Fabbrica Energie Rinnovabili Alternative
GENERAZIONE POSSIBILE

Fabbrica Energie Rinnovabili Alternative S.r.l.
Piazza Cavour, 7 - 20121 Milano
T: +39 02 62690471 F: +39 02 32066804
info@ferasrl.it; www.ferasrl.it
P.IVA 13393960151

Azienda con sistema di gestione qualità
certificato UNI EN ISO 9001:2008
certificatI n. 501008849 e 501008850



Regione **Liguria**
Comune di **Cairo Montenotte (SV)**
Proponente **F.E.R.A. S.r.l.**

Parco eolico "Camponuovo"

Progetto Definitivo

5.21

Relazione faunistica

Progettisti:

Alessandro Balestrieri
Beatrice Caimi
Matteo Galbiati
Raoul Manenti

Raoul Manenti
Universita' degli Studi di Milano
11.12.2024
11:33:46
GMT+02:00

Data	Rev.	Descrizione	Elaborato	Controllato	Approvato

Comm. Elaborato:

E' vietata la riproduzione del presente documento, anche parziale, con qualsiasi mezzo, senza l'autorizzazione di F.E.R.A. S.r.l.

INDICE

1. DESCRIZIONE DELLE CONOSCENZE PREGRESSE 3
1.1 Sub-componente mammiferi 3
1.2 Sub-componente erpetofauna 4
1.3 Sub-componente invertebrati acquatici 6
2. MATERIALI E METODI 8
2.1 Monitoraggio dei micromammiferi 8
2.2 Fototrappolaggio 13
2.3 Ricerca dei segni di presenza 15
2.4 Campionamento erpetofauna 15
2.5 Campionamento invertebrati acquatici 16
3. RISULTATI 18
3.1 Hair-tubes 18
3.2 Fototrappolaggio e ricerca dei segni di presenza 19
3.3 Erpetofauna 21
3.4 Invertebrati acquatici 23
3.5 Record faunistici totali 24
4. SPECIE DI INTERESSE CONSERVAZIONISTICO 25
4.1 Mammiferi 25
4.2 Erpetofauna 27
4.3 Invertebrati acquatici 31
4. DISCUSSIONE 34
5. MISURE DI MITIGAZIONE E COMPENSAZIONE 38
6. BIBLIOGRAFIA 40

1. DESCRIZIONE DELLE CONOSCENZE PREGRESSE

1.1 Sub-componente mammiferi

Secondo le più recenti informazioni sulla distribuzione dei micromammiferi italiani (Paolucci e Bon, 2022), nell'area di studio sono potenzialmente presenti 25 specie autoctone (14 Rodentia, 11 Soricomorpha un Erinaceomorpha) (Tab. 1). Il riccio europeo (*Erinaceus europaeus*) e le talpe (*Talpa caeca* e *Talpa romana*) non sono campionabili tramite hair-tubes. L'arvicola d'acqua italiana (*Arvicola italicus*) e i toporagni acquatici del genere *Neomys* (*N. fodiens* e *N. milleri*) sono strettamente legati agli ambienti ripariali. L'arvicola di Fatio (*Microtus multiplex*) frequenta principalmente ambienti aperti di alta quota.

Mammalia		
Ordine	**Specie**	
Rodentia	*Arvicola italicus*	*Apodemus flavicollis*
	Chionomys nivalis	*Apodemus sylvaticus*
	Microtus multiplex	*Apodemus alpicola*
	Myodes glareolus	*Mus domesticus*
	Glis glis	*Rattus norvegicus*
	Eliomys quercinus	*Rattus rattus*
	Muscardinus avellanarius	*Sciurus vulgaris*
Soricomorpha	*Sorex antinorii*	*Suncus etruscus*
	Sorex minutus	*Crocidura leucodon*
	Sorex samniticus	*Crocidura suaveolens*
	Neomys fodiens	*Talpa caeca*
	Neomys milleri	*Talpa romana*
Erinaceomorpha	*Erinaceus europaeus*	

Tabella 1. Check-list delle specie di micromammiferi segnalate in Liguria.

Tra i Carnivora, sono potenzialmente presenti due Canidi (*Canis lupus* e *Vulpes vulpes*) e cinque Mustelidi (Tab. 2); tuttavia, la puzzola (*Mustela putorius*) generalmente è legata agli ambienti ripariali. Il cervo (*Cervus elaphus*) è stato recentemente segnalato nella Regione, e viene incluso tra gli ungulati potenzialmente presenti per via dell'ampia mobilità. Il daino (*Dama dama*) è segnalato nella limitrofa Riserva naturale di Adelasia. Tra i Lagomorfi si segnala solo la lepre comune (*Lepus europaeus*).

Non è stato possibile reperire informazioni a scala di area di studio.

Mammalia		
Ordine	**Specie**	
Carnivora	*Canis lupus*	*Mustela nivalis*
	Vulpes vulpes	*Mustela putorius*
	Martes martes	*Meles meles*
	Martes foina	
Cerartiodactyla	*Capreolus capreolus*	*Dama dama*
	Cervus elaphus	*Sus scrofa*
Lagomorpha	*Lepus europaeus*	

Tabella 2. Check-list delle specie di meso e grandi mammiferi potenzialmente presenti nell'area di studio.

1.2 Sub-componente erpetofauna

L'erpetofauna italiana, secondo Ruffo e Stoch (2005), include una percentuale significativa di specie endemiche, con 15 specie che rappresentano il 19,3% del totale. A livello europeo, il tasso complessivo di endemismo è del 21,8%, pari a 51 specie. In Italia l'alto livello di endemismo è particolarmente evidente negli Anfibi, tra i quali il 42% delle specie è endemico.

Gli endemismi appenninici presentano una distribuzione ampia. Alcuni, come *Hyla intermedia*, si trovano su quasi tutto il territorio italiano, dalla Pianura Padana alla Sicilia, mentre altre specie, come

Salamandrina terdigitata, *Bombina pachypus*, *Rana italica* e *Chalcides chalcides*, si estendono dalla Liguria all'Aspromonte. Specie come *Triturus italicus* e probabilmente *Rana bergeri*, il cui limite settentrionale non è ancora ben definito, hanno una distribuzione più limitata all'Appennino centrale. A differenza di molti invertebrati, l'erpetofauna italiana non include endemiti puntiformi.

La regione italiana con il maggior numero di specie è la Liguria, che ne conta 38.

Da occidente, alcune specie sono penetrate in Liguria (*Hyla meridionalis*, *Pelodytes punctatus*, *Timon lepidus*, *Chalcides striatus*, *Malpolon monspessulanum* ed *Elaphe scalaris*).

Nell'area di studio, come riportato nell'Atlante degli Anfibi e Rettili della Provincia di Savona (Ottonello e Lamagni, 2007), sono potenzialmente presenti 14 specie di anfibi, 5 appartengono all'ordine Urodela e 9 all'ordine Anura (Tab. 3).

Amphibia		
Ordine	**Specie**	
Urodela	*Triturus alpestris*	*Salamandra salamandra*
	Triturus carnifex	*Speleomantes strinatii*
	Triturus vulgaris	
Anura	*Bufo bufo*	*Pelophylax kl. esculentus*
	Bufotes viridis	*Pelophylax kurtmuelleri*
	Hyla intermedia	*Rana dalmatina*
	Hyla meridionalis	*Rana temporaria*
	Pelodytes punctatus	

Tabella 3. Check-list delle specie di anfibi segnalate nella provincia di Savona.

Per quanto riguarda i rettili sono segnalate 22 specie. Queste sono suddivise tra l'ordine Squamata che ne conta 8 nel sottordine Sauria e altrettante nel sottordine Serpentes, e l'ordine Testudines che ne conta 6 (Tab. 4).

Reptilia		
Ordine	**Specie**	
Testudines	*Emys orbicularis*	*Caretta caretta*
	Trachemys scripta	*Chelonia mydas*
	Testudo hermanni	*Dermochelys coriacea*
Squamata (Sauria)	*Hemidactylus turcicus*	*Podarcis muralis*
	Tarentola mauritanica	*Timon 1epidus*
	Anguis fragilis	*Chalcides chalcides*
	Lacerta bilineata	*Chalcides striatus*
Squamata (Serpentes)	*Coronella austriaca*	*Natrix maura*
	Coronella girondica	*Natrix natrix*
	Zamenis longissimus	*Natrix tessellata*
	Hierophis viridiflavus	*Malpolon monspessulanus*

Tabella 4. Check-list delle specie di rettili segnalate nella provincia di Savona.

1.3 Sub-componente invertebrati acquatici

Gli invertebrati acquatici rappresentano un'importante componente delle reti trofiche degli ecosistemi d'acqua dolce, garantendone l'equilibrio e la durata nel tempo. In particolare, la fauna bentonica, legata per almeno una parte del ciclo vitale ai substrati di acque lotiche e lentiche, viene utilizzata per valutare lo stato qualitativo dei corsi d'acqua.

Questi presentano una distribuzione cosmopolita e appartengono a numerosi phyla comprendenti Artropodi (Insetti, Aracnidi e Crostacei), Molluschi (Gasteropodi e Bivalvi), Anellidi (Oligocheti e Irudinei), Nematodi e Platelminti (Ruffo e Stoch, 2005). Ciascuno dei phyla citati comprende almeno un taxon rappresentativo del gruppo nell'area di studio (Tab. 5).

Gruppo superiore	**Gruppo inferiore**	**Famiglia/Genere/Specie**	
Hexapoda	Plecoptera	*Dinocras*	*Protonemura*
		Leuctra	*Perla*
	Ephemeroptera	*Baetis*	*Ephemerella*
		Ecdyonurus	*Habroleptoides*
		Electrogena	*Habrophlebia*
		Ephemera	*Pseudocentroptiloides*
	Trichoptera	Beraeidae	Odontoceridae
		Goeridae	Phylopotamidae
		Hydropsychidae	Polycentropodidae
		Leptoceridae	Rhyacophilidae
		Limnephilidae	Sericostomatidae
	Diptera	Athericidae	Pediciidae
		Blephariceridae	Simuliidae
		Ceratopogonidae	Tabanidae
		Chironomidae	Tipulidae
		Dixidae	Dolicopodidae
		Limoniidae	
	Heteroptera	Notonectidae	Nepidae
	Coleoptera	Elmidae	Gyrinidae
		Helodidae	Hydraenidae
	Odonata	*Calopteryx*	*Onychogomphus*
		Cordulegaster	*Platycnemis*
Crustacea	Decapoda	*Austropotamobius pallipes*	
Oligochaeta	Enchytraeidae		
	Lumbricidae		
	Lumbriculidae		
	Naididae		
	Gordiacea		
Tricladida	Dugesia		
Irudinea	Piscicolidae		
Gastropoda	Ancylidae		

Tabella 5. Check-list dei taxa degli invertebrati acquatici segnalati nella provincia di Genova (Università degli studi di Genova DISTAV, 2023) e potenzialmente presenti nell'area di studio.

2. MATERIALI E METODI

I campionamenti sono stati svolti nei mesi di Agosto e Settembre 2024, con metodologie e tempistiche differenti in base ai gruppi tassonomici indagati.

2.1 Monitoraggio dei micromammiferi

I piccoli mammiferi, roditori e insettivori, occupano una posizione intermedia nella catena alimentare e, costituendo la preda principale di numerose specie di uccelli e mammiferi carnivori, possono influenzarne le dinamiche di popolazione.

Per ottenere informazioni sulla distribuzione dei micromammiferi terrestri dell'area di studio sono stati utilizzati appositi dispositivi per il prelievo di campioni di pelo, da identificare successivamente in laboratorio (*hair-tubes*). Gli hair-tubes sono tubi in PVC, alle cui estremità viene inserito del nastro biadesivo, posizionati lungo transetti lineari, a distanza di circa 30 m (Fig. 1). In totale, sono stati posizionati 35 hair-tubes. Per attirare gli esemplari all'interno del tubo si utilizza della crema di nocciole. Sono stati utilizzati hair-tubes di due diverse misure:

- Tubi di 60 mm di diametro, posizionati su alberi a 2-3 m di altezza o a terra, con lo scopo specifico di campionare ghiro (*Glis glis*), scoiattolo (*Sciurus vulgaris*) e ratti (*Rattus* spp.);
- Tubi di 30 mm di diametro, posizionati su arbusti a circa 50 cm dal suolo (Fig. 2), per la "cattura" del moscardino (*Muscardinus avellanarius*), e a terra.

I campionamenti si sono svolti dal 25/08 al 26/09/2024, con un controllo dopo due settimane dall'attivazione per la sostituzione delle esche e il prelievo dei campioni positivi.

Per stimare e confrontare il successo del monitoraggio, lo sforzo di cattura è stato espresso in notti-trappola (numero di trappole utilizzate x numero di notti di attivazione).

Il riconoscimento delle specie campionate tramite hair-tubes si è basato sull'esame al microscopio delle caratteristiche morfologiche e strutturali dei peli raccolti, che ha permesso l'identificazione a livello di specie.



Figura 1. Distribuzione degli hair-tubes nell'area di studio.



Figura 2. Hair-tube (30 mm).

Struttura del pelo

Si distinguono due tipologie principali di peli: di giarra (*guardhair*) e di borra (*underhair*). I primi, generalmente più spessi e lunghi, costituiscono le strutture più utili alla diagnosi, presentando caratteristiche specie-specifiche. I peli di borra hanno principalmente una funzione termoregolatrice e risultano simili per spessore e caratteristiche morfologiche in tutti i mammiferi (medulla sempre uniseriata). Di conseguenza, hanno scarso valore diagnostico.

La parte libera del pelo, detta scapo, sporgente rispetto alla superficie esterna del tegumento, può essere suddivisa in una parte prossimale rispetto al bulbo, detta stelo, e una parte distale, detta spatola. In sezione trasversale, la parte centrale, o medulla, è circondata dalla corteccia, a sua volta rivestita dalla cuticola a scaglie (Fig. 3).

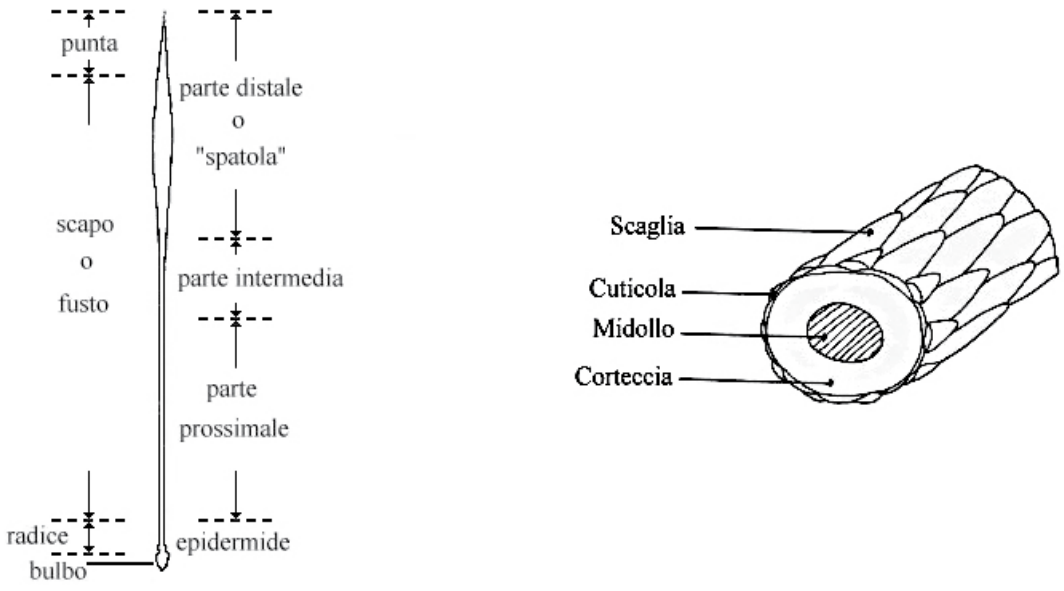


Figura 3. Parti del pelo (modificato da Lombardi e Ragni, 2011).

Le cellule cheratinizzate che compongono la medulla sono separate da spazi che in genere contengono aria. Le cellule e gli spazi d'aria possono essere tra loro arrangiati in diversi modi, caratteristici per i diversi ordini e a volte tali da permettere l'identificazione a livello di genere o specie. La corteccia è composta da cellule poligonali corneificate e dotate di granuli di pigmento che conferiscono al pelo la sua colorazione. Lo spessore rispetto a quello della medulla può variare. Le scaglie cuticolari sono accostate al fusto del pelo, con il margine libero diretto verso l'apice del pelo. Le dimensioni, la forma e la disposizione delle scaglie sono variabili.

I peli prelevati tramite gli hair-tube (Fig. 4), sono stati separati dal nastro adesivo utilizzando una pistola termica e distesi su un vetrino portaoggetti. Il riconoscimento si è basato principalmente sull'esame della morfologia esterna e della struttura interna (medulla) dei peli di giarra.
Per non influenzare l'esito delle determinazioni, è stata adottato un approccio *single-blind* ("in cieco singolo"): l'analisi della struttura dei peli è stata condotta senza conoscere la localizzazione e il tipo di habitat delle stazioni di campionamento.



Figura 4. Peli di *Rattus* sp. campionati tramite hair-tube.

Esame della morfologia esterna

La morfologia generale viene valutata attraverso l'esame allo stereomicroscopio delle dimensioni, ondulazione e colorazione. Nel caso dei piccoli mammiferi, la lunghezza del pelo permette di distinguere le specie di taglia maggiore (ratti, arvicola terrestre, scoiattolo) dai piccoli roditori e insettivori. Può essere di valore diagnostico la misurazione della lunghezza e larghezza dello scudo

in relazione alle stesse misure della porzione rimanente dello stelo. I peli degli Insettivori presentano caratteristiche ondulazioni, con un netto restringimento del pelo (assenza di medulla) in corrispondenza dei punti di massima curvatura. La pigmentazione generale, in particolare la presenza e disposizione di bande di colore differente, può essere un utile elemento diagnostico.

Esame della struttura interna

La struttura interna della spatola dei peli di giarra, osservabile con l'ausilio di un microscopio ottico a 10/0.25 ingrandimenti, è la più utile alla diagnosi, perché a seconda del *taxon* di provenienza variano la forma e la disposizione spaziale reciproca delle cellule midollari e degli spazi d'aria (Brunner & Coman, 1974). Nel caso dei piccoli mammiferi, le strutture più frequenti sono dette "multiseriate", con le cellule midollari inglobate in una rete di spazi d'aria a formare una struttura "a scala a pioli" dove ogni scalino si compone di 2-5 cellule in fila trasversale rispetto all'asse del pelo (Fig. 5).

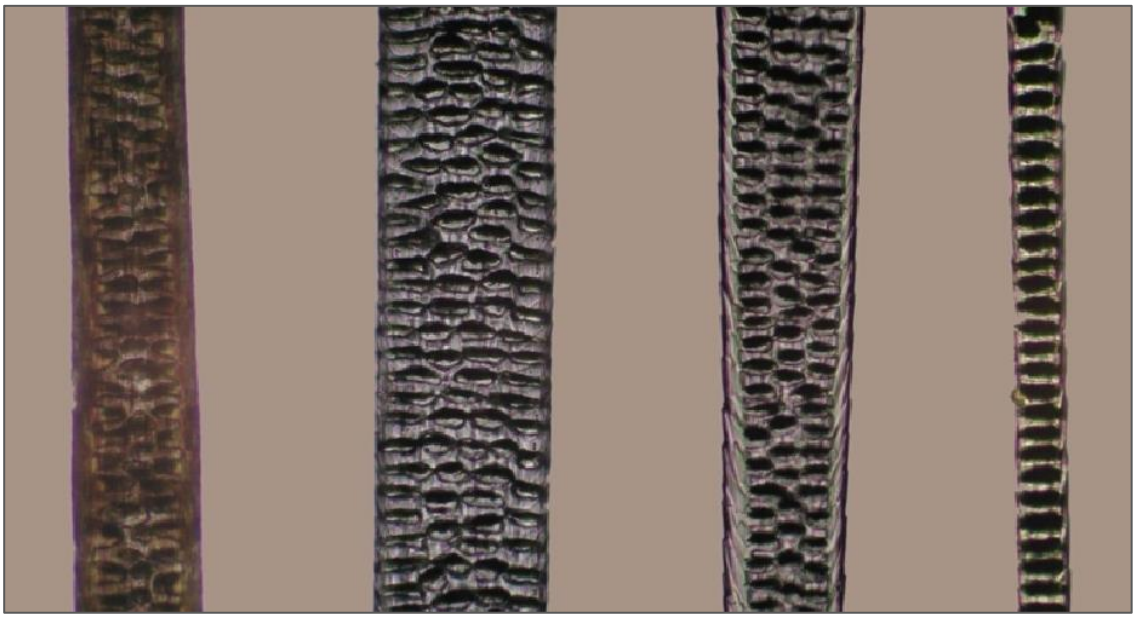


Figura 5. Struttura multiseriata del pelo di *Myodes glareolus* (dall'apice – a sx - al bulbo – a dx).

Nei Gliridi, la medulla è uniseriata interrotta nel ghiro, biseriata nel quercino e uni-biseriata nel moscardino. Negli Insettivori (Soricomorpha), la medulla è sempre uniseriata, ma sia il profilo seghettato del pelo sia i caratteristici restringimenti della medulla in corrispondenza delle 2-4 pieghe del fusto permettono di distinguere i peli di giarra dei toporagni dal pelo di borra di tutti i mammiferi. La sistematica dei Mammiferi è in continuo aggiornamento ed è spesso oggetto di dibattito tra gli specialisti. Per la nomenclatura si è quindi fatto riferimento all'elenco tassonomico più recente per il

territorio italiano - Mammals of Italy: an annotated check-list – pubblicato su Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy (Loy et al., 2019).

Frequenze e indici di diversità delle comunità

L'abbondanza delle diverse specie è stata espressa come frequenza relativa percentuale [(numero di individui di ciascuna specie/numero totale di individui) ×100].

Sulla base delle catture effettuate, sono stati calcolati i seguenti indici statistici:

1. Indice di ricchezza specifica d= S-1/Log N (Margalef, 1958), influenzato dal rapporto tra il numero di specie totali (S) ed il numero totale di individui (N).
2. Indice di dominanza c= Σ $(ni/N)^2$ (Simpson, 1949), dove: n_i = numero degli individui della specie i e N = numero totale di individui; esprime il grado di omogeneità di una comunità, il valore varia da 0 a 1 ed aumenta con la predominanza numerica di una o poche specie.
3. Indice di diversità specifica H= -Σp_i Ln p_i (Shannon e Weaver, 1949), dove $p_i=n_i/N$; il valore è influenzato sia dal numero di taxa che dal modo in cui gli individui sono distribuiti fra i diversi taxa.

2.2 Fototrappolaggio

Il fototrappolaggio è una tecnica ampiamente utilizzata per il monitoraggio dei mammiferi di dimensioni medio-grandi. Sebbene la probabilità di "cattura" possa essere influenzata da molti fattori, incluse le caratteristiche tecniche delle fototrappole, la durata del campionamento e la densità delle specie oggetto di monitoraggio (Burton et al., 2015), il fototrappolaggio è considerato un metodo efficace e con un buon rapporto costi-benefici per investigare la distribuzione e l'abbondanza relativa anche di specie rare o elusive come i mammiferi carnivori (Rovero et al., 2013; Meek et al., 2014b). Inoltre, è un metodo non invasivo, che causa un disturbo trascurabile alle specie target (Rovero et al., 2010).

Sono state posizionate 4 fototrappole, distribuite in modo da campionarne l'intera superficie (Fig. 6). Una volta scelta la localizzazione, le fototrappole sono state fissate su alberi, orientandole in modo daevitare che i raggi del sole inficiassero il funzionamento del sensore termico.

Le trappole sono state attivate per 32 giorni consecutivi, dal 25/08 al 26/09/2024.

Per attirare e mantenere il più a lungo possibile i carnivori nell'area di azione della fototrappola e permetterne l'identificazione specifica, a una distanza di 2,5 – 5,0 metri dalla fotocamera, è stata collocata un'esca odorosa (tonno in scatola).

Le fototrappole sono state impostate in modo da realizzare un video di 30 secondi, con un intervallo tra un evento di fototrappolaggio e l'altro di 3 secondi. Le immagini o video ottenuti sono stati considerati come eventi-cattura diversi solo per un intervallo di tempo intercorso tra scatti successivi superiore a 30 minuti.

I video, benché richiedano la sostituzione di batterie e SD card più frequentemente rispetto alle immagini, permettono di osservare un maggior numero di dettagli della morfologia, della colorazione del manto e del comportamento degli individui contattati, permettendo l'identificazione anche di specie molto simili (ad es. *Mustela* spp. e *Martes* spp.) nel 80-100% delle registrazioni.

A due settimane dall'attivazione, le fototrappole sono state controllate per sostituire le batterie, le schede di memoria e le esche olfattive.

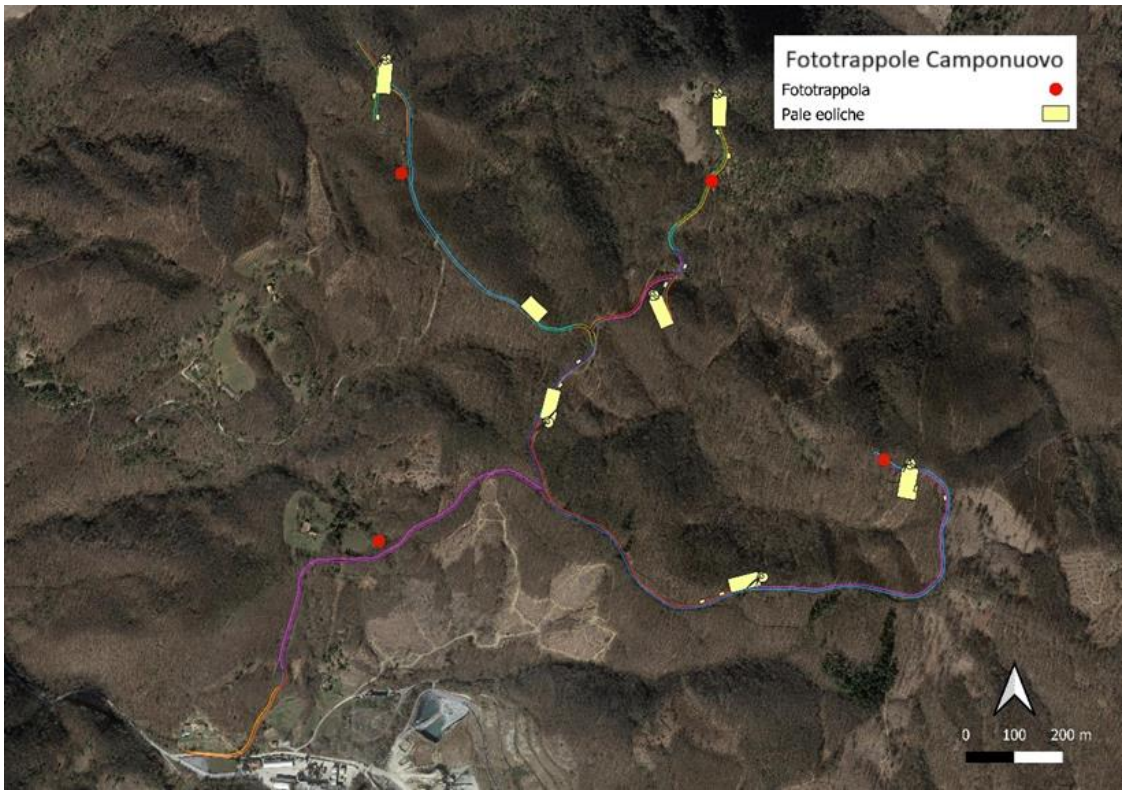


Figura 6. Distribuzione delle fototrappole nell'area di campionamento.

Le fototrappole utilizzate (Fig. 7) presentano le seguenti caratteristiche:

- Modalità combinata foto + video o video/foto.
- Angolo di ripresa = 52°.
- Sensore passivo PIR con flash infrarossi (PIR), che viene attivato dalla differenza di calore tra lo sfondo e un soggetto in movimento.
- Sensori di preparazione laterali che conferiscono alla fototrappola un angolo di rilevamento molto più ampio (100°) e rispetto a quello del sensore centrale (35°), migliorando la velocità di risposta della stessa.
- Tempo di attivazione 0,2 secondi.
- Numero di Led: 24 completamente invisibili (940 nm) ad occhio umano.
- Illuminazione notturna fino a 10 metri, ripresa diurna fino a 20 metri.
- Immagini diurne a colori, notturne in bianco e nero.
- Schermo incorporato da 4,8 x 3,6 cm, che permette la programmazione e la visualizzazione di foto e i filmati direttamente sul campo.



Figura 7. Fototrappola posizionata.

2.3 Ricerca dei segni di presenza

I segni di presenza, considerati dati opportunistici e attribuibili con certezza a una specie (feci, impronte, resti di predazione) sono stati ricercati lungo transetti, coincidenti con sentieri o carrarecce o altri elementi lineari del territorio. Le tracce identificate hanno permesso di confermare la presenza di alcune specie di grandi e medi mammiferi non campionati tramite le fototrappole.

2.4 Campionamento erpetofauna

L'attività di campionamento di anfibi e rettili ha previsto il conteggio e la determinazione a vista della specie e, per alcuni taxa, anche del sesso degli individui. Quando possibile è stata effettuata la loro cattura manualmente o con l'ausilio di retini.

I campionamenti si sono svolti in 11 giorni compresi tra il 23/08 e il 04/09/2024.

2.5 Campionamento invertebrati acquatici

Il campionamento degli invertebrati acquatici è stato effettuato con lo scopo di ottenere in primo luogo dati qualitativi rappresentativi dei corsi d'acqua trovati nelle aree in esame, ed in secondo luogo ottenere campioni di tipo quantitativo, utili per poter indagare i diversi aspetti delle comunità macrobentoniche. Nell'area di studio sono stati effettuati campionamenti basati sulla diversa intensità delle correnti nelle varie zone dei corsi d'acqua esaminati. Nella prima fase il campionamento ha previsto il riconoscimento della sequenza "riffle/pool" (Fig. 8a), ovvero aree adiacenti che presentano caratteristiche di flusso differenti. Le zone di "pool" sono aree lentiche a minor turbolenza e profondità rispetto ai tratti di "riffle", che invece sono nel complesso lotici. Per effettuare questa attività sono stati utilizzati un retino immanicato (Fig. 8b) e dei retini per acquari, più maneggevoli in grado di raggiungere aree difficoltose.

I campionamenti sono stati condotti in 4 giorni compresi tra il 26/08 e il 30/08/2024.

L'attività di campionamento ha previsto il conteggio a vista degli individui e quando necessaria la loro cattura, come nel caso di *Austropotamobius pallipes* (Fig. 9), a scopo di identificazione.

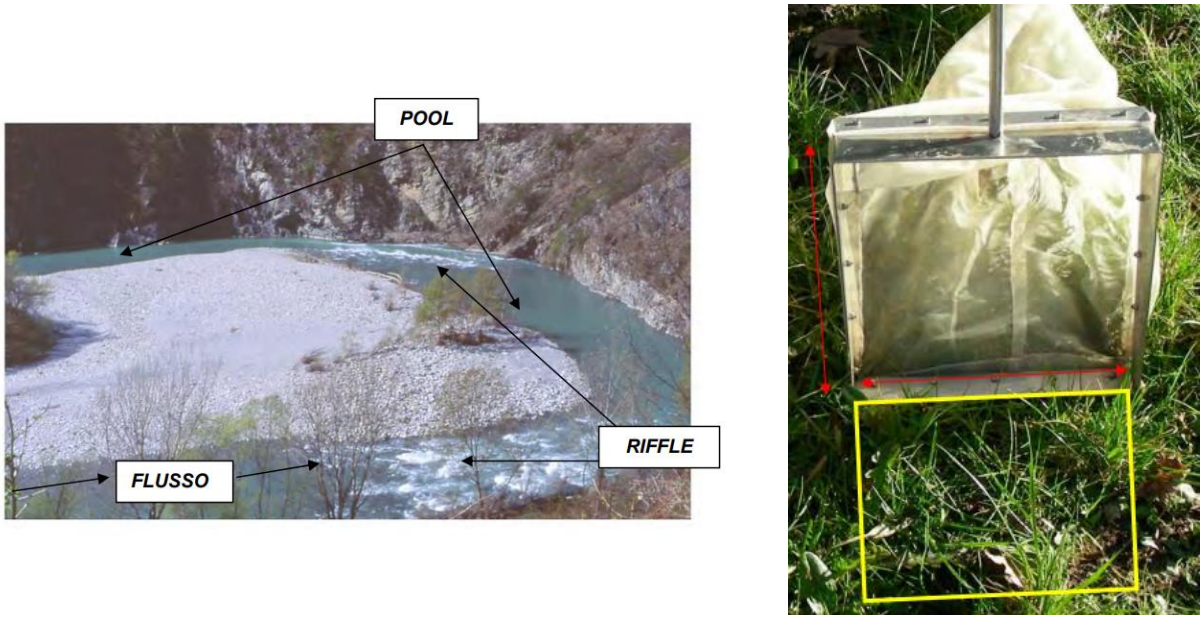


Figura 8 (a, b). Sequenza "riffle/pool" in un tratto fluviale (sx), rete immanicata (dx) (Buffagni e Erba, 2007).

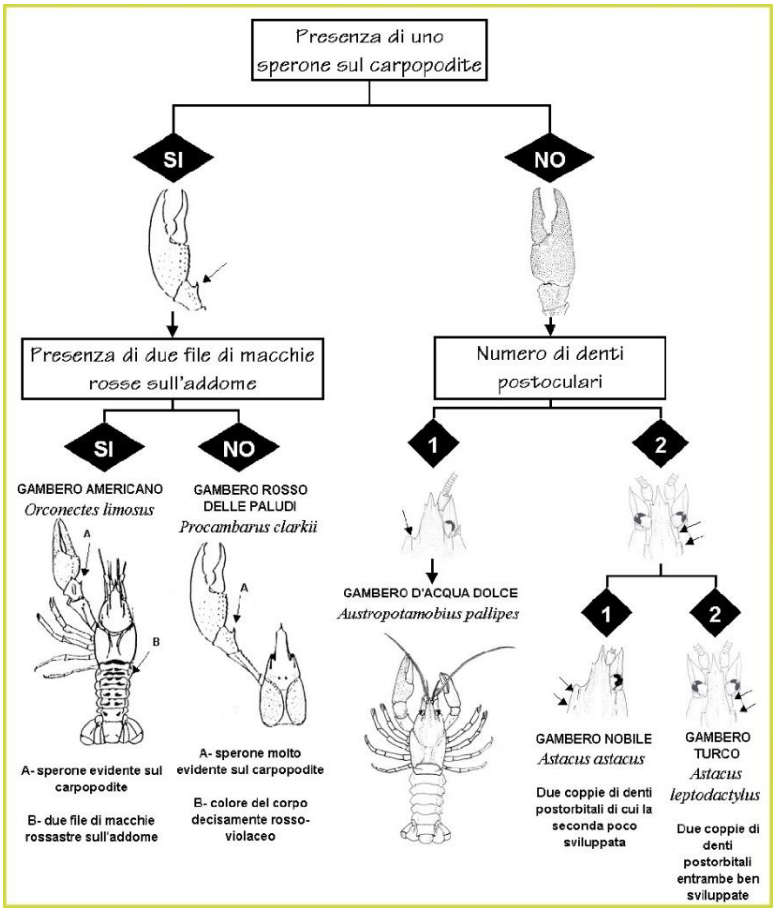


Figura 9. Chiavi dicotomiche per il riconoscimento del gambero di fiume autoctono *A. pallipes* e delle specie alloctone.

3. RISULTATI

3.1 Hair-tubes

Complessivamente sono stati posizionati 35 hair-tubes, in proporzioni simili sia per quanto riguarda il diametro (52,8% da 63 mm e 47,2% da 32 mm) che il posizionamento (59,3% su alberi o arbusti, e 40,7% a terra).

Nel corso del periodo di monitoraggio sono stati raccolti 13 campioni, per un totale di 15 esemplari e 4 taxa identificati (1 campione ogni 74,7 notti-trappola). Le "catture" sono risulate concentrate sul versante meridionale dell'area di studio (Fig. 10).

Il successo di cattura è risultato pari a 0,43 catture/hair-tube (Tab. 6).

Specie	N	**FR%**
Glis glis	3	20,0
Muscardinus avellanarius	1	6,6
Apodemus sp.	9	60,0
Sorex sp.	2	13,4
Totale	**15**	**100**

Tabella 6. Risultati delle "catture".

La specie dominante della comunità è risultata essere il topo selvatico (FR% = 60,0), seguito dal ghiro (20%). Nettamente inferiori le frequenze del moscardino e degli Insettivori, probabilmente rappresentati dal toporagno del Vallese *Sorex antinorii* (in passato classificato come toporagno comune, *Sorex araneus*). I valori degli indici di diversità sono riportati in Tabella 7.

Il genere *Apodemus* comprende tre specie *A. sylvaticus*, *A. flavicollis* e *A. alpicola* che possono essere distinte solo facendo riferimento a caratteri craniometrici (Capizzi e Santini, 2002).

Come atteso, il ghiro è stato campionato quasi esclusivamente su alberi (91,7%) e tramite hair-tubes di 60 mm di diametro (83,3%), mentre il moscardino è stato rilevato in tubi da 30 mm posizionati su arbusti a 20-50 cm dal suolo.

La presenza del topo selvatico e del ghiro sono state confermate da osservazioni dirette e fototrappolaggio. In più, è stata accertata la presenza del ratto nero (*Rattus rattus*) e dello scoiattolo rosso (*Sciurus vulgaris*).



Figura 10. Distribuzione dei peli di micromammiferi campionati nell'area di studio.

Indice	Camponuovo
Margalef	2,55
Simpson	0,42
Shannon	0,57

Tabella 7. Indici di diversità della comunità.

3.2 Fototrappolaggio e ricerca dei segni di presenza

Le indagini hanno permesso di monitorare uniformemente l'area di studio, accertando la presenza di 5 specie di grandi e meso-mammiferi, appartenenti a 4 diverse famiglie (Tab. 8, Fig. 11). In totale sono stati raccolti 12 eventi indipendenti su un totale di 128 notti-trappola (1 video ogni 10,7 notti-trappola).

Una specie, il lupo, è stata censita esclusivamente tramite osservazione dei dati opportunistici (feci e impronte; Fig. 12). Non si può escludere, anzi si ritiene molto probabile, la presenza della faina (*Martes foina*), le cui feci non possono essere distinte da quelle della congenere senza l'ausilio di analisi genetiche.

Famiglia	**Specie**	**Camponuovo**
Suidae	Cinghiale (*Sus scrofa*)	5
Cervidae	Capriolo (*Capreolus capreolus*)	3
Canidae	Lupo (*Canis lupus*)	-
	Volpe (*Vulpes vulpes*)	-
Mustelidae	Martora (*Martes martes*)	4
Totale video		**12**

Tabella 8. Specie di grandi e meso-mammiferi identificate tramite fototrappolaggio (N: numero di video) e/o osservazione dei segni di presenza.

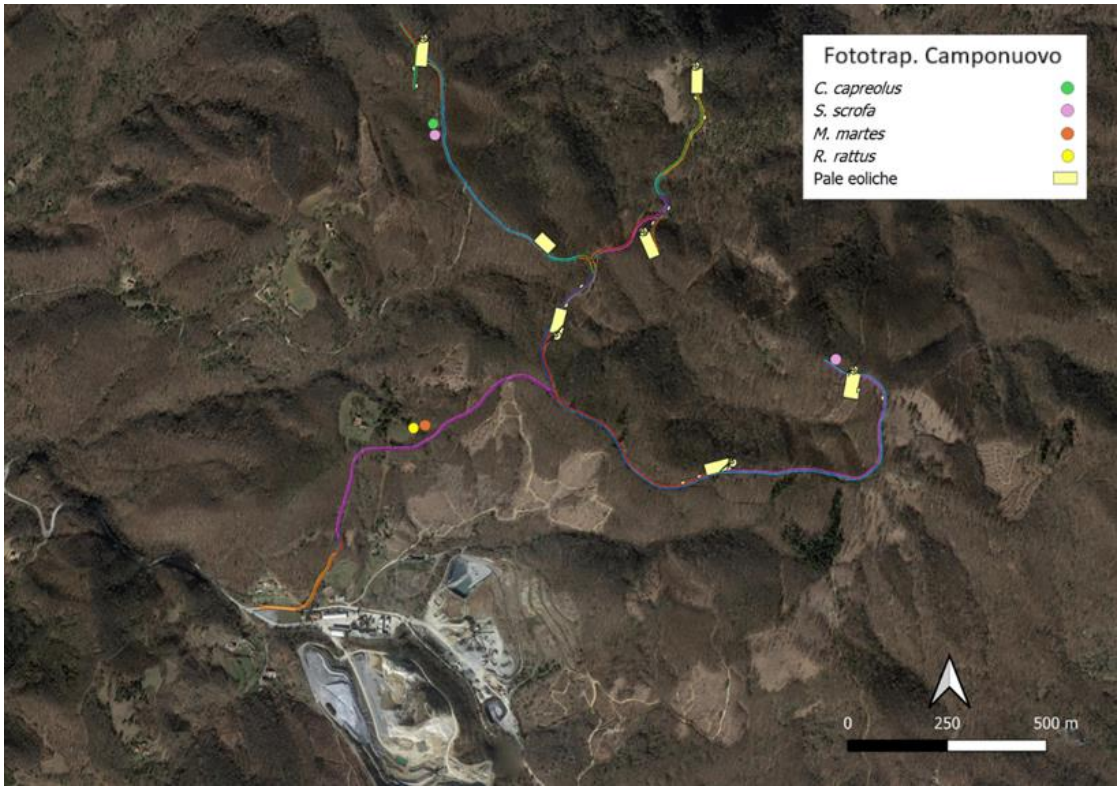


Figura 11. Distribuzione dei record di mammiferi da fototrappola nell'area di studio.

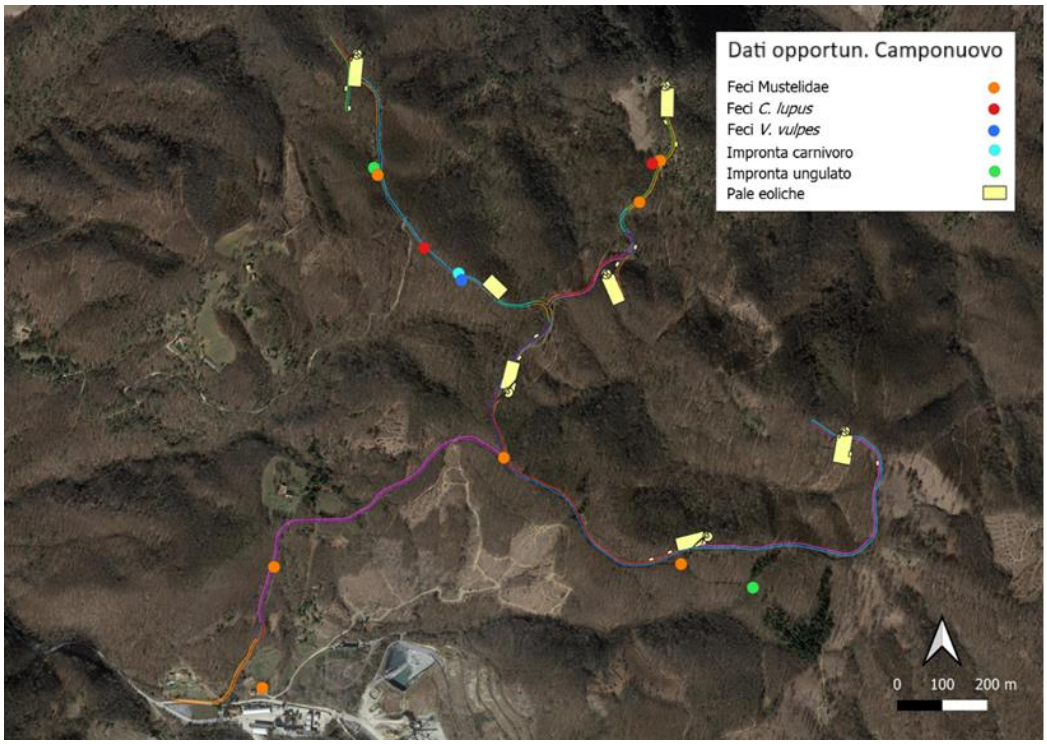


Figura 12. Distribuzione dei dati opportunistici di mammiferi nell'area di studio.

3.3 Erpetofauna

Nel corso dell'attività di campionamento sono stati raccolti complessivamente 71 record relativi alla presenza di specie erpetologiche (Tab. 9), di cui 21 record di *Pelophylax kl. esculentus*, unica specie di anfibio osservata in quest'area, e 50 riguardanti cinque specie di rettili (*Podarcis muralis, Zamenis longissimus, Hierophis viridiflavus*, *Natrix natrix* e *Tarentola mauritanica*) (Fig. 13).

Il 54% dei rettili è stato rilevato in habitat di sottobosco, il 40% in ambienti sabbiosi e il 6% su strada asfaltata. Gli individui di *Pelophylax kl. esculentus* sono stati rilevati il 42,8% delle volte in habitat ripario, il 28,6% in "pool", il 14,3% in "riffle", il 9,5% in pozze temporanee e il 4,8% su strada asfaltata.

Specie	Tipo habitat	N
Rana verde (*Pelophylax kl. esculentus*)	Pozza temporanea, torrente riffle, torrente pool, riva, strada asfaltata	21
Lucertola muraiola (*Podarcis muralis*)	Roccioso, sabbioso, sottobosco	45
Saettone comune (*Zamenis longissimus*)	Sabbioso, sottobosco	1
Biacco (*Hierophis viridiflavus*)	Strada asfaltata	1
Natrice dal collare (*Natrix natrix*)	Sottobosco	1
Geco comune (*Tarentola mauritanica*)	Muro cemento	2
Totale rettili		**50**
Totale anfibi		**21**
Totale		**71**

Tabella 9. Specie di anfibi e rettili identificate tramite conteggio a vista e/o cattura degli individui nell'area di studio.

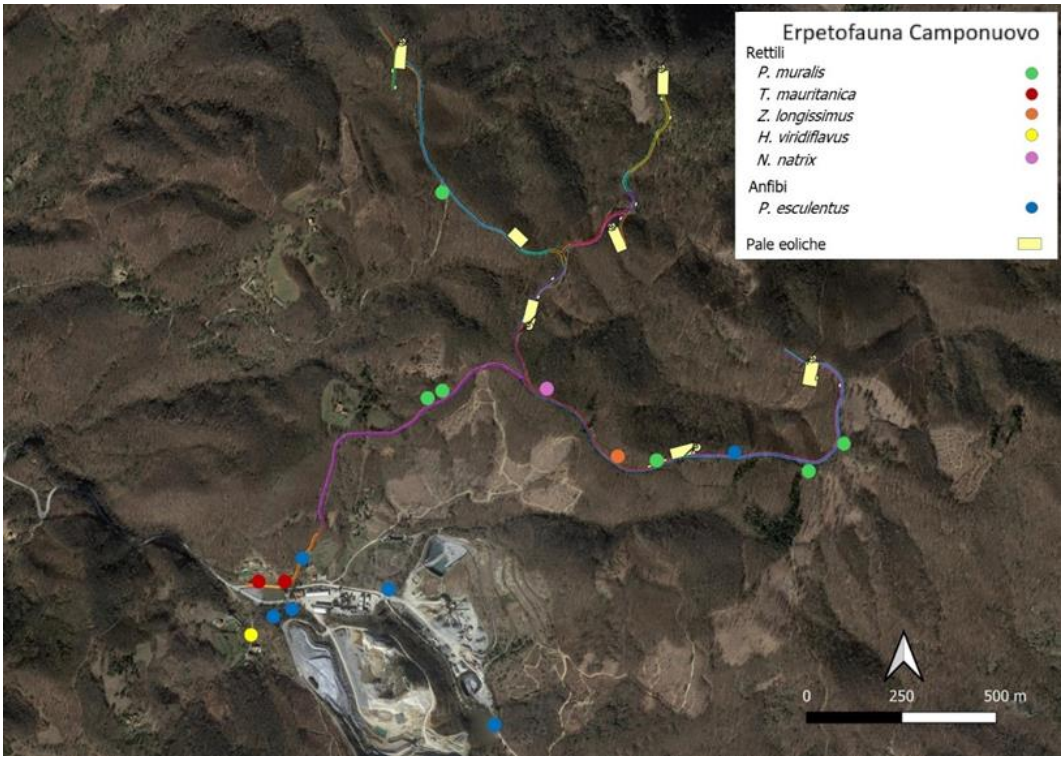


Figura 13. Distribuzione dei record di cattura di anfibi e rettili nell'area di studio.

3.4 Invertebrati acquatici

Sono stati raccolti 113 dati di presenza riguardanti gli invertebrati acquatici (Tab. 10). Di questi il 62,8% è stato rilevato in torrenti "riffle", il 35,4% in torrenti "pool" e il 1,8% in habitat ripario.

Taxa	**Tipo habitat**	**N**
Austropotamobius pallipes	Torrente riffle	35
Ephemeroptera	Torrente riffle	1
Gastropoda	Torrente pool	1
Gerridae	Torrente riffle, torrente pool	40
Gyrinidae	Torrente riffle, torrente pool	5
Nepa sp.	Torrente pool	4
Notonecta sp.	Torrente riffle, torrente pool	2
Odonata	Torrente riffle, torrente pool, riva	5
Trichoptera	Torrente riffle, torrente pool	20
Totale		**113**

Tabella 10. Taxa di invertebrati acquatici identificati nell'area di studio.

A. pallipes è stata l'unica specie di invertebrati acquatici ad essere stata catturata per il riconoscimento (Fig. 14). In quanto inserita in allegato II e V della Direttiva Habitat (Direttiva 92/43/CEE), la specie risulta essere di interesse dal punto di vista conservazionistico.

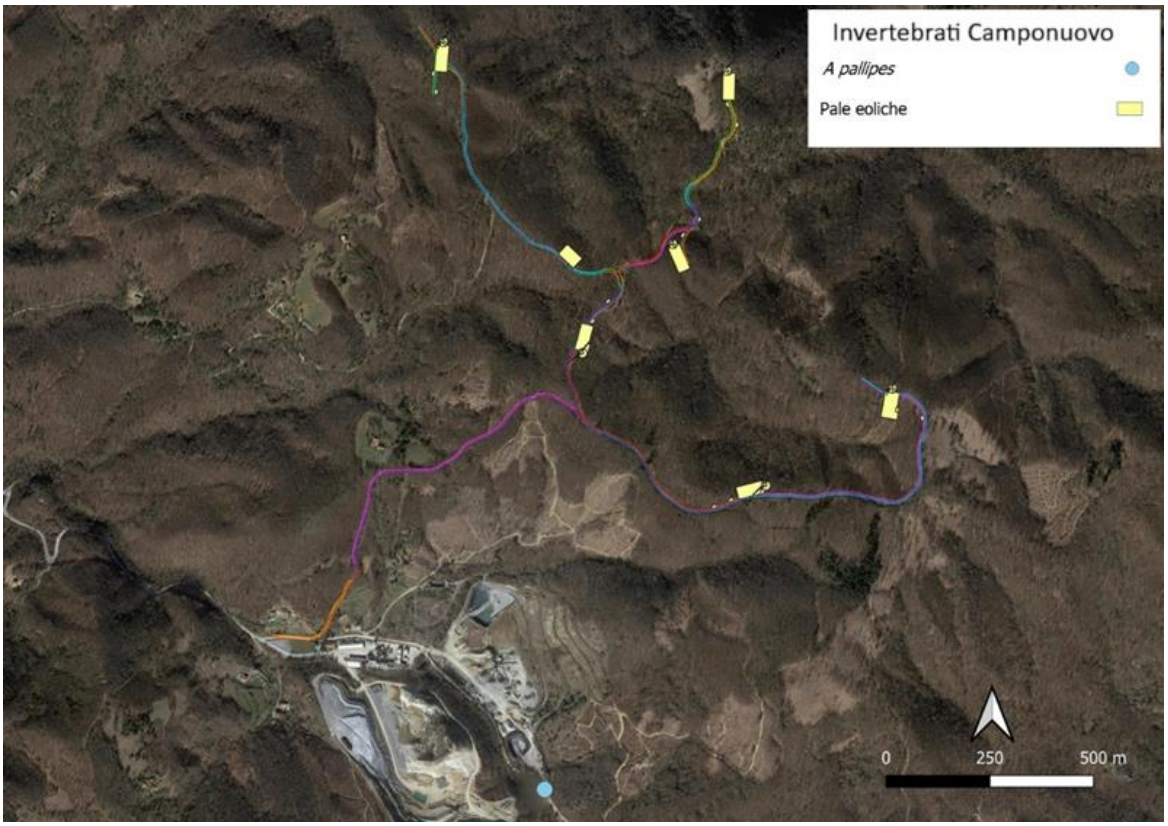


Figura 14. Distribuzione dei record di cattura di *A. pallipes* (corso d'acqua esterno all'area di progetto).

3.5 Record faunistici totali

Nel sito Camponuovo il taxon più campionato, con 113 record, è risultato essere quello degli invertebrati acquatici, seguito dai rettili con 50 osservazioni, mammiferi con 31 e anfibi con 21 (Fig. 15).

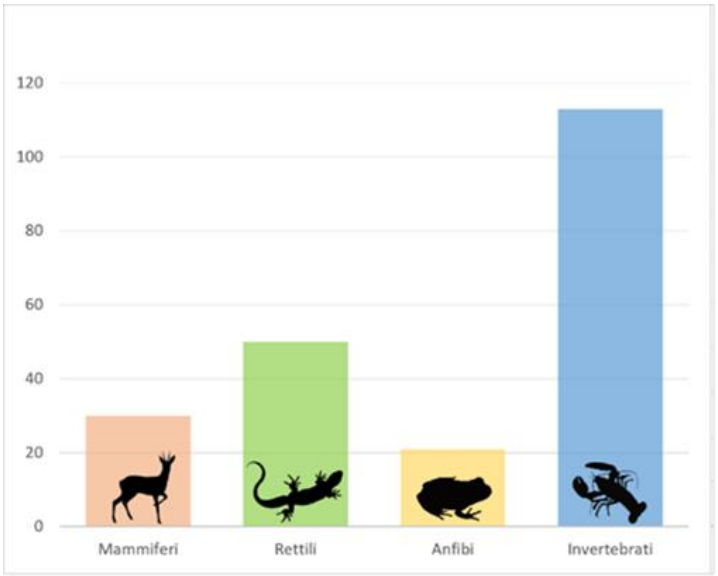


Figura 15. Numero di osservazioni per taxon.

4. SPECIE DI INTERESSE CONSERVAZIONISTICO

4.1 Mammiferi

In totale, è stato rilevato un minimo di 11 specie di mammiferi terrestri.

Nella Lista Rossa dei Vertebrati italiani, secondo i criteri dell'IUCN, il lupo viene classificato come "prossimo alla minaccia" ed è incluso nell'Allegato II della Habitats Directive (HD), come specie animale "d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione". Le altre specie autoctone rilevate sono tutte elencate nella Lista Rossa nella categoria "minor preoccupazione". Tra queste, il moscardino è incluso nell'allegato IV della HD come specie che richiede "una protezione rigorosa", mentre la martora è inclusa come specie di interesse comunitario "il cui prelievo e sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione" (All. V; Tab. 11).

Famiglia	**Specie**	**HD**	**IUCN**
Soricidae	toporagno genere *Sorex*		LC/DD
Sciuridae	scoiattolo (*Sciurus vulgaris*)		LC
Gliridae	ghiro (*Glis glis*)		LC
	moscardino (*Muscardinus avellanarius*)	IV	LC
Muridae	topo selvatico (*Apodemus* sp.)		LC
	ratto nero (*Rattus rattus*)		NA
Suidae	cinghiale (*Sus scrofa*)		LC
Cervidae	capriolo (*Capreolus capreolus*)		LC
Canidae	lupo (*Canis lupus*)	II	NT
	volpe (*Vulpes vulpes*)		LC
Mustelidae	martora (*Martes martes*)	V	LC

Tabella 11. Status conservazionistico delle specie identificate (HD: allegati della Habitats Directive, 92/43/CEE; IUCN: Lista rossa dei vertebrati italiani 2022, Rondinini et al., 2022; LC: Least Concern, DD: Data Deficient, NA: Not Applicable, NT: Near Threatened).

Di seguito si descrivono brevemente le specie di maggior interesse conservazionistico rilevate nell'area di studio.

Moscardino (*Muscardinus avellanarius*)

Il genere *Muscardinus* è monospecifico, comprende, infatti, il solo moscardino (*Muscardinus avellanarius*). L'areale del moscardino si estende da Francia e Olanda ad ovest fino a Danimarca e Svezia a nord, alla Russia ad est, mentre a sud raggiunge la Grecia e il nord della Turchia. La specie è diffusa in tutta la penisola italiana e in Sicilia, dal livello del mare fino a circa 1500 m di quota, pur essendo rara nelle aree maggiormente antropizzate e soggette ad agricoltura intensiva (Capizzi e Santini, 2002).

La specie è inclusa nell'Allegato IV della direttiva 92/43 e nell'Allegato III ("Specie di fauna protette") della Convenzione di Berna. Nella Red List dell'IUCN figura nella categoria "Least Concern" (Rondinini et al., 2022).

È un tipico abitante delle siepi e delle zone ecotonali situate ai margini del bosco, nonché di qualunque area boscata provvista di un ricco sottobosco (Capizzi e Santini, 2002). Il suo habitat di elezione è rappresentato dai boschi cedui di querce (*Quercus* sp.) non troppo maturi, all'interno dei quali trova le condizioni ideali dal punto di vista alimentare e della struttura della vegetazione. Alcune particolari specie arboree e arbustive, come il nocciolo, sembrano importanti per la sua presenza e diffusione, in quanto offrono sia cibo abbondante sia materiali idonei alla costruzione dei nidi (Capizzi e Santini, 2002).

Lupo (*Canis lupus*)

Dopo essere stato estirpato dalle Alpi nei primi anni del '900, il lupo è ricomparso nel settore sud-occidentale nei primi anni dell'ultimo decennio del secolo scorso, provenendo dagli Appennini settentrionali (Fabbri et al. 2007). Benché connessa con la popolazione tuttora presente sugli Appennini, la popolazione alpina viene considerata un'unità di gestione (management unit) distinta, per via del contesto socioeconomico e ecologico differenti (Linnell et al. 2008).

Nel 2020-2021, sull'arco alpino sono stati documentati 206 branchi e 37 coppie, per un totale di 243 unità riproduttive. L'arco alpino occidentale è quello in cui si osserva una maggiore densità di branchi: le aree montane sono arrivate a saturazione, e la popolazione si sta espandendo verso le aree collinari e di pianura. Nel tratto di catena incluso nei confini territoriali italiani sono stati censiti 82 branchi e 16 coppie, contro i 27 e 8, rispettivamente, censiti nel 2015-16 (Wolf Alpine Group, 2023).

L'espansione del lupo nelle aree a quote inferiori potrebbe favorire l'ibridazione con il cane domestico. Nel 2020-21, tramite analisi genetiche basate sul polimorfismo di nucleotidi singoli (SNP) (Harmoinen et al. 2021), sono stati rilevati per la prima volta individui ibridi in due branchi del nord Italia 16 (Wolf Alpine Group, 2023).

Il lupo è incluso negli Allegati II ("specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione") e IV ("specie di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa") della Direttiva 92/43. Inoltre, figura come specie particolarmente protetta (All. II) nella Convenzione di Berna e come specie potenzialmente minacciata (App. II) nella Convenzione di Washington sul commercio internazionale delle specie di fauna e flora minacciate di estinzione (CITES).
Nell'area indagata, la presenza del lupo è stata stimata unicamente in base a segni indiretti di presenza (feci; Fig. 12).

Martora (*Martes martes*)

Attraverso il vasto areale di distribuzione (dalla Penisola Iberica alla Siberia occidentale), la densità della specie varia da 0,01 a 1,75 individui/km², in relazione alla temperatura media invernale e alla disponibilità di prede (Zalewski e Jędrejewski, 2006). In Italia, tramite il fototrappolaggio e un modello probabilistico per la stima della densità (Random Encounter Method; Rowcliffe et al., 2008), in un'area di bosco mediterraneo in provincia, Manzo et al., (2012) hanno stimato una densità di martora compresa tra 0,21 e 0,47 ind/km^2. Utilizzando lo stesso metodo, nel Parco del Ticino la densità della martora è risultata pari a 0,36 – 0,6 ind/km^2, mentre il censimento genetico ha permesso di ottenere valori decisamente superiori (1,83 ind/km^2; Balestrieri et al., 2016a). A partire dai primi anni del secolo le segnalazioni di martora nelle aree di pianura del Piemonte sono aumentate in modo esponenziale (Balestrieri et al., 2016b) e la specie ha progressivamente ricolonizzato anche aree montane da cui era stata esclusa in passato per via della pressione venatoria (Balestrieri et al., 2018).
L'identificazione specifica sulla base dei caratteri morfologici esterni non è sempre facile; la registrazione di video ha in alcuni casi permesso di osservare un numero sufficiente di caratteri diagnostici, in base ai quali è stato possibile confermare la presenza della martora.
È inclusa nell'Allegato V ("specie animali e vegetali di interesse comunitario il cui prelievo nella natura e il cui sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione") e nell'Allegato III della Convenzione di Berna. Nella Red List dell'IUCN figura nella categoria "Least Concern", per via dell'ampio areale di distribuzione e del trend di popolazione stabile.

4.2 Erpetofauna

In totale, è stato rilevato un minimo di una specie di anfibi e cinque di rettili (Tab. 12).

Secondo i criteri dell'IUCN, tutte le specie rilevate sono classificate come "a minor preoccupazione" (LC).

Famiglia	Specie	HD	IUCN
Ranidae	Rana verde (*Pelophylax kl. esculentus*)		LC
Lacertidae	Lucertola muraiola (*Podarcis muralis*)	IV	LC
	Saettone comune (*Zamenis longissimus*)	IV	LC
Colubridae	Biacco (*Hierophis viridiflavus*)	IV	LC
	Natrice dal collare (*Natrix natrix*)		LC
Phyllodactyidae	Geco comune (*Tarentola mauritanica*)		LC

Tabella 12. Status conservazionistico delle specie erpetologiche identificate (HD: allegati della Habitats Directive, 92/43/CEE; IUCN: Lista rossa dei vertebrati italiani 2022, Rondinini et al., 2022; LC: Least Concern).

Di seguito si descrivono brevemente le specie erpetologiche riportate in Allegato IV della Habitats Directive (92/43/CEE) rilevate nell'area di studio. Queste sono inoltre protette a livello regionale dalla L.R. 4/92.

Lucertola muraiola (*Podarcis muralis*)

La lucertola muraiola (*Podarcis muralis*) è un rettile di medie dimensioni (lunghezza massima 16 cm) appartenente alla famiglia Lacertidae. Presenta un colore del dorso da verde, con macchie nere sparse, a marrone (Fig. 16a) e il ventre con macchie scure, sempre presenti almeno sulla gola (Fig. 16b).

È ampiamente distribuita in tutta Europa, con eccezione della penisola Scandinava. La sua distribuzione in Italia comprende tutta la penisola, isole escluse, dal livello del mare fino a circa 2000 m nelle Alpi (IUCN).

La specie è diurna ed è attiva da febbraio a novembre soprattutto nelle aree soleggiate. È presente in tutte le tipologie di habitat nel suo areale, da quelli naturali, come foreste, pascoli, aree rocciose, a quelli antropici (IUCN).

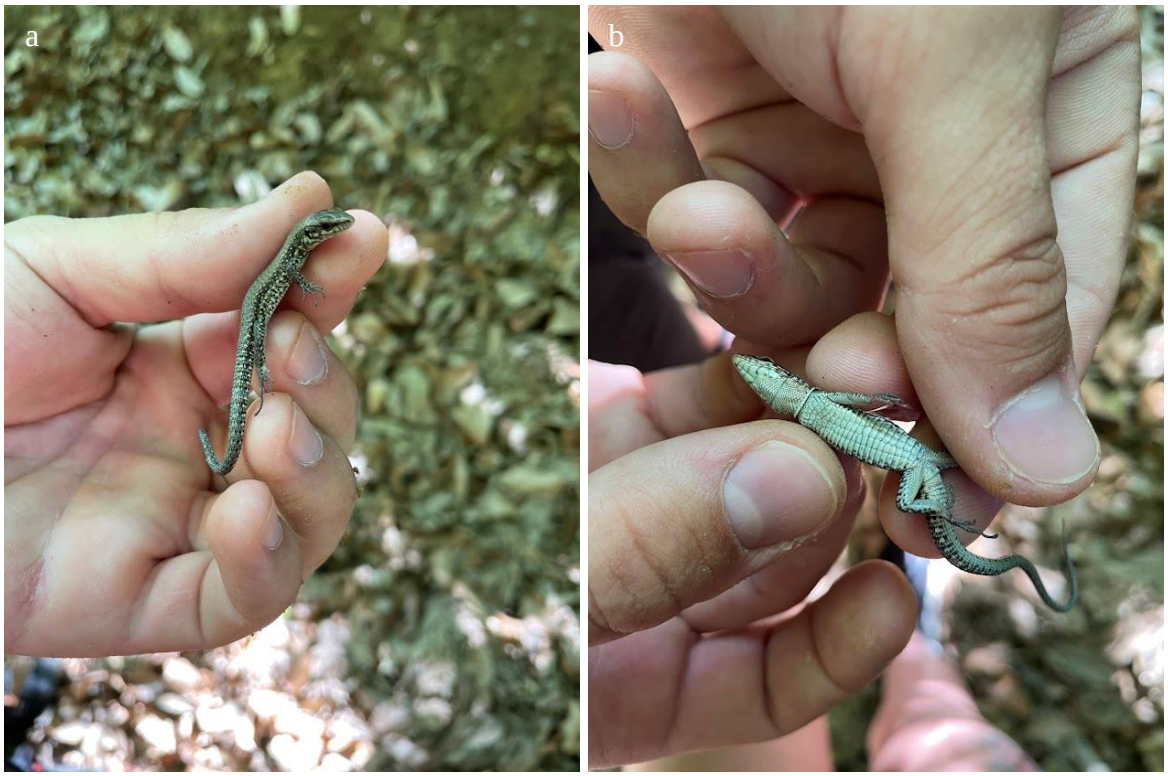


Figura 16 (a, b). Visione laterale (sx) e visione ventrale (dx) di un individuo giovane di *P. muralis*.

Saettone comune (*Zamenis longissimus*)

Il saettone comune (*Zamenis longissimus*) è un rettile di grandi dimensioni (lunghezza totale massima 160 cm) appartenente alla famiglia Colubridae. Il colore della livrea è bruno-nocciola talvolta con striature più scure (Fig. 17). Mentre per l'adulto l'identificazione è facile, per gli individui giovani è possibile commettere errori di identificazione con la natrice dal collare data la presenza di una bordatura gialla nella zona del capo. A differenza della natrice però non presenta squame carenate.

La specie è diffusa in Europa meridionale e orientale (IUCN), in Italia è presente dalle Alpi alla Sicilia (assente in Sardegna). In Liguria è frequente ed è presente dal livello del mare fino a circa 1000 m, è facile da osservare di giorno in attività in zone boschive e arbustive ma anche in aree agricole e semiurbanizzate o sotto pietre e nei muretti a secco.



Figura 17. Individuo sub-adulto di *Z. longissimus*.

Biacco (*Hierophis viridiflavus*)

Il biacco (*Hierophis viridiflavus*) è un rettile di grandi dimensioni (lunghezza totale massima 150 cm) appartenente alla famiglia Colubridae. Il corpo è prevalentemente di colore scuro tendente al nero negli adulti, mentre nei giovani presenta una livrea più chiara sui toni del grigio e un capo che alterna bande gialle e nere (Fig. 18).

In Europa è ampiamente diffuso nella fascia mediterranea dalla Spagna alla Croazia (IUCN). In Italia è presente in tutta la penisola, isole incluse, dal livello del mare fino a circa 1600 m nelle Alpi. In Liguria è abbondante in tutti gli ambienti fino a 1300 m.

La specie è esclusivamente diurna ed è attiva da febbraio a ottobre. Si può osservare in ambiente di campagna, sia su terreni rocciosi, secchi e soleggiati, sia in aree più umide come praterie e zone riparie.



Figura 18. Individuo giovane di *H. viridiflavus*.

4.3 Invertebrati acquatici

In totale, è stato rilevato un minimo di una specie, due generi (*Nepa* e *Notonecta*), due famiglie (Gerridae, Gyrinidae) e quattro ordini (Ephemeroptera, Gasteropoda, Odonata, Trichoptera) di invertebrati acquatici.

Tra questi è stato possibile risalire alla specie e, di conseguenza, allo stato di conservazione solo di *Austropotamobius pallipes* (Tab. 13), il quale, secondo i criteri dell'IUCN, è classificato come "minacciato" (EN).

Famiglia	**Specie**	**HD**	**IUCN**
Astacidae	Gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*)	II, IV	EN

Tabella 13. Status conservazionistico del gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*) (HD: allegati della Habitats Directive, 92/43/CEE; IUCN; EN: Endangered).

Di seguito si descrive brevemente la specie *Austropotamobius pallipes*, invertebrato acquatico di maggior interesse conservazionistico, rinvenuto in un corso d'acqua limitrofo all'area di progetto.

Gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes)*

Il gambero d'acqua dolce (*A. pallipes*) è un crostaceo decapode di piccole dimensioni, la lunghezza del corpo è di circa 12 cm e il peso si aggira sui 90 g. Gli adulti hanno aspetto robusto, colorazione generalmente marrone uniforme, bronzeo o grigio-verde su dorso e fianchi, biancastra su ventre e arti (Fig. 19a). La livrea, tuttavia, è poco diagnostica, varia infatti in relazione alle condizioni ambientali. I maschi si distinguono dalle femmine per le maggiori dimensioni, le chele più sviluppate, l'addome più stretto e per avere le prime due appendici dell'addome (pleopodi) (Fig. 19b) modificate in organi sessuali che, durante l'accoppiamento, si uniscono a formare un unico organo copulatore. I giovani gamberi, simili agli adulti, iniziano la loro vita libera sul fondo dei corsi d'acqua, nel primo anno di vita, compiono 5-6 mute, raggiunta l'età adulta, essi compiono al massimo una muta all'anno.

Il gambero di fiume *Austropotamobius pallipes* è una specie endemica degli ecosistemi d'acqua dolce europei. *A. pallipes* ha una dieta molto varia, che include alghe calcaree, diversi invertebrati e piccoli vertebrati come le larve di salamandra o i girini; gioca un ruolo significativo nelle reti trofiche di molte comunità acquatiche (Arrignon, 1981). In alcuni casi, rappresenta una parte rilevante della biomassa faunistica (Grandjean et al., 2003). Sebbene sia tipico di corsi d'acqua a flusso moderato, come torrenti e ruscelli, questa specie può adattarsi a diverse tipologie di ambienti acquatici, compresi quelli con acque stagnanti come stagni o bacini alimentati da sorgenti (Arrignon, 1981; Manenti, 2006), purché l'acqua mantenga specifiche caratteristiche fisico-chimiche.

Sebbene il gambero di fiume dai piedi bianchi sia ancora abbondante in alcune aree ristrette del suo areale, la sua densità di popolazione è drasticamente diminuita negli ultimi anni e la sua distribuzione si è notevolmente ridotta (Kozak et al., 2011; Mazza et al., 2011).

Dalla fine del secolo scorso, la diffusione dei gamberi invasivi *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus* ha aggravato la situazione, colpendo negativamente le comunità d'acqua dolce (Gherardi e Acquistapace, 2007). Negli ultimi anni, molte popolazioni locali hanno subito elevata mortalità legata al fungo *Aphanomyces astaci*, diffuso da queste specie alloctone (Manenti et al., 2014).

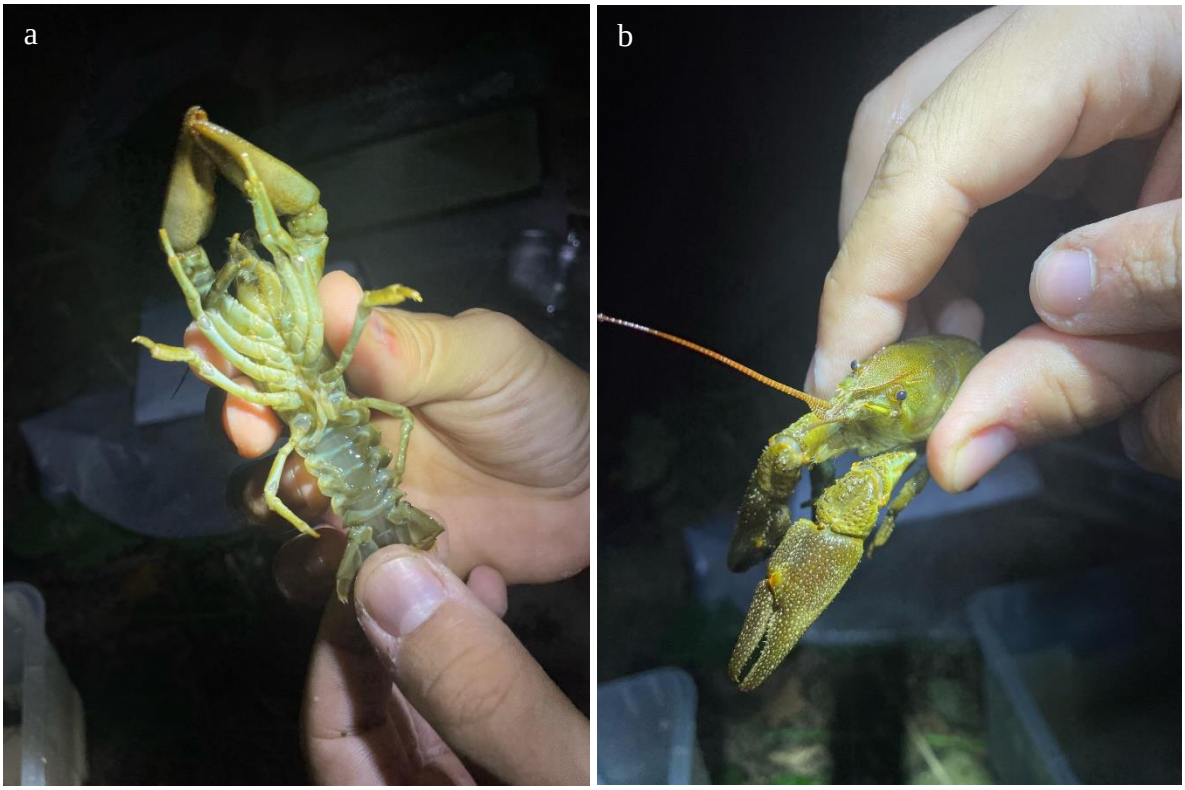


Figura 19 (a,b). Visione ventrale (sx) e visione frontale (dx) di un individuo maschio (si notino i pleopodi alla base dell'ultimo paio di zampe) di *A. pallipes*.

4. DISCUSSIONE

Essendo caratterizzati da cicli vitali brevi e home ranges di dimensioni spesso inferiori a un ettaro, i piccoli mammiferi sono considerati indicatori efficaci degli effetti dell'uso del suolo e della gestione forestale sulla biodiversità (Love et al., 2000; Mortelliti et al., 2009). Inoltre, i piccoli roditori e insettivori sono implicati in numerosi processi ecosistemici (Barrett e Peles, 1999) e contribuiscono alla dispersione di semi e spore (Martin, 2003; Xiao et al., 2006), al ciclo dei nutrienti nel suolo (Fischer et al., 2018; Hayward e Phillipson, 1979), e alla regolazione dei flussi energetici (Hurst et al., 2014; Pearce e Venier, 2005).

La presenza e l'abbondanza dei micromammiferi sono influenzate principalmente dalla copertura vegetale a diversi livelli di altezza (Simonetti, 1989; Miklós e Žiak, 2002). La preferenza per una fitta copertura vegetale è generalmente associata al rischio di predazione (Lagos et al. 1995), mentre la vegetazione del sottobosco, i tronchi e i detriti legnosi, forniscono risorse alimentari (Carey e Johnson, 1995). Nei sistemi agroforestali del Mediterraneo, siepi e fasce boscate fungono da corridoi di dispersione (Rosalino et al., 2011; Mullins et al., 2015).

Le specie di micromammiferi potenzialmente presenti nell'area di studio mostrano differenze taxon-specifiche nei confronti della propensione ad essere catturate (*trap-proneness*, spesso tradotto con "trappabilità") dai dispositivi utilizzati (Anthony et al., 2005; Janova et al., 2010). Mentre i Soricidi sono più frequentemente rilevati tramite trappole a caduta o, secondariamente, trappole Sherman, gli hair-tubes vengono comunemente utilizzati specificatamente per il monitoraggio dei Gliridi, anche se risultano efficaci anche per specie come il topo selvatico, che, pur essendo prevalentemente terricolo, si arrampica senza difficoltà su alberi e arbusti, e il più spiccatamente arboricolo ratto nero.

La dominanza di ghiro e topo selvatico è quindi, almeno in parte, conseguenza del metodo di censimento adottato.

Il topo selvatico è una specie generalista, in grado di adattarsi alle più disparate situazioni ambientali, che frequenta qualsiasi biotopo che non sia del tutto sprovvisto di copertura vegetale (Capizzi e Santini, 2002). Non presenta problemi di conservazione, essendo uno dei mammiferi più diffusi nella penisola e nelle isole maggiori. Il ghiro (*Glis glis*) è una specie ad areale euroasiatico, che in Italia è distribuita in tutta la penisola e nelle isole maggiori (Capizzi e Santini, 2002a). In virtù delle abitudini strettamente arboricole, il ghiro vive nelle aree boscate, dal piano Mediterraneo fino al limite superiore delle formazioni forestali. Predilige tuttavia i boschi di latifoglie o misti, purché ricchi di risorse trofiche (Capizzi e Santini, 2002a). La sua presenza è strettamente connessa allo stato di conservazione e alla struttura delle aree boscate: risulta assente nei boschi assoggettati a tagli troppo

frequenti, in quanto privi di piante adulte in grado di fruttificare abbondantemente e di assicurare cavità naturali adatte per la costruzione del nido e per il riparo durante la stagione fredda (Capizzi e Santini, 2002a).

Più interessante l'identificazione del moscardino, che è considerato un ottimo indicatore dell'integrità del habitat e della connettività ecologica del territorio. Il successo di cattura nell'area di studio (0.001 ind/notte-trappola), seppure apparentemente basso rispetto a quello delle due specie più comuni (≈0.0055 ind/nt), è risultato equivalente a quello recentemente stimato nel Parco naturale del Monte Fenera (Borgosesia, Piemonte), che presenta caratteristiche sia geologiche che vegetazionali alquanto simili (Balestrieri et al., 2023) e superiore a quello stimato per querco-carpineti planiziali (0,0004 ind/nt; Bosco delle Sorti della Partecipanza di Trino, VC) (Balestrieri et al., 2020).

Tra i mammiferi di medio-grandi dimensioni, il lupo è la specie di maggiore interesse conservazionistico. Grazie alla recente espansione delle popolazioni appenniniche, che ha portato alla ricolonizzazione dell'arco alpino e al ricongiungimento con le popolazioni di oltralpe, oggi il lupo è diffuso in tutti gli ambienti idonei dell'Italia nord-occidentale. Un branco di lupi necessita di territori relativamente vasti, da un minimo di 75 km^2, in aree dove la disponibilità di cibo è massima, fino a oltre 1500 km^2 (Fuller et al., 2003). In Italia, sugli Appennini centrali, l'home range medio è pari a 104 km^2 (Mancinelli et al., 2018), una superficie più di 100 volte maggiore dell'area interessata dal progetto.

La martora sta attraversando una fase di espansione in Italia nord-occidentale, dove negli ultimi due decenni ha ricolonizzato aree montane da cui era stata estirpata e si è, inaspettatamente diffusa anche in aree planiziali (Balestrieri et al., 2016). Le dimensioni medie dell'home range variano da 4,8 km^2 per le femmine a 9,3 km^2 nei maschi (Balestrieri, 2023).

Le specie erpetologiche, ovvero anfibi e rettili, sono fondamentali per l'equilibrio degli ecosistemi. Questi animali fungono da indicatori ecologici poiché sono sensibili ai cambiamenti ambientali, come l'inquinamento e la perdita di habitat.

Per quanto riguarda gli anfibi, è evidente che, completando il loro ciclo vitale sia in ambiente acquatico che terrestre, questi animali sono soggetti alle alterazioni di entrambi gli habitat. In particolare, subiscono gli effetti negativi delle sostanze chimiche utilizzate in ambito agricolo, quali erbicidi e fertilizzanti, sono soggetti all'attacco di patogeni, spesso veicolati da specie aliene, e all'introduzione di fauna ittica nei corsi d'acqua per scopi alieutici. Per i rettili, la causa principale di estinzione è legata alla frammentazione e alla distruzione dei loro habitat (Balletto, 2005).

Nel periodo di campionamento è stata osservata una sola specie di anfibio, la rana verde *Pelophylax kl. esculentus*, la quale non risulta attenzionata dal punto di vista conservazionistico. Per molti anfibi,

il principale fattore da ottimizzare è la sopravvivenza larvale, influenzata dalle temperature, dalle precipitazioni e dal conseguente prosciugamento delle pozze.
Tra le specie di rettili campionate nell'area di studio, vi è una dominanza di lucertola muraiola (*Podarcis muralis*). Nonostante sia riportata in allegato IV della Habitats Directive, non presenta problematiche legate alla sua conservazione. Un discorso analogo si applica alle altre specie di rettili osservate, sebbene la loro abbondanza sia risultata relativamente inferiore.

Gli invertebrati d'acqua dolce, in particolare i macroinvertebrati bentonici, rivestono un ruolo cruciale negli ecosistemi acquatici, poiché non solo partecipano attivamente al processo di decomposizione della materia organica, ma rappresentano anche una fonte essenziale di nutrimento per numerosi pesci e altri organismi. La loro stretta interazione con l'ambiente circostante li rende indicatori ecologici fondamentali, in grado di riflettere le condizioni ambientali. Qualsiasi perturbazione, sia di origine naturale che antropica, può alterare la struttura e la composizione delle comunità di macroinvertebrati, segnalando così un cambiamento rispetto allo stato ottimale di un ecosistema acquatico efficiente (Di Sabatino et al., 2014).
Il monitoraggio delle comunità di macroinvertebrati è uno strumento chiave per valutare lo stato ecologico dei corsi d'acqua. A differenza delle sole analisi chimiche, lo studio di questi organismi permette di identificare alterazioni dell'ecosistema che possono essersi verificate anche in periodi o luoghi diversi dal momento del campionamento. I macroinvertebrati, infatti, agiscono come bioindicatori, poiché le modifiche nelle loro popolazioni, dovute a stress esterni, tendono a persistere nel tempo, consentendo così di rilevare l'impatto anche dopo che la causa dello stress è stata rimossa.
Alla luce di queste considerazioni, il Decreto Ministeriale 2010 n. 260 ha riconosciuto i macroinvertebrati bentonici come elementi biologici fondamentali per la classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici superficiali, sottolineando la loro importanza per la conservazione e la gestione degli ecosistemi acquatici (Mauro et al., 2019).
Il campionamento di invertebrati acquatici è stato possibile solo in zone limitrofe al transetto principale, che non saranno interessate direttamente dagli interventi in progetto. Tra le specie di invertebrati acquatici campionati l'unica di interesse conservazionistico è risultata *A. pallipes,* che è apparsa relativamente abbondante.

Nel complesso, in base alle indagini effettuate, nell'area di progetto solo due specie rientrano in categorie minacciate dal punto di vista della conservazione, il lupo, che attualmente è in fase di progressiva espansione su tutto l'arco alpino, e il gambero di fiume. I branchi della prima specie occupano territori di dimensioni nettamente maggiori rispetto alle aree di progetto, ragion per cui si può prevedere che potranno agevolmente compensare la perdita temporanea di aree di caccia dovuta

al disturbo in fase di cantiere. La seconda specie è strettamente legata agli ambienti acquatici e ripariali che non saranno interferiti.

Va comunque sottolineato che il periodo di indagine non ha permesso di rilevare le comunità locali in maniera esaustiva, in particolar modo per quanto riguarda la componente erpetologica, per la quale non ci si può affidare al rilevamento di segni di presenza indiretti.

Considerato che la superficie temporaneamente o irrevocabilmente modificata dagli interventi in progetto (56.966 m^2), seppur stimata in modo estremamente cautelativo, ammonta a circa l'8% della superficie totale (calcolata come Minimo Poligono Convesso, cioè il più piccolo poligono che include tutti gli impianti previsti in ciascuna area), nel paragrafo successivo si suggeriscono alcune possibili misure di mitigazione degli impatti.

5. MISURE DI MITIGAZIONE

Le dimensioni medie degli home range delle specie di meso e grandi mammiferi rilevati sono nettamente maggiori di quelle delle aree interferite durante le fasi di realizzazione del progetto o modificate a lungo termine. È quindi prevedibile che durante le attività di cantiere, in seguito al disturbo, i singoli individui utilizzeranno preferibilmente altre parti dei loro territori.

Tra le specie di micromammiferi accertate nell'area di studio, solo il moscardino rientra tra quelle di interesse comunitario. Le misure di conservazione e gestione utili per questa specie sono comunque valide anche per altre specie di piccoli roditori e insettivori.
In fase di cantiere, alberi e arbusti dovrebbero essere rimossi in inverno, nei periodi consentiti, quando la probabilità di trovare nidi al di sopra del livello del suolo è minima. Per aree di superficie pari a un home range (circa 1-1,5 ha o 300 m di siepe) il taglio invernale è senza dubbio l'opzione da preferire (Bright et al., 2006). Il taglio dovrebbe essere effettuato "a mano" e il materiale accatastato e rimosso cercando di calpestare la minore superficie di suolo possibile (ad esempio utilizzando mezzi con bracci estensibili).

Per quanto riguarda i rettili, la rimozione della copertura arborea e arbustiva ha generalmente un impatto significativo. Questi animali dipendono fortemente dagli habitat forestali per rifugiarsi, cacciare e riprodursi e la trasformazione delle aree boscate riduce la disponibilità di risorse vitali come cibo, ripari e microclimi adeguati alla termoregolazione.
Le specie osservate nell'area di studio non necessitano di attenzioni particolari. I sauri sono comuni e adattabili a vari microhabitat. Il discorso è analogo per le specie di serpenti campionate, le cui popolazioni liguri non risultano a rischio (Ottonello e Lamagni, 2007). Come riportato per i micromammiferi, il taglio nei periodi consentiti dovrebbe limitare gli impatti degli interventi previsti. Ciononostante, si può ipotizzare di ridurre l'impatto della rimozione delle aree boschive dovute alle attività di cantiere adottando misure specifiche (Edgar et al, 2010). Nella fattispecie si potrebbe prevedere di non rimuovere completamente o accumulare nelle zone marginali alle aree di cantiere, tronchi, rami tagliati e ceppi, che sono essenziali per i rettili e in particolare per le specie che amano gli ambienti più umidi come il ramarro o la natrice dal collare.
In aree con una buona esposizione al sole e suolo lievemente inclinato (al fine di evitare eventuali ristagni di acqua piovana), si consiglia di realizzare delle semplici pietraie, posizionando le pietre sul terreno in modo casuale e coprendole in parte con delle ramaglie. La capacità delle pietre di conservare il calore fa sì che la pietraia funga da zona ottimale per la termoregolazione dei rettili, oltre che da rifugio per altre specie della fauna minore.

I cumuli di foglie, cortecce e altro materiale vegetale nelle aree più aperte e assolate, forniscono invece rifugi perfetti per serpenti come il biacco, saettone e lucertola muraiola, proteggendoli dalle temperature estreme (Gentilli e Scali, 2000). Pertanto, il materiale derivante dalla falciatura o cippatura della vegetazione potrebbe essere accumulato, con l'aggiunta di rami e ramoscelli in modo da facilitare l'accesso ai rettili e permettere la ventilazione, in modo da creare siti idonei alla deposizione dei rettili. Occorre un volume minimo di 1 m^3, ma sono consigliati volumi di 2 - 5 m^3. Per compattare il tutto e renderlo stabile, le parti superiori possono essere ricoperte con vecchi teli di juta, in modo da favorire il mantenimento di temperature e umidità idonee (Edgar et al., 2010).

6. BIBLIOGRAFIA CONSULTATA

Amori, G., Contoli, L., Nappi, A. 2008. Fauna d'Italia, Mammalia II: Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia. Calderini, Bologna.

Amori, G., Gippoliti, S. 2003. A higher-taxon approach to rodent conservation priorities for the 21st century. Animal Biodiversity and Conservation, 26: 1-18.

Anthony, N.M., Ribic, C.A., Bautz, R., Garland, T. 2005. Comparative effectiveness of Longworth and Sherman live traps. Wildlife Soc B. 33:1018–1026.

Arrignon, J. (1981). L'écrevisse et son élevage. Paris: Gauthier-Villars.

Balestrieri, A. 2023. Pine marten. In: K. Hackländer, F. E. Zachos (eds.), Handbook of the Mammals of Europe, https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_129-1.

Balestrieri, A., Battisti, A., Mosini, A. 2024. La comunità dei mammiferi terrestri non volatori del Parco del Fenera: sintesi delle attività di monitoraggio svolte per la redazione del Piano di Gestione. Relazione tecnica.

Balestrieri, A., Cullati, C., Fonda, F., Gazzola, A., 2020, Caratterizzazione delle comunità di mammiferi Insettivori e Roditori del Bosco delle Sorti della Partecipanza di Trino, Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia.

Balestrieri, A., Gazzola, A., Formenton, G., Canova, L. 2019. Long-term impact of agricultural practices on the diversity of small mammal communities: A case study based on owl pellets. Environmental Monitoring and Assessment, 191: 1–14.

Balestrieri, A., Ruiz-González, A., Capelli, E., Vergara, M., Prigioni, C., Saino, N. 2016. *Pine marten vs. stone marten in agricultural lowlands: A landscape-scale, genetic survey*. Mammal Research, 61: 327–335.

Balletto, E. 2005. Amphibia e Reptilia. Estratto da Check-list e Distribuzione della Fauna Italiana, Ruffo e Stoch (2005).

Barrett, G.W., Peles, J.D. 1999. Small Mammal Ecology: A Landscape Perspective. In: Barret G.W. et al. (Eds.), Landscape Ecology of Small Mammals. Springer New York, New York, NY, pp. 1–8.

Benedek, A. M., Sîrbu, I. 2018. Responses of small mammal communities to environment and agriculture in a rural mosaic landscape. Mammal Biology, 90: 55–65.

Bertolino, S. 2007. Microhabitat use by garden dormice during nocturnal activity. Journal of Zoology 272: 176-182.

Bertolino, S., Amori, G., Henttonen, H., Zagorodnyuk, I., Zima, J., Juškaitis, R., Meinig, H., Kryštufek, B. 2008. *Eliomys quercinus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T7618A12835766. Accessed on 22 July 2024.

Bertolino, S., Viano, C., Currado, I. 2001. Population dynamics, breeding patterns and spatial utilisation of the garden dormouse (*Eliomys quercinus*) in an Alpine habitat. J. Zool. (Lond.) 253: 513–521.

Bright, P.W., Morris, P.A., Mitchell-Jones, A.J. 2006. The Dormouse Conservation Handbook. – English Nature.

Brunner, H., Coman, B. 1974. The Identification of Mammalian Hair. Inkata Press, Melbourne.

Buffagni, A. e Erba, S. 2007. Macroinvertebrati Acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD) – Parte A. Metodo di Campionamento per i Fiumi Guadabili. Supplemento a Quaderni. CNR-IRSA, Brugherio (MI). Notiziario dei metodi Analitici, n.1.

Capizzi, D., Battistini, M., Amori, G. 2002. Analysis of the hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, distribution in a mediterranean fragmented woodland. Italian Journal of Zoology, 69: 25-31.

Capizzi, D., Santini, L. 2002. Topo selvatico. In: Spagnesi M, De Marinis AM (Eds.). Mammiferi d'Italia. Quad. Cons. Natura 14. Savignano S.P., Modena: Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica; p. 188–189.

Capizzi, D., Santini, L. 2002a. Ghiro. In: Spagnesi M, De Marinis AM (Eds.). Mammiferi d'Italia. Quad. Cons. Natura 14. Savignano S.P., Modena: Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica; p. 172-173.

Capizzi, D., Santini, L. 2002b. Moscardino. In: Spagnesi M, De Marinis AM (Eds.). Mammiferi d'Italia. Quad. Cons. Natura 14. Savignano S.P., Modena: Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica; p. 174-175.

Carey, A.B., Johnson, M.L. 1995. Small Mammals in Managed, Naturally Young, and Old-Growth Forests, Ecological Applications, 5: 336-352.

Cereda, M. 2013. Linee guida per la gestione degli ecosistemi forestali per il miglioramento della qualità degli habitat e l'aumento della connettività per lo scoiattolo rosso in Lombardia. ERSAF - Struttura Biodiversità e sistema agro-forestale.

Chaudhary, A., Pfister, S., Hellweg, S. 2016. Spatially explicit analysis of biodiversity loss due to global agriculture, pasture and forest land use from a producer and consumer perspective. Environmental Science and Technology, 50: 3928–3936.

Di Sabatino A., Cristiano G., Pinna M., Lombardo P., Miccoli FP., Marini G., Vignini P., Cicolani B. 2014. Structure, functional organization and biological traits of macroinvertebrate assemblages from leaf-bags and benthic samples in a third-order stream of Central Apennines (Italy). Ecological Indicators 46: 84-91.

Edgar, P. W., Foster, J. P., & Baker, J. 2010. "Reptile Habitat Management Handbook." Amphibian and Reptile Conservation.

Fischer, C., Gayer, C., Kurucz, K., Riesch, F., Tscharntke, T., Batary, P., Rhodes, J. 2018. Ecosystem services and disservices provided by small rodents in arable fields: Effects of local and landscape management. J. Appl. Ecol., 55: 548–558.

Fuller, A., Mech, L.D., Cochrane, J.F. 2003. Wolf populations dynamics. In: Mech LD, Boitani L (eds) Wolves behaviour, ecology, and conservation. University of Chicago Press, Chicago, pp 161–191.

Gentilli, A., Scali S. 2000. Guida per la conservazione di anfibi e rettili in Italia, manuale della Societas Herpetologica Italica (SHI)

Gherardi, F., & Acquistapace, P.2007.Invasive crayfish in Europe: The impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. Freshwater Biology, 52, 1249–1259

Grandjean, F., Momon, J., & Bramard, M. 2003. Biological water quality assessment of the white-clawed crayfish habitat based on macroinvertebrate communities: Usefulness for its conservation. Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture, 370–371, 115–125.

Hayward, G.F., Phillipson, J. 1979. Community structure and functional role of small mammals in ecosystems. In: Stoddart, D.M. (Ed.), Ecology of small mammals. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 135–211.

Hurst, Z.M., McCleery, R.A., Collier, B.A., Silvy, N.J., Taylor, P.J., Monadjem, A. 2014. Linking changes in small mammal communities to ecosystem functions in an agricultural landscape. Mamm. Biol., 79: 17–23.

ISPRA Manuali e linee guida 111/2014. Metodi biologici per le acque superficiali interne. 234 pp.

IUCN – International Union for Conservation of Nature.

Janova, E., Nesvadbova, J., Heroldová, M., Bryja, J. 2010. Effectiveness of two trapping protocols for studying the demografy of common voles. Hystrix It J Mamm., 21: 189–193.

Kozak, P., Fureder, L., Kouba, A., Reynolds, J., & Souty-Grosset, C. 2011. Current conservation strategies for European crayfish. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 401, 01.

Lagos, V.O., Contreras, L.C., Meserve, P.L., Gutiérrez, J.R., Jaksic, F.M. 1995. Effects of predation risk on space use by small mammals, a field experiment with a Neotropical rodent. Oikos, 74:259–264.

Lombardi, G., Ragni, B. 2011. Strutture cuticolari dei peli di Mammiferi italiani. Manuale di Riconoscimento. I Quaderni dell'osservatorio, numero speciale.

Love, R.A., Webon, C., Glue, D.E., Harris, S., Harris, S. 2000. Changes in the food of British Barn Owls (*Tyto alba*) between 1974 and 1997. Mamm. Rev., 30: 107–129.

Loy, A., Aloise, G., Ancillotto, L., et al. 2019. Mammals of Italy: an annotated checklist. Hystrix, It. J. Mamm., 30(2): 87–106.

Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell.

Mancinelli, S., Boitani, L., Ciucci, P. 2018. Determinants of home range size and space use patterns in a protected wolf (*Canis lupus*) population in the central Apennines, Italy. *Canadian Journal of Zoology*. 96: 828-838.

Manenti, R. 2006. Rilievi sul patrimonio astacicolo della provincia di Lecco. Milano: Università degli Studi di Milano (Tesi di Laurea in Scienze Naturali).

Manenti, R., Bonelli, M., Scaccini, D., Binda, A., Zugnoni, A. 2014. *Austropotamobius pallipes* reduction vs. *Procambarus clarkii spreading*: Management implications. Journal for Nature Conservation. http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.09.001.

Margalef, R., 1957**.** La teoria de la informacion en ecologia. Mem. Real. Acad. Cienc. Artes, Barcelona, 32: 373-499.

Martin, B.G., 2003. The role of small ground-foraging mammals in topsoil health and biodiversity: Implications to management and restoration. Ecol. Manag. Restor. 4: 114–119.

Mauro A., Gentile L., Balistreri P., Basiricò S., Marini G., Avena G. E., Mulone S. 2019. Atlante dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua della provincia di Trapani, ARPA Sicilia.

Mazza, G., Agostini, N., Aquiloni, L., Carano, G., Inghilesi, A.F., Tricarico, E., Gherardi, F. 2011. The indigenous crayfish *Austropotamobius pallipes* complex in a national park in Central Italy. Knowledge and Management of Acquatic Ecosystems. ISSN 1961-9502. – Elettronico. - 401:(2011), pp. 1-12. [10.1051/kmae/2011041].

Michel, N., Burel, F., Butet, A. 2006. How does landscape use influence small mammal diversity, abundance, and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? Acta Oecologica, 30: 11–20.

Miklós, P., Žiak, D., 2002. Microhabitat selection by three small mammal species in oak-elm forest, Folia Zoologica, 51: 275-288.

Mortelliti, A., Santulli Sanzo, G., Boitani, L. 2009. Species' surrogacy for conservation planning: Caveats from comparing the response of three arboreal rodents to habitat loss and fragmentation. Biodivers. Conserv., 18: 1131–1145.

Mullins, J., Ascensão, F., Simões, L., Andrade, L., Santos-Reis, M., Fernandes, C. 2015. Evaluating connectivity between Natura 2000 sites within the montado agroforestry system: a case study using landscape genetics of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*). Landsc Ecol., 30: 609–623.

Ottonello, D., Lamagni, L. 2007. Atlante degli Anfibi e Rettili della Provincia di Savona. Provincia di Savona (Ed.). Litografia Bacchetta.

Paniccia, C., Carranza, M.L., Frate, L., Di Febbraro M., Rocchini, D., Loy, A. 2022. Distribution and functional traits of small mammals across the Mediterranean area: landscape composition and structure definitively matter. Ecological Indicators 135: 108550.

Paniccia, C., Di Febbraro, M., Delucchi, L., Oliveto, R., Marchetti, M., Loy, A. 2018. OpenMICE: an open spatial and temporal data set of small mammals in south-central Italy based on owl pellet data. Ecology, 99. 2874–2874.

Paolucci, P., Bon, M. 2022. Mammiferi terrestri d'Italia. Riconoscimento, ecologia e tricologia. WBA Handbooks, 11.

Pearce, J., Venier, L. 2005. Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. For. Ecol. Manage., 208: 153–175.

Rondinini, C., Battistoni, A., Teofili, C. 2022. Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani 2022. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, Roma.

Rosalino, L.M., Ferreira, D., Leitão, I., Santos-Reis, M. 2011. Usage patterns of Mediterranean agro-forest habitat components by wood mice *Apodemus sylvaticus*. Mammalian Biology. Zeitschrift Für Säugetierkunde, 76: 268-273.

Ruffo, S., Stoch, F. 2005. Checklist e distribuzione della fauna italiana. Memorie dei Museo Civico di Storia Naturale di Verona - 2. Serie Sezione Scienze della Vita.

Shannon, C. E., Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. University Illinois Press.

Simonetti, J.A. 1989. Microhabitat Use by Small Mammals in Central Chile, Oikos, 56: 309-318.

Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. Nature, 163*:* 688.

Università degli studi di Genova DISTAV - Valutazione Qualitativa dei Torrenti Dugaia, Crosa Scura e Rezzaglio in Comune di Rezzoaglio (GE) – Relazione post operam 2023.

Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macro-benthic communities. Marine Biology, 92: 557–562.

Xiao, Z., Jansen, P.A., Zhang, Z. 2006. Using seed-tagging methods for assessing post-dispersal seed fate in rodent-dispersed trees. For. Ecol. Manage., 223: 18–23.