisi delle dinamiche e delle pressioni in atto su specie e habitat. La collaborazione strutturata tra FMCR e Servizio Aree Protette della Provincia autonoma di Trento garantisce rigore scientifico e continuità, configurando un modello replicabile per la gestione della biodiversità alpina.

Parole chiave: Rete Natura 2000, Aree protette, monitoraggio floristico, campionamenti ripetuti.

FLORAL MONITORING AND CONSERVATION: A COLLABORATION BETWEEN SCIENTIFIC INSTITUTIONS AND PROTECTED AREAS IN TRENTINO

[Giulia Tomasi](#)¹, Filippo Prosser¹, Alessio Bertolli², Matteo Sartori³

¹Sezione Botanica Fondazione Museo Civico di Rovereto; ²Fondazione Museo Civico di Rovereto; ³Autonomous Province of Trento - Sustainable development and protected areas Service

Abstract: *The monitoring of biodiversity in protected areas in Trentino is an effective example of collaboration between scientific institutions and public administration. For over thirty years, the Fondazione Museo Civico di Rovereto (FMCR) has been collecting floristic data across the province, creating a provincial archive of over 1.7 million records. The continuous monitoring of Natura 2000 species and habitats supports the protection of Trentino's protected areas. Repeated sampling allows for analysis of the dynamics and pressures on species and habitats. The structured collaboration between FMCR and the Protected Areas Service of the Autonomous Province of Trento ensures scientific rigor and continuity, creating a replicable model for managing Alpine biodiversity.*

Keywords: *Natura 2000 Network, protected areas, floristic monitoring, resampling.*

INTRODUZIONE

Il monitoraggio della biodiversità floristica nelle Aree protette del Trentino rappresenta un esempio concreto e strutturato di collaborazione tra istituzioni scientifiche, come la Fondazione Museo Civico di Rovereto (FMCR) e il Servizio Sviluppo sostenibile e Aree protette della Provincia Autonoma di Trento, finalizzato alla tutela e alla gestione sostenibile del patrimonio naturale alpino.

Dal 1991 la sezione botanica della Fondazione Museo Civico di Rovereto raccoglie dati floristici di piante vascolari su tutto il territorio trentino. Complessivamente, al dicembre 2024, nell'archivio della FMCR risultano 1.706.980 dati così suddivisi: 1.473.496 raccolti in campo; 154.480 derivanti da pubblicazioni; 79.004 da erbari.

Essendo l'archivio floristico più completo della Provincia Autonoma di Trento (Prosser et al., 2019), rappresenta lo strumento principale per quantificare e monitorare la biodiversità floristica sull'intero territorio provinciale. Circa il 22% del totale dei dati raccolti dalla FMCR ricade all'interno dei siti Natura 2000 provinciali.

Tutti i siti Natura 2000 del Trentino sono stati visitati dai botanici della FMCR, spesso più volte in anni e stagioni diverse. Per i siti più piccoli la densità di dati è spesso superiore a quella media per la Provincia, per quelli maggiori - che includono gran parte delle montagne più elevate e spesso la flora è molto povera per la presenza di rocce, nevai e ghiacciai - la densità di dati raccolti è decisamente meno numerosa rispetto alla media provinciale.

I dati raccolti si basano sia sullo studio della distribuzione dei singoli *taxa* basato sul metodo della Cartografia Floristica

mitteleuropea (Ehrendorfer e Hamann, 1965) che sullo studio delle comunità vegetali con il metodo del rilievo fitosociologico (Braun-Blanquet, 1964).

In particolare, quest'ultimo metodo, oltre ad essere utile per conoscere lo stato conservativo attuale dei siti Natura 2000, è adatto a comprendere le dinamiche evolutive degli habitat e delle specie, grazie al fatto che tutti i punti fissi sono ritrovabili in quanto georeferenziati e marcati (con picchetti in legno e vernice rossa).

È infatti risaputo che il *resampling* rappresenta un metodo di monitoraggio molto efficace in quanto garantisce un confronto statistico dei dati evidenziando dinamiche ed eventuali minacce in corso relativamente a specie ed habitat.

Negli ultimi anni, a partire dal 2022, oltre a queste due modalità di monitoraggio si è affiancato un nuovo approccio, in risposta alla necessità di studiare l'impatto di fenomeni attuali come la globalizzazione e il riscaldamento climatico che tendono ad influenzare le dinamiche distributive (sia orizzontali che verticali) della flora.

In particolare, l'attenzione si è focalizzata sulla migrazione delle specie: da un lato, analizzando le vie di penetrazione delle specie esotiche in Trentino e i siti Natura 2000 più a rischio; dall'altro, la migrazione altitudinale delle specie autoctone, che risalgono verso quote più elevate in risposta all'innalzamento delle temperature. Quest'ultimo processo è direttamente correlato al riscaldamento climatico, che è molto più accentuato sulle Alpi (Gobiet et al., 2014; [Zampieri et al., 2021](#)) e che provoca il ritiro dei ghiacciai e lo scioglimento dei nevai, liberando nuove superfici potenzialmente colonizzabili.

Si tratta di dinamiche osservabili solo attraverso un monitoraggio continuativo e sistematico che consenta di comprendere in tempo reale i cambiamenti ecologici in atto e per pianificare strategie efficaci di conservazione della biodiversità floristica alpina.

TERRITORIO OGGETTO DI STUDIO

La rete Natura 2000 in Trentino si estende per circa 176.000 ettari, quasi il 30% del territorio provinciale, ed è costituita da:

- 135 Zone Speciali di Conservazione (ZSC), identificati secondo quanto stabilito dalla Direttiva 92/43/CEE "Habitat".
- 1 Sito di Interesse Comunitario (SIC) "Val Jumela", ultimo sito istituito a seguito del rinvenimento di alcune stazioni di *Botrichium simplex*, una pteridofita inclusa nell'Allegato II della Direttiva 92/43/CEE "Habitat". Questo sito è l'unico in Trentino che non ha ancora concluso il processo di trasformazione in ZSC.
- 19 Zone di Protezione Speciale (ZPS) istituite ai sensi della Direttiva 2009/147/CE "Uccelli" concernente la conservazione degli uccelli selvatici. Alcune delle superfici individuate come ZPS rientrano in territori già designati come ZSC.

Si possono avere informazioni più dettagliate sulle ZSC e le ZPS presenti sul territorio consultando le pagine web dedicate sul [sito istituzionale della provincia autonoma di Trento](#).

All'interno di queste Aree protette sono stati individuati 54 habitat, di cui 12 prioritari inclusi nell'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE "Habitat". L'habitat è una unità ecologica più o meno autonoma ossia in grado di sostenersi e autoregolarsi, adattandosi ai cambiamenti dell'ambiente.

L'habitat costituisce anche lo spazio fisico entro il quale vivono le specie animali e vegetali tipiche di quell'habitat, costituisce "l'indirizzo" dove una specie vegetale o animale abita. Quindi a un determinato habitat corrispondono solo ed esclusivamente determinate specie, che sono tipiche di quell'habitat. Ad habitat diversi corrispondono specie diverse. Per conoscere tutti gli Habitat presenti in Trentino, visitare il sito dedicato [Trentino Living Atlas](#).

MATERIALI E METODI

I 368.826 dati floristici della FMCR nell'ambito del Sistema Aree protette del Trentino vengono raccolti secondo varie metodologie in base alle finalità del monitoraggio.

Qui di seguito si espongono le varie tipologie e gli ambiti principali di applicazione all'interno della Rete Natura 2000 in Trentino. Nel capitolo successivo si espongono invece alcune elaborazioni a partire da questo *dataset*.

Il censimento floristico

Il censimento floristico si basa sullo studio della distribuzione dei singoli *taxa* (areale) basato sul metodo della Cartografia Floristica mitteleuropea (Ehrendorfer e Hamann, 1965). La cartografia floristica, ponendosi come obiettivo quello di redigere mappe di distribuzione delle piante vascolari spontanee di un territorio, garantisce un rilevamento sistematico ed oggettivo della biodiversità floristica. In passato i dati raccolti in campo venivano digitalizzati e georeferenziati in un secondo momento, ma, dal 2015, sull'onda dello sviluppo tecnologico e la diffusione di dispositivi *smartphone* con GPS integrato, tale metodo viene applicato dai botanici della FMCR attraverso il rilevamento puntuale in

campo delle specie con cattura immediata delle coordinate geografiche (WGS84, EPSG code EPSG: 4326).

La precisione dei GPS degli *smartphone* appare infatti più che accettabile ai fini della distribuzione floristica nella maggior parte delle situazioni (ad eccezione ad esempio dei sotto roccia o degli impluvi piuttosto profondi, soprattutto in giornate particolarmente nuvolose in cui la ricezione GPS è scarsa) e quindi risulta essere il miglior strumento di rilevamento tenendo in considerazione anche una serie di altri vantaggi, tra i quali: rapidità e facilità di utilizzo; superamento della necessità di riferire i dati a reticoli cartografici, potendo registrare direttamente in campo le coordinate per ogni singolo dato floristico raccolto. Questo approccio permette di documentare con precisione la presenza di specie di particolare interesse conservazionistico, come quelle incluse nella Lista Rossa, nella Direttiva Habitat o appartenenti alla componente esotica invasiva. Oltre alla cattura delle coordinate GPS, il metodo consente anche di registrare informazioni quantitative, quali il numero di esemplari, l'estensione dell'area colonizzata o eventuali fattori di pressione ambientale/minacce in atto osservati in loco.

Il rilievo fitosociologico

Il metodo di monitoraggio basato sull'indagine fitosociologica attraverso punti fissi è utilizzato per descrivere la composizione floristica e la struttura della vegetazione (a livello di associazione) degli habitat Natura 2000 censiti in Trentino. La ripetizione nel tempo di questi rilievi consente inoltre di evidenziare e di confrontare in maniera oggettiva le dinamiche in atto nei vari siti Natura 2000. Nello specifico le associazioni vengono

definite da una combinazione statisticamente ripetitiva di specie floristiche alla quale si giunge attraverso il rilievo fitosociologico con il metodo Braun-Blanquet (1964). Tale metodo consente infatti di individuare e classificare le unità di vegetazione (fitocenosi) in base alle specie presenti e alla loro abbondanza.

Il metodo si basa sull'analisi di superfici campione (*relevés* o rilievi o *plot*) rappresentative di ciascun tipo vegetazionale presente nella zona oggetto di studio.

Le fasi del rilievo fitosociologico secondo Braun-Blanquet prevedono:

1. individuazione dell'area minima (popolamento elementare). Si individuano aree omogenee dal punto di vista della vegetazione dove realizzare i rilievi con una superficie minima necessaria per rappresentare in modo significativo la composizione floristica di una comunità. L'area minima al momento del rilievo viene delimitata con corda metrica;
2. descrizione dei parametri stazionali. Vengono poi segnate le coordinate geografiche GPS, la quota, l'inclinazione, l'esposizione, annotando anche informazioni quali tipo di substrato ed eventuali altre note;
3. analisi della componente floristica e valutazione dell'abbondanza-dominanza. Questa fase prevede l'inventario completo di tutte le specie presenti con la stima della superficie coperta dalla vegetazione in toto (suddivisa nei vari strati arboreo, arbustivo, erbaceo) e da ciascuna specie singolarmente. La copertura si basa sulla seguente scala proposta da Braun-Blanquet (1964) e modificata da Westhoff e van der Maarel (1978): 5 75-100%, 4 50-75%, 3 25-50%, 2 5-25%, 1 1-5%, + < 1 %, r rara.

Il transetto

Questa metodologia è adoperata nell'ambito dei monitoraggi per evidenziare le dinamiche di migrazione verso l'alto delle specie in seguito al riscaldamento climatico. Il monitoraggio, applicabile per qualsiasi vetta montana accessibile a piedi, si basa sull'effettuazione di 4 transetti contigui, ciascuno di 50 m di dislivello verticale, partendo dagli ultimi 200 metri prima della vetta e sino a questa. Per ciascun transetto effettuato in salita viene fatto un elenco completo delle specie osservate lungo il sentiero principale (con un buffer di ca. 5 m). In discesa, invece, il campionamento prevede di segnare e georeferenziare le prime tre popolazioni di ciascuna specie fino ai 200 metri di dislivello sotto la vetta (esattamente nel punto in cui iniziano i transetti in salita). Per ogni popolazione si raccolgono inoltre informazioni relative alla dimensione e allo stato riproduttivo. Anche in questo caso i dati floristici sono raccolti in campo utilizzando il GPS integrato di uno *smartphone*.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Le attività in campo dei botanici della FMCR sono state svolte secondo un disegno di campionamento conforme all'applicazione di metodi d'analisi che rappresentano ad oggi lo stato dell'arte in materia, al fine di garantire la qualità scientifica delle informazioni raccolte ed elaborate (ISPRA, 2016). In particolare, dal 2016 ad oggi sono stati monitorati tutti i 54 habitat censiti in provincia di Trento attraverso 284 punti fissi in ZSC/ZPS: 159 sono stati già stati ripetuti (a partire dal 2022), i restanti 125 sono in fase di ripetizione.

Per quanto riguarda le specie, sono 18 i *taxa* della Direttiva Habitat monitorati dal 2016 al 2024 all'interno dei confini provinciali, qui di

seguito elencati: *Adenophora liliifolia*, *Botrychium simplex*, *Campanula morettiana*, *Daphne petraea*, *Diphysium alpinum*, *Diphysium issleri*, *Dracocephalum austriacum*, *Gentiana lutea* subsp. *symphyandra*, *Gladiolus palustris*, *Himantoglossum adriaticum*, *Linnaea borealis*, *Liparis loeselii*, *Lycopodiella inundata*, *Lycopodium clavatum*, *Primula glaucescens*, *Saxifraga tombeanensis* e *Scutellaria alpina*.

A fronte del 28,4% della superficie territoriale, la Rete Natura 2000 del Trentino con i suoi 1.763 kmq - per ovvi motivi non sono considerate in queste analisi le grotte - ospita l'85,5% della flora provinciale, ovvero 2.215 taxa su 2.593 totali presenti in Trentino (Bertolli et al., 2019; 2020; Prosser et al., 2019; Tomasi et al., 2022). Nella tabella A (in appendice all'articolo) vengono riportati, per ciascuno dei 127 siti Natura 2000 della PAT, alcuni dati di sintesi per quanto riguarda la ricchezza floristica e la componente di Lista Rossa di ciascuno.

Tra i siti con maggior ricchezza floristica spiccano ZSC di grandi dimensioni come Dolomiti di Brenta (31.132 ha) con 1.312 specie, Brenta (29.740 ha) con 1.282 e Lagorai (46.193 ha) con 1.245 che, proprio per la loro estensione, comprendono un'ampia fetta di flora locale. Degni di nota sono però altri siti meno estesi come Monte Baldo di Brentonico (2.120 ha) con 971 specie e ancor di più il sito di Servis (313 ha) con 730 taxa. Il numero totale di specie non dipende infatti esclusivamente dall'estensione dei siti, ma anche dall'eterogeneità ambientale e dalla quota: siti situati solo in alta quota presentano di regola una flora più povera di siti situati a quota bassa (Körner, 2003; Testolin et al., 2021). In estrema sintesi dai monitoraggi emerge che:

- i grandi siti Natura 2000 di quota medio-alta sono importanti per il numero di specie endemiche alpine;
- i piccoli siti di quota medio-bassa sono importanti per il numero di specie di Lista Rossa e di specie totali (in rapporto alla loro limitata estensione), pur essendo maggiormente soggetti all'ingresso di specie alloctone.

Per quanto concerne le entità floristiche di Lista Rossa, delle 827 specie della Lista Rossa della flora del Trentino (Prosser et al., 2019), 522 (63,1%) hanno almeno una presenza nelle Aree protette (28,4% del Trentino), 305 solo in aree non protette.

Quest'ultime hanno un'ecologia legata essenzialmente agli incolti (ovvero agli

ambienti disturbati dall'uomo) e i coltivi (terreni arati o sarchiati) scarsamente rappresentati nella Rete Natura 2000 in quanto non vi sono habitat nella Direttiva 43/92 che tutelano queste due tipologie ambientali a differenza di zone umide, rupi e ghiaioni, boschi e siepi, acque e sponde, sottoroccia o prati magri. Considerando ora il numero di specie di Lista Rossa per quadrato chilometrico (Figura 1) appare chiaro il concentrarsi di esse in aree limitate, spesso coincidenti con Aree protette di piccole dimensioni, di solito ex biotopi provinciali istituiti per la tutela di zone umide, oppure altre aree Natura 2000 che tutelano zone aride di bassa quota.

È il caso, ad esempio, di varie torbiere: Fiavè, Lomasona, Lago Pudro, Masi Caretta, Val

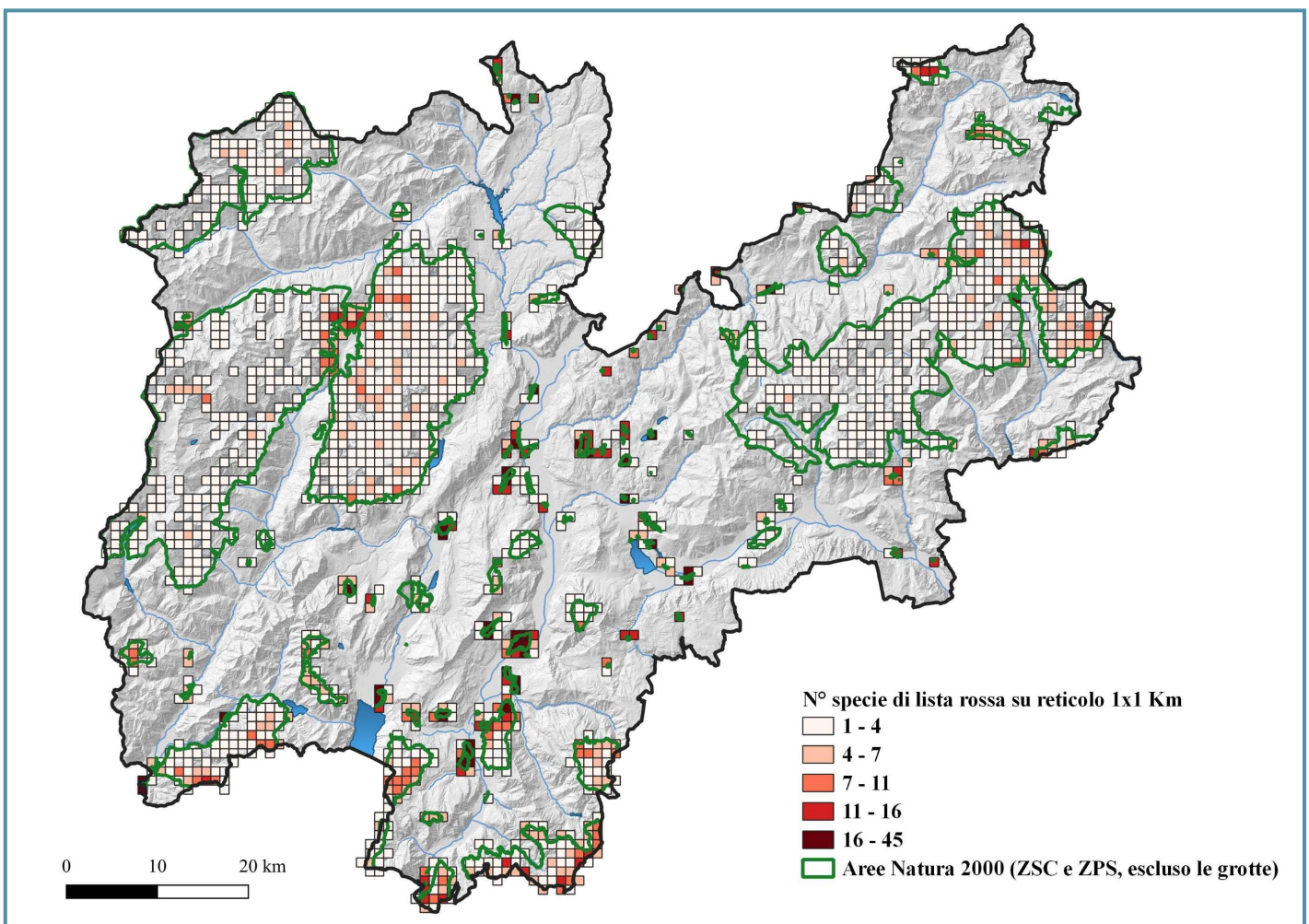


Figura 1. Numero di specie di Lista Rossa nella Rete Natura 2000 in Trentino per quadrato chilometrico (fonte: elaborazione degli Autori).

Duron, destra Val di Cembra e alta Val di Non.

Altri siti con notevole concentrazione di specie di Lista Rossa legate per lo più ad ambienti aridi sono Servis, Monte Ghello, Lago di Terlago (qui anche specie di zone umide).

In siti più estesi vi sono alcune concentrazioni, spesso legate alla presenza di aree con torbiere, come nel caso dell'area prossima a Madonna di Campiglio.

Anche sui monti del Trentino meridionale ci sono apprezzabili presenze di specie di Lista Rossa, in quanto si trovano qui varie rarità a livello provinciale, sia specie endemiche strette, sia specie a distribuzione mediterranea al limite del loro areale.

In relazione alla componente alloctona, sempre secondo Prosser et al. (2019) sono 254 le specie esotiche che si sono naturalizzate in Trentino dopo la scoperta dell'America, ma soprattutto dall'Ottocento ad oggi. Tra queste, un po' più di un centinaio sono considerate autoctone in almeno una regione italiana ed hanno perciò una zona di origine piuttosto vicina: si tratta perlopiù di specie mediterranee, immigrate stabilmente in tempi piuttosto recenti a causa di trasporto involontario e verosimilmente anche per il riscaldamento climatico.

Le rimanenti 145 specie sono invece specie considerate esotiche a livello nazionale dalla checklist delle alloctone d'Italia (Galasso et al., 2021). Delle 145 specie esotiche nazionali naturalizzate in Trentino, ben 121 sono state rinvenute almeno una volta nella Rete Natura 2000, e solamente 24 sono state fino ad ora censite solo al di fuori. La mappa seguente (Figura 2) mostra la concentrazione per chilometro quadrato di queste specie limitatamente alla Rete Natura 2000.

Appare chiaramente che ad essere

maggiormente soggetti all'invasione di specie esotiche nazionali sono i siti di bassa quota, localizzati lungo i fondivalle o comunque a bassa quota: è questa, infatti, la fascia dove si concentra il maggior disturbo in Trentino, e i siti non sono ad esso estranei. Talvolta si tratta di disturbo antropico diretto, spesso si tratta di disturbo legato a fattori naturali, tra cui di frequente l'azione dell'acqua sulle sponde fluviali o lacustri che favorisce in modo decisivo l'espansione delle specie esotiche.

Analizzando le affinità per macrohabitat delle 145 specie (esotiche nazionali) dentro e solo fuori la Rete Natura 2000, risulta che gli incolti, boschi, sponde e coltivi ne ospitano in maggior numero, con una considerevole presenza all'interno della Rete.

Una presenza numericamente scarsa si registra nei prati magri, negli anfratti e ripari rocciosi, in acque e zone umide. Per nulla soggetti all'invasione di specie esotiche sono i cespuglieti subalpini, le praterie alpine, le rupi ed i ghiaioni.

Infine, per quanto riguarda lo studio delle dinamiche di risalita delle specie di flora in seguito al riscaldamento climatico, tra il 2022 e il 2023 sono state indagate 27 cime di montagne trentine situate tra i 2.745 e i 3.757 metri di altitudine, tutte all'interno di Aree protette e/o Parchi Naturali (Figura 3, Tabella 1) raccogliendo 7.900 dati georeferenziati e documentando la presenza di 295 *taxa* di piante vascolari (di queste, 138 solo sopra i 3.000 m di quota).

La selezione delle vette sino ad oggi indagate ha tenuto conto dei seguenti criteri: altitudine (> 2.700 m), localizzazione (distribuzione il più possibile omogenea tra i diversi gruppi montuosi), substrato (campioni rappresentativi dei principali tipi litologici), esposizione

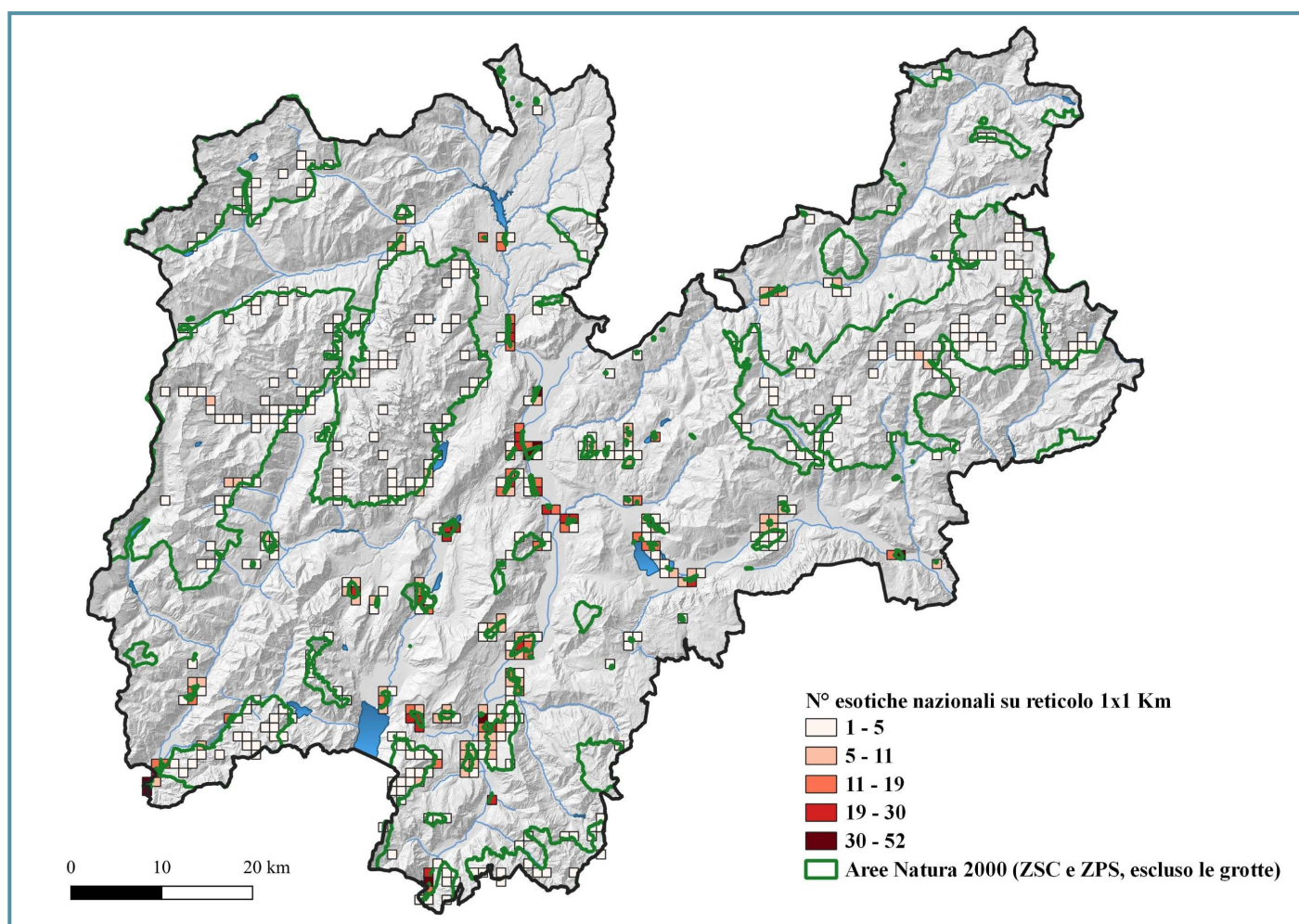


Figura 2. Numero di specie esotiche nazionali nella Rete Natura 2000 in Trentino per quadrato chilometrico (fonte: elaborazione degli Autori).

(preferibilmente versanti di salita esposti a sud o a est, in quanto maggiormente soggetti all'irraggiamento solare e quindi più precocemente sgombri dalla neve, condizione che favorisce una maggiore ricchezza floristica), e accessibilità alla vetta (sono state escluse dal campionamento le cime che richiedono competenze alpinistiche avanzate). Lo studio ha permesso di stabilire il record altitudinale massimo nella Provincia di Trento per le piante vascolari a 3.607 metri sul livello del mare (*Poa laxa* subsp. *laxa* sulla Punta Taviela nel Parco Nazionale dello Stelvio). Rispetto ai limiti altitudinali noti per le specie in Trentino (Prosser et al., 2019), 229 taxa

hanno mostrato un'estensione del loro limite altitudinale. In alcuni casi, l'aumento di quota è stato superiore ai 500 metri, come nel caso di *Gymnocarpium dryopteris* alla Forcola, registrato a 3.295 metri (+625 m). È stato inoltre osservato un singolo individuo di *Larix decidua* a 3.152 metri sulla Lobbia Alta nel Parco Naturale Adamello Brenta, che rappresenta il massimo altitudinale noto per l'intera area di distribuzione della specie (Prosser et al., 2023).

Tali record sono in parte legati alla parzialità dei dati raccolti in passato, ma in parte sicuramente attribuibili ai cambiamenti climatici.

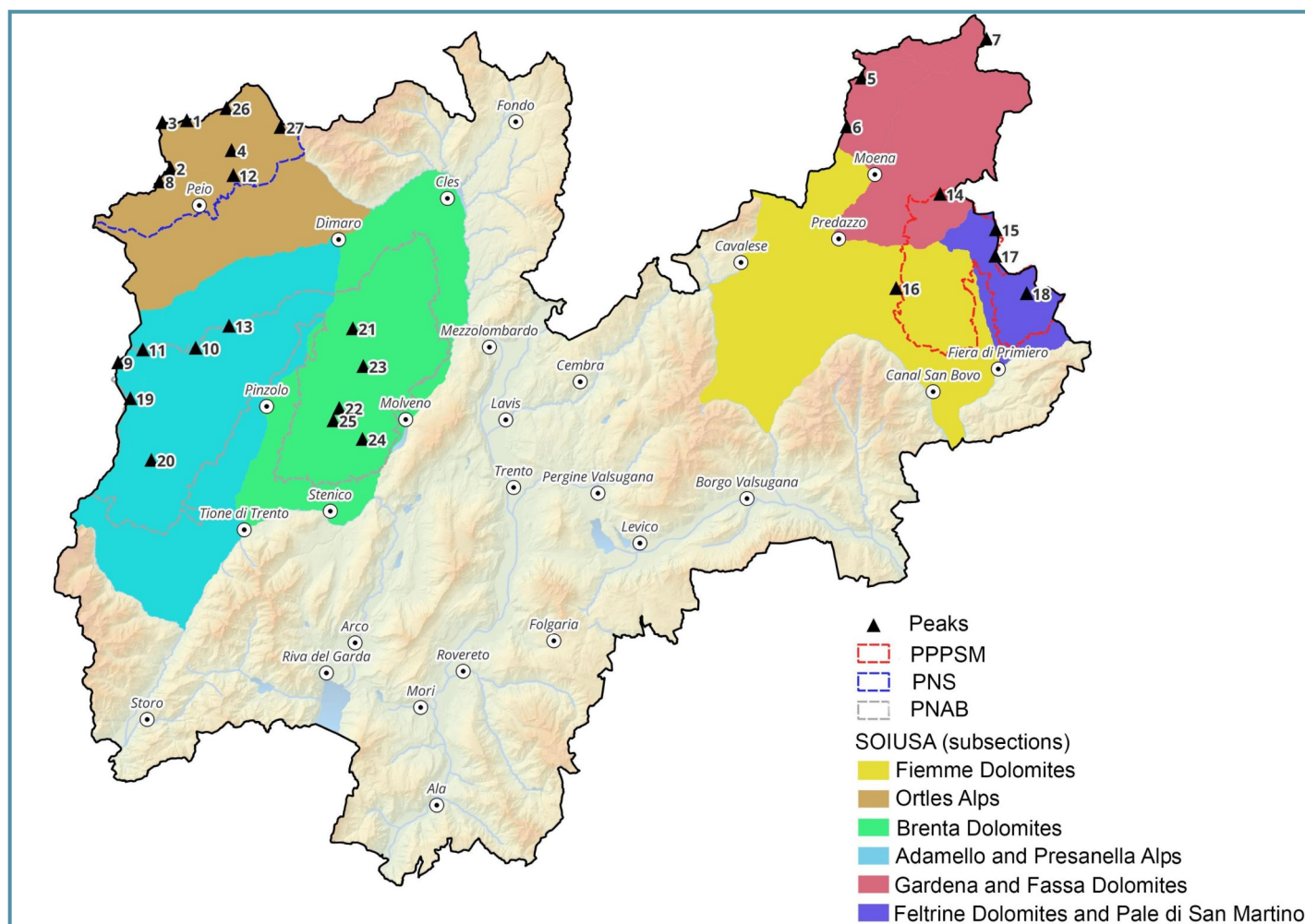


Figura 3. Mappa della provincia di Trento con indicazione delle cime oggetto di studio. PNAB: Parco Naturale Adamello-Brenta; PNS: Parco Nazionale dello Stelvio; PNPPSM: Parco Naturale Paneveggio Pale di San Martino (fonte: elaborazione degli Autori).

CONCLUSIONI

Questi dati sono fondamentali per l'elaborazione di valutazioni aggiornate sullo stato di conoscenza e di conservazione delle specie e degli habitat, oltre a costituire una base scientifica solida per orientare azioni gestionali e misure di conservazione mirate all'interno della Rete Natura 2000 e più in generale di tutte le Aree protette.

Effettuare e programmare una ripetizione nel tempo dei monitoraggi basati su un metodo e su dei punti fissi rappresenta uno strumento estremamente efficace per l'analisi delle

dinamiche e il riconoscimento delle pressioni in atto. Quando tali rilievi vengono eseguiti su superfici georeferenziate e marcate fisicamente sul terreno, è possibile tornare negli stessi punti negli anni successivi e ripetere l'indagine con criteri identici. Questo approccio, noto come *resampling*, permette confronti diretti nel tempo, rivelando variazioni nella composizione delle comunità vegetali, segnali di degrado o di miglioramento, ingressi di specie esotiche o spostamenti altitudinali. In aggiunta si tratta di una metodologia particolarmente adatta e

funzionale a produrre dati solidi utili alla redazione dei report periodici richiesti dal MASE.

La sistematica attività di raccolta dati è resa possibile grazie alla collaborazione consolidata dei due enti, il Servizio provinciale competente e la FMCR, che hanno instaurato da anni un rapporto di collaborazione basato su protocolli e convenzioni condivisi, che regolano in modo preciso le modalità di

raccolta e gestione dei dati floristici, nonché le attività di monitoraggio all'interno del territorio provinciale. Questo quadro di riferimento garantisce continuità, coerenza metodologica e una base scientifica solida per lo studio della biodiversità floristica trentina all'interno della Rete Natura 2000.

Tabella 2. Elenco delle vette esplorate con la metodologia del transetto negli ultimi 200 m, il tipo di substrato, la presenza nei Parchi naturali, in Natura 2000 e la classificazione della catena montuosa all'interno del sistema alpino SOIUSA (fonte: elaborazione degli Autori).

| ID | CIMA | METRI | SUBSTRATO | PARCHI NATURALI | | | UNESCO | NATURA 2000 | SOIUSA |
|----|--------------------------|-------|--------------------------------|-----------------|-----|--------|--------|----------------|-----------------------------|
| | | | | PNAB | PNS | PNPPSM | | | |
| 1 | Forcola | 3031 | rocce metamorfiche (silice) | | X | | | | Ortles-Cevedale Chain |
| 2 | Monte Vioz | 3645 | rocce metamorfiche (silice) | | X | | | X | Ortles-Cevedale Chain |
| 3 | Cresta est Cima Cevedale | 3757 | rocce metamorfiche (silice) | | X | | | X | Ortles-Cevedale Chain |
| 4 | Cima Cavaion | 3120 | rocce metamorfiche (silice) | | X | | | X | Ortles-Cevedale Chain |
| 5 | Catinaccio d'Antermoia | 3002 | rocce sedimentarie | | | | X | | Fassa and Gardena Dolomites |
| 6 | Roda de Vael | 2882 | rocce sedimentarie | | | | X | | Fassa and Gardena Dolomites |
| 7 | Piz Boe | 3152 | rocce sedimentarie | | | | | | Fassa and Gardena Dolomites |
| 8 | Punta Taviela | 3612 | rocce metamorfiche (silice) | | X | | | | Ortles-Cevedale Chain |
| 9 | Punta Pisgana | 3108 | rocce ignee intrusive (silice) | X | | | | | Adamello-Presanella Group |
| 10 | Cima Presanella | 3558 | rocce ignee intrusive (silice) | X | | | | X | Adamello-Presanella Group |
| 11 | Cima Presena | 3069 | rocce ignee intrusive (silice) | X | | | | X | Adamello-Presanella Group |
| 12 | Cima Vallon | 2889 | rocce metamorfiche (silice) | | X | | | X | Ortles-Cevedale Chain |
| 13 | Cima di Bon | 2903 | rocce ignee intrusive (silice) | X | | | | X | Adamello-Presanella Group |
| 14 | Cima Bocche | 2745 | rocce ignee effusive (silice) | | | X | | | Fassa and Gardena Dolomites |
| 15 | Monte Mulaz | 2893 | rocce sedimentarie | | | X | X | | Pale di San Martino Group |

| | | | | | | | | | |
|----|---------------------|------|--------------------------------|---|---|---|---|---|---------------------------------------|
| 16 | Cima di Cece | 2754 | rocce ignee effusive (silice) | | | X | | | Lagorai-Monte Croce-Cima d'Asta Chain |
| 17 | Cima Vezzana | 3192 | rocce sedimentarie | | | X | X | X | Pale di San Martino Group |
| 18 | Cima di Fradusta | 2939 | rocce sedimentarie | | | X | X | X | Pale di San Martino Group |
| 19 | Lobbia Alta | 3197 | rocce ignee intrusive (silice) | X | | | | X | Adamello-Presanella Group |
| 20 | Monte Care Alto | 3463 | rocce ignee intrusive (silice) | X | | | | X | Adamello-Presanella Group |
| 21 | Cima Vagliana | 3151 | rocce sedimentarie | X | | | X | X | Brenta Dolomites |
| 22 | Cima Tosa | 3161 | rocce sedimentarie | X | | | X | X | Brenta Dolomites |
| 23 | Cima del Groste | 2857 | rocce sedimentarie | X | | | X | X | Brenta Dolomites |
| 24 | Cima Ghez | 2714 | rocce sedimentarie | X | | | X | X | Brenta Dolomites |
| 25 | Cima SUSAT | 2890 | rocce sedimentarie | X | | | X | X | Brenta Dolomites |
| 26 | Cima Rossa di Saent | 3347 | rocce metamorfiche (silice) | | X | | | | Ortles-Cevedale Chain |
| 27 | Cima di Lago Corvo | 2935 | rocce metamorfiche (silice) | | X | | | | Ortles-Cevedale Chain |

Ringraziamenti

Si ringrazia il revisore anonimo per i commenti e i suggerimenti costruttivi, che hanno contribuito a migliorare la qualità del manoscritto, e gli Editors per la gestione attenta del processo di revisione.

BIBLIOGRAFIA

Bertolli A., Festi F., Merli M., Prosser F., Raffaelli C., Sottovia L., Tomasi G., 2020. *Aggiornamento alla "Flora del Trentino"*, 2. Annali del Museo Civico di Rovereto. Sezione: Archeologia, Storia, Scienze Naturali, 36, 89–114.

Bertolli A., Prosser F., Tomasi G., 2019. *Aggiornamento alla "Flora del Trentino"*, 1. *Carex maritima* Gunnerus. Annali del Museo Civico di Rovereto.

Sezione: Archeologia, Storia, Scienze Naturali, 35, 33–40.

Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer: Wien.

Ehrendorfer F., Hamann U., 1965. *Vorschläge zu einer floristischen Kartierung von Mitteleuropa*. Ber. Deutsch. Bot. Ges., 78, 35–50.

Galasso G., Domina G., Angiolini C., Bacchetta G., Banfi E., Barberis D., 2021. *Notulae to the Italian alien vascular flora: 12*. Italian Botanist, 12, 105–121. <https://doi.org/10.3897/italianbotanist.12.78038>

Gobiet A., Kotlarski S., Beniston M., Heinrich G., Rajczak J., Stoffel M., 2014. *21st century climate change in the European Alps - A*

review. *Science of the total environment*, 493, 1138-1151.

ISPRA., 2016. [Manuale per il monitoraggio delle specie animali di interesse comunitario in Italia](#). 141(Manuali e linee guida).

Körner C., 2003. *Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin.

Prosser F., Bertolli A., Festi F., Perazza G., 2019. *Flora del Trentino*. Osiride: Rovereto.

Prosser F., Bertolli A., Tomasi G., 2023. [Changes in the flora of Lobbia Alta, a peak of the Adamello-Presanella Alps \(Trento, Italy\) between 1935 and 2021](#). *Italian Botanist* 15: 9–20.

Testolin R., 2021. *Global patterns and drivers of alpine plant species richness*. *Global Ecology and Biogeography*, 30(7), 1393–1409.

Tomasi G., Prosser F., Bertolli A., 2022. [Aggiornamento alla “Flora del Trentino”, 3: Utricularia bremii Heer ex Koell](#). *Annali del Museo Civico di Rovereto. Sezione: Archeologia, Storia, Scienze Naturali*, 38, 31–38.

Westhoff V., Maarel E., 1978. *The Braun-Blanquet approach*. In R. H. Whittaker (Ed.), *Classification of Plant Communities* (pp. 287-399). W. Junk, The Hague.

Zampieri M., Lionello P., Matiu M., 2021. [Recent warming trends in the Alps: A review](#). *Climate Research*, 83, 1-14.

APPENDICE

Tabella A. Siti Natura 2000 in Trentino con numero totale di specie censite e numero di specie di Lista Rossa (secondo Prosser et al., 2019) totali e per singola categoria. Per ciascun sito sono riportate anche tipologia e superficie (fonte: elaborazione degli Autori).

| Sito Natura 2000 | Tipologia | Sup. ha | EX* | CR* | EN* | VU* | LR* | DD* | TOT Lista Rossa | Taxa tot |
|----------------------------------|-----------|---------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----------------|----------|
| Dolomiti di Brenta | ZSC | 33.12 | | | 6 | 14 | 75 | 2 | 97 | 1312 |
| Brenta | ZPS | 41.20 | | | 5 | 12 | 66 | 2 | 85 | 1282 |
| Lagorai | ZPS | 49.13 | | 3 | 7 | 25 | 86 | 1 | 122 | 1245 |
| Adamello | ZSC | 44.29 | | | 4 | 13 | 38 | 2 | 57 | 1038 |
| Adamello Presanella | ZPS | 32.46 | | | 1 | 7 | 41 | 2 | 51 | 1013 |
| Pale di San Martino | ZSC | 12.33 | | 1 | 3 | 11 | 40 | 1 | 56 | 974 |
| Monte Baldo di Brentonico | ZSC | 4.00 | | | 3 | 8 | 32 | 1 | 44 | 971 |
| Lagorai Orientale - Cima Bocche | ZSC | 16.40 | | 1 | 4 | 17 | 45 | | 67 | 955 |
| Monti Lessini - Piccole Dolomiti | ZSC | 9.36 | | | 2 | 7 | 45 | 3 | 57 | 923 |
| Monti Trenalzo e Tombea | ZSC | 13.49 | | 1 | 2 | 6 | 37 | 1 | 47 | 884 |
| Stelvio | ZPS | 18.00 | | 2 | 3 | 5 | 24 | | 34 | 774 |
| Monte Zugna | ZSC | 12.33 | | | 3 | 7 | 29 | 1 | 40 | 764 |
| Pasubio | ZPS | 14.56 | | | 2 | 6 | 24 | 1 | 33 | 741 |
| Muga Bianca - Pasubio | ZSC | 16.47 | | | 2 | 6 | 25 | 1 | 34 | 739 |
| Servis | ZSC | 313 | | | 9 | 20 | 39 | 1 | 69 | 730 |
| Monte Sadron | ZSC | 5.01 | | | 2 | 3 | 21 | | 26 | 709 |
| Monti Lessini Ovest | ZSC | 1.25 | | 1 | 2 | 9 | 27 | | 39 | 699 |
| Piccole Dolomiti | ZPS | 4.49 | | | | 4 | 24 | 1 | 29 | 680 |
| Re' di Castello - Brezzozzo | ZSC | 13.29 | | | | 2 | 17 | 1 | 20 | 676 |
| Terlago | ZSC | 109 | | 3 | 5 | 17 | 30 | | 55 | 654 |
| Alta Val di Rabbi | ZSC | 11.14 | | 1 | 3 | 3 | 13 | | 20 | 644 |

| | | | | | | | | | | |
|------------------------------|---------|-------|---|---|----|----|----|---|----|-----|
| Crinale Pichea - Rocchetta | ZPS-ZSC | 1.09 | | | 1 | 4 | 18 | 1 | 24 | 639 |
| Foci dell'Avisio | ZSC | 135 | | | | 19 | 24 | | 43 | 626 |
| Vermiglio - Folgarida | ZSC | 20.03 | | | 1 | 4 | 19 | | 24 | 624 |
| Alpe di Storo e Bondone | ZPS-ZSC | 759 | | | 1 | 3 | 23 | | 27 | 612 |
| Alta Val La Mare | ZSC | 18.39 | | | 1 | 3 | 15 | | 19 | 611 |
| Monte Ghello | ZSC | 148 | | 1 | 13 | 14 | 32 | | 60 | 601 |
| Talpina - Brentonico | ZSC | 241 | | 3 | 7 | 11 | 35 | | 56 | 596 |
| Pra dall'Albi - Cei | ZSC | 117 | | 1 | | 11 | 20 | 1 | 33 | 594 |
| Burrone di Ravina | ZSC | 533 | | | 1 | | 9 | | 10 | 594 |
| Nodo del Latemar | ZSC | 15.22 | | | | 3 | 15 | 2 | 20 | 590 |
| Lago di Toblino | ZSC | 170 | 1 | 1 | 6 | 6 | 24 | | 38 | 586 |
| Val San Nicolo' | ZSC | 715 | | | | 3 | 17 | | 20 | 567 |
| Alta Val del Monte | ZSC | 11.44 | | | | | 13 | | 13 | 565 |
| Val Duron | ZSC | 811 | | 4 | 2 | 5 | 17 | 1 | 29 | 563 |
| Valle del Verdes | ZSC | 5.05 | | | 1 | | 4 | | 5 | 563 |
| Monte Baldo - Cima Valdritta | ZSC | 456 | | | 1 | 1 | 11 | 1 | 14 | 552 |
| Manzano | ZSC | 99 | 1 | | 4 | 7 | 19 | | 31 | 548 |
| Alta Val Stava | ZSC | 13.55 | | | | 3 | 9 | | 12 | 548 |
| Lago di Loppio | ZSC | 113 | | | 3 | 5 | 12 | | 20 | 547 |
| Scanupia | ZSC | 529 | | 1 | | 1 | 14 | | 16 | 536 |
| Molina - Castello | ZSC | 54 | | | 3 | 6 | 18 | | 27 | 521 |
| Fiavè | ZSC | 137 | | 1 | 1 | 13 | 14 | | 29 | 518 |
| La Rocchetta | ZPS-ZSC | 89 | | | 1 | 4 | 10 | | 15 | 507 |
| Condino | ZSC | 70 | | | 1 | 1 | 11 | | 13 | 506 |
| La Rupe | ZSC | 45 | | | | 7 | 13 | 1 | 21 | 502 |
| Tre Cime Monte Bondone | ZSC | 223 | | | 1 | 1 | 7 | | 9 | 492 |
| Campobrun | ZSC | 426 | | | 1 | 2 | 15 | 1 | 19 | 491 |

| | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|---------|-----|---|---|---|----|----|---|----|-----|
| Monti Lessini Nord | ZPS | 792 | | | 2 | 1 | 20 | 2 | 25 | 480 |
| Monte Barco - Le Grave | ZSC | 201 | | 1 | 7 | 15 | 22 | | 45 | 474 |
| Monte Rema' - Clevet | ZSC | 491 | | | 1 | 3 | 14 | 1 | 19 | 473 |
| Lona - Lases | ZSC | 26 | | | 1 | 7 | 14 | | 22 | 456 |
| Fontanazzo | ZPS-ZSC | 54 | | | 2 | 3 | 8 | | 13 | 456 |
| Assizzi - Vignola | ZSC | 91 | | | 2 | 3 | 10 | | 15 | 455 |
| Zaccon | ZSC | 371 | | | | 1 | 4 | | 5 | 452 |
| Val Noana | ZPS-ZSC | 730 | | | 1 | 1 | 21 | | 23 | 447 |
| Lago d'Idro | ZPS-ZSC | 14 | | 1 | 2 | 9 | 10 | | 22 | 444 |
| Monte Brione | ZSC | 66 | | 4 | 4 | 6 | 20 | | 34 | 439 |
| Tione - Villa Rendena | ZSC | 185 | | | | | 4 | | 4 | 422 |
| Adige | ZPS-ZSC | 14 | | | 2 | 7 | 15 | | 24 | 416 |
| Stagni della Vela - Soprasasso | ZSC | 87 | | 1 | 1 | | 7 | | 9 | 407 |
| Torbiera alta Val Rendena | ZSC | 771 | | | 3 | 11 | 8 | | 22 | 404 |
| Bocca d'Ardole - Corno della Paura | ZPS-ZSC | 178 | | | | 1 | 8 | 1 | 10 | 403 |
| Marocche di Dro | ZSC | 251 | | | 3 | 2 | 7 | | 12 | 393 |
| Ontaneta di Croviana | ZSC | 28 | | 1 | 1 | 1 | 5 | | 8 | 389 |
| Torbiera Lomasona | ZSC | 26 | | | 1 | 6 | 9 | | 16 | 376 |
| Arnago | ZSC | 157 | | | | | 10 | | 10 | 374 |
| Forra di S. Giustina | ZSC | 24 | | | | | 7 | | 7 | 373 |
| Bassa Valle del Chiese | ZSC | 27 | | | | 2 | 5 | | 7 | 349 |
| Inghiaie | ZPS-ZSC | 30 | | 1 | 3 | 13 | 13 | | 30 | 346 |
| Paludi di Sternigo | ZSC | 24 | | 1 | 2 | 5 | 10 | | 18 | 344 |
| Torbiera del Tonale | ZSC | 62 | | 1 | | 4 | 8 | | 13 | 336 |
| Doss Trento | ZSC | 16 | | | 2 | 2 | 12 | | 16 | 330 |
| Carbonare | ZSC | 12 | 1 | | 3 | 4 | 8 | | 16 | 325 |
| Lago d'Ampola | ZSC | 24 | | | | 6 | 11 | | 17 | 325 |

| | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-----|-----|---|---|---|---|----|---|----|-----|
| Gocciadoro | ZSC | 28 | | | 1 | 1 | 2 | | 4 | 311 |
| Montepiano - Palu' di Fornace | ZSC | 33 | | 1 | 2 | 6 | 9 | | 18 | 310 |
| Laghestel di Pine' | ZSC | 91 | | | 3 | 7 | 11 | 1 | 22 | 301 |
| Pize' | ZSC | 16 | | | | 2 | 8 | | 10 | 296 |
| Lagabrun | ZSC | 5 | | | 2 | 5 | 7 | | 14 | 282 |
| Sorgente Resenzuola | ZSC | 5 | | 1 | 1 | 1 | 12 | | 15 | 275 |
| Lagheti di Marco | ZSC | 35 | 1 | 1 | | 6 | 7 | | 15 | 272 |
| Le Sole | ZSC | 10 | | | | 1 | 3 | | 4 | 264 |
| Pra delle Nasse | ZSC | 8 | | | | 4 | 13 | | 17 | 259 |
| Lago (Val di Fiemme) | ZSC | 12 | | | 1 | | 2 | | 3 | 258 |
| Sorte di Bellamonte | ZSC | 11 | | | | 1 | 9 | | 10 | 255 |
| Laghi e abisso di Lamar | ZSC | 25 | | | 1 | 9 | 8 | | 18 | 253 |
| Torbiere del Lavaze' | ZSC | 19 | | | 1 | 3 | 10 | | 14 | 250 |
| Valle Flanginech | ZSC | 81 | | | | | | | 0 | 244 |
| Torbiera delle Viote | ZSC | 24 | | | | 4 | 6 | | 10 | 242 |
| Lago di Santa Colomba | ZSC | 6 | | | 1 | 5 | 5 | | 11 | 241 |
| Val Jumela | ZSC | 36 | | 1 | | 2 | 4 | | 7 | 241 |
| Torbiere di Monte Sous | ZSC | 99 | | 1 | 1 | 7 | 8 | | 17 | 231 |
| Palu' Longia | ZSC | 10 | | 1 | 1 | 6 | 9 | | 17 | 225 |
| Canzenagol | ZSC | 3 | | | | 2 | 5 | | 7 | 223 |
| Palu' Longa | ZSC | 6 | | | 3 | 5 | 8 | | 16 | 216 |
| Zona Umida Valfloriana | ZSC | 203 | | | 1 | 5 | 5 | | 11 | 213 |
| Lago Costa | ZSC | 4 | | | | 1 | 3 | | 4 | 198 |
| Torbiera Echen | ZSC | 8 | | | 1 | 2 | 7 | | 10 | 186 |
| I Mughì | ZSC | 21 | | 1 | 2 | 4 | 7 | | 14 | 186 |
| Palude di Roncegno | ZSC | 21 | | | 1 | 4 | 6 | | 11 | 186 |

| | | | | | | | | | | |
|---------------------------|---------|-----|--|--|---|---|----|---|----|-----|
| Canneto di Levico | ZSC | 10 | | | 1 | 4 | 4 | | 9 | 183 |
| Masi Carretta | ZSC | 3 | | | 1 | 2 | 5 | | 8 | 175 |
| Albere' di Tenna | ZSC | 7 | | | 2 | 9 | 8 | | 19 | 175 |
| Monte Brento | ZSC | 254 | | | | | 4 | | 4 | 171 |
| Torcegno | ZSC | 47 | | | 1 | | 4 | | 5 | 168 |
| Lago Pudro | ZSC | 13 | | | 1 | 6 | 12 | 1 | 20 | 166 |
| Canneti di San Cristoforo | ZSC | 9 | | | 2 | 5 | 3 | | 10 | 152 |
| Laghetto delle Regole | ZSC | 21 | | | | 7 | 6 | | 13 | 152 |
| Palu' dei Mugheri | ZSC | 9 | | | | 1 | 6 | | 7 | 150 |
| Bocca di Caset | ZPS-ZSC | 50 | | | | | 9 | | 9 | 148 |
| Palu' di Boniprati | ZSC | 11 | | | | 3 | 4 | | 7 | 138 |
| Taio di Nomi | ZPS-ZSC | 5 | | | | 4 | 9 | | 13 | 135 |
| Palu' di Borghetto | ZPS-ZSC | 8 | | | | 3 | 4 | | 7 | 130 |
| Prati di Monte | ZSC | 6 | | | 3 | 2 | 3 | | 8 | 119 |
| Palu' di Tuenno | ZSC | 6 | | | | 1 | 2 | | 3 | 107 |
| Ghiacciaio Marmolada | ZSC | 463 | | | | | 3 | | 3 | 99 |
| Palu' Tremole | ZSC | 4 | | | 1 | 4 | 5 | | 10 | 58 |
| Roncon | ZSC | 3 | | | | 2 | 2 | | 4 | 49 |
| Il Laghetto | ZSC | 8 | | | | 4 | 2 | | 6 | 44 |
| Redebus | ZSC | 10 | | | | 2 | 2 | | 4 | 38 |
| Monte Calvo | ZSC | 1 | | | | | 2 | | 2 | 35 |
| Laghetto di Vedes | ZSC | 8 | | | 2 | 4 | 7 | | 13 | 35 |
| Paluda La Lot | ZSC | 7 | | | | 1 | 4 | | 5 | 26 |
| Lago Nero | ZSC | 3 | | | | 2 | 3 | | 5 | 21 |

* Classificazione delle specie di Lista Rossa IUCN (Unione Internazionale per la Conservazione della Natura): EX (*Extinct* – estinto), CR (*Critically Endangered* – in pericolo d'estinzione), EN (*Endangered* – minacciato), VU (*Vulnerable* – vulnerabile), LR (*Lower Risk* - rischio minimo), DD (*Data Deficient* – dati insufficienti).

doi.org/10.83114/reticula40/06

SINERGIE PER LA BIODIVERSITÀ: CONSERVAZIONE DEI CHIROTTERI IN DUE PARCHI DELL'APPENNINO SETTENTRIONALE

[Matteo Ruocco](#)¹, Davide Alberti², Massimo Bertozzi³, Tommaso Campedelli⁴, Lorenzo Cangini¹, Carlo Pedrazzoli²

¹Ente di gestione per i Parchi e la Biodiversità – Romagna; ²Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna; ³naturalista; ⁴D.R.E.Am. Italia

Abstract: Il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e il Parco Regionale della Vena del Gesso Romagnola offrono un esempio virtuoso di monitoraggio condiviso della biodiversità e, in particolare, del gruppo dei chiroteri. Grazie a metodologie comuni il monitoraggio è stato utilizzato come strumento che guida scelte gestionali degli interventi di conservazione e per adattare le attività forestali, turistiche ed estrattive. La base informativa comune ha permesso inoltre di consolidare una sinergia tra i due Enti e ha fatto sì che si venissero a creare le condizioni per pensare a una progettualità congiunta che ha l'obiettivo di migliorare lo stato di conservazione di questo gruppo di mammiferi e promuovere strategie replicabili anche in altre Aree protette.

Parole chiave: chiroteri, monitoraggio della biodiversità, Aree protette, sinergie gestionali.

SYNERGIES FOR BIODIVERSITY: BAT CONSERVATION IN TWO PROTECTED AREAS OF THE NORTHERN APENNINES

[Matteo Ruocco](#)¹, Davide Alberti², Massimo Bertozzi³, Tommaso Campedelli⁴, Lorenzo Cangini¹, Carlo Pedrazzoli²

¹Management Authority for Parks and Biodiversity – Romagna; ²Foreste Casentinesi, Monte Falterona and Campigna National Park; ³naturalist; ⁴D.R.E.Am. Italia

Abstract: The Casentinesi Forests National Park and the Vena del Gesso Romagnola Regional Park provide a virtuous example of shared biodiversity monitoring, particularly of the bat group. Thanks to common methodologies, monitoring has subsequently been employed to inform management decisions regarding conservation measures, as well as to adapt forestry, tourism, and quarrying activities. The shared information base has made it possible to strengthen synergy between the two institutions and has created the conditions for developing joint projects aimed at improving the conservation status of this group of mammals and promoting strategies that can be replicated in other protected Areas as well.

Keywords: chiroptera, biodiversity monitoring, protected Areas, management synergies.

INTRODUZIONE

I chiroteri sono gli unici mammiferi dotati di volo attivo e costituiscono un tassello fondamentale degli ecosistemi, grazie al loro ruolo che li rende specie chiave. A livello mondiale, sono note circa 1.500 specie di pipistrelli ([Simmons e Cirranello, 2025](#)), mentre in Italia se ne contano attualmente 35 ([Ancillotto et al. 2019](#); [Loy et al., 2019](#); [Ancillotto et al. 2020](#)), la maggior parte di quelle presenti in Europa. Tutte le specie italiane sono insettivore e svolgono una funzione preziosa nel controllo naturale degli insetti, contribuendo a mantenere l'equilibrio

degli ambienti naturali e a ridurre i danni alle attività agricole e forestali.

Gli ambienti caratterizzati da un basso livello di inquinamento (soprattutto chimico e luminoso) e da una ricca biodiversità offrono ai pipistrelli condizioni ottimali di rifugio e alimentazione, favorendone la presenza e la riproduzione. Questo è il caso di territori di alto valore naturalistico come il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, e il Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola, con i siti Natura 2000 ricadenti in essi, gestiti rispettivamente dal Parco Nazionale e dall'Ente di gestione per i Parchi e la Biodiversità – Romagna. In queste aree, la varietà di ambienti forestali, grotte naturali e cavità artificiali offre rifugi ideali per numerose specie, con colonie riproduttive e siti di svernamento che possono ospitare centinaia o migliaia di individui.

Negli ultimi quindici anni, entrambe le Aree protette hanno avviato progetti specifici per approfondire la conoscenza e migliorare la tutela dei chiroteri. In particolare attraverso attività di monitoraggio: quell'insieme di attività standardizzate e sistematiche di osservazione, raccolta e analisi di dati con lo scopo di rilevare e valutare nel tempo lo stato delle popolazioni al fine di individuare variazioni o tendenze, valutare l'impatto di fattori ambientali o antropici e fornire informazioni utili per la gestione e la conservazione della biodiversità. Nel Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola, il [Progetto LIFE Gypsum](#) ha permesso di raccogliere dati preziosi sulle popolazioni di pipistrelli e di sperimentare interventi di gestione mirati. Successivamente, l'Ente di gestione per i Parchi e la Biodiversità – Romagna ha proseguito in modo continuativo



Figura 1. Esemplare di *Rhinolophus hipposideros* (foto di F. Grazioli).

le attività di monitoraggio, consolidando una banca dati aggiornata che supporta le decisioni gestionali. Analogamente, il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi ha portato avanti campagne di monitoraggio sui chiroteri, integrandole in un più ampio quadro di ricerca e conservazione della fauna forestale, in collaborazione con istituti di ricerca, università e reti di esperti.

Il presente contributo intende mettere a confronto le esperienze di monitoraggio e gestione dei chiroteri maturate in queste due Aree protette, evidenziando i principali risultati ottenuti, le azioni di conservazione in corso e le opportunità di sinergia per ottimizzare la conservazione delle popolazioni e degli habitat di questo importante gruppo di mammiferi.

AREA DI STUDIO

Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna

Il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna si estende per

circa 36.000 ettari tra Toscana e Romagna, lungo lo spartiacque appenninico che separa la valle del Tevere dal bacino del fiume Arno e dal versante romagnolo. È uno dei complessi forestali più estesi e meglio conservati d'Italia, celebre per la continuità di foreste di faggio, abete bianco e latifoglie miste, con ampie porzioni di boschi vetusti che ospitano una fauna ricca e diversificata.

Questo contesto forestale di elevata naturalità rappresenta un habitat particolarmente idoneo per numerose specie di chiroteri, grazie alla presenza di alcune cavità naturali, di numerosi "alberi habitat" e diverse strutture antropiche dismesse che offrono rifugio. Nel corso degli anni, il Parco Nazionale ha investito risorse significative nel monitoraggio faunistico, con particolare attenzione ai mammiferi forestali e in special modo ai chiroteri, collaborando con università, centri di ricerca e reti di esperti per raccogliere dati utili alla pianificazione e alla realizzazione di interventi di conservazione e alla gestione sostenibile delle foreste.



Figura 2. Vista del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi (sinistra) e del Parco Regionale della Vena del Gesso Romagnola (destra) (foto di A. Cappuccioni, a sinistra, e F. Grazioli, a destra).

Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola

Il Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola, istituito nel 2005, tutela un'area di circa 6.000 ettari nel settore collinare della Romagna, lungo una dorsale di affioramenti gessosi che si estende per oltre 25 chilometri. Questa formazione geologica di grande pregio naturalistico e paesaggistico ospita un mosaico di ambienti unici: quasi 300 grotte naturali, cavità artificiali (ex miniere di gesso), falesie, doline e boschi di querce, carpini e roverelle.

La particolare geomorfologia carsica rende il Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola uno dei siti più importanti dell'Italia settentrionale per la chirotterofauna.

Metodologie di monitoraggio

Le attività di monitoraggio dei chiroteri nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna e nel Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola, si basano su un insieme di metodologie consolidate, adottate in modo complementare o alternato in base alla stagione e agli obiettivi specifici di indagine.

Uno dei principali strumenti utilizzati è il rilevamento bioacustico, realizzato attraverso l'impiego di *bat detector* con registrazione digitale dei segnali di ecolocalizzazione emessi dai pipistrelli. I *bat detector* sono strumenti che convertono i segnali utilizzati dai chiroteri per l'ecolocalizzazione, emessi a frequenze quasi esclusivamente ultrasoniche, in segnali udibili (e dunque registrabili ed analizzabili). Si può così rilevare la presenza dei chiroteri e, nella maggior parte dei casi, anche discriminare le diverse specie in base ad alcuni parametri delle emissioni sonore di questi animali (frequenza, intensità, struttura)

([Russo e Jones, 2002](#); [Russo, 2004](#)).

Le registrazioni vengono successivamente analizzate con software dedicati per quantificare il numero di contatti rilevati lungo i transetti e, quando possibile, per determinare le specie presenti.

L'identificazione acustica è uno dei metodi utilizzati nello studio dei chiroteri e, negli ultimi anni, ha acquisito crescente popolarità sia per la relativa facilità di utilizzo di questi strumenti che per la comodità nel lavoro di campagna, soprattutto se confrontato con metodi quali la cattura diretta degli individui ([Russo, 2004](#)). L'efficacia del metodo dipende da una serie di parametri, tra cui la sensibilità del dispositivo, l'intensità del segnale emesso dalle singole specie, la struttura dell'habitat in cui si effettuano i rilevamenti, le condizioni meteorologiche al momento del rilievo e, non per ultimo, la distanza esistente tra la sorgente sonora e il rilevatore ([Russo, 2004](#)). In particolare, la maggior parte delle specie risulta individuabile in una fascia di distanza compresa entro i 30 metri ([Kunz et al., 2007](#)). Il metodo presenta alcune difficoltà oggettive, dovute alla sovrapposizione delle frequenze di emissione di alcune specie, sovrapposizioni che, soprattutto in presenza di registrazioni di scarsa qualità o non sufficientemente lunghe, possono rendere in alcuni casi molto difficoltosa o impossibile la discriminazione delle singole specie ([Russo, 2004](#)). In molti di questi casi è tuttavia possibile risalire al genere di appartenenza, informazione che, nel caso dei chiroteri (gruppo per cui si hanno in genere pochi dati corologici) risulta comunque utile. Il metodo rimane egualmente utile, poi, anche per considerazioni circa le abbondanze complessive e gli indici di frequentazione delle aree. Un ulteriore limite è la differente rilevabilità delle varie specie,

dipendente dalle caratteristiche ecologiche e dalla modalità di emissione degli ultrasuoni, che impone di considerare con prudenza il confronto tra le abbondanze relative dei pipistrelli così censiti ([Russo, 2004](#)). In particolare, le specie dei generi *Plecotus* e *Rhinolophus* sono difficilmente rilevabili con il *bat detector*; le prime perché emettono segnali molto deboli, le seconde perché emettono a frequenze elevate e con segnali fortemente direzionali, dunque fortemente attenuati dall'atmosfera (Dietz et al., 2009). Quindi l'abbondanza di queste specie è sottostimata se si adotta esclusivamente questa metodologia ([Russo, 2004](#)). Nonostante questi limiti, l'identificazione

acustica, come detto, è un metodo indubbiamente efficace e ormai largamente impiegato nello studio dei chiroteri. I rilievi sono realizzati sia mediante transetti sia mediante stazioni di ascolto ([Pearson et al., 2007](#)). Le sessioni di *bat-detecting* si svolgono principalmente durante il periodo estivo, quando l'attività dei chiroteri è massima, con transetti di ascolto effettuati sia a piedi sia in automobile a bassa velocità. I transetti sono fissi, individuati per avere una buona rappresentatività degli ambienti presenti nelle Aree protette e vengono ripetuti con costanza ogni anno.

Un secondo approccio riguarda la ricerca delle colonie all'interno di edifici e altri

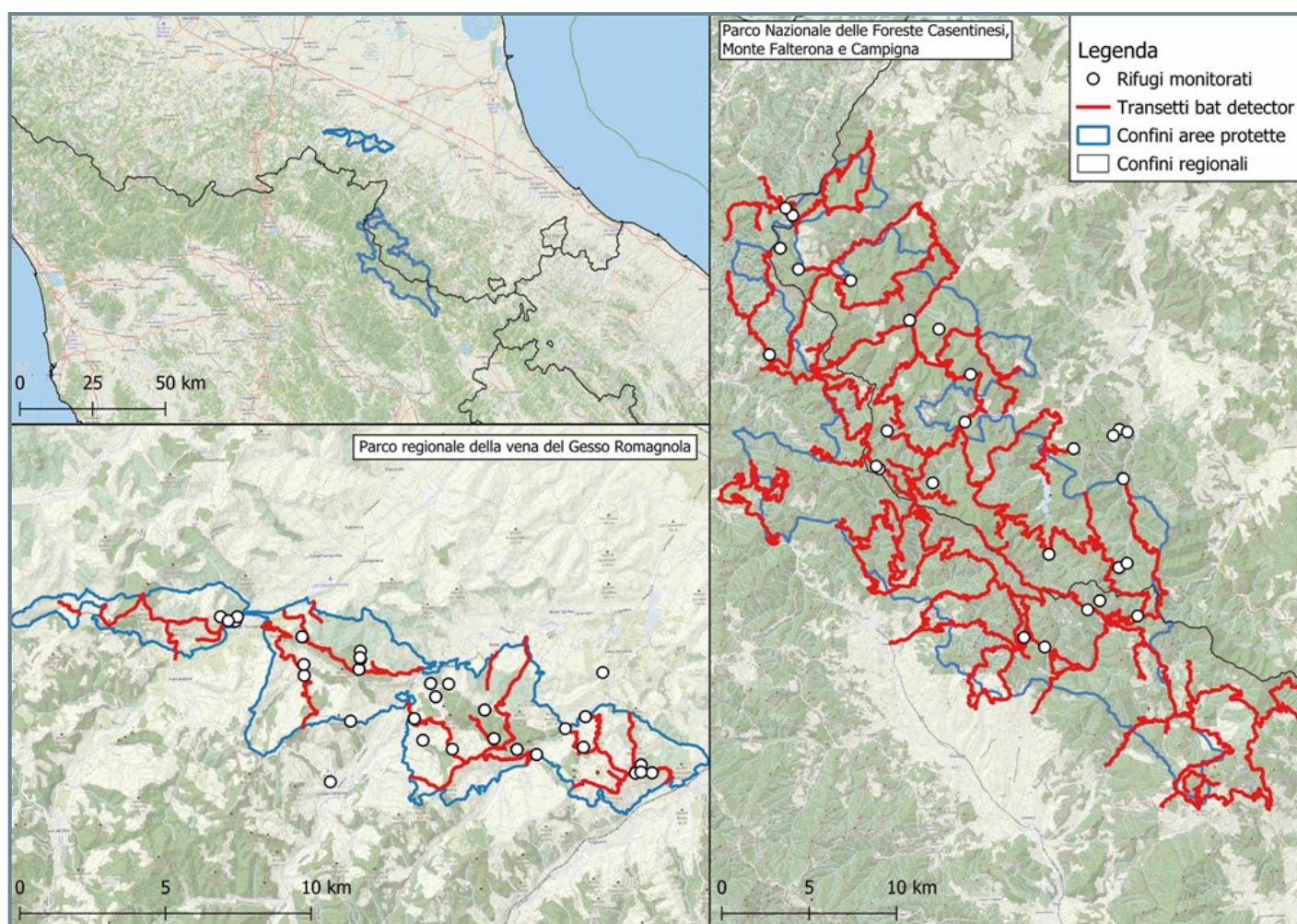


Figura 3. Inquadramento geografico delle aree di studio e localizzazione dei punti e transetti di monitoraggio (fonte: elaborazione degli Autori).

manufatti, attività condotta principalmente durante la stagione riproduttiva estiva, quando i chiroteri utilizzano più frequentemente tali strutture come *nursery* (Russo, 2004; Agnelli et al., 2008). Ogni anno vengono controllati sia gli edifici con colonie note che alcuni nuovi edifici, in modo da ampliare, anno dopo anno, i siti indagati e le colonie monitorate. I controlli vengono effettuati di giorno, ispezionando locali e interstizi con torcia elettrica e macchina fotografica per determinare e contare gli individui presenti. La determinazione avviene sempre a vista, evitando la cattura, al fine di ridurre al minimo il disturbo alle colonie.

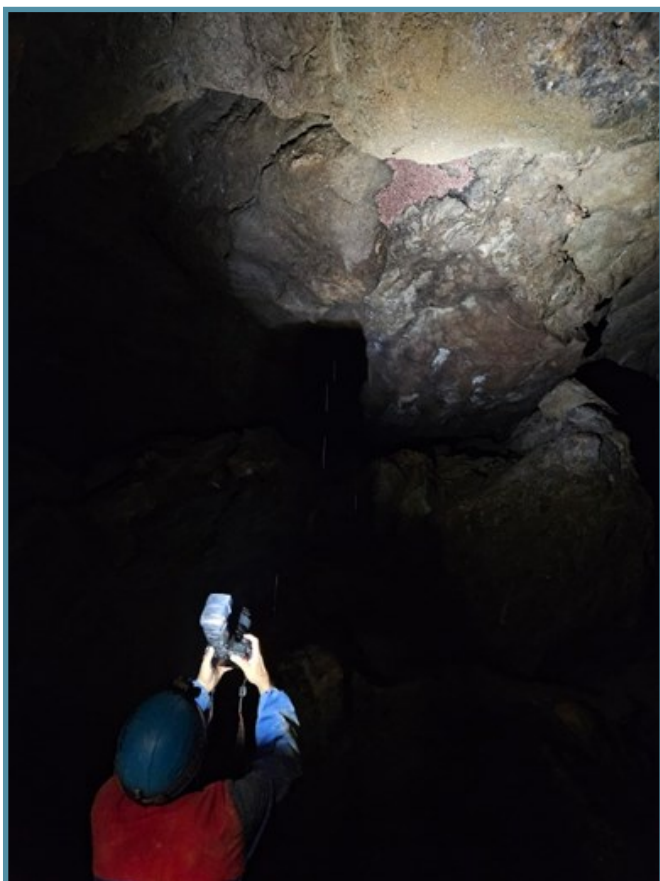


Figura 4. Monitoraggio di una colonia di chiroteri (foto di B. Biguzzi).

Infine, particolare attenzione viene riservata al monitoraggio degli ambienti ipogei, di cui è particolarmente ricco il Parco regionale della

Vena del Gesso Romagnola, fondamentali sia come siti riproduttivi estivi sia come rifugi di svernamento (Russo, 2004). Nel mese di luglio vengono ispezionati i principali rifugi sotterranei noti per ospitare colonie riproduttive o che hanno svolto tale funzione in passato. Durante l'inverno, tra gennaio e i primi di febbraio, vengono controllati i rifugi ipogei più significativi per lo svernamento. I sopralluoghi si svolgono generalmente di giorno, ad eccezione di alcuni controlli estivi serali, comunque condotti in modo da ridurre al minimo il disturbo. Anche in questi casi, l'osservazione diretta con torcia e macchina fotografica permette di stimare il numero di individui e identificare le specie, limitando al massimo ogni forma di disturbo.

L'impiego integrato di queste tecniche consente di ottenere informazioni dettagliate sulla composizione specifica delle comunità di chiroteri, sulla distribuzione stagionale e sull'uso differenziato degli habitat, dati fondamentali per orientare interventi di conservazione mirati e aggiornare le strategie di gestione delle Aree protette.

Nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, dal 2016, viene portato avanti un monitoraggio annuale che prevede oltre 550 km di transetti e 27 siti di rifugio. Nel 2023 inoltre, il Parco Nazionale ha finanziato una borsa di studio dal titolo "Gli edifici del Parco come risorsa per i chiroteri" proprio per approfondire maggiormente questi aspetti. Nel Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola dal 2010, grazie al progetto LIFE Gypsum, sono stati avviati monitoraggi sistematici che l'Ente di gestione per i Parchi e la Biodiversità – Romagna ha continuato a realizzare annualmente, garantendo la raccolta continuativa di dati per una gestione mirata alla tutela dei rifugi e alla

conservazione di popolazioni vulnerabili. Attualmente sono monitorati annualmente 13 rifugi ipogei (tra naturali e artificiali), 11 edifici e altri manufatti, oltre a e venir effettuati 23 transetti di ascolto per un totale di circa 65 km percorsi. A queste attività routinarie si vanno ad aggiungere le attività di monitoraggio svolte negli anni 2020, 2024 e 2025 nell'ambito nel progetto [LIFE 4Oak Forests](#), per verificare l'efficacia degli interventi forestali effettuati.

RISULTATI E IMPLICAZIONI PER LA GESTIONE

Grazie al monitoraggio pluriennale e alle diverse tecniche impiegate, sono state censite 21 specie di pipistrelli nelle Foreste Casentinesi e 20 nella Vena del Gesso Romagnola, per un totale di 21 specie, quasi i due terzi della fauna italiana.

I dati più rilevanti riguardano le colonie riproduttive e svernanti, localizzate nelle gallerie di origine mineraria, nelle grotte naturali e in porzioni di edifici. Ne sono un esempio le colonie riproduttive di circa 140 individui di Vespertilio di Bechstein e quella di circa 200 di Rinolofo maggiore, oltre a quelle svernanti, da 600 esemplari, di Rinolofo maggiore per il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi.

Nel Parco regionale i numeri aumentano considerevolmente con le colonie svernanti da 16.000 esemplari di Miniottero e da 1.500 di Rinolofo maggiore o quelle riproduttive da 700 individui di Rinolofo euriale, e da oltre 3.000 femmine di Miniottero in associazione con diverse decine di femmine di grandi *Myotis*, solo per citare le principali. Entrambi gli Enti che gestiscono le Aree protette hanno implementato un *database* che raccoglie tutti questi dati, condividendo strumenti e modalità

di gestione al fine di migliorare la ricerca, la conservazione e le decisioni politiche ([Urbano et al., 2024](#)).

Non basta però raccogliere dati biologici ed ecologici: la conservazione è soprattutto un problema di decisioni umane ([Gerber e lacona, 2024](#)). I dati raccolti attraverso questi monitoraggi costituiscono oggi per gli Enti uno strumento operativo essenziale che consente ai due Parchi di pianificare e realizzare interventi di gestione mirati ([Månsson et al., 2023](#)), affrontando con efficacia aspetti complessi legati alla conservazione delle comunità di chiroteri.

Nelle due Aree protette, i rilievi bioacustici vengono utilizzati per monitorare regolarmente la presenza e la distribuzione delle diverse specie, fornendo indicazioni preziose sull'utilizzo degli habitat. Queste informazioni vengono tradotte in azioni concrete come nel caso dei dati raccolti che permettono di individuare aree particolarmente sensibili, orientando la pianificazione e la realizzazione degli interventi forestali in modo da ridurre al minimo i disturbi durante i periodi di maggiore vulnerabilità delle colonie. La tempistica e le modalità di esecuzione dei cantieri vengono così adattate in funzione delle esigenze ecologiche delle specie presenti.

Allo stesso modo, l'individuazione di nuovi siti di rifugio in edifici e il monitoraggio sistematico di quelli già conosciuti permettono agli Enti gestori di garantire la tutela delle colonie riproduttive e svernanti. Vengono intraprese azioni di sensibilizzazione e collaborazione con i proprietari degli immobili interessati, favorendo interventi di manutenzione compatibili con la conservazione dei rifugi e incrementando la consapevolezza del valore ecologico di questi mammiferi.

Per quanto riguarda gli ambienti ipogei, i controlli periodici effettuati dai due Parchi costituiscono la base per regolamentare in modo puntuale la fruizione turistica e speleologica delle cavità, soprattutto nel caso della Vena del Gesso Romagnola, dove questo aspetto è preponderante. Ne sono un chiaro esempio la grotta della Tanaccia e quella del Re Tiberio: in base ai dati raccolti vengono, infatti, stabiliti periodi di chiusura o limitazioni di accesso per tutelare le colonie nei momenti più delicati, come la riproduzione estiva o l'ibernazione invernale. Anche le

attività estrattive nelle aree di cava vengono monitorate e coordinate tenendo conto delle esigenze della chiroterofauna, per ridurre al minimo l'impatto sui siti di rifugio.

Infine, grazie proprio alle informazioni acquisite, è stato possibile il recupero di una vecchia miniera abbandonata come sito di rifugio nel Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola (vedi box). Questa azione, in linea con le raccomandazioni europee e finanziata proprio dall'Unione Europea, rappresenta un esempio virtuoso di come i dati di monitoraggio possano tradursi in

Tabella 1. Elenco delle specie di chiroteri presenti nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi (PNFC) e nel Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola (PrVGR) (fonte: elaborazione degli Autori).

| Nome Comune (Italiano) | Nome Scientifico | PNFC | PrVGR |
|--------------------------|----------------------------------|------|-------|
| Rinolofo maggiore | <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> | X | X |
| Rinolofo minore | <i>Rhinolophus hipposideros</i> | X | X |
| Rinolofo euriale | <i>Rhinolophus euryale</i> | X | X |
| Miniottero | <i>Miniopterus schreibersii</i> | X | X |
| Vespertilio maggiore | <i>Myotis myotis</i> | X | X |
| Vespertilio di Blyth | <i>Myotis blythii</i> | X | X |
| Vespertilio smarginato | <i>Myotis emarginatus</i> | X | X |
| Vespertilio di Bechstein | <i>Myotis bechsteinii</i> | X | X |
| Vespertilio criptico | <i>Myotis crypticus</i> | X | X |
| Vespertilio di Daubenton | <i>Myotis daubentonii</i> | X | X |
| Vespertilio mustacchino | <i>Myotis mystacinus</i> | X | X |
| Pipistrello albolimbato | <i>Pipistrellus kuhlii</i> | X | X |
| Pipistrello nano | <i>Pipistrellus pipistrellus</i> | X | X |
| Pipistrello di Savi | <i>Hypsugo savii</i> | X | X |
| Serotino comune | <i>Eptesicus serotinus</i> | X | X |
| Nottola comune | <i>Nyctalus noctula</i> | X | X |
| Nottola di Leisler | <i>Nyctalus leisleri</i> | X | X |
| Barbastello | <i>Barbastella barbastellus</i> | X | X |
| Molosso di Cestoni | <i>Tadarida teniotis</i> | X | X |
| Orecchione meridionale | <i>Plecotus austriacus</i> | X | X |
| Orecchione bruno | <i>Plecotus auritus</i> | X | |

pratiche gestionali efficaci e orientate alla conservazione.

Oltre la tutela: verso il miglioramento dello stato di conservazione

Il ruolo delle Aree protette non si esaurisce nella sola tutela passiva degli habitat e delle specie, ma si estende alla promozione di azioni concrete per migliorare lo stato di conservazione delle comunità faunistiche. In quest'ottica, le due Aree protette, forti di anni di monitoraggi costanti e dati aggiornati, stanno definendo congiuntamente un progetto di ampio respiro, in corso di candidatura al programma LIFE, per mettere a frutto le conoscenze acquisite e tradurle in interventi strutturali e gestionali. L'obiettivo è quello di rafforzare la disponibilità e la qualità dei rifugi naturali e antropici, incrementare la funzionalità trofica degli habitat forestali, favorire il recupero di ruderi e miniere abbandonate come siti di rifugio, e sviluppare soluzioni innovative per la convivenza tra pipistrelli e insediamenti umani. Particolare attenzione potrà essere rivolta anche al coinvolgimento del settore edilizio, con la definizione di linee guida e prototipi *bat-friendly*, e alla sensibilizzazione di cittadini e *stakeholder* attraverso campagne informative e attività di *citizen science*. Il progetto potrà infine quantificare, mediante studi specifici, il valore economico dei servizi ecosistemici offerti dai chirotteri, con particolare riferimento al controllo naturale dei parassiti in ambito agricolo.

Questa nuova iniziativa intende quindi consolidare e ampliare gli sforzi finora messi in campo dai due Parchi, promuovendo interventi replicabili su scala regionale e nazionale e contribuendo a garantire, nel lungo periodo, una coesistenza armoniosa tra

attività umane e conservazione della biodiversità.

CONCLUSIONI

Il monitoraggio continuativo delle popolazioni di chirotteri realizzato nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna e nel Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola rappresenta quindi un esempio virtuoso di come la ricerca applicata possa tradursi in azioni di gestione concrete ed efficaci. I dati raccolti nel corso degli anni hanno permesso di approfondire la conoscenza sulla distribuzione, l'ecologia e le dinamiche stagionali di numerose specie, consentendo agli Enti gestori di adottare strategie di tutela mirate, calibrate sulle esigenze ecologiche dei pipistrelli e compatibili con le attività umane, siano esse forestali, turistiche o estrattive.

La sinergia tra monitoraggio scientifico, gestione adattativa e sensibilizzazione dei portatori di interesse locali ha dimostrato di essere un elemento determinante per garantire la conservazione a lungo termine di questi mammiferi, tra i più vulnerabili d'Europa. La continuità delle attività di ricerca, unita a una costante collaborazione con istituti di ricerca e reti di specialisti, costituisce la base per sviluppare interventi sempre più efficaci e replicabili.

Il percorso, avviato con i progetti passati e consolidato dalle attività ordinarie di monitoraggio, si proietta ora verso nuove sfide, grazie alla progettualità in fase di candidatura al programma LIFE. L'obiettivo condiviso dalle due Aree protette è quello di mettere a frutto le conoscenze acquisite per migliorare lo stato di conservazione delle popolazioni di chirotteri, incrementando le opportunità di rifugio, ottimizzando la gestione

I CHIROTTERI DELL'EX CAVA SPES: AZIONI DI CONSERVAZIONE E UNA STORIA DI SUCCESSO NEL PARCO REGIONALE DELLA VENA DEL GESSO ROMAGNOLA

L'ex cava SPES, situata nel comune di Borgo Tossignano (BO) all'interno del Parco regionale della Vena del Gesso Romagnola, rappresenta oggi un sito di grande rilevanza per la conservazione dei chirotteri in Emilia-Romagna. Originariamente utilizzata (tra il 1969 e la metà degli anni '80) per l'estrazione di materiali edili, la cava ha subito trasformazioni progressive, evolvendosi in un importante rifugio per diverse specie di pipistrelli, utilizzato sia come sito di svernamento sia come area di *swarming* autunnale. In particolare, la cava ospita significative popolazioni di *Rhinolophus ferrumequinum* e *Miniopterus schreibersii*, oltre ad altre specie di interesse come *Rhinolophus hipposideros*, *Rhinolophus euryale*, *Eptesicus serotinus* e varie specie del genere *Myotis*. A partire dal 2012, sono stati effettuati interventi strutturali ai cancelli d'ingresso, con l'ampliamento controllato dei varchi per favorire l'ingresso e l'uscita dei pipistrelli, nell'ambito del progetto LIFE Gypsum cofinanziato dall'Unione Europea.

I risultati di queste azioni di conservazione sono stati molto positivi: gli esemplari di *R. ferrumequinum* svernanti sono passati dai 53 dell'inverno 2010/2011, ai 909 dell'inverno 2024/2025, facendo dell'ex cava SPES il secondo sito più importante

dell'area, subito dopo la cava Saint-Gobain, per numerosità di questa specie. Il monitoraggio invernale 2024/2025 ha inoltre registrato la presenza di 19 esemplari di *R. hipposideros*, 9 *E. serotinus* e 1 grande *Myotis*. Particolarmente significativa è la crescita di *M. schreibersii*, passata da pochissimi individui da quando sono iniziati i monitoraggi (9 nella stagione 2023/2024) ai 496 esemplari censiti nell'inverno 2024/2025. Gli interventi di miglioramento dell'accessibilità, uniti al

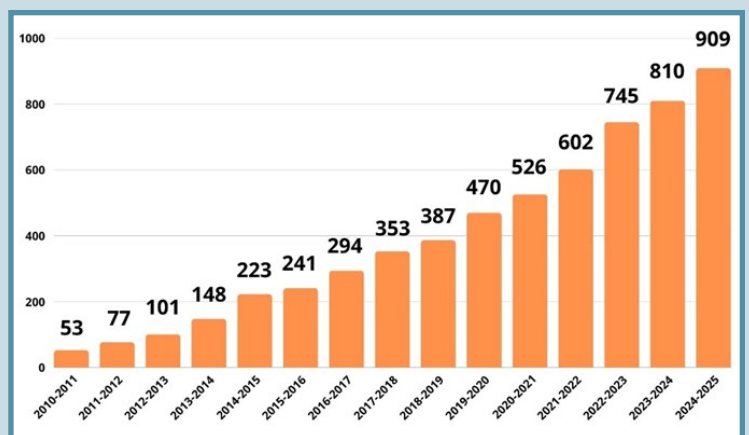


Figura a. Numero di esemplari svernanti di *Rhinolophus ferrumequinum* presso l'ex cava SPES (fonte: elaborazione degli Autori).



Figura 2. Uno dei cancelli della ex cava SPES prima (2004) e dopo gli interventi (2013), con la porzione superiore libera da recinzioni (foto di M. Bertozzi).

costante controllo, hanno reso l'ex cava SPES un caso di successo replicabile: un esempio virtuoso di come la riqualificazione di siti estrattivi abbandonati, guidata da solide basi scientifiche, possa contribuire in modo sostanziale alla tutela della chirotterofauna protetta a livello europeo e al rafforzamento dei servizi ecosistemici offerti dai pipistrelli.

forestale e favorendo la coesistenza tra uomo e pipistrelli, anche in contesti urbani e rurali. Coinvolgendo e rendendo dunque partecipi anche le popolazioni locali che vivono e convivono con queste importantissime specie. In un contesto di cambiamenti climatici e di pressioni antropiche sempre più intense, esperienze come queste testimoniano l'importanza di investire risorse, competenze e collaborazioni per coniugare tutela della biodiversità e sviluppo sostenibile, promuovendo una convivenza equilibrata tra natura e comunità locali.

BIBLIOGRAFIA

- Agnelli P., Russo D., Martinoli M. (a cura di), 2008. [Linee guida per la conservazione dei Chiroteri nelle costruzioni antropiche e la risoluzione degli aspetti conflittuali connessi.](#) Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Ministero per i Beni e le Attività Culturali, Gruppo Italiano Ricerca Chiroteri e Università degli Studi dell'Insubria.
- Ancillotto L., Mori E., Bosso L., Agnelli P., Russo D., 2019. [The Balkan long-eared bat \(*Plecotus kolombatovici*\) occurs in Italy – first confirmed record and potential distribution.](#) Mammalian Biology. 96: 61-67.
- Ancillotto L., Bosso L., Smeraldo S., Mori E., Mazza G., Herkt M., Galimberti A., Ramazzotti F., Russo D., 2020. [An African bat in Europe. *Plecotus gaisleri*: Biogeographic and ecological insights from molecular taxonomy and Species Distribution Models.](#) Ecology and Evolution. 10(12): 5785-5800.
- Dietz C., von Helversen O., Nill D., 2009. *Bats of Britain, Europe & Northwest Africa.* A&C Black, London.
- Gerber L. R., Iacona G.D., 2024. [Aligning data with decisions to address the biodiversity crisis.](#) PLoS Biol 22(6): e3002683.
- Kunz T.H., Arnett E.B., Cooper B.M., Erickson W.P., Larkin R.P., Mabee T., Morrison M.L., Strickland M.D., Szewczak J.M., 2007. [Assessing Impacts of Wind-Energy Development on Nocturnally Active Birds and Bats: a Guidance Document.](#) J. Wild. Manag., 71(8): 2449-2486.
- Loy, A., Aloise, G., Ancillotto, L., et al., 2019. [Mammals of Italy: An annotated checklist.](#) HYSTRIX – Italian Journal of Mammalogy, 30 (2): 87-106.
- Månsson J., Eriksson L., Hodgson I., Elmberg J., Bunnefeld N., Hessel R., Johansson M., Liljebäck N., Nilsson L., Olsson C., Pärt T., Sandström C., Tombre I., Redpath S. M., 2023. [Understanding and overcoming obstacles in adaptive management.](#) Trends in Ecology & Evolution, 38(1): 55–71.
- Pearson R.G., Raxworthy C.J., Nakamura M., Peterson A.T., 2007. [Predicting specie distribution from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar.](#) Journal of Biogeography 34: 102 -117.
- Russo D., 2004. [Tecniche e metodi di monitoraggio.](#) In: Agnelli P., Martinoli A., Patriarca E., Russo D., Scaravelli D., Genovesi P. (a cura di), 2004. Linee guida per il monitoraggio dei chiroteri: indicazioni metodologiche per lo studio e la conservazione dei pipistrelli in Italia-Quaderni di Conservazione della Natura 19 Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.
- Russo D., Jones G., 2002. [Identification of twenty-two bat species \(Mammalia:](#)

[Chiroptera\) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls](#). J. Zool. (Lond.) 258: 91-103.

Simmons N.B., Cirranello A.L., 2025. [Bat Species of the World: A taxonomic and geographic database](#). Version 1.9.

Urbano F., Viterbi R., Pedrotti L., Vettorazzo E., Movalli C., Corlatti L., 2024. [Enhancing biodiversity conservation and monitoring in protected areas through efficient data management](#). Environ Monit Assess 196 (12).

doi.org/10.83114/reticula40/07

IL MONITORAGGIO DEGLI ANATIDI SVERNANTI NEL NEO PARCO NAZIONALE DEL MATESE E IL CONTRIBUTO DEL PARCO PER LA LORO SALVAGUARDIA

[Maurizio Fraissinet](#), Christian Chandellier, Giuseppe Di Martino, Lucio Dinacci, Elio Esse, Claudio Labriola, Danila Mastronardi, Giuseppe Pesapane, Sergio Tanga, Marilena Terminio

Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale – ASOIM OdV

Abstract: L'ASOIM conduce da 20 anni i monitoraggi degli uccelli acquatici svernanti nei laghi, naturali e artificiali, del versante campano del neo istituito Parco Nazionale del Matese. Si è ritenuto opportuno quindi pubblicare i dati di questa serie storica di monitoraggi, focalizzando l'attenzione sugli anatidi, confrontandoli con i dati regionali, raccolti nei monitoraggi, anch'essi ventennali, condotti dall'ASOIM sull'intero territorio regionale. Ciò al fine di verificare e misurare il ruolo e l'importanza che rivestono le zone umide matesine nella salvaguardia degli anatidi svernanti in Campania.

Parole chiave: monitoraggio degli Anatidi, svernamento, Parco Nazionale del Matese, Campania.

MONITORING OF WINTERING DUCKS IN THE NEW MATESE NATIONAL PARK AND THE PARK'S CONTRIBUTION TO THEIR PROTECTION

[Maurizio Fraissinet](#), Christian Chandellier, Giuseppe Di Martino, Lucio Dinacci, Elio Esse, Claudio Labriola, Danila Mastronardi, Giuseppe Pesapane, Sergio Tanga, Marilena Terminio

Southern Italy Ornithological Studies Association – ASOIM OdV

Abstract: Over the course of 20 years, ASOIM (South Italian Ornithological Study Society) has been monitoring wintering waterbirds in the natural and artificial lakes on the Campania side of the newly established Matese National Park. It was therefore decided that it would be valuable to publish the historical monitoring data focusing on Ducks and comparing them with regional data, collected by ASOIM over the last 20 years across the entire regional territory. The aim is to verify and measure the role and the importance of the Matese National Park wetlands in safeguarding wintering Ducks in Campania.

Keywords: monitoring of Ducks, wintering, Matese National Park, Campania region.

INTRODUZIONE

Con il Decreto Ministeriale del Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica del 22 aprile 2025 (di seguito DM) il comprensorio appenninico del Matese è divenuto Parco Nazionale, interessando due regioni: Campania e Molise. Il versante campano era già interessato da un Parco Regionale istituito nell'aprile 2002.

L'Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale (ASOIM) dal 2003 ha iniziato a monitorare l'avifauna del Parco regionale sul lato campano della catena montuosa, organizzando, nelle zone lacustri presenti, spedizioni mirate per il periodo riproduttivo e per i censimenti invernali (Fraissinet, 2005; Fraissinet e Cavaliere, 2008; Fraissinet e Cavaliere, 2009; Fraissinet et al., 2009; Fraissinet e Cavaliere, 2012; Giustino et al., 2017). Dal 2006 i monitoraggi sono stati inseriti nel contesto dei censimenti invernali dell'ASOIM estesi all'intero territorio campano. Un monitoraggio ventennale che ha permesso di acquisire una notevole mole di dati e di comprendere il ruolo che le zone umide matesine svolgono per la tutela dell'avifauna acquatica svernante sul territorio regionale.

Il versante molisano del Parco Nazionale presenta invece un solo importante bacino lacustre, artificiale, quello della diga di Arcichiaro (CB), per il quale però non si dispone ancora di una serie storica di monitoraggio, anche a causa delle forti oscillazioni del livello dell'acqua per motivi gestionali. In questo lavoro si è voluto verificare e misurare l'importanza delle zone umide del versante campano del Parco in inverno per la conservazione degli anatidi svernanti in Campania, in relazione al dato complessivo dei monitoraggi regionali.

AREA DI STUDIO

Sono cinque i bacini lacustri presenti sul versante campano del Parco Nazionale del Matese, di cui solo uno, il Lago Matese (CE), di origine naturale, anche se ampliato a seguito di interventi da parte dell'ENEL. Gli altri quattro sono artificiali.

Il Lago Matese (Codice ISPRA CE0101) è un lago carsico su cui nel 1923 l'ENEL ha realizzato opere di regimentazione. È posto ad un'altezza di 1.011 metri sul livello del mare, e pertanto risulta essere uno dei laghi carsici più in quota in Italia. Si estende per circa 500 ettari. È alimentato da numerose sorgenti. In alcuni inverni la superficie lacustre può ghiacciare per più del 50%. L'area in cui sorge si caratterizza per la presenza dell'ampio bacino lacustre, le cui rive sono, a secondo delle posizioni, formate da ambienti pratici o da canneto. Salici secolari vegetano in alcuni tratti, mentre intorno sono presenti ampi pascoli e boschi di faggio. Vi nidificano il Germano reale (*Anas platyrhynchos*) e il Moriglione (*Aythya ferina*) (Fraissinet, 2014) e in maniera irregolare anche la Moretta tabaccata (*Aythya nyroca*) (Fraissinet et al., 2019).

Il Lago Gallo (Codice ISPRA CE0102) è un invaso artificiale realizzato dall'ENEL nel 1966 sul fiume Sava. Si estende per circa 250 ettari ad un'altezza di 870 metri sul livello del mare. L'area è caratterizzata dal vasto bacino lacustre sulle cui sponde, per gran parte della lunghezza, sono presenti ambienti pratici. In alcuni tratti si sono formati piccoli canneti, saliceti e pioppeti ripariali. Una sponda è invece caratterizzata da presenza di rocce calcaree con vegetazione boschiva.

Il Lago Letino (Codice ISPRA CE0103) è un bacino di antica origine artificiale (una delle prime dighe italiane a fini idroelettrici) ricavato

da uno sbarramento posto lungo il Fiume Lete. Le rive sono circondate da rocce.

I tre laghi sopra descritti sono inclusi nella ZSC IT8010013 “Matese Casertano”.

Le Mortine (Codice ISPRA CE0206) sono un invaso artificiale ricavato da uno sbarramento lungo il fiume Volturno, realizzato negli anni '50. Si estende per 32 ettari, ad un'altitudine di circa 160 metri sul livello del mare. È adiacente ad un bosco di salici e pioppi, parzialmente allagato in alcuni periodi dell'anno, oltre che dal tratto fluviale del Volturno. Il sito può essere soggetto a forti variazioni del regime di utilizzazione idrica a causa di lavori di manutenzione, o per la scarsità di acqua derivante da prolungata

siccità. Si riproducono, in maniera però irregolare, Germano reale, Moriglione e Moretta tabaccata (Fraissinet et al., 2019). La zona umida è ZSC (codice IT8010030 “Le Mortine”).

Il Lago di Capriati al Volturno (Codice ISPRA CE0201) è un piccolo bacino artificiale di forma circolare realizzato a scopi energetici dall'ENEL. Le rive sono cementate, ma di recente hanno iniziato a ricoprirsi di vegetazione, per lo più salici e cannuccia palustre.

METODI

I censimenti sono stati condotti secondo i protocolli stabiliti dall'International Waterbird



Figura 1. Il Lago Matese in inverno (foto di Maurizio Fraissinet).

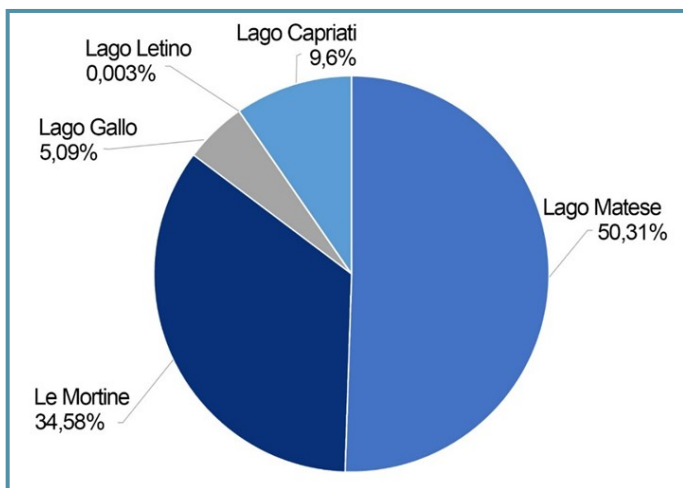


Figura 2. Ripartizione percentuale del numero di anatidi svernanti nelle zone umide matesine (fonte: elaborazione degli Autori).

stati contati 113.859 individui, con una media di 5.693 individui per anno. Il numero di anatidi svernanti nelle zone umide del Matese rappresenta il 28,50% del totale regionale.

All'interno delle 5 zone umide monitorate, poco meno del 50% del totale degli individui svernanti si concentra nel Lago Matese, seguito dalle Mortine con il 34,5%. Con una percentuale del 9,6% il lago di Capriati si colloca al terzo posto. Molto pochi invece gli individui osservati sul lago di Letino nel ventennio di monitoraggi: 0,003% (Figura 2). In pratica il 95% degli anatidi si concentra in 3 bacini: Matese, Mortine e Capriati.

Sono 11 le specie osservate nei bacini monitorati, il 46 % del totale delle specie

Census (IWC; vedi box alla pagina seguente) e si sono svolti nei mesi di gennaio dal 2006 al 2025. Due squadre di ornitologi ASOIM, agendo in contemporanea, si sono recate ogni anno nelle 5 zone umide munite di cannocchiale 20 x 60 e binocolo 10 x 42. Sul Lago Matese i conteggi sono stati effettuati da 10 punti mantenuti costanti negli anni.

Sulle Mortine e il Lago Gallo i punti di osservazione sono stati 3, mentre un unico punto è stato sufficiente per monitorare i laghi di Letino e Capriati al Volturno. I dati ricavati dai monitoraggi matesini sono stati confrontati con quelli relativi ai monitoraggi sull'intero territorio campano per i mesi di gennaio nel periodo 2006 – 2025, sempre ad opera dell'ASOIM.

Per le categorie SPEC e della Lista Rossa italiana si è fatto riferimento, rispettivamente, a Burfield et al., 2023 e Gustin et al., 2019.

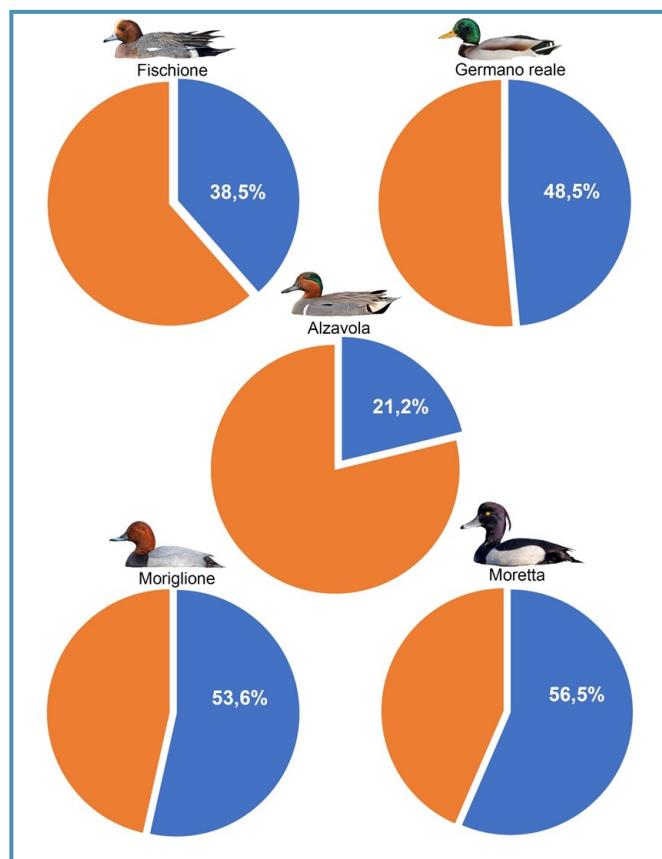


Figura 3. Percentuali del totale degli individui conteggiati nel periodo 2006 – 2025 sui laghi matesini per le 5 specie svernanti regolari, rispetto ai totali registrati in Campania nello stesso periodo (fonte: elaborazione degli Autori).

RISULTATI

Nell'area di studio e nel periodo preso in esame sono stati contati complessivamente 30.825 individui, con una media di 1.626 individui per anno. Nello stesso periodo in Campania sono

L'INTERNATIONAL WATERBIRD CENSUS

Nel 1996 nasce [Wetlands International](#), un'organizzazione internazionale la cui missione è quella di "conservare e recuperare le zone umide, le loro risorse e la biodiversità per le generazioni future". Tale obiettivo viene perseguito attraverso varie attività di conservazione degli habitat e della fauna. Una di queste attività riguarda il monitoraggio ornitologico denominato [International Waterbird Census](#) (IWC) per il censimento degli uccelli acquatici svernanti, gestito a livello mondiale da Wetland International. In Italia tale attività è coordinata dall'[ISPRA](#).

Gli scopi di questo monitoraggio sono quelli di stimare l'entità complessiva delle popolazioni censite, descriverne le variazioni numeriche e distributive, stabilire l'importanza delle zone non-riproduttive di sosta e contribuire ad iniziative nazionali ed internazionali volte alla conservazione degli uccelli acquatici e dei loro ambienti.

Le popolazioni di uccelli acquatici vengono censite mediante conteggi nelle aree di svernamento, perché molte specie mostrano una forte tendenza in periodo invernale all'aggregazione in bacini lacustri, fiumi o paludi, condizione che facilita notevolmente i conteggi e rende relativamente agevole un'efficace quantificazione della dimensione totale delle popolazioni. I conteggi avvengono da sempre con modalità standard e sono relativamente semplici da effettuare, ma necessitano da parte degli osservatori di un'ottima esperienza nel riconoscimento in natura di tutte le specie da censire. Dal 2002 sono state indette specifiche prove di abilitazione per censitori IWC e dal 2005 vengono inclusi nel database solo dati provenienti da rilevatori abilitati. Il censimento prevede che uno o più osservatori conducano una singola sessione per ciascuna zona umida. Soltanto nel caso di situazioni particolari è possibile ripetere il censimento, ad esempio, nel caso di maltempo. Il periodo indicato per i conteggi è il mese di gennaio, come indicato da Wetlands International per il Paleartico occidentale. Ogni anno l'ISPRA indica l'intervallo preciso dei giorni oltre a fornire la scheda di rilevamento.

Per ogni zona umida (la cui lista è codificata nel catasto ISPRA) sono effettuati conteggi diurni e, qualora il sito ospiti dei dormitori, anche conteggi al tramonto. Sono oggetto dei rilievi le specie appartenenti alle famiglie di uccelli acquatici *Gaviidae*, *Podicipedidae*, *Pelecanidae*, *Phalacrocoracidae*, *Ardeidae*, *Ciconiidae*, *Threskiornithidae*, *Phoenicopteridae*, *Anatidae*, *Gruidae*, *Rallidae*, *Haematopodidae*, *Recurvirostridae*, *Burhinidae*, *Glareolidae*, *Charadriidae*, *Scolopacidae*, *Laridae* e *Sternidae* oltre a cinque specie di rapaci diurni: Falco pescatore (*Pandion haliaetus*), Aquila di mare (*Haliaeetus albicilla*), Falco di palude (*Circus aeruginosus*), Albanella reale (*Circus cyaneus*), Aquila anatraia maggiore (*Clanga clanga*) e una specie di gufo, il Gufo di palude (*Asio flammeus*) particolarmente associate alle zone umide.

Tabella 1. Fenologia delle specie di anatidi svernanti. W: svernante, irr e reg: irregolare e regolare, B: nidificanti, A: accidentali. LR: Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia. Il totale si riferisce al periodo 2006 - 2025 (fonte: elaborazione degli Autori).

| SPECIE | FENOLOGIA | SPEC | LR | TOTALE INDIVIDUI |
|---|--------------|------------|----|------------------|
| Mestolone (<i>Spatula clypeata</i>) | W irr | Spec 3 | VU | 109 |
| Canapiglia (<i>Mareca strepera</i>) | W irr | | NT | 200 |
| Fischione (<i>Mareca penelope</i>) | W reg | Non Spec e | | 2.820 |
| Germano reale (<i>Anas platyrhynchos</i>) | W reg, N | Spec 3 | LC | 9.189 |
| Codone (<i>Anas acuta</i>) | W irr | Spec 3 | | 18 |
| Alzavola (<i>Anas crecca</i>) | W reg | | EN | 14.165 |
| Fistione turco (<i>Netta rufina</i>) | A | | VU | 1 |
| Moriglione (<i>Aythya ferina</i>) | W reg, B | Spec 1 | VU | 4.884 |
| Moretta tabaccata (<i>Aythya nyroca</i>) | W irr, B irr | Spec1 | EN | 126 |
| Moretta (<i>Aythya fuligula</i>) | W reg | Spec 3 | VU | 1.326 |
| Moretta grigia (<i>Aythya marila</i>) | A | Spec 3 | | 3 |

campane osservate nello stesso periodo tra regolari, irregolari e accidentali.

Delle 11 specie, 5 sono svernanti regolari (W reg) perché osservate in almeno 10 anni su 20, 4 irregolari (W irr) perché osservate in meno di 10 anni e 2 accidentali (Acc) perché osservate in meno di 5 anni (Tabella 1).

La Figura 3 riporta le percentuali del totale degli individui conteggiati sui laghi matesini nel periodo 2006 – 2025 per le 5 specie svernanti regolari rispetto ai totali registrati in Campania nello stesso periodo.

Nel complesso i 5 laghi in inverno ospitano poco più della metà del popolamento

svernante in Campania di Moretta (*Aythya fuligula*) e Moriglione, due anatre tuffatrici, poco meno della metà del popolamento svernante del Germano reale, e più di un terzo invece per il Fischione (*Mareca penelope*).

Si è voluto poi approfondire l'andamento delle 6 specie più comuni (vedi Tabella 1) e la Figura 4 ne mostra il trend nel periodo in esame. Si osserva un incremento negli ultimi anni per Fischione e Canapiglia (*Mareca strepera*), un decremento per Germano reale e Moretta. Più stabili, sebbene con varie oscillazioni, appaiono gli andamenti di

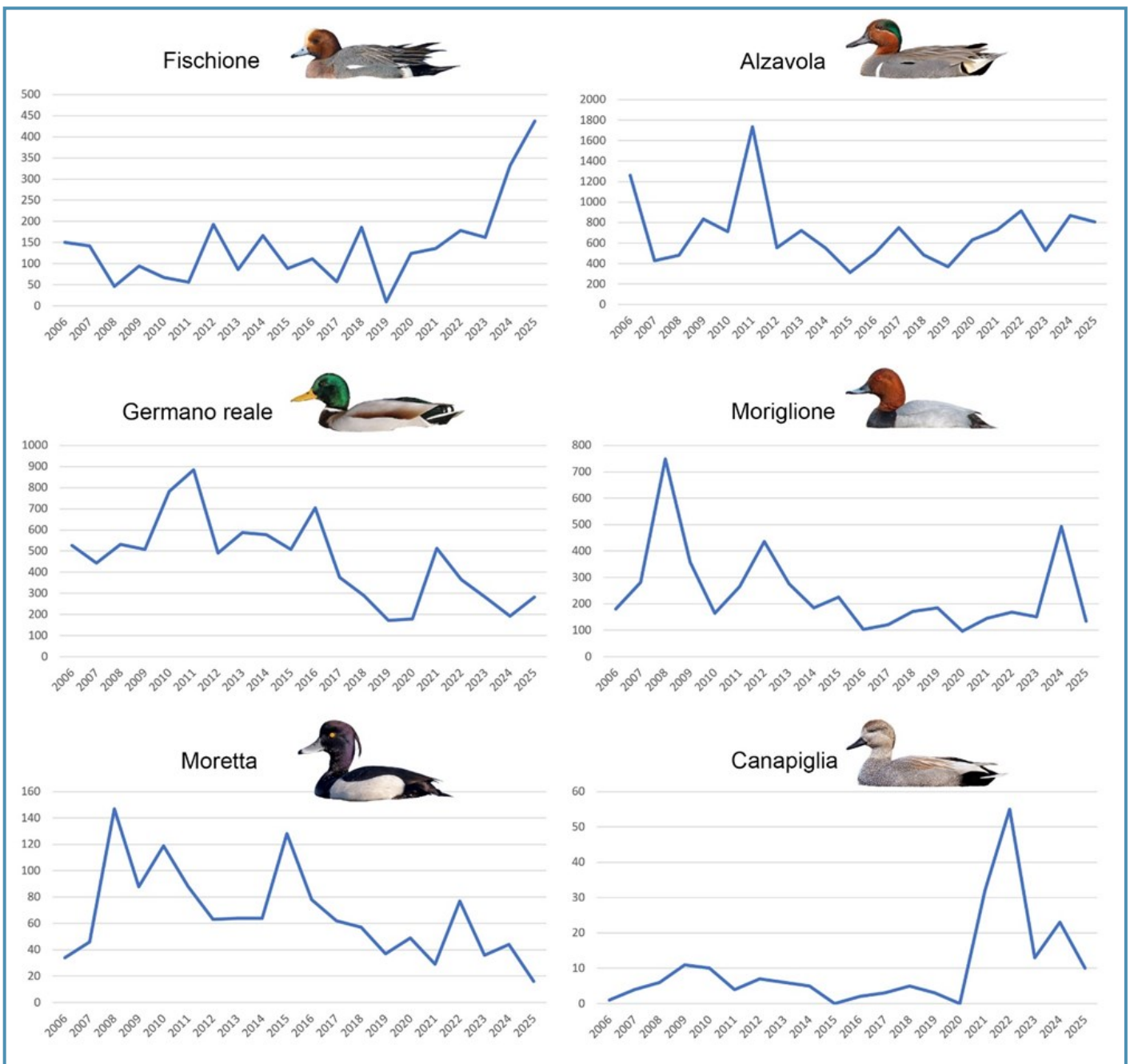


Figura 4. Andamenti della popolazione svernante delle 6 specie di anatre più comuni (fonte: elaborazione degli Autori).

Alzavola (*Anas crecca*) e Moriglione.

DISCUSSIONE

I risultati mettono in evidenza il rilevante ruolo che i laghi matesini del versante campano del Parco Nazionale svolgono per la conservazione degli anatidi svernanti in Campania, avendo ospitato nelle loro acque,

nei 20 anni di indagine, quasi il 30% degli individui svernanti sull'intero territorio campano, per complessive 11 specie, delle quali 5 regolari. Un ruolo che trova riscontro anche in alcune categorie di tutela di livello europeo e nazionale. Delle 11 specie, infatti, 2 sono SPEC1, 5 SPEC3 e 1 NON SPEC E (Burfield et al., 2023), 2 sono considerate

“EN” (In pericolo di estinzione), 4 “VU” (Vulnerabile), 1 “NT” (prossima alla minaccia) e 1 “LC” (poco minacciata) per la Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia (Gustin et al., 2019).

Un ruolo ulteriore emerge quando si osservano le percentuali delle singole specie sul totale regionale. In particolare per due specie di anatre tuffatrici, la Moretta e il Moriglione, le popolazioni matesine rappresentano più del 50% dell'intero popolamento svernante in Campania. A questo dato, di per sé rilevante, si aggiunge anche il valore di poco inferiore al 50% dei Germani reali e di quasi il 40% dei Fischioni (Figura 3).

Il Lago Matese, il più esteso e l'unico naturale, ospita poco più del 50% dell'intero popolamento matesino. Dopo il Lago Matese, come numero di individui, seguono le Mortine e il lago di Capriati. Il lago Letino viene frequentato molto poco (Figura 2).

L'approfondimento degli andamenti delle 6 specie più comuni (Figura 4) mostra incrementi per Fischione e Canapiglia, decrementi per Moretta e Germano reale e una certa stabilità invece per Alzavola e Moriglione. Andamenti che non possono non ripercuotersi sul popolamento regionale visto il peso percentuale che hanno sul popolamento invernale in Campania.

Il monitoraggio ventennale condotto sulle anatre svernanti nel versante campano del Parco Nazionale del Matese, più ricco di bacini rispetto a quello molisano, conferma quindi il ruolo che il Parco Nazionale è chiamato a svolgere nella conservazione della biodiversità degli anatidi svernanti, quantomeno su scala regionale.

Un'importanza già nota per il periodo riproduttivo, in riferimento al Moriglione

(Fraissinet, 2014) e alla Moretta tabaccata (Fraissinet et al., 2019), e che viene ulteriormente confermata quindi anche per il periodo invernale.

Per quanto attiene il periodo riproduttivo va aggiunto che, ad eccezione del Germano reale, le zone umide matesine rappresentano una delle pochissime località del Sud Italia in cui nidificano Moriglione e Moretta tabaccata (Lardelli et al., 2022).

CONCLUSIONI FINALI

Il D.M. istitutivo del Parco Nazionale del Matese, inserisce i laghi matesini in zona 2, dove per zona 2 si intende una “zona di valore naturalistico, paesaggistico, agricolo e/o storico culturale, con limitato grado di antropizzazione”. Questo lavoro conferma il “valore naturalistico” riportato nella norma istitutiva.

Con l'istituzione del Parco Nazionale si auspica che l'Ente Parco possa cooperare nelle attività dei censimenti, e avvalersi dei dati dei monitoraggi pregressi e futuri per la pianificazione territoriale dell'area protetta e le attività di conservazione della biodiversità a cui sarà chiamato per i suoi fini istituzionali.

I monitoraggi costanti e ripetuti nel tempo possono fornire infatti informazioni utili, a volte indispensabili, per le politiche di conservazione in un'Area Naturale Protetta e verificarne l'efficacia.

Ringraziamenti

In tanti in questi 20 anni ci hanno accompagnato nelle spedizioni, condividendo momenti belli ed emozionanti. Desideriamo quindi ringraziare Marcello Bruschini, Leandro Buongiovanni, Camillo Campolongo, Paolo Caruso, Paola Conti, Olimpia De Simone, Maurizio De Vita, Anna Digilio, Marco

Geremicca, Silvana Grimaldi, Raffaele Imondi, Rossella Lanzieri, Patrizia Loffredo, Raffaele Marasco, Sabrina Marsala, Salvatore Mirra, Alessandro Motta, Luca Nelisio, Ivan Pagano, Alfonso Maria Piromallo, Federica Rispoli, Sara Rizzo, Marianna Savarese, Filippo Tatino, Alessio Usai. Si ringrazia inoltre Mario Caniglia per averci aiutato e accompagnato ogni anno alle Mortine, ENEL Green Power Italia per i permessi di accesso al lago di Capriati e alle Mortine, Nicola Norante per le informazioni relative al lato molisano del Parco, e gli anonimi referee per il contributo al miglioramento del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Burfield I.J., Rutherford C.A., Fernando E., Grice H., Piggott A., Martin R.W., Balman M., Evans M.I., A. Staneva, 2023. *Birds in Europe 4: the fourth assessment of Species of European Conservation Concern*. Bird Conservation International, 33, e66, 1–11. <https://doi.org/10.1017/S0959270923000187>.
- Fraissinet M., 2005. *Il ruolo delle aree protette nella conservazione della fauna – Esperienza del Parco regionale del Matese*. Atti del Convegno “I rapaci del Matese. Gestione e Conservazione”, Campochiaro 9 aprile 2005: 8 – 14.
- Fraissinet M., Cavaliere V., 2008. *Censimento degli anatidi svernanti in Provincia di Caserta: 2002 – 2007*. Picus, 65: 31 - 38.
- Fraissinet M., 2014. *La nidificazione del Moriglione Aythya ferina in Campania*. Picus, 40: 13 – 15.
- Fraissinet M., Cavaliere V., 2009. *Gli Anatidi selvatici della Campania*. Monografia n.8 dell'ASOIM., San Giorgio a Cremano (NA).
- Fraissinet M., Cavaliere V., 2012. *Lo svernamento degli anatidi in Campania nel biennio 2005/2006 e 2006/2007*. In Benussi E., Perco F. (a cura di). Atti del XIV Convegno Italiano di Ornitologia. Riv. Ital. Orn., 82: 173 – 175.
- Fraissinet M., Argenio A., Cavaliere V., Esse E., Janni O., 2009. *L'avifauna del Parco regionale del Matese (Campania)*. Picus, 35: 105 – 123.
- Fraissinet M., Capasso S., Dovere B., Piciocchi S., 2019. *La popolazione nidificante di Moretta tabaccata Aythya nyroca in Campania (Italia meridionale) 1992 – 2018: areale, consistenza, successo riproduttivo*. Picus, 45:15-21.
- Giustino S., Bruschini M., Esse E., Grimaldi S., Mastronardi D., Capasso S., Usai A., Fraissinet M., 2017. *Wetland selection, niche breadth and overlap in 10 duck species wintering in northern Campania (Italy)*. Rivista Italiana di Ornitologia – Research in Ornithology, 87 (2): 3 - 8. DOI: 10.4081/rio.2017.260.
- Gustin M., Nardelli R., Brichetti P., Battistoni A., Rondinini C., Teofili C., (compilatori), 2019. *Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2019*. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Ceada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), 2022. *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere (Latina), historia naturae (11): 704 pp.



RETICULA rivista quadrimestrale di ISPRa
reticula@isprambiente.it

DIRETTRICE DELLA RIVISTA
Luisa Nazzini

COMITATO EDITORIALE
Dora Ceralli, Serena D'Ambrogi, Michela Gori, Luisa Nazzini, Silvia Properzi

COMITATO SCIENTIFICO
Corrado Battisti, José Fariña Tojo (Spagna), Matteo Guccione, Sergio Malcevschi,
Patrizia Menegoni, Jürgen R. Ott (Germania), Riccardo Santolini

La foto di copertina, di C. Battisti, documenta le attività di monitoraggio di *Myocastor coypus* finalizzato alla redazione del Piano di gestione della Nutria nel Monumento naturale Palude di Torre Flavia

Il progetto grafico è a cura di Elena Porrizzo

La revisione dei testi in lingua straniera è a cura di Daniela Genta

È possibile iscriversi a Reticula compilando la [scheda di registrazione](#)

Le opinioni ed i contenuti degli articoli firmati sono di piena responsabilità degli Autori

È vietata la riproduzione, anche parziale, di testi e immagini se non espressamente citata la fonte

Le pagine web citate sono state consultate a luglio 2025

ISSN 2283-9232

Gli articoli pubblicati sono stati soggetti ad un procedimento di revisione tra pari a doppio cieco
A questo numero hanno contribuito in qualità di revisori: D. Alberti, C. Battisti, T. Bonacci,
S. Bonelli, F. Borlenghi, M. Carafa, A. Cardillo, L. Carotenuto, C. Cerrato, S. D'Antoni,
A. Donatelli, S. Ercole, P. Giovacchini, R. Guarino, F. Marini, M. Mirabile, L. Vignoli, A. Zilli

Questo prodotto è stato realizzato nel rispetto delle regole stabilite dal sistema di gestione qualità conforme ai requisiti ISO 9001:2015 valutato da IMQ S.p.A.