



# LINEE GUIDA PER IL MONITORAGGIO DEI COLEOTTERI SAPROXILICI PROTETTI IN EUROPA

*A CURA DI*

GIUSEPPE M. CARPANETO, PAOLO AUDISIO,  
MARCO A. BOLOGNA, PIO F. ROVERSI, FRANCO MASON



*Con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea*





# **Linee Guida per il monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa**

*A cura di*

Giuseppe Maria Carpaneto, Paolo Audisio,  
Marco Alberto Bologna, Pio Federico Roversi, Franco Mason



Sofia—Moscow

LINEE GUIDA PER IL MONITORAGGIO DEI COLEOTTERI SAPROXILICI PROTETTI IN EUROPA

*A cura di* Giuseppe Maria Carpaneto, Paolo Audisio, Marco Alberto Bologna,  
Pio Federico Roversi, Franco Mason

Titolo originale: Guidelines for the monitoring of the saproxylic beetles protected in Europe

*Edited by* Giuseppe Maria Carpaneto, Paolo Audisio, Marco Alberto Bologna, Pio Federico Roversi, Franco Mason

Volume speciale pubblicato con un contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea per l'ambiente.

Progetto LIFE11 NAT/IT/000252 MIPP, coordinato dal Centro Nazionale Biodiversità Forestale "Bosco Fontana", Verona/Mantova. Comando Tutela Forestale Ambientale Agroalimentare, Arma dei Carabinieri. Project Manager: Col. Franco Mason.

Foto in prima pagina di copertina: *Rosalia alpina*, foto di Francesco Lemma

Foto in quarta pagina di copertina: Foto di gruppo dei partecipanti al Workshop Europeo "Monitoring of saproxylic beetles and other insects protected in the European Union" organizzato dal MIPP, 24-26 Maggio 2017, Mantova (in alto); Foto di gruppo dei partecipanti alla Giornata per i Tecnici della Rete Natura 2000, organizzata dal MIPP, 29 Maggio 2017, Mantova (in basso).

First published 2017

ISBN 978-954-642-887-5 (paperback)

Pensoft Publishers

12 Prof. Georgi Zlatarski Street, 1700 Sofia, Bulgaria

Fax: +359-2-870-42-82

info@pensoft.net

www.pensoft.net

Printed in Bulgaria, 30 September 2017

# Indice

- I      Il Progetto Life “Monitoring of Insects with Public Participation”  
(MIPP): finalità, metodi e conclusioni**  
*Giuseppe Maria Carpaneto, Alessandro Campanaro, Sönke Hardersen, Paolo Audisio,  
Marco Alberto Bologna, Pio Federico Roversi, Giuseppino Sabbatini Peverieri, Franco Mason*
- 39      Linee Guida per il monitoraggio di *Lucanus cervus***  
*Marco Bardiani, Stefano Chiari, Emanuela Maurizi, Massimiliano Tini, Ilaria Toni,  
Agnese Zauli, Alessandro Campanaro, Giuseppe Maria Carpaneto, Paolo Audisio*
- 83      Linee Guida per il monitoraggio di *Osmoderma eremita* e specie affini**  
*Emanuela Maurizi, Alessandro Campanaro, Stefano Chiari, Michela Maura,  
Fabio Mosconi, Simone Sabatelli, Agnese Zauli, Paolo Audisio, Giuseppe Maria Carpaneto*
- 137      Linee Guida per il monitoraggio di *Cerambyx cerdo***  
*Lara Redolfi De Zan, Marco Bardiani, Gloria Antonini, Alessandro Campanaro,  
Stefano Chiari, Emiliano Mancini, Michela Maura, Simone Sabatelli,  
Emanuela Solano, Agnese Zauli, Giuseppino Sabbatini Peverieri, Pio Federico Roversi*
- 175      Linee Guida per il monitoraggio di *Rosalia alpina***  
*Alessandro Campanaro, Lara Redolfi De Zan, Sönke Hardersen, Gloria Antonini,  
Stefano Chiari, Alessandro Cini, Emiliano Mancini, Fabio Mosconi, Sarah Rossi de Gasperis,  
Emanuela Solano, Marco Alberto Bologna, Giuseppino Sabbatini Peverieri*
- 215      Linee Guida per il monitoraggio di *Morimus asper funereus* e  
*Morimus asper asper***  
*Sönke Hardersen, Marco Bardiani, Stefano Chiari, Michela Maura, Emanuela Maurizi,  
Pio Federico Roversi, Franco Mason, Marco Alberto Bologna*
- 249      Addestramento di un cane per il monitoraggio di *Osmoderma eremita***  
*Fabio Mosconi, Alessandro Campanaro, Giuseppe Maria Carpaneto, Stefano Chiari,  
Sönke Hardersen, Emiliano Mancini, Emanuela Maurizi, Simone Sabatelli,  
Agnese Zauli, Franco Mason, Paolo Audisio*
- 281      Analisi dei dati faunistici raccolti dai cittadini su specie protette di  
insetti in Italia**  
*Alessandro Campanaro, Sönke Hardersen, Lara Redolfi De Zan, Gloria Antonini,  
Marco Bardiani, Michela Maura, Emanuela Maurizi, Fabio Mosconi,  
Agnese Zauli, Marco Alberto Bologna, Pio Federico Roversi,  
Giuseppino Sabbatini Peverieri, Franco Mason*



## Prefazione



Un albero caduto, una vita che finisce e se ne va dopo aver visto passare così tante stagioni. Sono seduto nel mio salotto, medito su questo semplice evento quasi insignificante mentre là fuori il mondo continua a litigare sui confini dei paesi, sul potere, sul denaro e su molte altre questioni.

Provo a concentrarmi su questi temi, ma non posso. L'immagine dell'albero caduto ritorna nella mia mente come un evento importante e di rilievo per la vita dell'uomo.

Una volta il suo legno altro non era che particelle di CO<sub>2</sub> dell'atmosfera, dell'acqua e dei minerali del suolo. Tutti questi componenti sono stati trasformati in un maestoso monumento naturale in centinaia di anni usando un'unica fonte di energia: il sole!

E adesso è il momento. Gli uccelli e gli insetti sono i primi a trarne vantaggio, seguiti dai funghi e dai batteri, mentre un mammifero vi scaverà all'interno il suo rifugio. Anno dopo anno il maestoso albero si trasformerà in legno morto e quindi, in materia organica.

Ora, in quello stesso posto, un giovane albero frutto del "padre" morto da tempo, sta crescendo e si nutre almeno in parte di quello che gli ha lasciato il suo antenato.

Penso, non è meraviglioso? Semplice, ma quasi magico.

Gli insetti che vivono nel legno morto, chiamati saproxilici, sono uno degli elementi fondamentali dell'esercito che ha attaccato il gigante morto. Alcuni di loro sono impressionanti macchine demolitrici. Senza le quali, l'opera di decomposizione della struttura e dei tessuti dell'albero non sarebbe possibile.

Sono molto elusivi, vivono la maggior parte della loro esistenza come larve, ma quando diventano adulti mostrano una straordinaria varietà di forme, colori, odori e comportamenti. Tutto ciò è semplicemente incredibile!

Non posso non pensare quanto siano fortemente intrecciate la vita dell'uomo e quella di questi coleotteri, ora tutto nella mia mente è tornato nella giusta prospettiva.

Questo libro tratta di questi coleotteri. È un libro di scienza e di conoscenza, non è un libro per tutti. Eppure, è un contributo fondamentale alla nostra capacità di capire cosa (o diciamo chi) siano i nostri piccoli amici.

È il risultato di anni di lavoro di persone appassionate con le quali voglio congratularmi e ringraziarle per quello che hanno fatto. E' necessaria maggiore attenzione verso il lato più nascosto della biodiversità e il programma LIFE è orgoglioso di sostenere iniziative come questa.

Mi vengono alla mente i versi di una canzone di Louis Armstrong che sembrano una chiusura perfetta per questa breve storia:

*"I see trees of green, red roses too  
I see them bloom for me and you  
And I think to myself what a wonderful world"*

Angelo Salsi  
Responsible for LIFE and CIP Eco-innovation Unit  
Bruxelles, Agosto 2017



# Introduzione



La “strategia dell’Unione Europea per la Biodiversità fino al 2020” prevede di integrare le misure per la biodiversità con il mantenimento di un livello ottimale di necromassa legnosa nelle foreste. Il dibattito e la ricerca scientifica sulle soglie ottimali di legno morto per la conservazione della biodiversità delle foreste è in pieno sviluppo.

Il concetto di conservazione del legno morto è ormai acquisito, tanto che nei documenti tecnici dell’Unione Europea le necromasse sono considerate un “proxy” della biodiversità forestale. Le ricerche scientifiche attestano infatti che circa il 30% delle specie presenti in una foresta temperata sono dipendenti dal legno morto e soprattutto dai grandi alberi senescenti, di microhabitat, in particolare di cavità marcescenti. E’ questo l’indirizzo di conservazione adottato nelle riserve gestite dalla grande Unità (Comando dell’Unità per la Tutela Forestale Ambientale e Agroalimentare dei Carabinieri). Ne sono esempi emblematici la faggetta vetusta “Sasso Fratino”, un Urwäld recentemente riconosciuto dall’UNESCO Patrimonio dell’Umanità, e l’antica foresta planiziaria “Bosco Fontana”. Quest’ultima è ben nota alla comunità scientifica internazionale e ai gestori forestali d’Europa per le pionieristiche tecniche di ripristino del legno morto.

Il Centro Nazionale Biodiversità Forestale Carabinieri “Bosco Fontana” lavora da tre lustri anche con interventi concreti alla conservazione degli habitat del legno morto. Ne sono espressione due progetti Life prodotti su questa importante tematica. Il Life di Bosco Fontana (1999-2003) per la conservazione delle faune saproxiliche (LIFE99 NAT/IT/006245) e, più recentemente (2003-2017), il Life “MIPP” - monitoraggio insetti con la partecipazione del pubblico. Quest’ultimo progetto ha sviluppato metodi standard per il monitoraggio di Coleotteri saproxilici, anche con la “Citizen Science”, coinvolgendo attivamente i cittadini con la segnalazione degli insetti protetti su tutto il territorio nazionale.

I risultati del progetto MIPP presentati al “Workshop Europeo” tenutosi a Mantova il maggio scorso, sono stati raccolti in “linee guida” dedicate espressamente ai gestori forestali. Si tratta di un lavoro che si integra con i Manuali editi dall’Istituto Superiore di Protezione Ambiente (ISPRA), finalizzati alla valutazione dello stato di conservazione delle specie in Direttiva Habitat (art. 11 e 17 della DH 43/92/CEE). Oltre alla versione su carta, si sono sfruttate le nuove opportunità di divulgazione del WEB: e-book, ipertesti, “linguaggio semanticamente avanzato” nonché le indicizzazioni sulle principali piattaforme internazionali. Il tutto per raggiungere capillarmente i gestori dei 27.522 siti della Rete europea “Natura 2000”.

L’auspicio è che questo manuale, frutto di cinque anni di applicazione del Centro Nazionale Biodiversità Forestale dei Carabinieri, in partnership con le Università “Roma Tre” e “Sapienza”, il CREA ABP di Firenze, il Ministero Ambiente e la Regione Lombardia, possa fornire un utile supporto alla pratica quotidiana dei gestori.

Antonio Ricciardi  
Generale di Corpo d’Armata  
Comandante Unità Tutela Forestale Ambientale Agroalimentare Carabinieri  
Roma, Agosto 2017





## Il Progetto Life “Monitoring of Insects with Public Participation” (MIPP): finalità, metodi e conclusioni

Giuseppe Maria Carpaneto<sup>1</sup>, Alessandro Campanaro<sup>2,3</sup>, Sönke Hardersen<sup>2</sup>,  
Paolo Audisio<sup>4</sup>, Marco Alberto Bologna<sup>1</sup>, Pio Federico Roversi<sup>3</sup>,  
Giuseppino Sabbatini Peverieri<sup>3</sup>, Franco Mason<sup>2</sup>

**1** Università Roma Tre, Dipartimento di Scienze, Viale Guglielmo Marconi 446, 00146 Rome, Italia **2** Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale “Bosco Fontana” – Laboratorio Nazionale Invertebrati (Lanabit). Carabinieri. Via Carlo Ederle 16a, 37126 Verona, Italia **3** Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – Centro di ricerca Difesa e Certificazione, Via di Lanciola 12/a, 50125 Cascine del Riccio, Firenze, Italia **4** Università di Roma “La Sapienza”, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie “Charles Darwin”, Via A. Borelli 50, 00161 Roma, Italia

**Autore corrispondente:** Giuseppe M. Carpaneto ([giuseppe.carpaneto@uniroma3.it](mailto:giuseppe.carpaneto@uniroma3.it))

Carpaneto GM, Campanaro A, Hardersen S, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017) Il Progetto Life “Monitoring of Insects with Public Participation” (MIPP): finalità, metodi e conclusioni. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Linee Guida per il monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 1–37.

### Abstract

The Life Project “Monitoring of insects with public participation” (LIFE11 NAT/IT/000252) had as the main objective to develop and test methods for the monitoring of five beetle species listed in the Annexes of the Habitats Directive (92/43/EEC): *Osmoderma eremita* (hermit beetle, Scarabaeidae), *Lucanus cervus* (European stag beetle, Lucanidae), *Cerambyx cerdo* (great capricorn beetle, Cerambycidae), *Rosalia alpina* (rosalia longicorn, Cerambycidae) and *Morimus asperifunereus* (morimus longicorn, Cerambycidae). The data gathered represent an important contribution to the monitoring of these target species in Italy. The methods developed for monitoring of the target species are intended for use by the local management authorities and staff of protected areas. These developed methods are the result of extensive fieldwork and ensure scientific validity, ease of execution and limited labour costs. The detailed description of methods and the results for each species are published in separate articles of this special issue of Nature Conservation. A second objective of the project was to gather faunistic data with a Citizen Science approach, using the web and a mobile application software (app) specifically built for mobile devices. The validation of the records collected by the citizens was carried out by experts, based on photographs, which were obligatory for all records. Dissemination activities represented the principal way to contact and engage citizens for the data collection and also offered the possibility of providing information on topics such as Natura 2000, the Habitats Directive, the role of monitoring in nature conservation, the importance of forest ecosystems and the ecological role of the saproxylic insects. An innovative method tested during the project was the training of a dog for searching and monitoring the elusive hermit beetle; the trained dog also added a “curiosity” factor to attract public attention towards this rare insect and the issues mentioned above.

## Riassunto

Il progetto LIFE “Monitoraggio degli insetti con partecipazione del pubblico” (LIFE11 NAT / IT / 000252) ha avuto come obiettivo principale lo sviluppo e la sperimentazione di metodi per il monitoraggio di cinque specie di coleotteri elencate negli allegati della Direttiva Habitat (92/43/CEE): *Osmoderma eremita* (scarabeo eremita, Scarabeidae), *Lucanus cervus* (cervo volante europeo, Lucanidae), *Cerambyx cerdo* (cerambice della quercia, Cerambycidae), *Rosalia alpina* (rosalia alpina, Cerambycidae) e *Morimus asper/fulvipes* (morimo, Cerambycidae). I dati raccolti rappresentano un importante contributo al monitoraggio di queste specie in Italia. I metodi sviluppati per il loro monitoraggio sono destinati ad essere utilizzati dalle autorità di gestione e dal personale delle aree protette, in quanto garantiscono nello stesso tempo validità scientifica, facilità di esecuzione e costi limitati. La descrizione dettagliata dei metodi e dei risultati per ciascuna specie sono pubblicati in articoli separati di questo volume speciale di Nature Conservation. Un secondo obiettivo del progetto era quello di raccogliere dati faunistici con un approccio di Citizen Science (scienza dei cittadini), utilizzando il web e un software applicativo mobile (app) appositamente costruito per cellulari e tablet. La convalida dei documenti raccolti dai cittadini è stata effettuata da esperti, basandosi su fotografie, obbligatorie per tutte le segnalazioni. Le attività di divulgazione hanno rappresentato la via principale per contattare e coinvolgere i cittadini nella raccolta dei dati e hanno anche offerto la possibilità di disseminare cultura e informazioni su temi come Natura 2000, la Direttiva Habitat, il ruolo del monitoraggio nella conservazione della natura, l'importanza degli ecosistemi forestali e il ruolo degli insetti saproxilici. Un metodo innovativo testato durante il progetto si è basato sull'addestramento di un cane per la ricerca e il monitoraggio del scarabeo eremita, specie particolarmente elusiva. Il cane addestrato è anche servito per attirare l'attenzione del pubblico verso questo raro insetto e gli argomenti suddetti.

## Keywords

Saproxyl beetle monitoring, Insect conservation, Forest biodiversity, Habitats Directive, Citizen Science, LIFE Nature Project

## Parole chiave

Monitoraggio di coleotteri saproxilici, conservazione degli insetti, Biodiversità forestale, Direttiva Habitat, Scienza dei Cittadini, Progetti Life

## Introduzione

### Monitoraggio della Biodiversità e Direttiva Habitat

Il convegno inaugurale dell'Unione Internazionale per la Protezione della Natura (IUPN, successivamente denominata IUCN), si è tenuto nel 1948, iniziando a creare strumenti per controllare lo stato degli animali e delle piante a livello globale. Negli anni successivi, il monitoraggio degli habitat e delle specie è diventato un'attività fondamentale nell'ambito della conservazione natura e un importante capitolo della biologia della conservazione (Goldsmith 1991, Elzinga et al. 2001, Marsh e Trenham 2008, Schmeller 2008). Il monitoraggio delle specie consiste nell'osservazione costante degli organismi viventi, registrando le variazioni demografiche delle loro popolazioni

in un determinato territorio (Kull et al. 2008). L'obiettivo principale del monitoraggio è raccogliere informazioni che possano essere utilizzate per la politica della conservazione, esaminare i risultati delle azioni di gestione e guidare le future decisioni delle autorità di gestione (Kull et al. 2008). Per fare ciò, è essenziale la raccolta di dati affidabili che permettano ai ricercatori di trarre conclusioni su eventuali cambiamenti in atto negli ecosistemi nel tempo e nello spazio, sia per cause naturali sia in conseguenza di interventi umani deliberati o involontari. Spesso il monitoraggio viene applicato per valutare lo stato delle specie minacciate, la diffusione di specie alloctone (in particolare quelle invasive), la salute degli ecosistemi, l'efficacia delle aree protette e di altre azioni di conservazione. In ogni caso, i programmi di monitoraggio dovrebbero essere incentrati sulla raccolta precisa delle informazioni necessarie per prendere le giuste decisioni per la conservazione della biodiversità. Pertanto, la formulazione di obiettivi di monitoraggio chiari ed espliciti è un primo passo fondamentale nella pianificazione di qualsiasi programma di monitoraggio della fauna (Elzinga et al. 2001, Yoccoz et al. 2001, Williams et al. 2002, Noon 2003, Lindenmayer e Likens 2010, Legg e Nagy 2006, Nichols e Williams 2006; Martin et al. 2007). Va tenuto presente che non esiste un metodo di "migliore" indagine, che sia cioè efficiente, preciso, affidabile, semplice ed economico nello stesso tempo. L'idoneità di un metodo può dipendere dalle circostanze locali, come le caratteristiche ambientali, il budget e il numero di volontari coinvolti.

I programmi di monitoraggio variano in base alla scala geografica, e possono essere strettamente locali o su larga scala, a livello nazionale o internazionale (Schmeller et al. 2012), e pertanto possono comportare semplici e brevi sopralluoghi oppure procedure complesse che richiedono un notevole bilancio per coprire i costi del personale e delle attrezzature. Inoltre, poiché i bilanci governativi e locali destinati alla conservazione della biodiversità sono spesso scarsi, la raccolta dei dati condotta da professionisti può non essere sempre possibile. Per questo motivi, le autorità di gestione si rivolgono spesso a volontari, per esempio persone appassionate di natura residenti in zona o disposti a spostarsi a proprie spese, coordinate da una piccola squadra di professionisti. In questi casi, la scienza dei cittadini offre un valido aiuto per il monitoraggio degli organismi viventi (Chandler et al. 2017, McKinley et al. 2006, Lindenmayer e Likens 2010). In ogni caso, occorre fare ogni sforzo per coinvolgere nel monitoraggio soggetti locali (associazioni di naturalisti, imprenditori, ecc.), in quanto hanno un interesse per le aree e le specie interessate. Coinvolgere volontari locali in un progetto può fare emergere domande e soluzioni, idee e tecniche, che altrimenti potrebbero non essere ravvisate (McKinley et al. 2006).

La direttiva 92/43 / CEE del Consiglio Europeo, meglio conosciuta come Direttiva Habitat e adottata dalla Comunità europea nel 1992, è incentrata sulla conservazione degli habitat naturali, della flora e della fauna. Il suo obiettivo è promuovere il mantenimento della biodiversità, tenendo conto delle esigenze economiche, sociali, culturali e regionali. Insieme, la Direttiva Habitat e la Direttiva Uccelli (79/409 / CEE) costituiscono una pietra miliare nella storia della politica europea per la conservazione della natura e hanno istituito la rete ecologica Natura 2000, un insieme di aree

protette, tutelate da eventuali sviluppi potenzialmente dannosi ([http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm)). Questa rete, nel 2011 ha rappresentato oltre 26.400 siti con una superficie totale di circa 986.000 km<sup>2</sup>, che comprende quasi 768.000 km<sup>2</sup> di territorio. La componente terrestre della rete rappresenta il 17,9% della superficie coperta dai 27 paesi dell'UE.

La Direttiva Habitat, i cui allegati hanno subito numerosi aggiornamenti e correzioni, assicura la conservazione di un ampio spettro di specie animali e vegetali rare, minacciate o endemiche (elencate nell'allegato II, IV e V), e inoltre tutela circa 200 tipi di habitat rari e caratteristici (elencati nell'allegato I). Le specie attualmente elencate negli allegati II e IV presentano una percentuale assai elevata di vertebrati (rispetto alla biodiversità animale totale) e pochissimi artropodi (di cui solo undici sono specie prioritarie) (Cardoso 2012). Inoltre, va notato che molte specie di insetti emblematiche, endemiche e minacciate dell'Europa meridionale non figurano nella Direttiva Habitat (ad esempio, la nota falena italiana *Brahmaea* (*Acanthobrahmaea*) *europaea* Hartig, 1963) (cfr Mosconi et al. 2014). Tutte queste osservazioni suggeriscono un'urgente necessità di aggiornamento e revisione degli allegati della Direttiva Habitat.

Il monitoraggio dello status di conservazione è un obbligo derivante dall'articolo 11 della Direttiva Habitat, per tutti gli habitat e le specie di interesse comunitario. Di conseguenza, questa disposizione non è limitata ai siti Natura 2000 e i dati devono essere raccolti sia all'interno che all'esterno della rete Natura 2000, in modo da ottenere una valutazione completa dello stato di conservazione delle specie. I principali risultati di tale monitoraggio devono essere segnalati alla Commissione ogni sei anni a norma dell'articolo 17 della Direttiva. In Italia, come in molti altri paesi, lo stato delle popolazioni è attualmente sconosciuto per la maggior parte delle specie di insetti elencate negli allegati, in quanto mancano programmi di monitoraggio coordinati (Genovesi et al. 2014, Carpaneto et al 2015, Stoch e Genovesi 2016).

## Gli organismi saproxilici

Gli organismi saproxilici dipendono dal legno decadente di alberi moribondi o morti (in piedi o caduti) o dalla presenza di altre specie saproxiliche almeno durante alcune fasi del loro ciclo di vita (Speight 1989, Alexander 2008). Nel complesso, gli organismi saproxilici (in particolare gli insetti saproxilici) rappresentano una parte considerevole della biodiversità forestale (Stokland et al. 2012). I valori percentuali delle specie saproxiliche, rispetto agli altri organismi viventi, variano in diversi contesti ambientali, ad esempio 10% di tutti gli organismi viventi della Scandinavia (Stokland et al. 2012), il 30% delle specie forestali in Germania (Müller et al 2008), e probabilmente sono ancora più alti nei paesi dell'Europa meridionale (Carpaneto et al. 2015). Molti organismi saproxilici (specie saproxilofaghe), dipendono dal legno decadente, detto anche legno morto, come fonte di cibo mentre altri sono predatori e parassitoidi di insetti saproxilofagi e di altri animali che trovano nel legno morto dei microhabitat per rifugiarsi o riprodursi, ed altri ancora sono funghi, muschi e licheni che crescono

sulla superficie del legno morto stesso (Stokland 2012, Stokland et al. 2012, Carpaneto et al., 2015).

L'ordine dei Coleotteri (Coleoptera) è il gruppo tassonomico più ricco di specie in tutto il mondo e fornisce un contributo rilevante alla biodiversità saproxilica (Brunet e Isacson 2009). Così, i coleotteri saproxilici sono una delle componenti più importanti degli ecosistemi forestali e svolgono un ruolo fondamentale nel ciclo dei nutrienti e nel funzionamento dell'ecosistema (Stokland 2012). Di conseguenza, i loro valori di abbondanza, ricchezza e diversità dipendono dalla disponibilità di risorse alimentari legate agli habitat delle foreste mature o vetuste (Redolfi De Zan et al. 2014a). È stato dimostrato che le pratiche di gestione forestale che aumentano la quantità e la varietà del legno morto, favoriscono i coleotteri saproxilici e altri indicatori dello stato di conservazione delle foreste come gli uccelli che nidificano nelle cavità degli alberi (*hole-nesting birds*) (Hardersen 2003, Redolfi De Zan et al. 2014b). In particolare, esiste una correlazione diretta tra la diversità e l'abbondanza dei coleotteri saproxilici e degli uccelli insettivori specializzati che si nutrono di essi (Redolfi De Zan et al. 2014b).

Dal momento che le foreste europee hanno subito per diversi secoli uno sfruttamento intensivo per il legname da parte dell'uomo, la maggior parte di esse contiene poco legno morto e bassi livelli di biodiversità. Negli ultimi decenni, tuttavia, è stato osservato un leggero aumento sia nella quantità di legno morto sia nella biodiversità, probabilmente dovuto alle attuali politiche di protezione ambientale nei paesi europei (Vallejo 2015). Per esempio, le antiche faggete presenti sui Monti Carpazi dell'Ucraina presentano i più alti volumi di legno morto, da 147 a 181 m<sup>3</sup>/ha (Commarmot et al. 2013), mentre le faggete gestite in Italia hanno solo 7,6 m<sup>3</sup>/ha (Gasparini e Tabacchi 2011). In generale, le stime di legno morto nelle foreste europee vanno da 5 a 15 m<sup>3</sup>/ha per la maggior parte dei paesi (Vallejo 2015). Il restauro di comunità saproxiliche, per il ripristino della loro funzionalità, non è un compito facile perché l'aggiunta di legno morto a un biotopo forestale non porta necessariamente alla ricolonizzazione da parte di tutti gli insetti saproxilici che vivono in una regione. Infatti, le specie saproxiliche necessitano di differenti quantità e qualità di legno morto, caratterizzato da un'eterogeneità strutturale e da vari gradi di biodegradazione (Stokland et al. 2012, Parisi et al. 2016). Inoltre, molti coleotteri saproxilici hanno capacità di dispersione limitate (Fayt et al. 2006; Buse 2012) e in alcuni casi non possono volare affatto (ad esempio *Morimus*) e tendono ad aggregarsi in piccole aree. Di conseguenza, le foreste con un recente accumulo di legno morto sono abitate da meno specie saproxiliche rispetto alle foreste con una storia ininterrotta di legno morto abbondante (Nilsson e Baranowski 1997). La continuità nella disponibilità di legno morto svolge un ruolo fondamentale per molti coleotteri saproxilici, in particolare per le specie più sensibili, che possono scomparire dalle piantagioni di alberi dove la gestione tradizionale è stata interrotta o modificata, ad esempio, le tecniche di capitozzatura e di ceduzione (Müller et al. 2005, Dubois 2009). Pertanto, lo stato di conservazione dei coleotteri saproxilici e la ricchezza delle specie nelle loro comunità non possono essere dedotti direttamente dalla quantità di legno morto attualmente presente. La conservazione degli insetti saproxilici viene perseguita anche in foreste gestite applicando particolari

modelli di gestione, quali la “retention forestry” (Lindenmayer e Franklin 2002), gli “îlots de sénescence” (Lachat e Bütler 2008), la “forest biodiversity artery” (Mason e Zapponi 2015), o aumentando artificialmente il legno morto, soprattutto a spese di specie alloctone (Cavalli e Mason 2003, Zapponi et al. 2014).

Molti fattori stanno minacciando gli insetti saproxilici, in particolare i grandi coleotteri saproxilici (*Large Saproxylic Beetles*, LSB) appartenenti ai Lucanidi (*Lucanus*), Scarabeidi (*Osmoderma*, *Protaetia*, ecc.) e Cerambicidi (*Rosalia*, *Cerambyx*, *Morimus*, ecc.), fra cui figurano le specie alle quali il presente volume e il Progetto MIPP sono stati dedicati. Queste specie, a causa delle loro grandi dimensioni corporee, hanno bisogno di un maggior volume di legno morto presente in forma aggregata (cioè nello stesso albero), per completare lo sviluppo larvale con successo. Di conseguenza, le loro dimensioni corporee limitano l'abbondanza delle loro popolazioni e li rendono facilmente individuabili da mammiferi e uccelli predatori, oltre che dalle persone. Le principali minacce ai coleotteri saproxilici, in generale, sono la frammentazione e/o la semplificazione strutturale dei boschi, nonché la perdita di microhabitat adatti. In particolare, i cosiddetti “alberi habitat”, cioè gli alberi vivi o morti che rappresentano una risorsa fondamentale per i coleotteri saproxilici, fornendo nicchie ecologiche e microhabitat, come le cavità, tasche di corteccia più o meno staccata dal tronco, grossi rami morti, fessure più o meno profonde, punti di fuoriuscita della linfa o funghi arboricoli (Gibbons e Lindenmayer 2002, Cavalli e Mason 2003, Bütler et al. 2013).

In particolare, per i LSB, le possibili minacce suggerite da alcuni di noi, secondo la propria esperienza personale e in ordine di importanza decrescente, sono i seguenti: la diminuzione nella densità dei vecchi alberi (soprattutto alberi cavi) a causa della gestione commerciale delle foreste, la frammentazione delle foreste vetuste, l'eliminazione dei filari di vecchi alberi capitozzati negli ambienti agricoli, i cambiamenti nella gestione degli alberi con l'abbandono delle tecniche di capitozzatura e ceduzione, la diffusione di pesticidi contro le falene invasive dei boschi (limantrie, processionarie ecc.) contro altri parassiti, e la rimozione di vecchi alberi utilizzati come “biomassa” per la produzione di combustibili industriali. In alcuni paesi o regioni europei, altri fattori possono rappresentare una minaccia come: la crescente siccità nei suoli forestali dovuta ad un intenso sfruttamento delle acque sotterranee (soprattutto nelle aree mediterranee), l'escalation demografica dei predatori di grandi insetti (in particolare le cornacchie), l'aumento del traffico automobilistico nei mesi estivi su strade che attraversano aree boschive o si estendono lungo i confini delle foreste, lo sfruttamento commerciale di coleotteri rari da parte dei commercianti specializzati per forniture a collezionisti, e l'uccisione deliberata di coleotteri adulti nei pressi degli insediamenti umani sorti lungo i margini boschivi (specialmente per i maschi di *Lucanus* e *Cerambyx*).

La combinazione delle minacce attualmente affrontate dai LSB richiede azioni di conservazione immediate a vari livelli: a partire dalle singole realtà locali, attraverso strategie nazionali e regionali, fino alle convenzioni internazionali e ai piani d'azione globale. Le stime di densità delle popolazioni locali di LSB e il successivo monitoraggio

di esse sono essenziali per valutare gli impatti di singole minacce e per misurare se le azioni di conservazione intraprese ottengono dei successi. Pertanto, la conservazione dei LSB richiede una comprensione dettagliata della consistenza di una popolazione, della sua distribuzione spaziale e delle sue tendenze demografiche. Seibold et al. (2015) hanno mostrato che i coleotteri saproxilici soggetti a rischio di estinzione più elevato sono: specie di grandi dimensioni, specie di foresta di pianura, specie di ambienti boschivi radi, e specie che necessitano di alberi caducifogli di grande taglia. Tuttavia, lo stato di conservazione e i dati quantitativi sulle popolazioni di molte specie sono ancora scarsi, a causa del loro comportamento elusivo (Bouget et al. 2008, Seibold et al. 2015), la limitata attività quotidiana e stagionale degli adulti (ad es. Drag et al. 2011, Campanaro et al. 2016), la bassa densità delle loro popolazioni (ad es. Castro e Fernández 2016) e la scarsità di ricercatori coinvolti nel loro studio ecologico (Haslett 2007, Hochkirch 2016). Tutti questi fattori insieme, combinati con la scarsa disponibilità di idonei habitat, sono motivi per cui la realizzazione di programmi di monitoraggio efficienti è notoriamente difficile.

I primi metodi di monitoraggio di alcuni LSB in Italia sono stati pubblicati da Campanaro et al. (2011), mentre Trizzino et al. (2013) sono stati i primi a proporre una revisione dei protocolli di monitoraggio esistenti per tutti gli artropodi italiani elencati nella direttiva Habitat. Un manuale pubblicato di recente ha fornito metodi e protocolli per il monitoraggio di tutte le specie e gli habitat di interesse comunitario che si verificano in Italia (Stoch e Genovesi 2016). Tuttavia, i metodi finora proposti per queste specie di insetti non si basano su un approccio comparato e statisticamente testato in diverse riserve naturali.

## **Il Progetto Life MIPP: obiettivi e prodotti**

Il Progetto Life “Monitoring of insects with public participation” (LIFE11 NAT / IT / 000252) (di seguito: MIPP) è iniziato in data 1/10/2012 e terminerà il 30/09/2017 (Mason et al. 2015). Il beneficiario coordinatore del progetto è il Comando Unità per la Tutela Forestale, Ambientale e Agroalimentare Carabinieri (di seguito: CUTFAA) (già: Corpo Forestale dello Stato), in particolare il Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale Carabinieri “Bosco Fontana”, Marmirolo, Mantova. Gli enti beneficiari associati al MIPP sono: il Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Cascine del Riccio - Firenze; l'Università Sapienza di Roma, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie “Charles Darwin”; l'Università Roma Tre, Dipartimento di Scienze; il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione Generale per la Protezione della Natura e del Mare; e la Regione Lombardia (DG Ambiente, energia e sviluppo sostenibile).

Il progetto MIPP ha avuto come primo obiettivo lo sviluppo e la sperimentazione di metodi per il monitoraggio di cinque specie di coleotteri saproxilici elencati negli allegati II e IV della Direttiva Habitat: *Lucanus cervus* (Linnaeus 1758), *Osmoderma*



*eremita* (Scopoli, 1763) *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758, *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) e il complesso *Morimus asper asper* (Sulzer, 1776) / *Morimus asper funereus* Mulsant, 1863. Il prodotto principale di questo obiettivo è stata la produzione del presente numero speciale di *Nature Conservation*, che contiene otto articoli scientifici in cui vengono presentati i risultati di ricerche finalizzate a sviluppare metodi semplici e standardizzati (con accurate linee guida) che garantiscano validità scientifica, facile esecuzione e costi limitati per il monitoraggio delle specie suddette. Questi metodi sono stati pensati per l'utilizzo da parte delle autorità locali di gestione, dal personale di aree protette e da semplici cittadini appositamente informati, con il fine di raccogliere dati grezzi sullo stato delle specie ogni sei anni. I metodi sviluppati dallo staff del MIPP hanno permesso di ottenere dati quantitativi in vari siti italiani, utilizzando trappole e/o sostanze attrattive, tecniche di marcaggio e ricattura, transetti e, in alcuni casi, analisi genetiche. Per *Osmoderma eremita*, la più elusiva di queste specie, un cane è stato addestrato a cercare le larve di questo coleottero.

Negli ultimi decenni, i *conservation dogs* (cani al servizio della conservazione) sono stati utilizzati per diverse attività, tra cui l'individuazione di una grande varietà di gruppi tassonomici (Mosconi et al. (2017, in questo numero). In molti casi, questi cani risultano essere più efficaci di altre tecniche di indagine per individuare le specie bersaglio (Beebe et al. 2016). Molti grandi coleotteri saproxilici sono criptici poiché le loro caratteristiche morfologiche e cromatiche li rendono difficili da scovare a vista (Bouget et al. 2008, Seibold et al. 2015). Nel caso di *O. eremita*, il criptismo viene potenziato dall'elusività della specie, a causa della ridotta attività quotidiana e per la scarsa inclinazione a spostarsi (Le Gouar et al. 2015). Per questo motivo, nell'ambito del progetto MIPP, è stato deciso di addestrare un cane a riconoscere l'odore della specie. Si tratta della prima volta che viene utilizzato un cane per la conservazione di un coleottero.

Il secondo obiettivo del progetto è stato un approccio di Citizen Science (Zapponi et al. 2016) finalizzato all'approfondimento delle attuali conoscenze sulla distribuzione regionale ed ecologica di nove specie di insetti protette dalla Direttiva Habitat, vale a dire i cinque coleotteri selezionati per il monitoraggio più altre quattro specie appartenenti ad altri due ordini di insetti: *Saga pedo* Pallas, 1771, *Lopinga achine* (Scopoli, 1763), *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) e il complesso *Zerynthia cassandra* (Geyer, 1828) / *polyxena* (Denis e Schiffermüller, 1775). La prima specie appartiene agli Ortotteri, le altre tre ai Lepidotteri. Per condurre tale approccio, i dati sono stati raccolti utilizzando una pagina dedicata del sito web del Progetto MIPP e un'applicazione per dispositivi mobili (app), mentre la convalida dei record basata su fotografie è stata effettuata da esperti.

Una componente rilevante del progetto è stata la diffusione delle conoscenze sugli insetti rari per informare le persone sulle tematiche della conservazione della biodiversità in Europa, quali Natura 2000, la Direttiva Habitat, le attività di monitoraggio e il ruolo ecologico degli insetti all'interno degli ecosistemi forestali. Il cane addestrato per il monitoraggio dello scarabeo eremita è stato utilizzato anche come fattore "curiosità" per attirare l'attenzione del pubblico verso le tematiche trattate.



## Metodi

### Organismi bersaglio (*Target taxa*)

Gli organismi bersaglio (= *target taxa*), cioè quelli selezionati come oggetto di studio e monitoraggio per il progetto MIPP, sono elencati nella Tabella 1, ordinati sistematicamente, con riferimenti agli allegati della direttiva habitat dove sono inclusi e agli obiettivi MIPP in cui sono stati coinvolti.

Come si deduce dalla Tabella 1, il quadro tassonomico dei generi *Zerynthia*, *Osmoderma* e *Morimus* è diverso da quello che figurava negli allegati originali della Direttiva, a causa di alcune modifiche apportate alla sistematica in seguito a studi morfologici e molecolari. *Zerynthia polyxena* e *Osmoderma eremita* sono state entrambe divise in due specie, mentre *Morimus funereus* è stato ridotto ad una sottospecie di *Morimus asper*. Inoltre, le popolazioni di *Osmoderma* dell'Italia meridionale (Campania, Basilicata e Calabria) sono state assegnate a una nuova sottospecie *O. eremita italicum*. Pertanto, le popolazioni italiane di *Osmoderma* ora comprendono due sottospecie di *O. eremita* e una specie endemica di Sicilia, *O. cristinae*.

I coleotteri saproxilici (*Lucanus*, *Osmoderma*, *Cerambyx*, *Rosalia* e *Morimus*) sono stati utilizzati per entrambi i principali obiettivi del progetto: 1) la definizione di un metodo standardizzato per il monitoraggio delle specie in Europa (linee guida), in accordo con i criteri identificati nel precedente capitolo; 2) la raccolta di dati sulla loro distribuzione, altitudine e fenologia in Italia, attraverso un approccio

**Tabella 1.** Organismi bersaglio (specie e sottospecie) del Progetto MIPP, con indicazioni su: inquadramento tassonomico (nome scientifico valido, autore e anno di descrizione, ordine e famiglia a cui sono attualmente assegnati); Allegati della Direttiva Habitat dove i taxa sono elencati (II e/o IV); obiettivi MIPP dove i taxa sono stati coinvolti (CZ: Citizen Science; TM: verifica statistica dei metodi di monitoraggio); aree di studio dove il monitoraggio è stato condotto (BF: Bosco della Fontana, BM: Bosco della Mesola, FC: Foreste Casentinesi, PA: Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, PG: Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie).

| Taxon, Autore e Anno di descrizione                      | Ordine      | Famiglia      | Allegato HD | Obbiettivi MIPP | Are a di studio |
|----------------------------------------------------------|-------------|---------------|-------------|-----------------|-----------------|
| <i>Saga pedo</i> Pallas, 1771                            | Orthoptera  | Tettigoniidae | IV          | CZ              |                 |
| <i>Parnassius apollo</i> (Linnaeus, 1758)                | Lepidoptera | Papilionidae  | IV          | CZ              |                 |
| <i>Zerynthia cassandra</i> (Geyer, 1828)                 |             |               |             |                 |                 |
| <i>Zerynthia polyxena</i> (Denis & Schiffermüller, 1775) | Lepidoptera | Papilionidae  | IV          | CZ              |                 |
| <i>Lopinga achine</i> (Scopoli, 1763)                    | Lepidoptera | Nymphalidae   | IV          | CZ              | –               |
| <i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus, 1758)                   | Coleoptera  | Lucanidae     | II          | CZ, TM          | BF, FC          |
| <i>Osmoderma eremita eremita</i> (Scopoli, 1763)         |             |               |             |                 |                 |
| <i>Osmoderma eremita italicum</i> Sparacio, 2000         | Coleoptera  | Scarabaeidae  | *II, IV     | CZ, TM          | PA, FC          |
| <i>Osmoderma cristinae</i> Sparacio, 1994                |             |               |             |                 |                 |
| <i>Cerambyx cerdo</i> Linnaeus, 1758                     | Coleoptera  | Cerambycidae  | II, IV      | CZ, TM          | BF, BM          |
| <i>Rosalia alpina</i> (Linnaeus, 1758)                   | Coleoptera  | Cerambycidae  | *II, IV     | CZ, TM          | PA, FC          |
| <i>Morimus asper asper</i> (Sulzer, 1776)                |             |               |             |                 |                 |
| <i>Morimus asper funereus</i> Mulsant, 1863              | Coleoptera  | Cerambycidae  | II          | CZ, TM          | BF / PG         |

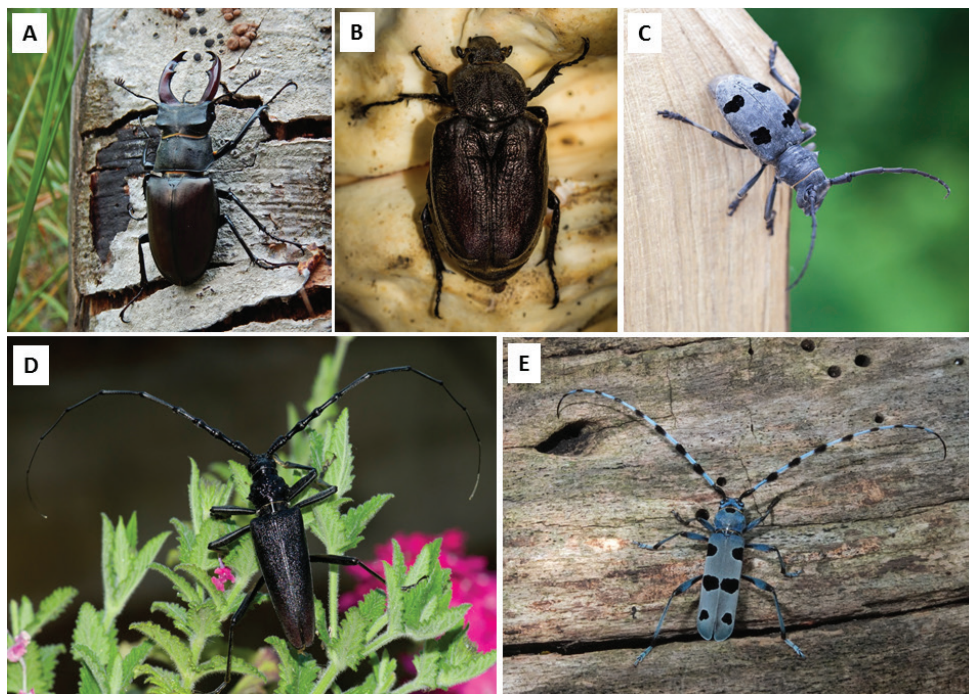
\*specie prioritaria

di Citizen Science. Al contrario, le farfalle diurne (*Parnassius*, *Zerynthia* e *Lopinga*) e l'ortottero (*Saga pedo*) sono state utilizzate solo per il secondo obiettivo. Dettagli sul metodo della Citizen Science sono forniti da Campanaro et al. (2017b, in questo numero).

Le specie bersaglio di coleotteri saproxilici sono state selezionate in quanto dispongono delle seguenti caratteristiche: (1) sono elencate negli allegati II e/o IV della Direttiva Habitat; (2) hanno dimensioni corporee grandi; (3) sono relativamente facili da identificare, (4) mancano di metodi standardizzati e testati per il monitoraggio, (5) dipendono dal legno morto per completare il loro ciclo di vita e (6) vivono in micro-habitat diversi e rappresentativi di catene alimentari di legno morto. Di seguito, riportiamo una breve presentazione di queste specie.

*Lucanus cervus* (nome italiano: cervo volante europeo): vive in boschi decidui e vola al tramonto. Le larve si nutrono di legno morto a contatto con il suolo, ad esempio, sotto tronchi e ceppaie, o in radici di alberi senescenti. Biologia, ecologia e metodi monitoraggio di questa specie sono trattati in dettaglio da Bardiani et al. (2017, nel presente volume).

*Osmoderma eremita* (nome italiano: osmoderma o scarabeo eremita) e i taxa vicini, derivati da esso: è un tipico abitante dei vecchi alberi cavi. Le larve scavano e si alimentano nelle pareti delle cavità o nei detriti legnosi accumulati sul fondo delle



**Figura 1.** Le specie bersaglio di coleotteri saproxilici monitorate dal Progetto Life MIPP. **A** *Lucanus cervus* (Foto di Fabio Garzuglia) **B** *Osmoderma eremita* (Foto di Francesco Lemma) **C** *Morimus asper funereus* (Foto di Kajetan Kravos) **D** *Cerambyx cerdo* (foto di Elia Ferro) **E** *Rosalia alpina* (foto di Sönke Hardersen).

cavità stesse. L'adulto è molto elusivo. Biologia, ecologia e metodi di monitoraggio di questa specie sono discussi in dettaglio da Maurizi et al. (2017, nel presente volume).

*Cerambyx cerdo* (nome italiano: cerambice della quercia): gli adulti, principalmente notturni, volano dopo il tramonto. Le larve vivono all'interno del legno decadente di grandi alberi (soprattutto querce), spesso esposte al sole. Biologia, ecologia e metodi di monitoraggio di questa specie sono discussi in dettaglio da Redolfi de Zan et al. (2017, nel presente volume).

*Rosalia alpina* (nome italiano: rosalia alpina): adulti diurni, spesso visibili sulla corteccia di vecchi esemplari di faggio e altre latifoglie. Le larve si sviluppano tipicamente nel legno degli alberi suddetti. Biologia, ecologia e metodi di monitoraggio di questa specie sono discussi in dettaglio da Campanaro et al. (2017a, nel presente volume).

*Morimus asper funereus* e *Morimus asper asper* (nome italiano: morimo scabro): originariamente solo il primo taxon era stato incluso nell'allegato II della Direttiva Habitat come specie valida (*Morimus funereus*). Un recente studio genetico (Solano et al., 2013) suggerisce che tutte le popolazioni europee di questo genere dovrebbero essere assegnate a *Morimus asper*, una specie geneticamente e morfologicamente variabile. Pur non essendo in grado di volare, questa specie attera ha rivelato una inaspettata capacità di dispersione. Lo sviluppo delle larve avviene in legno tagliato di recente e tronchi di alberi danneggiati. Biologia, ecologia e metodi di monitoraggio di questa specie sono discussi in dettaglio da Hardersen et al. (2017, nel presente volume).

## Aree di studio

I metodi di monitoraggio delle specie bersaglio sono stati sperimentati in cinque aree, gestite principalmente dal CUTFAA. Tutte le aree investigate sono parte integrante della rete italiana Natura 2000 (SCI e SPA) e i dati raccolti rappresentano un importante contributo al monitoraggio delle specie bersaglio in Italia. Vedere la Tabella 2 per una panoramica delle aree di studio, i siti di studio individuati per ciascun'area, con la loro posizione geografica, l'altitudine e le coordinate.

## Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie

Il Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie copre 9.400 ettari e si trova al confine tra le Alpi Giulie e le Prealpi Giulie, vicino al confine sloveno. Il parco è un sistema montuoso che varia da 300 a 2587 m s.l.m., ed è suddiviso in due principali bacini idrografici. Fa parte di due Aree Speciali di Conservazione (SAC): IT3320012 (Prealpi Giulie Settentrionali) e IT3321002 (Alpi Giulie). Le foreste di faggio si trovano fino a circa 850 m s.l.m. e sono sostituiti da *Pinus mugo* sopra 1400 m. I versanti meridionali delle montagne, caratterizzati da terreni poveri e temperature relativamente elevate, sono dominate da *Ostrya carpinifolia* e *Fraxinus ornus*. Altre importanti formazioni presenti nel Parco sono foreste di pino nero (*Pinus nigra*) e pino rosso (*P. sylvestris*). La

**Tabella 2.** Aree e siti di studio in cui i metodi di monitoraggio sono stati testati durante il lavoro sul campo del Progetto MIPP.

| Aree di studio<br>(acronimi)                             | Riferimento<br>geografico       | Regione<br>amministrativa | Siti di studio<br>(=località di raccolta) | Altitudine<br>m s.l. m.. | Coordinate<br>(Gradi Decimali)          |
|----------------------------------------------------------|---------------------------------|---------------------------|-------------------------------------------|--------------------------|-----------------------------------------|
| Parco Naturale<br>Regionale delle<br>Prealpi Giulie (PG) | Alpi<br>Orientali               | Friuli-Venezia<br>Giulia  | Starmiza di Resia                         | 750-850                  | 46.3435-46.3414°N,<br>13.2994-13.3078°E |
| Bosco della Fontana<br>(BF)                              | V alle del<br>Fiume Po          | Lombardia                 |                                           | 19-25                    | 45.2003°N, 10.7408°E                    |
| Bosco della Mesola<br>(BM)                               | Delta del<br>Fiume Po           | Emilia-Romagna            |                                           | 0-2                      | 44.8485°N, 12.2511°E                    |
| Foreste Casentinesi<br>(FC)                              | Appennino<br>Tosco-<br>Emiliano | Emilia-Romagna            | Rifugio La Lama e<br>dintorni             | 700-900                  | 43.4312°N, 11.8381°E                    |
|                                                          |                                 | Toscana                   | Camaldoli                                 | 820-870                  | 43.7874°N, 11.8208°E                    |
| Parco Nazionale<br>d'Abruzzo, Lazio e<br>Molise (PA)     | Appennino<br>Abruzzese          | Abruzzo                   | Difesa di Pescasseroli                    | 1234-1352                | 41.8461°N, 13.8600°E                    |
|                                                          |                                 |                           | Val Fondillo                              | 1090-1216                | 41.7841°N, 13.9563°E                    |
|                                                          |                                 |                           | Zio Mas                                   | ca 1030                  | 42.0802°N, 14.0566°E                    |
|                                                          |                                 |                           | Feudo Intramonti e<br>Colle di Licco      | ca 1030                  | 41.7818°N, 13.8974°E                    |

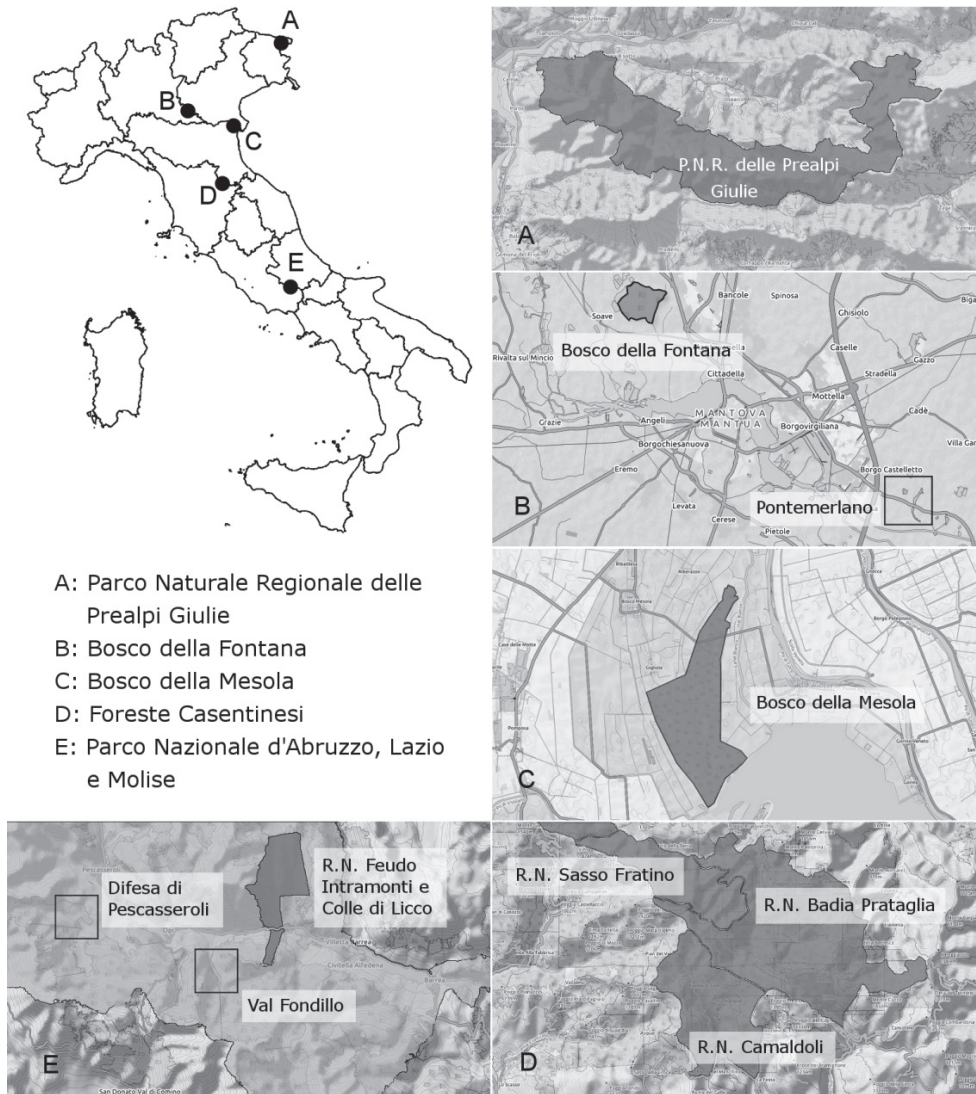
ricerca per il progetto MIPP è stata effettuata nella foresta vicino a Starmiza di Resia (fra 46.3435°N, 13.2994°E e 46.3414°N, 13.3078°E).

Questa zona (750–850 m s.l.m.) è gestita con un regime di tagli successivi (*shelterwood*) e il legno morto viene rimosso. Ne derivano faggete disetanee formate da coorti di alberi di diversa età ma prevalentemente giovani, con poco legno morto. Tuttavia, a causa della morfologia locale molto ripida, il legno morto si raccoglie in piccole e isolate tasche di foresta, favorito da accessibilità limitata o dalle valanghe. Il Parco ospita popolazioni di *Lucanus cervus*, *Rosalia alpina* e *Morimus asper funereus*, ma i metodi di monitoraggio testati per il MIPP hanno riguardato soltanto l'ultima specie.

### Bosco della Fontana

La Riserva Naturale Biogenetica Bosco della Fontana si trova in provincia di Mantova a quota 19–25 m. Bosco Fontana (45.200299°N, 10.740841°E) è un sito della rete Natura 2000 (IT20B0011), gestito dall'Ufficio Territoriale Carabinieri per la Biodiversità di Verona. Esso copre un'area di 233 ettari, di cui 198 rappresentano uno degli ultimi resti dell'antica foresta lombarda della Valle del Po (con *Quercus robur* e *Carpinus betulus*) (Mason 2002a). La riserva è una zona di foresta isolata, in quanto il paesaggio circostante è stato significativamente modificato dalle attività umane, dando luogo a coltivazioni agricole intensive, insediamenti rurali e industriali. La foresta è dominata da farnia (*Quercus robur*) e carpino bianco (*Carpinus betulus*), con un denso sottobosco di nocciolo (*Corylus avellana*), biancospino (*Crataegus laevigata*) e fusaggine (*Euony-*





**Figura 2.** Ubicazione delle aree (A-E) e dei siti di studio usati per il monitoraggio delle specie bersaglio.

*mus europaeus*). Nella parte settentrionale della foresta, la farnia è sostituita dal cerro (*Quercus cerris*), mentre nella parte orientale sono abbondanti il frassino meridionale (*Fraxinus angustifolia*) e l'ontano nero (*Alnus glutinosa*). Tra il 1952 e il 1958 sono state piantate specie arboree alloctone, di provenienza nordamericana (*Quercus rubra*, *Platanus x acerifolia*, *Juglans nigra*) e il Progetto Life NAT / IT99 / 6245 ha avviato l'eliminazione della specie più invasiva, *Q. rubra* (Cavalli e Mason 2003, Mason 2003, Mason e Minari 2009). Poiché dall'inizio degli anni '90 la foresta non ha più subito rimozione di legno, sia di legname che di legno morto, la quantità di quest'ultimo è aumentata notevolmente: nel 1995 è stato calcolato a circa 26 m<sup>3</sup>/ha in media (Mason





**Figura 3.** Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie: foreste formate da alberi appartenenti a diverse coorti ma prevalentemente giovani, povere di legno morto. Cataste di rami per attrarre *Morimus asper funereus* sono state costruite appositamente (foto di Sönke Hardersen).



**Figura 4.** Bosco della Fontana: la grande quantità di legno morto presente è dovuta ad una gestione speciale finalizzata alla conservazione della biodiversità, a partire dal 1992 (foto di Sönke Hardersen).



2002a) ma con un picco massimo di 124 m<sup>3</sup>/ha in una determinata area (Travaglini et al. 2007). Altre informazioni sulla gestione della riserva sono state riportate da Cavalli e Mason (2003), Mason et al. (2004) e Campanaro et al. (2014). Al Bosco della Fontana, durante il Progetto MIPP, sono stati sperimentati metodi di monitoraggio per *L. cervus*, *C. cerdo* e *M. asper*.

### Bosco della Mesola

La Riserva Naturale Bosco della Mesola è gestito dall'Ufficio Territoriale Carabinieri per la Biodiversità di Punta Marina e copre un'area di 1500 ettari. La Riserva, che fa parte della rete Natura 2000 (IT 4060006) e del Parco Regionale del Delta del Po, si trova nella Provincia di Ferrara a circa 16 km dalla costa adriatica. Questa foresta planiziarica costiera, di grande importanza per la conservazione, è dominata da leccio (*Quercus ilex*) e farnia (*Quercus robur*). Altre specie di alberi che vi abbondano sono i carpini (*Carpinus betulus* e *C. orientalis*), i frassini (*Fraxinus angustifolia* e *F. ornus*), i pioppi (*Populus alba*, *P. tremula*, *P. nigra*) e l'olmo campestre (*Ulmus minor*). Il sottobosco è scarso e le specie arbustive più abbondanti sono biancospino (*Crataegus monogyna*) e il ligustro (*Ligustrum vulgare*). Tra il 1945 e il 1971 sono stati piantati alberi



**Figura 5.** Bosco della Mesola: foresta planiziarica costiera, dove l'abbandono della gestione tradizionale a partire dagli anni '70, ha determinato un aumento del legno morto (foto di Gloria Antonini).

non nativi, come il pino domestico (*Pinus pinea*) e il pino marittimo (*Pinus pinaster*). L'abbandono della gestione tradizionale della foresta sin dagli anni '70 ha determinato un aumento del legno morto, ormai molto abbondante. La ricerca condotta durante il progetto MIPP nel Bosco della Mesola (44,8485°N, 12,2511°E) si è concentrata sulla sperimentazione dei metodi di monitoraggio per *C. cerdo* e *M. asper asper*.

### Foreste Casentinesi

Le Foreste Casentinesi sono aree forestali naturali e storiche situate nell'Appennino Tosco-Emiliano, all'interno del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, del Monte Falterona e Campigna. La ricerca è stata svolta in due aree gestite dall'Ufficio Territoriale Carabinieri per la Biodiversità di Pratovecchio: la Foresta della Lama, comprendente anche le zone adiacenti che fanno parte della rete Natura 2000 (IT 4080001) e il castagneto secolare Foreste di Camaldoli, Badia Prataglia (IT 5180018). L'area centrale delle Foreste Casentinesi è la zona di Sasso Fratino (764 ettari), dove i tagli sono stati abbandonati da più di 100 anni. Questa foresta è tra le più naturali dell'Europa occidentale ed è costituita da boschi di faggi, formazioni miste di faggi e abeti bianchi e boschi decidui misti di latifoglie. Le faggete sono diffuse nel Parco da 600–700 m



**Figura 6.** Foreste Casentinesi: antichi castagneti da frutto dove una popolazione di *Osmoderma eremita* è stata scoperta per la prima volta dai ricercatori del MIPP (foto di Sönke Hardersen).





**Figura 7.** Foreste Casentinesi: faggeta natural dove tre specie di coleotteri sono state monitorate per il Progetto MIPP: *Lucanus cervus*, *Osmoderma eremita* e *Rosalia alpina* (foto di Sönke Hardersen).

fino a 1.700–1.800 m s.l.m. Anche se la loro composizione varia con l’altitudine, esse sono per lo più dominate dal faggio (*Fagus sylvatica*) ma ospitano diverse specie di alberi come l’acero di monte (*Acer pseudoplatanus*), il frassino (*Fraxinus excelsior*), il

sorbo montano (*Sorbus aria*), il maggiociondolo alpino (*Laburnum alpinum*) e il sorbo degli uccellatori (*Sorbus aucuparia*). Le foreste di latifoglie decidue miste sono diffuse in tutte la fascia submontana e rappresentano le associazioni boschive più diversificate degli Appennini, con varie combinazioni specifiche di orniello (*Fraxinus ornus*), cerro (*Quercus cerris*), roverella (*Quercus pubescens*), acero fico (*Acer opalus*), acero riccio (*Acer platanoides*), carpino nero (*Ostrya carpinifolia*), tiglio nostrano (*Tilia platyphyllos*), maggiociondolo comune (*Laburnum anagyroides*), ciliegio selvatico (*Prunus avium*) ecc. Infine, vicino agli insediamenti umani, come presso il Monastero di Camaldoli, ci sono boschi secolari di *Castanea sativa*, gestiti come cedui o come fustaie da frutto. Le Foreste del Parco ospitano almeno quattro specie di coleotteri saproxilici studiati dal progetto: *L. cervius*, *O. eremita*, *R. alpina* e *M. asper asper*. I metodi di monitoraggio sono stati sperimentati solo per le prime tre specie nella zona di transizione fra foresta di faggi e foresta di latifoglie decidue, a 700–900 m slm, in diversi siti intorno al rifugio forestale della Lama (43.4312°N, 11.8381°E): Poggio Ghiaccione, Poggio Piano, La Vetreria e la strada per Badia. Solo *O. eremita* è stata monitorata nel vecchio castagneto da frutto vicino a Camaldoli (43.7874°N, 11.8208°E) a un'altitudine di 820–870 m.

### **Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise**

All'interno del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, i ricercatori MIPP hanno condotto monitoraggi in quattro siti: "Difesa di Pescasseroli" (41.8461°N, 13.8600°E), "Val Fondillo" (41.7841°N, 13.9563°E), "Riserva Naturale Orientata Feudo Intramonti e Colle di Licco" (41.7818°N, 13.8974°E) e "Zio Mas" (42.0802°N, 14.0566°E). I primi due siti (Difesa di Pescasseroli e Val Fondillo) sono amministrati dal Parco, mentre gli altri due (Zio Mas e Feudo Intramonti) sono gestiti dall'Ufficio Territoriale Carabinieri per la Biodiversità di Castel di Sangro (provincia L'Aquila). Difesa di Pescasseroli e Val Fondillo si trovano vicino a Pescasseroli (provincia L'Aquila), a un'altitudine di 1234–1352 m e 1090–1216 m rispettivamente, e consistono in un mosaico di foreste vetuste dominate dal faggio (*Fagus sylvatica*) e alberi associati come l'acero di monte (*Acer pseudoplatanus*), il frassino (*Fraxinus excelsior*), il sorbo montano (*Sorbus aria*), il carpino bianco (*Carpinus betulus*), il tasso (*Taxus baccata*) etc. Le faggete coprono più del 60% della superficie del Parco e ospitano alberi molto vecchi, grazie alla limitata accessibilità di alcuni versanti montani ripidi o alla presenza di riserve naturali integrali. Zio Mas e Feudo Intramonti e Colle di Licco si trovano a circa 1030 m s.l.m., presso Casone Crugnale, in boschi decidui mesofili. Metodi di monitoraggio sono stati testati solo per *O. eremita* e *R. alpina*.

### **Sviluppo dei metodi di monitoraggio**

Al fine di sviluppare e verificare i metodi di monitoraggio più appropriati, è stata riesaminata tutta la letteratura rilevante per selezionare gli approcci più idonei da testare per





**Figura 8.** Parco Nazionale d’Abruzzo, Lazio e Molise: faggete vetuste dove sono stati testati i metodi di monitoraggio per *Osmoderma eremita* e *Rosalia alpina* (foto di Emilia Capogna).

il monitoraggio delle specie bersaglio. Nell’Azione A1 del progetto MIPP, questi metodi sono stati esaminati criticamente per ricavarne progetti di monitoraggio che sono state inviate a 15 esperti stranieri i cui consigli hanno migliorato notevolmente il protocollo iniziale. Sulla base di questi documenti, un piano di lavoro è stato sviluppato per gli anni 2013–2017 in collaborazione con la Regione Lombardia (azione A2) e sono stati selezionati gli approcci statistici più idonei in base a diverse variabili, in particolare la struttura delle popolazioni a livello locale. Ad esempio, mentre una popolazione abbondante e uniformemente distribuita di *M. asper* a Bosco della Fontana ha permesso di adottare un approccio basato sulla randomizzazione, una struttura di popolazione a gruppi (*clustered*), come quella osservata per la stessa specie nelle Prealpi Giulie, ha richiesto un disegno sperimentale a blocchi randomizzati (*randomised block design*).

I parametri da monitorare erano sempre il numero di individui rilevati in relazione a un dato sforzo. È stato dimostrato che tali conteggi sono spesso fortemente correlati con la stima delle dimensioni delle popolazioni negli insetti (ad esempio Dolek e Geyer 2000, Collier et al. 2008). Sono state considerate anche le correlazioni tra il numero di individui osservati e i parametri ambientali (ad esempio, temperatura, diametro degli alberi, stagione, ora del giorno) allo scopo di fornire indicazioni pratiche per il monitoraggio. Generalmente, i metodi scelti si basavano sui mezzi attraverso i quali si potrebbe attirare le specie bersaglio o sulle situazioni dove/quando gli individui si trovano a densità più elevate. Durante il monitoraggio di organismi rari o criptici, l’uso di sostanze attrattive può contribuire ad aumentare i tassi di rilevamento della specie (Larsson e Svensson 2011,

Ray et al. 2009). Ad esempio, gli adulti di *O. eremita* sono attratti dal feromone (R) - (C) - $\gamma$ -decalactone (Larsson et al. 2003) mentre gli adulti di *M. asper* accorrono sulla legna tagliata di fresco (Chiari et al. 2013). Per rilevare un elevato numero di *L. cervus*, il periodo migliore per i campionamenti è quello di 30 minuti prima e dopo il tramonto, tra il 18 giugno e l'8 luglio (Campanaro et al. 2016). Un ulteriore punto importante è che i metodi da testare non dovevano uccidere né danneggiare gli insetti. Pertanto, le trappole erano destinate a mantenere gli adulti in vita e venivano controllate quotidianamente. Gli insetti catturati sono stati trattati con attenzione e rilasciati rapidamente. I metodi selezionati per ciascuna specie sono stati applicati in almeno due aree di studio per un minimo di tre stagioni. Ovviamente, i metodi pubblicati sono dei compromessi poiché, in particolare per le piccole popolazioni, è difficile bilanciare i costi limitati di manodopera e il campionamento di un elevato numero di esemplari. I risultati sono stati analizzati statisticamente, con una grande varietà di approcci, sempre allo scopo di confrontare i diversi metodi di monitoraggio e scegliere quello più idoneo ed efficiente.

La grande quantità di lavoro sul campo, realizzato per lo sviluppo dei metodi di monitoraggio, è stata possibile solo perché molte persone, anche da paesi stranieri, sono venute a prestare la loro opera di volontariato aiutando il personale del progetto. Numerosi studenti universitari hanno collaborato alla raccolta dati sul campo, utilizzandoli per scrivere tesi di laurea (triennale e magistrale), master e dottorati, in tutto circa dieci dissertazioni (vedi i nomi nei Ringraziamenti).

Un permesso speciale è stato ottenuto dal Ministero dell'Ambiente per la manipolazione e la cattura di individui delle specie bersaglio (permesso di raccolta: Ministero dell'Ambiente e della Protezione del Territorio e del Mare - DG Protezione della Natura e del Mare, U.prot PNM 2012 -0010890 del 28/05/2012).

## Metodi testati per il Progetto MIPP

Differenti metodi sono stati usati sia per verificare la presenza delle specie nelle aree, sia per monitorare le loro popolazioni, sviluppando metodi adatti per operatori non-esperti.

*L. cervus* è stato oggetto di stime di abbondanza effettuate lungo transeetti lineari di 500m percorsi nella mezzora del tramonto (da 15 minuti prima a 15 minuti dopo il tramonto), contando sia gli individui avvistati sia quelli catturati con un retino, in entrambe le aree di studio Bosco Fontana e Foresta della Lama. A Bosco Fontana, sono stati raccolti anche i resti di *L. cervus* predati da uccelli e altri animali, percorrendo di giorno i transeetti. Inoltre, nella stessa area, sono state montate delle trappole aree innescate con vino e/o birra, zucchero o succo di banana, situate a differenti altezze dal suolo. Linee guida e dettagli metodologici sono riportati da Bardiani et al. (2017a, 2017b nel presente volume).

*Osmoderma eremita* è stato attirato da trappole con feromoni (BCWT) e catturato con trappole a caduta senza esca (PT) in tre diversi siti del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (Difesa di Pescasseroli, Val Fondillo e Feudo Intramonti- Colle di Licco) e in due siti delle Foreste Casentinesi (Foresta della Lama e Monastero di Camaldoli).

Le larve sono state cercate con l'aiuto di un cane addestrato (operazione Osmodog) in diversi siti di tutte le macro-aree. Linee guida e dettagli metodologici sono riportati da Maurizi et al. (2017 nel presente volume).

*Cerambyx cerdo* è stato monitorato a Bosco della Fontana e al Bosco della Mesola, con quattro metodi: usando sostanze attrattive per gli adulti (spalmando linfa di frassino su corteccia di tronchi; allestendo trappole aeree innescate con vino e/o birra, zucchero o succo di banana; avvistando adulti attraverso Visual Encounter Surveys (VES); e raccogliendo resti di adulti predati da uccelli e altri animali lungo transeetti. Linee guida e dettagli metodologici sono riportati da Redolfi de Zan et al. (2017 nel presente volume).

*Rosalia alpina* è stata cercata in diversi siti di faggeta nelle Foreste Casentinesi e nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. I metodi consistevano in l'avvistamento di adulti attraverso Visual Encounter Surveys (VES) sui tronchi di singoli alberi o gruppi di alberi (sia in piedi che caduti), e sul controllo di tripodi costruiti con rami di faggio tagliati di fresco. Nel primo caso, gli alberi da sorvegliare erano considerati adatti alla specie quando presentavano legno morto nel tronco ed erano esposti alla luce solare per almeno 1–2 ore al giorno. I tronchi caduti erano faggi con diametro di 28–75 cm. I tripodi erano formati da tre rami di faggio (diametro 20–25 cm) e venivano posizionati in zone aperte facilmente accessibili (lungo strade forestali o radure) a distanza di almeno 30 m l'uno dall'altro. Linee guida e dettagli metodologici sono riportati da Campanaro et al. (2017a nel presente volume).

*Morimus asper* è stato monitorato nelle Prealpi Giulie (*M. asper funereus*) e al Bosco della Fontana (*M. asper asper*) usando cataste di rami tagliati di fresco e trappole a caduta innescate con composti chimici attrattivi. Dal 2014 al 2016, l'influenza di alcune variabili dei rami (diametro, età del legno, specie arborea) sul numero degli adulti osservati è stata valutata, come anche l'attrazione dei composti chimici usati sugli adulti di ambo i sessi. Linee guida e dettagli metodologici sono riportati da Hardersen et al. (2017 nel presente volume).

Dati faunistici sono stati raccolti con l'azione dedicata alla Citizen Science, usando il sito web del Progetto e un'applicazione per telefoni cellulari (app), in modo da coinvolgere il maggior numero possibile di persone. Tutte le immagini ricevute dai cittadini (fotografie digitali) sono state convalidate da esperti.

### **Osmodog: addestramento di un cane per la ricerca di *Osmoderma eremita***

Un Golden Retriever battezzato “Teseo”, è stato scelto da uno stock selezionato di cani del Servizio CITES dell'ex-CFS (Corpo Forestale dello Stato, oggi Carabinieri CUT-FAA) e addestrato con la supervisione di personale specializzato. Originariamente, il Progetto intendeva sfruttare il fatto che i maschi di *O. eremita* emettono grandi quantità di un feromone sessuale dall'odore molto forte che anche gli umani possono percepire. Tuttavia, dopo aver consultato il Dipartimento per la Protezione delle Foreste del governo austriaco, che per diversi anni ha addestrato cani per la ricerca del ceram-





**Figura 9.** Il cane addestrato a cercare *O. eremita* insieme al suo allenatore (Fabio Mosconi) nella faggeta vetusta a Difesa di Pescasseroli (foto di Emanuela Maurizi).

bicide alloctono *Anoplophora glabripennis*, venne deciso di focalizzare l’addestramento sulle larve dell’osmoderma. Le ragioni che hanno portato a questa decisione sono: 1) le larve dei coleotteri saproxilici hanno un’odore specie-specifico (Hoyer-Tomiczek et al. 2016), anche se non può essere percepito dagli umani; 2) le larve di *O. eremita* sono presenti tutto l’anno mentre gli adulti si trovano soltanto da Giugno a Settembre; 3) solamente la presenza delle larve può rivelarci gli alberi in cui la specie si riproduce perché gli adulti possono volare per almeno 1,5km (Chiari et al. 2013b).

Teseo ha iniziato a lavorare con il suo allenatore all’età di 6 mesi e il lavoro sul campo è iniziato appena il cane ha raggiunto l’età adulta (24 mesi). Per imprimere l’odore bersaglio sul cane, una larva di scarabeo eremita è stata tenuta viva in una scatoletta riempita di detriti legnosi. Durante le prime prove, la larva è stata lavata con acqua e conservata in una scatola perforata. Quando il cane aveva imparato a riconoscere l’odore bersaglio, l’allenamento continuava nascondendo le scatolette (piene e vuote) all’interno delle cavità basali degli alberi e di altri microhabitat all’interno di un’area recintata e riservata a zona di formazione del cane. Questa fase di formazione si è conclusa quando Teseo ha imparato a individuare e segnalare l’obiettivo al suo allenatore. L’accuratezza di Teseo è stata misurata in otto aree boschive con due diversi approcci. La prima serie di prove è stata effettuata in sei siti senza popolazioni di osmoderma che tuttavia contenevano alberi cavi o fessurati adatti alle sue larve. Ulteriori test sono stati basati su filtri imbevuti dell’odore delle larve, nascosti in alberi scelti in modo casuale da un assistente di campo ignoto al cane e al gestore. Durante le sessioni di ricerca, il gestore ha segnalato il comportamento del cane a un assistente di campo assegnando un punteggio alle risposte del cane: nessuna reazione, segnalazione parziale e segnalazione completa. Dettagli sui metodi sono riportati da Mosconi et al. (2017 nel presente volume).

## Risultati e Discussione

### Monitoraggio delle specie

Per ciascuna specie bersaglio, il personale MIPP ha individuato un metodo di monitoraggio giudicato “migliore” per rilevare le variazioni di abbondanza di una popolazione nel tempo, secondo i seguenti criteri: validità scientifica, numero elevato di individui rilevati o catturati, facilità di esecuzione, basso livello di invasività e basso costo.

Per *Lucanus cervus*, il metodo selezionato consiste nel camminare al crepuscolo, lungo un transetto di lunghezza standard (lunghezza 500m e larghezza fino a 10m) e contare tutti gli adulti di *L. cervus* avvistati a terra e in volo. Il percorso viene effettuato in mezzora da un operatore, da 15 minuti prima del tramonto a 15 minuti dopo il tramonto. Il transetto è stato suddiviso in 5 settori di 100m ciascuno, da percorrere in 6 minuti. I transetti sono stati scelti lungo strade forestali o piste con condizioni di luce accettabili al crepuscolo e con una bassa densità della volta arborea. I risultati dettagliati e la discussione dei problemi relativi al campionamento sono riportati da Bardiani et al. (2017 nel presente volume).

Per *O. eremita*, è stato selezionato un metodo di cattura attraverso trappole a finestra con due pannelli neri incrociati e disposti verticalmente sopra un imbuto collegato all'imboccatura di un recipiente rimovibile (BCWT). Tali trappole, innescate con il feromone sessuale della specie e appese su rami, devono essere controllate ogni due giorni per evitare la morte dell'animale in caso di calore eccessivo nel recipiente. Allo scopo di minimizzare il disturbo all'attività riproduttiva e del comportamento, questo monitoraggio viene consigliato solo ogni tre anni (un anno di campionamento e due di riposo). Come metodo alternativo, un numero elevato (almeno 150) di trappole a caduta (PT), senza esca, potrebbe essere collocato nello stesso numero di cavità. Anche se questo metodo è più economico e meno invasivo (in quanto nessun feromone rischia di interferire con le attività riproduttive della popolazione), può essere utilizzato solo in aree dove le cavità degli alberi sono molto abbondanti e ricche di detriti legnosi. Inoltre, occorre una squadra di operatori composta da più persone per assicurare il controllo di tante trappole ogni due giorni. I risultati dettagliati e la discussione dei problemi relativi al campionamento di questa specie così elusiva sono riportati da Maurizi et al. (2017 nel presente volume).

Per *C. cerdo*, il metodo selezionato è l'uso di trappole aeree formate da due contenitori cilindrici di plastica, quello superiore incastrato in quello inferiore, separati da una rete. Le trappole dovrebbero essere posizionate su rami di alberi (in particolare querce con diametro superiore a 50 cm), ad un'altezza di 10 metri dal suolo e innescate con vino rosso, vino bianco e zucchero. Dieci trappole sono state posizionate in ciascuna area di campionamento e controllate ogni giorno. I risultati dettagliati e la discussione dei problemi relativi al campionamento sono riportati da Redolfi de Zan et al. (2017 nel presente volume).

Per *R. alpina*, il metodo selezionato consisteva nel controllare 15 alberi di faggio con diametro maggiore di 30 cm, morti o ricchi di legno morto ed esposti al sole, essendo l'habitat naturale della specie. I risultati hanno mostrato che l'uso di esche artificiali di legno (tripodi) o di tronchi caduti, appositamente prodotti per il monitoraggio, non rappresentano alternative pratiche. I risultati dettagliati e la discussione dei problemi relativi al campionamento sono riportati da Campanaro et al. (2017 nel presente volume).

Per *M. asper* / *funereus*, il metodo selezionato consiste nella costruzione e nel controllo di cataste allestite con rami appena tagliati che funzionano come attrattivi per gli adulti di questa specie. Ogni mucchio deve essere costruito utilizzando rami della stessa specie vegetale, con diametro superiore a 12 cm. Le specie di albero utilizzate per la costruzione delle cataste dovevano essere scelte con attenzione perché gli alberi preferiti sembravano essere il faggio e le querce. I risultati dettagliati e la discussione dei problemi relativi al campionamento sono riportati da Hardersen et al. (2017 nel presente volume).

## Citizen Science

Un totale di 2.308 reperti sono stati trasmessi al database del progetto da 695 cittadini. L'elevato tasso di validazioni (73%) ha confermato che nella maggior parte dei



casi l'identificazione da parte dei cittadini era corretta. Il numero dei reperti per anno è cresciuto costantemente dal 2014 al 2016, così come il numero dei partecipanti. La maggior parte dei reperti riguardavano *L. cervus*, seguiti da *M. asper* e *R. alpina*. I reperti inviati dai cittadini, hanno consentito un'analisi dettagliata della distribuzione altitudinale e della fenologia delle specie bersaglio, in particolare per quelle con il maggior numero di segnalazioni. I risultati ottenuti sono in linea con i dati sulla fenologia e la distribuzione altitudinale pubblicati da autori di pubblicazioni scientifiche sul tema. Per quattro specie è stato anche mostrato come la fenologia cambia con l'altitudine e che il picco di attività viene ritardato di 10 giorni in media quando si sale di quota per 400 metri.

## Osmodog

Per ogni sessione di campo, il cane è stato in grado di lavorare per circa 50 minuti, e ha dovuto riposare per 15–60 minuti prima di ricominciare. Le alte temperature hanno sempre causato una diminuzione generale delle capacità lavorativa del cane. Alla fine della formazione, Teseo ha imparato a segnalare esclusivamente le larve di *O. eremita* anche se talvolta ha mostrato alcune deboli reazioni alla presenza di larve di altre specie come *Oryctes nasicornis* e *Gnorimus variabilis* (ad esempio, sedendosi presso la sorgente dell'odore o abbaiando debolmente). I risultati dei test hanno dimostrato che l'uso di un cane addestrato per trovare larve di osmoderma è migliore del campionamento tradizionale (Wood Mould Sample = WMS) fondato sull'ispezione visiva dei detriti di legno prelevati dalle cavità degli alberi. Infatti, il cane ha mostrato un maggiore grado di successo nel rilevare gli alberi colonizzati (oltre il 70%) in due aree precedentemente controllate con WMS (fino al 50%) da Chiari et al. (2014). Inoltre, l'uso di un cane ha consumato molto meno tempo di quello richiesto dal WMS: Teseo, durante una giornata con buone condizioni meteorologiche, è stato in grado di rilevare larve di osmoderma con alta precisione, impiegando meno di un decimo del tempo necessario con il WMS. Inoltre, l'uso di un cane ha eliminato il rischio di danneggiare le larve e il fragile equilibrio del suo microhabitat dove vive un'intera biocenosi di organismi saproxilici.

## Disseminazione delle conoscenze e comunicazione

La partecipazione dei bambini ai programmi di educazione ambientale sembra avere un grande impatto sul loro atteggiamento e sul comportamento. Alcuni studi hanno dimostrato che i bambini che partecipano a tali programmi sono più preoccupati per la natura, vogliono conoscere meglio i problemi ambientali e sono più inclini ad avere comportamenti in favore della conservazione dell'ambiente (ad esempio il riciclaggio dei rifiuti) rispetto ai bambini che non hanno partecipato (cfr. Wells e Lekies 2012, per una revisione). Le azioni MIPP sono state incentrate sulla diffusione e la comu-



**Figura 10.** Attività di disseminazione con i bambini: scavando nel legno morto e maneggiando coleotteri (foto di Michela Maura).

nicazione, per informare il pubblico su temi come Natura 2000, la Direttiva Habitat, le attività di monitoraggio, l'ecosistema forestale e il ruolo ecologico degli insetti saproxilici. Queste azioni sono state condotte attraverso una grande varietà di mezzi





**Figura 11.** Attività di disseminazione nella scuola primaria: preparazione alle escursioni nei boschi con i ricercatori MIPP (foto di Emanuela Maurizi).

e approcci: programmi televisivi, comunicati stampa, interviste, articoli su riviste di natura e su giornali, lezioni nelle scuole, presenza a fiere, conferenze, creazione di fumetti, volantini, manifesti ecc. Il cane addestrato a controllare lo scarabeo eremita, è stato utilizzato anche come fattore "curiosità" per attirare l'attenzione del pubblico verso il raro coleottero e le tematiche suddette. Ad esempio, il cane è stato utilizzato come personaggio principale della brochure "Osmodog e piccoli abitanti delle foreste", destinato ai bambini scolastici (può essere scaricato gratuitamente all'indirizzo <http://lifemipp.eu/mipp/data/download/Osmodog.pdf>).

Nel progetto MIPP è stata svolta in varie regioni italiane un'attività didattica specifica, denominata "MIPP-iacciono gli insetti" per i giovani della scuola primaria. Uno degli obiettivi del progetto era quello di eseguire 60 attività (lezioni) all'anno e coinvolgere 3000 studenti. Gli obiettivi dell'attività erano quello di diffondere informazioni relative alla protezione dei vecchi alberi e alla conservazione delle foreste vetuste. L'attività "MIPP-iacciono gli insetti" iniziava con una discussione interattiva stimolata da una proiezione di immagini di foreste naturali e artificiali, del legno morto e degli insetti saproxilici. Dopo di ciò, i bambini venivano incoraggiati a imparare a identificare gli insetti bersaglio del progetto MIPP, utilizzando i loro sensi, udito, vista e odore. In particolare, durante il gioco di annusare gli odori, impersonavano Teseo, il cane da osmoderma, sniffando e indovinando quello di *O. eremita*.

Altre attività didattiche per i giovani della scuola primaria e secondaria, svolte nel corso del progetto MIPP comprendevano visite guidate nelle riserve naturali, dove si è dedicata particolare attenzione alle foreste vetuste, ai vecchi alberi, al legno morto e agli insetti saproxilici.

## Note conclusive e raccomandazioni

Il Progetto Life MIPP è stata una sfida da molti punti di vista: collaborare tra diverse istituzioni, coordinare una grande quantità di lavoro sul campo in cinque aree di studio, sviluppare metodi di monitoraggio per specie rare ed elusive, organizzare un progetto di Citizen Science per aumentare le conoscenze sulla distribuzione di insetti rari e protetti in Italia, educare il pubblico sull'importanza della biodiversità, Natura 2000, l'importanza degli alberi veterani negli ecosistemi forestali ecc. Grazie alla buona volontà e al duro lavoro di molte persone, gli ostacoli sono stati superati e il progetto è riuscito a completare con successo tutte le Azioni pianificate. Gli articoli pubblicati in questo numero speciale di *Nature Conservation* forniscono i risultati scientifici sui metodi di monitoraggio e la presentazione dettagliata dei metodi più appropriati in termini di costi ed efficienza per i cinque coleotteri saproxilici selezionati dal progetto. Due di questi articoli sono stati dedicati rispettivamente ai risultati di due sottoprogetti: la scienza dei cittadini e la formazione di un cane per l'individuazione di *O. eremita* sul campo.

I risultati sui metodi di monitoraggio hanno dimostrato che le autorità di gestione delle aree protette possono essere in grado di fornire la relazione richiesta ogni sei anni dalla Direttiva Habitat sulle cinque specie saproxiliche che figurano negli allegati, usando metodi e procedure semplici, efficienti e a basso costo. Inoltre, i gestori possono facilmente ottenere l'aiuto di studenti di lauree specialistiche, master e dottorati delle università in cui l'ecologia degli insetti saproxilici è oggetto di ricerche. È possibile sviluppare una "relazione simbiotica" o semplicemente un supporto reciproco tra istituti di ricerca e autorità di gestione delle aree protette, con vantaggi reciproci. Molti studenti e studiosi sono disponibili a lavorare gratuitamente nel monitoraggio delle specie minacciate per ottenere dati per la loro tesi, la formazione professionale, il tirocinio in un'area protetta o un progetto di ricerca. Le autorità di gestione possono offrire a questi volontari un sostegno logistico, ad esempio, il trasporto all'interno dell'area protetta su veicoli fuoristrada (se necessario), i guardaparco come guide, gli alloggi in rifugi o guest-rooms locali. Infatti, cassette semplici e basilari con letti a castello per studiosi e volontari dovrebbero essere una delle prime azioni da intraprendere per migliorare la ricerca scientifica e il monitoraggio in un'area protetta. Per quanto riguarda l'utilizzo dei dati raccolti ogni anno sulle popolazioni delle specie bersaglio (vale a dire il numero di esemplari registrati in ciascuna area e per ogni metodo, divisi per mese, settimana, giorno e, quando opportuno, per fascia oraria), ciascun paese dovrebbe delegare un ufficio ministeriale o altro ente governativo per raccogliere queste informazioni preziose in un semplice database e questo dovrebbe essere pubblicato online in un sito ufficiale con accesso riservato alla comunità scientifica.

## Ringraziamenti

Siamo grati al Comando Unità Tutela Forestale Ambientale e Agroalimentare Carabinieri (CUTFAA, già Corpo Forestale dello Stato) per l'attiva partecipazione alle

azioni MIPP, l'aiuto durante il lavoro di campo e le facilitazioni a livello locale. In particolare, ringraziamo: Ufficio Territoriale Carabinieri per la Biodiversità di Verona (Liana Fedrigoli, Fabio Mazzocchi, Emma Minari, Vincenzo Andriani), Ufficio Territoriale Carabinieri per la Biodiversità di Punta Marina (Giovanni Nobili), Ufficio Territoriale Carabinieri per la Biodiversità di Pratovecchio (Silvia Bertinelli, Ester Giovannini, Angelo Lamberti, Sandro Aurelio Marsella, Valerio Mazzoli, Marcello Padula, Matteo Padula, Barbara Rossi, Giovanni Quilghini, Antonio Zoccola), Ufficio Territoriale Carabinieri per la Biodiversità di Castel di Sangro (Tiziana Altea, Federica Desprini, Lucia Eusepi, Mario Romano). Speciali ringraziamenti sono dovuti a Mara Tisato e Massimo Lopresti (Ufficio Territoriale Carabinieri per la Biodiversità di Verona) e a Mario Romano (Ufficio Territoriale Carabinieri per la Biodiversità di Castel di Sangro) per la loro valida assistenza nella realizzazione delle mappe delle aree di studio.

Speciali ringraziamenti per l'invalutabile aiuto nello sviluppo del progetto sono dovuti anche a: Fabio Mazzocchi e Liana Fedrigoli (supporto logistico e tecnico, UTB – Centro Nazionale Biodiversità "Bosco Fontana", Verona); Marco Tedeschi e Marco Giaquinta (relazioni amministrative con l'ufficio centrale del Ministero delle Finanze, CUFTAA, Ufficio per la Biodiversità, Roma); Daria Demattio e Ornella Salvagno (UTB Ufficio Territoriale per la Biodiversità, Verona) che hanno aiutato nel settore amministrativo con grande professionalità; Stefano Bisoffi, Olga Grasselli e Ida Marandola (CREA, Roma) che hanno aiutato in molti modi a promuovere l'integrazione amministrativa del CREA nel Progetto Life MIPP.

Molte grazie anche a Federico Romiti per il suo aiuto nella creazione o nel miglioramento stilistico di diverse illustrazioni del volume e a Agnese Zauli per la sua assistenza nella fase iniziale delle procedure editoriali. Infine ringraziamo i 695 cittadini che hanno inviato volontariamente foto e dati faunistici sulle specie target del progetto.

Il presente lavoro non sarebbe stato possibile senza la partecipazione di molti giovani ricercatori che hanno lavorato per il progetto e/o collaborato alla pianificazione e all'esecuzione degli studi, durante i campionamenti e nell'elaborazione dati, come pure nella scrittura degli articoli che figurano nel presente volume speciale, o nel lavoro di disseminazione e comunicazione: Gloria Antonini, Marco Bardiani, Stefano Chiari, Alessandro Cini, Emiliano Mancini, Michela Maura, Emanuela Maurizi, Fabio Mosconi, Lara Redolfi De Zan, Sarah Rossi de Gasperis, Simone Sabatelli, Emanuela Solano, Massimiliano Tini, Ilaria Toni, Livia Zapponi, Agnese Zauli. Ringraziamo anche gli studenti che hanno portato avanti ricerche sul monitoraggio per le loro tesi triennali e magistrali: Francesca Bernardini, Elisabetta Bussola, Anna Cuccurullo, Giulia Leonarduzzi, Marco Molfini, Giulio Nigro, Noemi Onofrio, Emma Pellegrini e Lorenzo Piermaria. *Last but not least*, l'intero staff del progetto è molto grato a Stefano Vaccari (Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, Roma), Davide De Laurentis (CUTFAA, Roma), Stefano Bisoffi e Ida Marandola (CREA, Roma), per aver risolto un problema molto importante che ha permesso al progetto di partire.

Il presente studio è stato sviluppato nell'ambito del Progetto Europeo LIFE11 NAT/IT/000252, con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea.

Un permesso speciale è stato ottenuto dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare per raccogliere, catturare e maneggiare individui delle specie target (permesso: Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - DG Protezione della Natura e del Mare, U. prot PNM 2012-0010890 del 28/05/2012).



Con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea.

## Bibliografia

- Alexander KNA (2008) Tree biology and saproxylic Coleoptera: issues of definitions and conservation language. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 63: 1–6.
- Bardiani M, Chiari S, Maurizi E, Tini M, Toni I, Zauli A, Campanaro A, Carpaneto GM, Audisio P (2017) Guidelines for the monitoring of *Lucanus cervus*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 37–78. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12687>
- Beebe SC, Howell TJ, Bennett PC (2016) Using scent detection dogs in conservation settings: a review of scientific literature regarding their selection. *Frontiers in Veterinary Science* 3: 1–13. <https://doi.org/10.3389/fvets.2016.00096>
- Bonn A, Richter A, Vohland K, Pettibone L, Brandt M, Feldmann R, Goebel C, Grefe C, Hecker S, Hennen L, Hofer H, Kiefer S, Klotz S, Kluttig T, Krause J, Küsel K, Liedtke C, Mahla A, Neumeier V, Premke-Kraus M, Rillig MC, Röller O, Schäffler L, Schmalzbauer B, Schneidewind U, Schumann A, Settele J, Tochtermann K, Tockner K, Vogel J, Volkmann W, von Unger H, Walter D, Weisskopf M, Wirth C, Witt T, Wolst D, Ziegler D (2016) Green paper citizen science strategy 2020 for Germany. Helmholtz Centre for Environmental Research (UFZ), German Centre for integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Leipzig, Museum für Naturkunde Berlin, Leibniz Institute for Evolution and Biodiversity Science (MfN), Berlin-Brandenburg Institute of Advanced Biodiversity Research, Berlin.
- Bouget C, Brustel H, Brin A, Noblecourt T (2008) Sampling saproxylic beetles with window flight traps: methodological insights. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 63: 13–24.
- Brunet J, Isacson G (2009) Restoration of beech forest for saproxylic beetles: effects of habitat fragmentation and substrate density on species diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation* 18: 2387–2404. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9595-5>
- Buse J (2012) “Ghosts of the past”: flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation* 16: 93–102. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9396-5>
- Bütler R, Lachat T, Larrieu L, Paillet Y (2013) Habitat trees: key elements for forest biodiversity. In: Kraus D, Krumm F (Eds) Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity, European Forest Institute, Freiburg, 84–91.



- Campanaro A, Bardiani M, Spada L, Carnevali L, Montalto F, Antonini G, Mason F, Audisio P (Eds) (2011) Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell'entomofauna saproxilica. Quaderni Conservazione Habitat, 6. Cierre Grafica, Verona, 1–8 + CD-ROM
- Campanaro A, Hardersen S, Minari E, Toni I, Mason F (2014) Piano di gestione della Riserva Naturale Statale e Sito Natura 2000 "Bosco della Fontana" – Aggiornamento 2014–2020. Quaderni Conservazione Habitat, 8, Cierre edizioni, Verona, 1–265.
- Campanaro A, Zapponi L, Hardersen S, Méndez M, Al Fulaij N, Audisio P, Bardiani M, Carpaneto GM, Corezzola S, Della Rocca F, Harvey D, Hawes C, Kadej M, Karg J, Rink M, Smolis A, Sprecher E, Thomaes A, Toni I, Vrezec A, Zauli A, Zilioli M, Chiari S (2016) European monitoring protocol for the stag beetle, a saproxylic flagship species. *Insect Conservation and Diversity* 9: 574–584. <https://doi.org/10.1111/icad.12194>
- Campanaro A, Redolfi De Zan L, Hardersen S, Antonini G, Chiari S, Cini A, Mancini E, Mosconi F, Rossi de Gasperis S, Solano E, Bologna MA, Sabbatini Peverieri G (2017a) Guidelines for the monitoring of *Rosalia alpina*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 165–203. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12728>
- Campanaro A, Hardersen S, Redolfi De Zan L, Antonini G, Bardiani M, Maura M, Maurizi E, Mosconi F, Zauli A, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017b) Analyses of occurrence data of protected insect species collected by citizens in Italy. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 265–297. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12704>
- Cardoso P (2012) Habitats Directive species lists: urgent need of revision. *Insect Conservation and Diversity* 5: 169–174. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00140.x>
- Carpaneto GM, Baviera C, Biscaccianti AB, Brandmayr P, Mazzei A, Mason F, Battistoni A, Teofili C, Rondinini C, Fattorini S, Audisio P (2015) A Red List of Italian Saproxylic Beetles: taxonomic review, ecological features and conservation issues (Coleoptera). *Fragmenta entomologica* 47(2): 53–126. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.138>
- Castro A, Fernández J (2016) Tree selection by the endangered beetle *Rosalia alpina* in a lapsed pollard beech forest. *Journal of Insect Conservation*, 20: 201–214. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9854-1>
- Cavalli R, Mason F (2003) Techniques for reestablishment of dead wood for saproxylic fauna conservation. LIFE Nature project NAT/IT/99/ 6245 "Bosco della Fontana" (Mantova, Italy). Scientific Reports 2, Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale di Verona - Bosco della Fontana. Gianluigi Arcari Editore, Mantova, 1–112.
- Chandler M, See L, Copas K, Bonde AMZ, López BC, Danielsen F, Legind JK, Masinde S, Miller-Rushing AJ, Newman G, Rosemartin A, Turak E (2017) Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.004>
- Chiari S, Bardiani M, Zauli A, Hardersen S, Mason F, Spada L, Campanaro A (2013a) Monitoring of the saproxylic beetle *Morimus asper* (Sulzer, 1776) (Coleoptera: Cerambycidae) with freshly cut log piles. *Journal of Insect Conservation*, 17: 1255–1265. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9606-4>

- Chiari S, Carpaneto GM, Zauli A, Zirpoli GM, Audisio P, Ranius T (2013b) Dispersal patterns of a saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands. *Insect Conservation and Diversity*, 6: 309–318. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00215.x>
- Collier N, Mackay DA, Benkendorff K (2008) Is relative abundance a good indicator of population size? Evidence from a fragmented population of a specialist butterfly (Lepidoptera: Lycaenidae). *Population Ecology*, 50: 17–23. <https://doi.org/10.1007/s10144-007-0056-2>
- Commarmot B, Brändli U-B, Hamor F, Lavnyy V (Eds) (2013) Inventory of the largest primeval beech forest in Europe. A Swiss-Ukrainian scientific adventure. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL; L'viv, Ukrainian National Forestry University; Rakhiv, Carpathian Biosphere Reserve, 1–69.
- Dickinson JL, Zuckerberg B, Bonter DN (2010) Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 41: 149–172. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636>
- Dolek M, Geyer A (2000) Anwendung im Naturschutz: Fang-Wiederfang-Studien in Kombination mit anderen Methoden an Apollofaltern (*Parnassius apollo* L.). *Beiträge zur Ökologie*, 42: 145–155.
- Drag L, Hauck D, Pokluda P, Zimmermann K, Cizek L (2011) Demography and dispersal ability of a threatened saproxylic beetle: a mark-recapture study of the *Rosalia longicorn* (*Rosalia alpina*). *PLoS ONE* 6(6): e21345. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021345>
- Dubois G (2009) Écologie des coléoptères saproxyliques: Biologie des populations et conservation d'*Osmoderma eremita* (Coleoptera: Cetoniidae). Thèse PhD, Université de Rennes 1, École doctorale Vie-Agro-Santé (Paimpont): 1–262.
- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, Gibbs DP (2001) Monitoring Plant and Animal Populations. Blackwell Scientific Publications, Abingdon, UK.
- Fayt P, Dufrêne M, Branquart E, Hastir P, Pontégnie C, Henin JM, Versteirt V (2006) Contrasting responses of saproxylic insects to focal habitat resources: the example of longhorn beetles and hoverflies in Belgian deciduous forests. *Journal of Insect Conservation* 10: 129–150. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-6289-0>
- Gasparini P, Tabacchi G (Eds) (2011) L'Inventario nazionale delle foreste e dei serbatoi forestali di carbonio (INFC 2005). Secondo inventario forestale nazionale italiano. Metodi e risultati. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali; Corpo Forestale dello Stato. Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Edagricole-Il Sole 24 ore, Bologna, 1–653.
- Genovesi P, Angelini P, Bianchi E, Dupré E, Ercole S, Giacanelli V, Ronchi F, Stoch F (2014) Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend. ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014.
- Gibbons P, Lindenmayer DB (2002) Tree hollows and wildlife conservation in Australia. CSIRO, Collingwood, Australia, 1–211.
- Goldsmith FB (Ed.) (1991) Monitoring for Conservation and Ecology. Chapman and Hall, London.
- Hardersen S (2003) Two lowland beech-oak forest areas abandoned for more than 30 years: what do bird and beetle communities tell us? In: Mason F, Nardi G, Tisato M (Eds) Proceedings of the International Symposium “Dead wood: a key to biodiversity”, Mantova (Italy), May 29th– 31st 2003. *Sherwood* 95 (Suppl. 2): 33–36.

- Hardersen S, Bardiani M, Chiari S, Maura M, Maurizi E, Roversi PF, Mason F, Bologna MA (2017) Guidelines for the monitoring of *Morimus asper funereus* and *Morimus asper asper*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20: 205–236. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12676>
- Haslett JR (2007) European Strategy for the Conservation of Invertebrates. Council of Europe: 1–91.
- Hochkirch A (2016) The insect crisis we can't ignore. Nature 539: 141. <https://doi.org/10.1038/539141a>
- Hoyer-Tomiczek U, Sauseng G, Hoch G (2016) Scent detection dogs for the Asian longhorn beetle, *Anoplophora glabripennis*. EPPO Bulletin 46: 148–155. <https://doi.org/10.1111/epp.12282>
- Kobori H, Dickinson JL, Washitani I, Sakurai R, Amano T, Komatsu N, Kitamura W, Takagawa S, Koyama K, Ogawara T, Miller-Rushing AJ (2016) Citizen science: a new approach to advance ecology, education, and conservation. Ecological Research 31: 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1314-y>
- Kull T, Sammul M, Kull K, Lanno K, Tali K, Gruber B, Schmeller D, Henle K (2008) Necessity and reality of monitoring threatened European vascular plants. Biodiversity and Conservation 17: 3383–3402.
- Lachat T, Büttler R (2008) Îlots de sénescence et arbres-habitat pour augmenter la biodiversité en forêt. La Forêt 6: 20–21. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9432-2>
- Larsson MC, Hedin J, Svensson GP, Tolasch T, Francke W (2003) Characteristic odor of *Osmoderma eremita* identified as a male released pheromone. Journal of Chemical Ecology 29: 575–587. <https://doi.org/10.1023/A:1022850704500>
- Larsson MC, Svensson GP (2011) Monitoring spatiotemporal variation in abundance and dispersal by a pheromone- kairomone system in the threatened saproxylic beetles *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus*. Journal of Insect Conservation 6: 891–902. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9388-5>
- Le Gouar PJ, Dubois GF, Vignon V, Brustel H, Vernon P (2015) Demographic parameters of sexes in an elusive insect: implications for monitoring methods. Population. Ecology 57: 227–236. <https://doi.org/10.1007/s10144-014-0453-2>
- Legg C, Nagy L (2006) Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. Journal of Environmental Management 78: 194–199. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.016>
- Lindenmayer DB, Franklin JF (2002) Conserving forest biodiversity: a comprehensive multi-scaled approach. Island Press, Washington DC, 1–351.
- Lindenmayer DB, Likens GE (2010) Effective Ecological Monitoring. CSIRO Publishing, Collingwood (Australia) and Earthscan, London, 1–169.
- Longo L (2003) Habitat trees: instructions for creating and monitoring nest holes. In: Cavalli R, Mason F (Eds) Techniques for reestablishment of dead wood for saproxylic fauna conservation. Life nature project NAT/IT/99/6245 "Bosco della Fontana" (Mantova, Italy). Gianluigi Arcari Editore, Mantova, 63–68.

- Marsh DM, Trenham PC (2008) Tracking current trends in plant and animal population monitoring. *Conservation Biology* 22: 647–655. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00927.x>
- Martin J, Kichens WM, Hines JE (2007) Importance of Well-Designed Monitoring Programs for the Conservation of Endangered Species: Case Study of the Snail Kite. *Conservation Biology* 21(2): 472–481. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00613.x>
- Mason F (2002a) Dinamica di una foresta della Pianura Padana. Bosco della Fontana - Primo contributo. Centro Nazionale Biodiversità Forestale Verona Bosco Fontana. Rapporti scientifici 1. Monitoraggio 1995. Arcari Editore, Mantova, 1–208.
- Mason F (2002b) Problems of conservation and management. In: Ruffo S (Ed.) *Woodlands of the Po Plain*. Italian Ministry of the Environment and Territory Protection, Friuli Museum of Natural History, Udine, 91–137.
- Mason F (2003) Guidelines and aims of the project Life NAT/IT/99/006245 “Bosco della Fontana: urgent actions on relict habitat”, p. 41–43. In: Mason F, Nardi G, Tisato M (Eds) *Proceedings of the International Symposium “Dead wood: a key to biodiversity”*, Mantova, May 29th–31th 2003. Sherwood, 95 (Suppl. 2): 41–43.
- Mason F (2004) Dinamica di una foresta della Pianura Padana. Bosco della Fontana. Primo contributo, monitoraggio 1995. Seconda edizione con linee di gestione forestale. Rapporti scientifici 1. Centro Nazionale Biodiversità Forestale Verona - Bosco della Fontana. Arcari Editore, Mantova, 1 224 pp.
- Mason F, Minari E (2009) La teoria silvigenetica di Oldeman nella gestione delle aree protette. *Atti del Terzo Convegno Nazionale di Selvicoltura*, Volume 3, 16–19 ottobre 2008, Taormina.
- Mason F, Roversi PF, Audisio P, Bologna MA, Carpaneto GM, Antonini G, Mancini E, Sabbatini Peverieri G, Mosconi F, Solano E, Maurizi E, Maura M, Chiari S, Sabatelli S, Bardiani M, Toni I, Redolfi De Zan L, Rossi de Gasperis S, Tini M, Cini A, Zauli A, Nigro G, Bottacci A, Hardersen S, Campanaro A (2015) Monitoring of insects with public participation (MIPP; EU LIFE project 11 NAT/IT/000252): overview on a citizen science initiative and a monitoring programme (Insecta: Coleoptera; Lepidoptera; Orthoptera). *Fragmenta entomologica* 47: 51–52. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.134>
- Mason F, Zapponi L (2005) The forest biodiversity artery: towards forest management for saproxylic conservation. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 9: 2015–216.
- Maurizi E, Campanaro A, Chiari S, Maura M, Mosconi F, Sabatelli S, Zauli A, Audisio P, Carpaneto GM (2017) Guidelines for the monitoring of *Osmoderma eremita* and closely related species. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) *Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe*. *Nature Conservation* 20: 79–128. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12658>
- McKinley DC, Miller-Rushing AJ, Ballard HL, Bonney R, Brown H, Cook-Patton SC, Evans DM, French RA, Parrish JK, Phillips TB, Ryan SF, Shanley LA, Shirk JL, Stepenuck KF, Weltzin JE, Wiggins A, Boyle OD, Briggs RD, Chapin III SE, Hewitt DA, Preuss PW, Soukup MA (2017) Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.015>



- Mosconi F, Zilli A, Spicciarelli R, Maurizi E, Vigna Taglianti A, Audisio P (2014) An overview on the most outstanding Italian endemic moth, *Brahmaea (Acanthobrahmaea) europaea* (Lepidoptera: Brahmaeidae). *Fragmenta entomologica* 46(1-2): 1–9. <https://doi.org/10.4081/fe.2014.70>
- Mosconi F, Campanaro A, Carpaneto GM, Chiari S, Hardersen S, Mancini E, Maurizi E, Sabatelli S, Zauli A, Mason F, Audisio P (2017) Training of a dog for the monitoring of *Osmoderma eremita*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) *Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe*. *Nature Conservation* 20: 237–264. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12688>
- Müller J, Bussler H, Bense U, Brustel H, Flechtner G, Fowles A, Kahlen M, Möller G, Mühle H, Schmidl J, Zabransky P (2005) Urwald relict species - Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie online* 2: 106–113.
- Müller J, Bußler H, Kneib T, (2008) Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. *Journal of Insect Conservation* 12: 107–124. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9065-2>
- Nichols JD, Williams BK (2006) Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 668–673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>
- Nieto A, Alexander KNA (2010) *European Red List of Saproxylic Beetles*. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 1–46.
- Nilsson SG, Baranowski R (1997) Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography* 20: 491–498. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1997.tb00417.x>
- Noon BR (2003) Conceptual issues in monitoring ecological resources. In: Busch DE, Trexler JC (Eds) *Monitoring Ecosystems: Interdisciplinary Approaches for Evaluating Ecoregional Initiatives*, Island Press, Washington, DC, 27–72.
- Parisi F, Lombardi F, Sciarretta A, Tognetti R, Campanaro A, Marchetti M, Trematerra P (2016) Spatial patterns of saproxylic beetles in a relict silver fir forest (Central Italy), relationships with forest structure and biodiversity indicators. *Forest Ecology and Management* 381: 217–234. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.041>
- Pocock MJO, Chapman DS, Sheppard LJ, Roy HE (2014) *Choosing and Using Citizen Science: a guide to when and how to use citizen science to monitor biodiversity and the environment*. Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, Oxfordshire, 1–26.
- Ray AM, Millar JG, McElfresh JS, Swift IP, Barbour JD, Hanks LM (2009) Male-produced aggregation pheromone of the cerambycid beetle *Rosalia funebris*. *Journal of Chemical Ecology*, 35: 96–103. <https://doi.org/10.1007/s10886-008-9576-2>
- Redolfi De Zan L, Bellotti F, D'Amato D, Carpaneto GM (2014a) Saproxylic beetles in three relict beech forests of central Italy: analysis of environmental parameters and implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 328(2014) 229–244 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.040>
- Redolfi De Zan L, Battisti C, Carpaneto GM (2014b) Bird and beetle assemblages in relict beech forests of central Italy: a multi-taxa approach to assess the importance of dead wood in biodiversity conservation. *Community Ecology* 15: 235–245. <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.2.12>

- Redolfi De Zan L, Bardiani M, Antonini G, Campanaro A, Chiari S, Mancini E, Maura M, Sabatelli S, Solano E, Zauli A, Sabbatini Peverieri G, Roversi PF (2017) Guidelines for the monitoring of *Cerambyx cerdo*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20: 129–164. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12703>
- Roy HE, Pocock MJO, Preston CD, Roy DB, Savage J, Tweddle JC, Robinson LD (2012) Understanding Citizen Science & Environmental Monitoring. Final Report on behalf of UK-EOF. NERC Centre for Ecology & Hydrology and Natural History Museum, London, 1–174.
- Schmeller DS (2008) European species and habitat monitoring: Where are we now? Biodiversity and Conservation 17: 3321–3326. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9514-1>
- Science Communication Unit, University of the West of England, Bristol (2013) Science for Environment Policy In-depth Report: Environmental Citizen Science. Report produced for EC DG Environment. [http://ec.europa.eu/environment/integration/research/news-alert/pdf/IR9\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/environment/integration/research/news-alert/pdf/IR9_en.pdf)
- Seibold S, Brandl R, Buse J, Hothorn T, Schmidl J, Thorn S, Müller J (2015) Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. Conservation Biology 29: 382–390. <https://doi.org/10.1111/cobi.12427>
- Silvertown J (2009) A new dawn for citizen science. Trends in Ecology and Evolution 24: 467–471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.017>
- Solano E, Mancini M, Ciucci P, Mason F, Audisio P, Antonini G (2013) The EU protected taxon *Morimus funereus* Mulsant, 1862 (Coleoptera: Cerambycidae) and its western Palaearctic allies: systematics and conservation outcomes. Conservation Genetics 14: 683–69. <https://doi.org/10.1007/s10592-013-0461-3>
- Spight MCD (1989) Saproxylic Invertebrates and their Conservation. Council of Europe, Strasbourg, 1–79.
- Stoch F, Genovesi P (Eds) (2016) Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 141/2016 (Roma): 1–364.
- Stokland JN (2012) The saproxylic food web. In: Stokland JN, Siitonen J, Jonsson BG (Eds) Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press (New York): 29–54. <https://doi.org/10.1017/cbo9781139025843.004>
- Stokland JN, Siitonen J, Jonsson BG (2012) Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press, New York. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139025843>
- Travaglini D, Bottalico F, Brundu P, Chirici G, Minari E (2007) Sampling deadwood within Bosco della Fontana. In: Gianelle D, Travaglini D, Mason F, Minari E, Chirici G, Chemini C (Eds) Canopy Analysis and Dynamics of a Floodplain Forest. Rapporti Scientifici 3, Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale “Bosco della Fontana”, Cierre Grafica Editore, Verona, 59–68.
- Trizzino M, Audisio P, Bisi F, Bottacci A, Campanaro A, Carpaneto GM, Chiari S, Hardersen S, Mason F, Nardi G, Preatoni DG, Vigna Taglianti A, Zauli A, Zerretti P (2013) Gli artropodi italiani in Direttiva Habitat: biologia, ecologia, riconoscimento e monitoraggio. Quaderni Conservazione Habitat, 7. CFS-CNBFVR, Centro Nazionale Biodiversità Forestale. Cierre Grafica, Sommacampagna, Verona, 1–256.

- Tulloch AIT, Possingham HP, Joseph LN, Szabo J, Martin TG (2013) Realising the full potential of citizen science monitoring programs. *Biological Conservation* 165: 128–138. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.05.025>
- Vallejo MM (2015) State of Europe's Forests 2015, Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Forest Europe Liaison Unit Madrid, 1–312.
- Viterbi R, Cerrato C, Bassano B, Bionda R, Hardenberg A, Provenzale A, Bogliani G (2013) Patterns of biodiversity in the northwestern Italian Alps: a multi-taxa approach. *Community Ecology* 14: 18–30. <https://doi.org/10.1556/ComEc.14.2013.1.3>
- Wells NM, Lekies KS (2012) Children and Nature. Following the Trail to Environmental Attitudes and Behaviour. In: Dickinson JL, Bonney R (Eds) *Citizen science: Public participation in environmental research*. Cornell University Press, Ithaca, NY, 1–304. <https://doi.org/10.7591/cornell/9780801449116.003.0015>
- Williams BK, Nichols JD, Conroy MJ (2002) *Analysis and Management of Animal Populations: Modeling, Estimation and Decision Making*, Academic Press, San Diego, California, USA.
- Yoccoz NG, Nichols JD, Boulinier T (2001) Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 446–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)
- Zapponi L, Minari E, Longo L, Toni I, Mason F, Campanaro A (2014) The Habitat-Trees experiment: using exotic tree species as new microhabitats for the native fauna. *iForest* 8: 464–470. [online 2014-10-22]
- Zapponi L, Cini A, Bardiani M, Hardersen S, Maura M, Maurizi E, Redolfi De Zan L, Audisio P, Bologna MA, Carpaneto GM, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F, Campanaro A (2016) Citizen science data as an efficient tool for mapping protected saproxylic beetles. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.035>



## Linee guida per il monitoraggio di *Lucanus cervus*

Marco Bardiani<sup>1,2</sup>, Stefano Chiari<sup>1,3</sup>, Sönke Hardersen<sup>2</sup>, Emanuela Maurizi<sup>1,3</sup>,  
Massimiliano Tini<sup>3</sup>, Pio Ilaria Toni<sup>2</sup>, Agnese Zauli<sup>1,3</sup>, Alessandro Campanaro<sup>1,2</sup>,  
Giuseppe Maria Carpaneto<sup>3</sup>, Paolo Audisio<sup>4</sup>

**1** Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – Centro di ricerca Difesa e Certificazione, Via di Lanciola 12/a, Cascine del Riccio, 50125 Firenze, Italia **2** Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale “Bosco Fontana” – Laboratorio Nazionale Invertebrati (Lanabit). Carabinieri. Via Carlo Ederle 16a, 37126 Verona, Italia **3** Università Roma Tre, Dipartimento di Scienze, Viale Guglielmo Marconi 446, 00146 Roma, Italia **4** Università di Roma “La Sapienza”, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie “Charles Darwin”, Via A. Borelli 50, 00161 Roma, Italia

Autore corrispondente: Marco Bardiani (bardianimarco@gmail.com)

---

Bardiani M, Chiari S, Maurizi E, Tini M, Toni I, Zauli A, Campanaro A, Carpaneto GM, Audisio P (2017) Linee Guida per il monitoraggio di *Lucanus cervus*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Linee Guida per il monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 39–82.

---

### Abstract

*Lucanus cervus* is one of the most charismatic saproxyllic beetles, widely distributed in Europe. The species is typical of mature deciduous forest, especially oak woodlands. Loss and fragmentation of suitable habitats is one of the major threats for this species, included in the Annex II of the Habitats Directive. Despite several studies carried out in the last years for the monitoring methods of the species, an analytical comparison between them is still lacking.

The aim of this paper is i) to review the current knowledge about systematics, ecology and conservation practices on *L. cervus*, ii) to present the research carried out during the Life MIPP project, in order to define a standard monitoring method, with a quick protocol, useful to answer the obligations of the Habitats Directive. Overall, five methods were tested during three years in two different study areas. Based on these results, a suitable standard method for *L. cervus* is here proposed and, in order to assess the conservation status of populations and to compare them over time, an easy method for the calculation of a reference value is provided.

### Riassunto

*Lucanus cervus*, specie largamente diffusa in Europa, è uno dei coleotteri saproxilici più “carismatici”, tipico delle foreste decidue mature, specialmente dei querceti. La perdita degli habitat e la loro frammentazione sono le maggiori minacce per questa specie, inclusa nell'Allegato II della Direttiva Habitat. Nonostante i diversi studi condotti negli ultimi anni sul monitoraggio della specie, nessuno ha affrontato un'analisi comparative fra i metodi utilizzati. Lo scopo del presente lavoro è i) revisionare le attuali conoscenze di sistematica, ecologia e conservazione su *L. cervus*, ii) presentare i risultati delle ricerche condotte nell'ambito del Progetto Life MIPP, allo scopo di definire un metodo standard e un protocollo operativo



per rispondere alle richieste della Direttiva Habitat. Complessivamente, sono stati testati cinque metodi per tre anni in due differenti regioni italiane. Sulla base di questi risultati, viene qui proposto un metodo standard per valutare lo stato di conservazione delle popolazioni di *L. cervus* e le sue dinamiche temporali, fornendo anche un facile calcolo per ottenere un valore di riferimento.

### Keywords

Habitats Directive, saproxylic beetles, Coleoptera, Lucanidae, monitoring methods, forest biodiversity, sightings along transect

### Parole chiave

Direttiva Habitat, coleotteri saproxilici, Coleoptera Lucanidae, metodi di monitoraggio, biodiversità forestale, avvistamenti su transesti

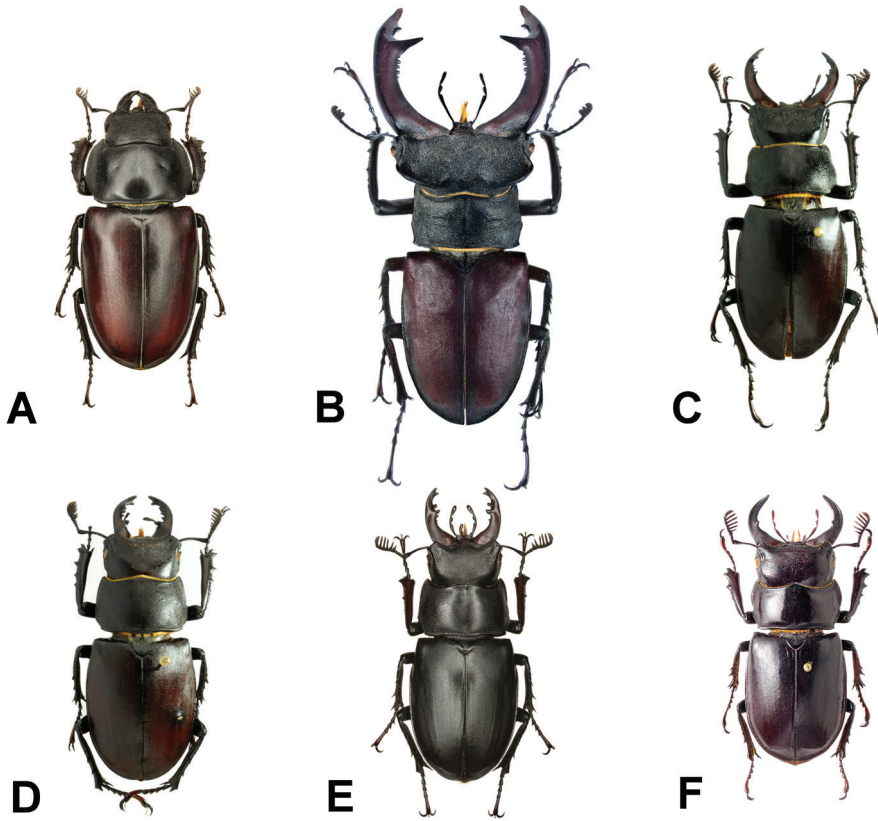
## Introduzione

Il cervo volante europeo, *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758), appartenente alla famiglia Lucanidae, è il più grande coleottero saproxilico d'Europa. Le popolazioni di questa specie vivono generalmente nelle foreste decidue mature, soprattutto nei querceti planiziari e di media altitudine con presenza di legno morto nel suolo. *Lucanus cervus* è considerato una specie bandiera e figura nell'allegato II della Direttiva Habitat (direttiva 92/43/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1992, relativa alla conservazione degli habitat naturali, della fauna e della flora). La Direttiva Habitat prevede che gli Stati Membri preparino, ogni sei anni, una relazione sullo stato di conservazione delle specie elencate negli allegati. Al fine di agevolare la risposta a tale obbligo, il Progetto Life "Monitoraggio degli insetti con partecipazione del pubblico" (LIFE11 NAT/IT/000252) (Mason et al. 2015) (in seguito: MIPP) ha condotto lavori sperimentali sul campo per sviluppare un metodo standardizzato idoneo al monitoraggio delle specie di coleotteri saproxilici del progetto: *Osmoderma eremita* (scarabeo eremita, Scarabaeidae), *Lucanus cervus* (cervo volante europeo, Lucanidae), *Cerambyx cerdo* (capricorno, Cerambycidae), *Rosalia alpina* (rosalia alpina, Cerambycidae), *Morimus asper* / *funereus* (morimo, Cerambycidae).

Il presente articolo fa parte di un volume speciale sul monitoraggio dei coleotteri saproxilici suddetti ed è dedicato a *L. cervus*. Pertanto, l'articolo inizia con un'ampia revisione delle conoscenze attuali sulla sistematica, distribuzione, ecologia, etologia e conservazione della specie. La revisione è seguita da un rapporto dettagliato sul lavoro di campo realizzato durante il progetto e si conclude con la descrizione del metodo di monitoraggio proposto.

## Sistematica e distribuzione

*Lucanus* Scopoli, 1763 è un genere di coleotteri scarabeoidei della famiglia Lucanidae, sottofamiglia Lucaniinae. La famiglia include circa 1700 specie distribuite in gran



**Figura 1.** Le cinque specie europee attualmente riconosciute del genere *Lucanus*: **A** *L. cervus* femmina (Dresden, Germania; foto di I. Belousov) **B** *L. cervus* maschio (Schweinfurt, Germania; foto di U. Schmidt) **C** *L. pontbrianti* male (La Cadière, Francia; foto di S. Bambi e L. Bartolozzi) **D** *L. tetraodon* maschio (Provincia di Cosenza, Italia; foto di S. Bambi e L. Bartolozzi); **E** *L. ibericus* maschio (Daghestan, Russia; foto di I. Belousov) **F** *L. barbarossa* maschio (Spagna settentrionale; foto di M. Zilioli).

parte del pianeta (Fujita 2010, Bartolozzi et al. 2014). Il genere oloartico *Lucanus* annovera circa 70 specie, diffuse prevalentemente in Eurasia, dalla Penisola Iberica al Giappone e a Sud fino in Indocina. La tassonomia e la filogenesi di questo genere non è ancora pienamente conosciuta e molte specie sono difficilmente separabili da quelle strettamente imparentate.

In Europa, seguendo le revisioni tassonomiche più recenti (Bartolozzi et al. 2016a, 2016b), vengono distinte cinque specie (Figura 1): *Lucanus barbarossa* Fabricius, 1801 (già inclusa nel discusso sottogenere *Pseudolucanus* Hope & Westwood, 1845; Penisola Iberica, Africa Magrebina, a nord fino all'estremo Sud-Ovest della Francia); *L. cervus* (Linnaeus, 1758) (largamente diffusa in Europa); *L. pontbrianti* Mulsant, 1839 (ristretto alla Francia centro-meridionale e alla Spagna settentrionale; recentemente è stata rivalutata come specie separata dall'affine *L. cervus*: vedi Tronquet 2014, Fernández de

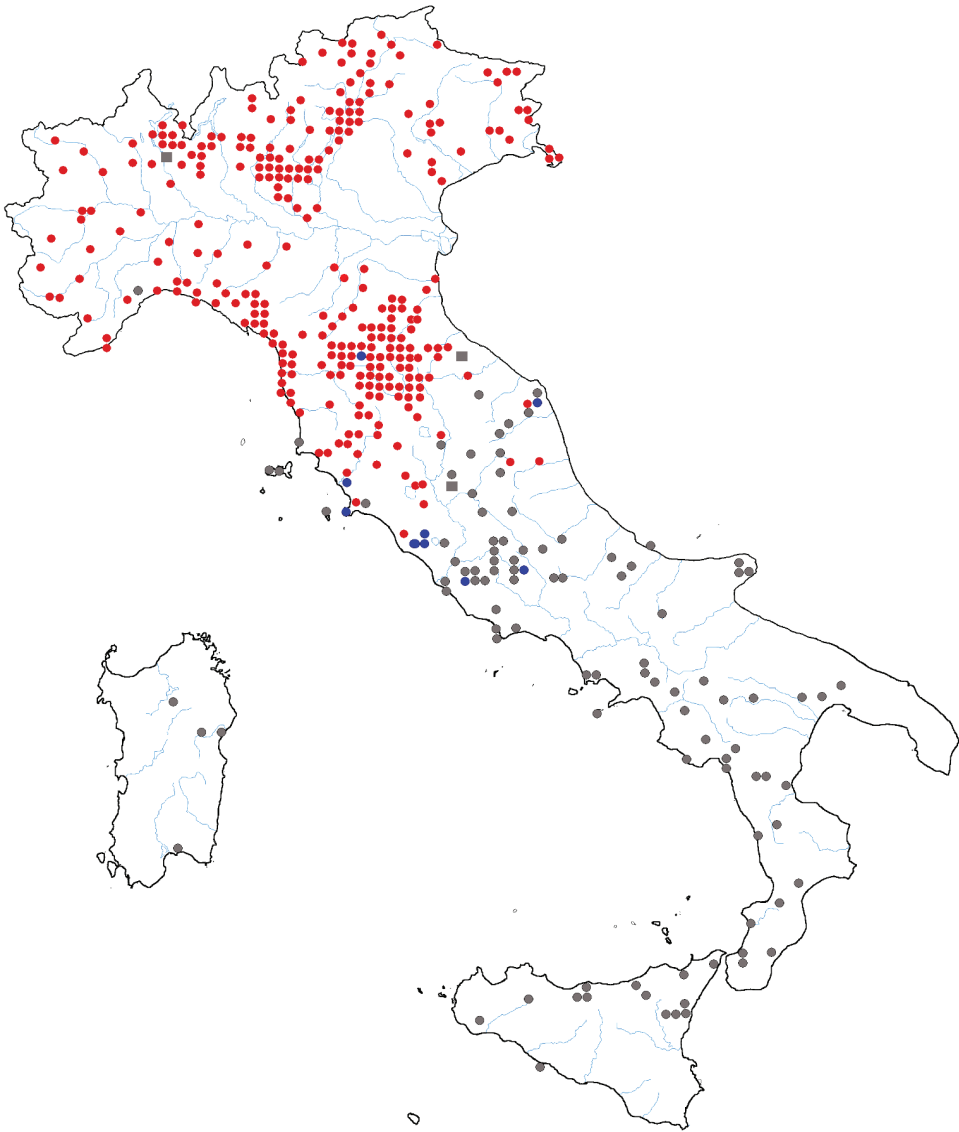
Gamboa e Garzón 2009); *L. tetraodon* Thunberg, 1806 (Italia peninsulare, Corsica e Sicilia, con vecchi reperti di origine incerta della Sardegna e popolazioni relitte nella Spagna settentrionale (Atarés) e nella Francia meridionale (Forêt de Janas); citato anche di Algeria e dei Balcani dove probabilmente è stata confusa con la specie seguente); *L. ibericus* Motschulsky, 1845 (Albania, Grecia, Turchia, Caucaso, ad Est fino in Iran).

In particolare, *L. cervus*, è una specie largamente diffusa in Europa, dove raggiunge a Nord le contee più meridionali dell'Inghilterra e della Svezia, mentre a Sud si spinge nella parte settentrionale della Penisola Iberica, nelle regioni centrali dell'Italia, fino alla Grecia continentale e all'Anatolia (Franciscolo 1997, Bartolozzi e Sprecher-Uebersax 2006, Harvey et al. 2011a). I limiti orientali e sudorientali dell'areale non sono ben conosciuti poiché lo stato tassonomico delle popolazioni del Vicino e Medio Oriente non è ancora stato ben definito. Le popolazioni più orientali sembrano raggiungere i versanti montani boscosi del Caucaso mentre le popolazioni più meridionali trovano rifugio in alcune montagne del Levante (Franciscolo 1997, Bartolozzi e Sprecher-Uebersax 2006, Harvey et al. 2011a, Cox et al. 2013, Bartolozzi et al. 2016a, 2016b). Studi molecolari approfonditi e l'esame di molto materiale sarebbero necessari per valutare lo stato tassonomico di queste popolazioni medio-orientali. I problemi tassonomici relativi alla corretta identificazione di certe popolazioni di *L. cervus* e *L. tetraodon* dell'Italia centrale, sono stati affrontati da Solano et al. (2016), nel paragrafo "Identificazione e confronto con taxa simili". Infatti, *Lucanus tetraodon* sostituisce *L. cervus* nell'Italia meridionale, in Sicilia e in Corsica (Miksic 1959a, 1959b, 1961, Franciscolo 1997, Lapiana e Sparacio 2006, Santoro et al. 2009). Tuttavia, esiste un'area ben documentata di sovrapposizione fra le due specie dove esse vivono in probabile sintopia (Bartolozzi 1986, Bartolozzi e Maggini 2007, Santoro et al. 2009, Cortellessa et al. 2014, Solano et al. 2016) poiché molti individui (presunti ibridi) esibiscono caratteri morfologici intermedi fra le due specie. Nelle ultime decadi, sono stati fatti alcuni ritrovamenti di *L. tetraodon* in Lombardia (Zilioli e Pittino 2004), in Liguria (Bartolozzi e Maggini 2007) e in Emilia-Romagna (Fabbri 2010), che hanno esteso verso nord l'areale italiano, mentre in Sardegna non esistono reperti recenti (Carpaneto et al. 2011b).

Le località italiane di *Lucanus cervus* e *L. tetraodon*, per le quali esistono reperti, sono indicate nella mappa in Figura 2.

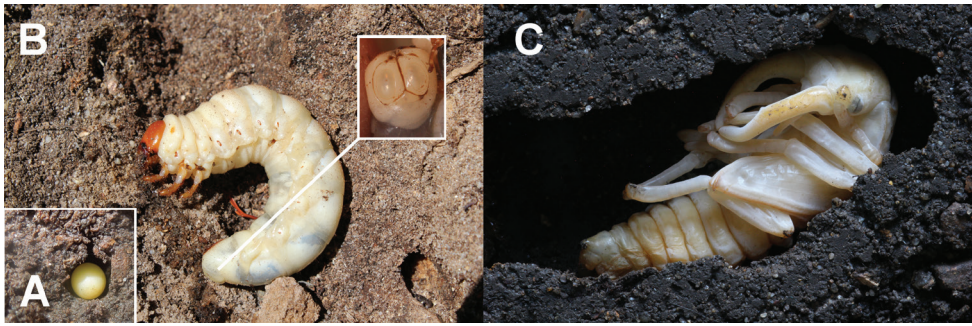
## Morfologia

Gli stadi larvali dei Lucanidi, attraverso il ciclo biologico, non differiscono molto nella forma ma mostrano un marcato aumento delle dimensioni: dai 5 mm della larva neonata si passa a 10-11 cm di lunghezza nell'ultimo stadio larvale (Franciscolo 1997, Percy et al. 2000). La larva sguscia da un uovo subsferico (4 mm di diametro) di colore avorio (Figura 3). La larva tipica di un lucanide è bianca o color crema, oligopoda, molle e incurvata a C, in visione laterale (Figure 3), senza pieghe trasversali all'interno dei segmenti addominali e con la fessura anale longitudinale. La capsula cefalica è



**Figura 2.** Distribuzione in Italia del genere *Lucanus* (punti rossi: *L. cervus*; punti grigi: *L. tetraodon*; punti azzurri: entrambe le specie; quadrati grigi: dati recenti per il Nord Italia di *L. tetraodon*, pubblicati da Zilioli e Pittino 2004, Fabbri 2010) (Da: Bartolozzi e Maggini 2007, modificata).

larga, di colore rossastro o arancio, molto più sclerificata del resto del corpo. Ocelli e ommatidi sono assenti, le antenne sono piuttosto allungate rispetto ad altri scarabeoidei, e la pubescenza è scarsamente sviluppata nella parte anteriore del corpo. Le nove paia di spiracoli sono moderatamente sviluppati (il primo è più grande degli altri) e a forma di C (Figure 3). Le larve hanno un tipico apparato stridulatorio formato da



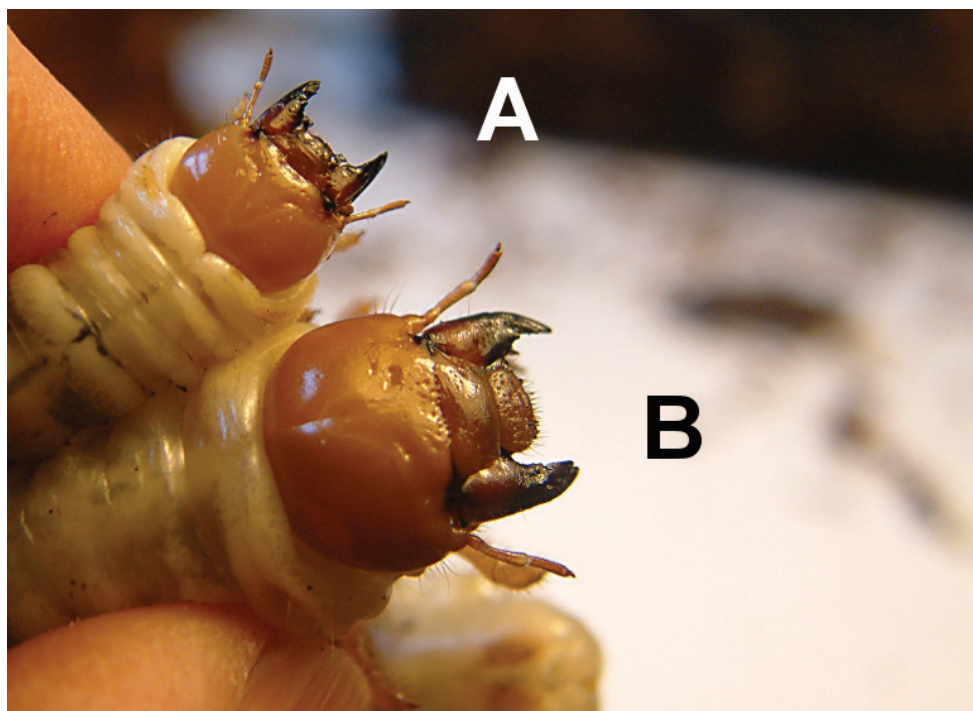
**Figura 3.** Stadi preimmaginali di *Lucanus cervus*: **A** uovo (foto di C. Molls) **B** larva matura in visione laterale (foto di M. Przewoźny) e dettagli dell'apice dell'addome in visione posteriore (foto di M. Fremlin) **C** Pupa di un maschio in visione laterale (foto di M. Fremlin).

due organi sclerificati situati rispettivamente sul secondo e sul terzo paio di zampe. Una coppia di protuberanze soffici, gibbose e translucide, di forma ovale, si trova all'apice dell'addome in visione dorsale-posteriore (Figura 3), e sono più grandi e vicine tra loro in *Lucanus*, rispetto a quelle delle più piccole larve del genere *Dorcus* MacLeay 1819. Il lato ventrale della porzione addominale distale delle larve mostra un esteso gruppo di corte setole brunastre (largamente convergenti a formare una figura a U), molto più dense, forti e numerose rispetto a quelle di *Dorcus*. Inoltre, le mandibole di *Lucanus* sono più allungate e curve distalmente, mentre quelle di *Dorcus* sono più piccole e quasi dritte (Figura 4). La pupa è exarata, cioè mostra le appendici libere, incluse le grandi mandibole dei maschi adulti (Figura 3).

I maschi adulti di *L. cervus* mostrano una forte variabilità nella forma e nelle dimensioni di diversi tratti corporei, più o meno uniformemente espressi all'interno delle popolazioni e attraverso l'areale della specie, come evidenziato dalla Figura 5.

La lunghezza degli adulti varia da 25 a 89 mm (ca 25–49 mm nelle femmine; ca 30–89 mm nei maschi), includendo quella delle mandibole. Il colore varia da rosso-bruno a bruno molto scuro, quasi nero. Frequentemente, i grandi maschi hanno elitre e mandibole tendenti al rosso che contrastano con il colore molto più scuro delle altre parti del corpo; ciò è meno evidente nei maschi più piccoli che tendono ad avere colorazioni più scure e uniformi. La clava terminale dell'antenna (pettine) è formato da quattro (più raramente cinque) antennomeri, bruscamente allargati rispetto all'ultimo antennumero prima della clava stessa. La specie mostra un forte dimorfismo sessuale: il maschio ha grandi mandibole, più lunghe del capo, la femmina ha mandibole corte, non più lunghe del capo. Nei maschi di *L. cervus* le mandibole sono caratterizzate dalla posizione del più grande dente interno che si trova nella metà distale della mandibola stessa o molto vicino alla metà di essa. Usando un approccio morfometrico tradizionale, Romiti et al. (2015) hanno evidenziato la presenza di due classi di individui di sesso maschile: maschi maggiori (che investono significativamente sulle dimensioni delle mandibole e del capo) e maschi minori. Inoltre, un approccio morfometrico geometrico (Romiti et al. 2016) ha rivelato che i maschi minori mostrano mandibole





**Figura 4.** Capsula cefalica, mandibole e dimensioni relative di larve di Lucanidi: **A** *Dorcus parallelipipedus*  
**B** *Lucanus cervus* (foto di M. Fremlin).



**Figura 5.** Polimorfismo nei maschi di *Lucanus cervus* (esemplari dell'Italia settentrionale; foto di M. Zilioli).

molto variabili (generalmente meno curve in senso dorso-ventrale, più spesse, con denti variamente disegnati, e il capo privo di margini basali prominenti) mentre i maschi maggiori hanno mandibole meno variabili (più sottili e dotate di dente mediano pienamente sviluppato, con forca apicale divaricata, e supportati da margini basali del capo prominenti).

### Identificazione e confronto con taxa simili

Il genere *Lucanus* è facilmente distinguibile da tutti gli altri generi di Lucanidi europei mentre la distinzione tra specie affini è spesso problematica (Figura 1). Di seguito viene fornito un confronto tra le cinque specie europee del genere *Lucanus*, fondato principalmente su caratteri diagnostici ben pronunciati soltanto nei maschi.

*Lucanus tetraodon* (Figura 1) è una specie mediamente più piccola di *L. cervus*, sia per la lunghezza totale (26-52 mm) sia per quella delle mandibole nei maschi. La posizione del più grande dente interno si trova nella metà prossimale della mandibola, talvolta molto vicino alla base. La clava antennale (pettine) è generalmente formata dagli ultimi 5 o 6 (raramente 7) antennumeri, gradualmente allargati rispetto all'ultimo antennumero prima della clava stessa. Come già detto, questi caratteri non sono sempre diagnostici (vedi Figura 6) nell'Italia centrale, dove *L. cervus* e *L. tetraodon* sembrano convivere e presentare fenomeni di passata ibridazione (Solano et al. 2016). Questo fenomeno si trova soprattutto in aree comprese fra le province di Viterbo e Roma, nel Lazio settentrionale, ma anche nelle province di Perugia e Terni, in Umbria. In questa area geografica, esistono maschi molto grandi con mandibole enormi (come in *L. cervus*) ma con 5 o 6 antennumeri nel pettine e il grande dente interno vicino alla base delle mandibole (come in *L. tetraodon*). Anche la forma dei genitali maschili non è molto utile per distinguere le due specie sebbene esse appaiano sempre marcatamente separate a livello molecolare, anche quando si analizzano forme apparentemente "intermedie". Infatti, la maggior parte degli esemplari apparentemente "intermedi" trovati nell'Italia centrale risultano essere univocamente *L. cervus* dal punto di vista molecolare e genetico (Solano et al. 2016; Figura 6).

*Lucanus pontbrianti* (Figura 1) è lunga 25–55 mm. Le mandibole dei maschi sono più piccole di quelle di *L. cervus*, e il dente interno è posizionato fra la metà e il terzo distale delle mandibole. Inoltre, la porzione distale delle mandibole è molto più sottile, con apice quasi semplice o solo minutamente e ottusamente biforcuto. Alla fine, nei maschi di *L. pontbrianti*, la clava antennale è, in proporzione, decisamente più larga e lunga rispetto a *L. cervus*, e composta dagli ultimi 5–7 antennumeri.

*Lucanus ibericus* (Figura 1) è lunga 27–51 mm. Le mandibole dei maschi sono generalmente più piccole e sottili rispetto a quelle di *L. cervus*, con apice non marcatamente forcato. Il dente interno è posizionato presso la metà della mandibola. Il carattere diagnostico più rilevante fra le due specie è forse rappresentato dalle dimensioni relative della clava antennale nei maschi: in *L. cervus*, la clava antennale (composta dagli ultimi 4–5 antennumeri) è lunga circa 1/4–1/5 della tibia anteriore; in *L. ibericus*,



**Figura 6.** Esemplare maschio di *L. cervus* dall'area di contatto con *L. tetraodon* nell'Italia centrale (Lazio settentrionale, provincia di Roma, Manziana; foto di M. Zilioli).

essa è usualmente più larga e poco più corta di un 1/2 della tibia anteriore, e composta dagli ultimi 6 (raramente 5) antennomeri.

*L. barbarossa* (Figura 1) è in media più piccola (28–48 mm) di *L. cervus*. Le mandibole, fortemente arcuate e incurvate ad arco, sono quasi prive di denti lungo il loro margine interno e presentano la porzione distale molto più sottile con apice quasi semplice, appuntito. Rispetto a *L. cervus*, questa specie mediterranea occidentale possiede la clava antennale relativamente più grande, lo scapo antennale distintamente più corto, la superficie dorsale del corpo molto più lucida, il pronoto più arcuato ai lati, e la porzione anteriore del capo, fra gli occhi e la base delle mandibole, proporzionatamente più lunga e convessa.

## Ecologia

*Lucanus cervus* vive prevalentemente in foreste mature di latifoglie decidue, soprattutto in querceti planiziaci e di media altitudine (Campanaro et al. 2011a), ma si può trovare anche in habitat urbani (parchi cittadini e giardini privati) (Franciscolo 1997, Hawes 2008, Harvey et al. 2011a). L'intervallo altitudinale varia generalmente dal livello del mare a 1000 m a.s.l. (Campanaro et al. 2011a) ma è stato osservato fino a 1700 m in Bulgaria (Harvey et al. 2011a).

Le larve sono saproxilofaghe, nutrendosi di legno in decomposizione nel suolo, ad esempio sotto ceppaie e tronchi caduti a terra, o fra le radici di alberi morti in piedi (Franciscolo 1997, Campanaro et al. 2011a). Negli habitat urbani, le larve possono essere trovate anche in piccole quantità di legno (cumuli di detriti legnosi, pali, traversine ferroviarie, ecc.) (Harvey et al. 2011a). Un microhabitat con discreta quantità di legno morto può essere sfruttato da diverse generazioni di larve per vari anni, fino alla sua completa disintegrazione (Franciscolo 1997).

Le piante ospiti delle larve appartengono ai generi *Quercus*, *Fagus*, *Salix*, *Populus*, *Tilia*, *Aesculus*, *Ulmus*, *Pyrus*, *Prunus* e *Fraxinus* (Franciscolo 1997) ma anche *Castanea*, *Alnus* e *Pinus* (Harvey et al. 2011a). Fra queste, le querce e in particolare la farnia (*Quercus robur*) sembrano essere le favorite (Harvey et al. 2011a). Tini et al. (2017a) hanno dimostrato che anche la quercia rossa nordamericana (*Quercus rubra*) può rientrare fra le specie ospiti.

Due specie di Diptera Phoridae, *Megaselia rufipes* (Meigen, 1804) e *Aphiocheta rufipes* (Meigen, 1830), sono state riportate da Franciscolo (1997) come parassitoidi delle larve di cervi volanti. Anche alcuni acari possono attaccare larve e pupe di cervi volanti ma tendono a ricercare gli adulti, quando questi sono ancora all'interno delle loro cellette ninfali (Franciscolo 1997).

I maggiori predatori di larve e pupe di *L. cervus* sono il cinghiale (*Sus scrofa*) e il tasso (*Meles meles*) (Harvey et al. 2011a, Chiari et al. 2014).

Gli adulti di *L. cervus* emergono dalle loro cellette a maggio, con i maschi che precedono le femmine di circa una settimana (Harvey et al. 2011a). L'emergere degli adulti è influenzato dal clima locale e può avvenire anche prima (fine aprile) o più tardi, in paesi più freddi come la Svezia o con primavere piovose come la Svizzera (Harvey et al. 2011a). La fenologia della specie è stata descritta in diversi studi condotti in Europa, principalmente orientati verso i metodi di monitoraggio (ad esempio, raccolta di resti di adulti predati da vertebrati, oppure avvistamenti di adulti lungo transeetti). In Belgio, gli adulti vengono visti dalla fine di giugno alla seconda metà di agosto (Campanaro et al. 2016). In Germania (Rhineland-Palatinate), gli adulti sono stati trovati da metà maggio a metà giugno (Rink e Sinsch 2011). I dati raccolti in Italia hanno mostrato una fenologia più o meno ristretta in tre aree: nelle Alpi occidentali (329–622 m s.l.m.) da metà giugno a metà luglio (Chiari et al. 2014); nell'Appennino settentrionale (Foreste Casentinesi, circa 700 m s.l.m.) dall'ultima settimana di giugno alla prima settimana di agosto (presente studio); nella Pianura Padana centrale (circa 25 m s.l.m.) da metà maggio alla seconda metà di agosto (Campanaro et al. 2011b; Corezzola et al. 2012). I dati raccolti dai cittadini (Campanaro et al. 2017), hanno indicato una fenologia dall'inizio di maggio all'inizio di settembre, complessivamente nelle diverse regioni d'Italia. In Polonia, Campanaro et al. (2016) hanno riportato dati da metà giugno a metà agosto. Nella Slovenia, Vrezec (2008) ha analizzato dati raccolti dalla prima metà di maggio alla seconda metà di agosto (oltre a pochi dati isolati tra fine marzo e metà aprile, e nella seconda metà di settembre). In Spagna, nella regione Asturias, Álvarez Laó e Álvarez Laó (1995) riportano dati dalla seconda metà di giugno alla prima metà di settembre. Campanaro et al. (2016), per la Spagna centrale (Sierra

de Guadarrama) riportarono dati dall'inizio di giugno alla seconda metà di luglio. In Svizzera, Sprecher-Uebersax e Durrer (1998), hanno riportato dati da maggio a luglio. In Inghilterra, Harvey et al. (2011b) hanno riportato dati dall'ultima settimana di maggio alla prima settimana di agosto.

Gli adulti sono attivi prevalentemente al crepuscolo, con un picco di attività durante le sciamature notturne dei maschi che cercano le femmine per accoppiarsi (Franciscolo 1997). Questo picco può variare da fine maggio a fine giugno (Campanaro et al. 2016). In Italia, dati dall'Appennino settentrionale mostrano un picco di attività più tardivo, vicino a metà luglio (presente studio).

La postura di volo è caratteristica: i maschi, soprattutto quelli di maggiore taglia e grandi mandibole, tengono il corpo in posizione quasi verticale, con il capo in alto per bilanciarne il peso; inoltre volano lenti, con andamento dritto (poche e larghe curve) e diverse variazioni di altezza. Le femmine, caratterizzate da un capo piccolo con corte mandibole, tengono il corpo molto meno verticale (Franciscolo 1997). Il decollo richiede una posizione verticale sopra il livello del suolo, per esempio su tronchi, rami d'albero e arbusti (Rink e Sinsch 2007). Piogge intense e venti forti portano a sospendere i voli (Campanaro et al. 2011a). Rink e Sinsch (2007) osservarono che i cervi volanti sono capaci di volare tra 11°C e 26°C, sostenendo che il volo veniva impedito da temperature sopra 27°C. Harvey et al. (2011a) calcolarono la soglia della temperatura media di volo a 14,32°C (intervallo di temperatura: 11–18 °C). Uno studio radiotelemetrico recente condotto a Bosco della Fontana ha registrato eventi di volo all'interno di un intervallo compreso tra 18 e 28°C, e un intervallo di umidità di 49–92.9 % (Tini et al. in press).

Per quanto riguarda l'uso verticale dello spazio, le femmine stanno generalmente sul terreno mentre i maschi sono più spesso avvistati in volo e sulla canopy (Franciscolo 1997, Harvey e Gange 2006, Campanaro et al. 2016, Bardiani et al. 2017). Tuttavia, dati di cattura di femmine nella canopy sono riportati da Bardiani et al. (2017). Entrambi i sessi si nutrono di resina secreta dagli alberi o di sostanze zuccherine (Franciscolo 1997, Fremlin e Hendriks 2011, Harvey et al. 2011a, Jansson 2011, Trizzino et al. 2013, Bardiani et al. 2017).

Quando più maschi individuano la stessa femmina combattono fra loro (Franciscolo 1997). Le maggiori dimensioni corporee avvantaggiano i maschi nei combattimenti ma non sempre facilitano il loro successo riproduttivo (Franciscolo 1997, Harvey e Gange 2006). Infatti, il successo negli accoppiamenti dipende dal rapporto corporeo maschio:femmina (valore ottimale 1,4) poiché i maschi più grandi sembrano essere spesso incapaci di accoppiarsi con le femmine piccole (Harvey e Gange 2006). Molti vertebrati sono predatori di cervi volanti adulti, come il toporagno (*Sorex araneus*), la volpe (*Vulpes vulpes*), la gazza (*Pica pica*), la cornacchia grigia (*Corvus corone cornix*), i picchi, il gheppio (*Falco tinnunculus*) e i rapaci notturni (Franciscolo 1997, Campanaro et al. 2011b, Harvey et al. 2011a). La predazione da parte della ghiandaia (*Garrulus glandarius*) è stata osservata in due località dell'Italia centrale (Audisio e Carpaneto, dati inediti). Recentemente, Fremlin (<http://maria.fremlin.de/stagbeetles/spiders.html>, 2015, accesso in data 27 settembre 2016) ha riportato la predazione su *Lucanus cervus* da parte della falsa vedova nera (*Steatoda nobilis*).



Dopo l'accoppiamento, la femmina scava profonde gallerie nel suolo (fino a 70-100 cm), vicino a substrati adatti per lo sviluppo larvale (ad esempio, radici di alberi e legno in decomposizione (Franciscolo 1997, Harvey et al. 2011a). Ciascuna covata può comprendere circa 20 uova (Franciscolo 1997); Harvey et al. (2011a) riportano una media di 24 uova deposte da ciascuna femmina (da 15 a 36 uova). Le femmine possono portare avanti più covate, producendo un totale di 50-100 uova per ciascuna (cf. Franciscolo 1997) e possono scegliere più siti di nidificazione (Tini et al. 2017a, 2017b). Dopo l'ultima ovodeposizione, la femmina non riemerge dal suolo ma muore *in situ* (vedi Franciscolo 1997).

Dati sugli stadi larvali e su quello pupale (ad esempio, numero e durata degli stadi di sviluppo) sono difficili da ottenere in natura o dovuti a fortunate occasioni (Harvey et al. 2011a). La maggioranza dei dati disponibili vengono da individui catturati che si sono riprodotti in cattività grazie alla simulazione delle condizioni ambientali naturali.

Il tempo di incubazione delle uova varia da 14 (cfr. Franciscolo 1997) a 45 giorni (Harvey et al. 2011a). Dopo questo tempo, una piccola larva fuoriesce dopo aver forato il guscio dell'uovo usando le mandibole (Franciscolo 1997). La larva generalmente si sviluppa in quattro anni (da tre a sei anni) (Harvey et al. 2011a), passando attraverso tre stadi (Fremlin e Hendriks 2014). Franciscolo (1997) racconta di aver assistito a una durata ancora più lunga dello sviluppo larvale, in particolare per esemplari di dimensioni maggiori, mentre Fremlin e Hendriks (2014) hanno riportato alcuni casi caratterizzati da durata più corta (due anni).

Alla fine del suo sviluppo, la larva si trasferisce dal legno al suolo (a circa 20 cm di profondità) dove costruisce un bozzolo (cocoon) formato di suolo e sabbia, per l'impupamento. Durante la preparazione del bozzolo, la larva riveste le mura interne dello stesso con una secrezione del tubo digerente (Hendriks e Fremlin 2012), spargendovi dei funghi simbionti (Fremlin e Tanahashi 2015). Al momento dell'emergenza, la femmina rovescia il proprio micangio e muove l'addome in modo da raccogliere i funghi simbionti (Fremlin e Tanahashi 2015). Lo stadio di pupa dura in media 44 giorni (da 28 a 60), alla fine dell'estate: dalla fine di luglio secondo Harvey et al. (2011a), alla fine di agosto secondo Franciscolo (1997). L'adulto è completamente formato in autunno ma sverna all'interno del bozzolo ed emerge dal terreno in primavera (Franciscolo 1997). La durata del periodo attivo nell'adulto varia da poche settimane a tre mesi: Harvey et al. (2011a) riporta un periodo medio di 8 settimane per i maschi (6-10 settimane; dati provenienti da nove nazioni) e 12 settimane per le femmine (8-14 settimane; dati provenienti da nove nazioni). I maschi, riproducendosi in cattività, possono sopravvivere fino a 200 giorni, le femmine anche di più (cfr. Franciscolo 1997).

## Minacce

*Lucanus cervus* è protetta dalla Convenzione di Berna (Allegato III) e dalla Direttiva Habitat (Allegato II) (*L. pontbrianti*, recentemente separato da *L. cervus* e considerato una specie valida, dovrebbe essere ugualmente protetto). *L. cervus* è elencata nella Lista

Rossa dei coleotteri saproxilici europei sotto la categoria *Near Threatened* (= Quasi minacciata) (Nieto e Alexander 2010). Nella Red List dei coleotteri saproxilici italiani (Audisio et al. 2014, Carpaneto et al. 2015), la specie figura nella categoria *Least Concern* (= Minor preoccupazione) perché in base alle attuali conoscenze sulla specie nel territorio italiano e seguendo i criteri IUCN (come l'abbondanza delle popolazioni e l'area di distribuzione), la specie non dovrebbe essere considerata in una fase critica. Seguendo Harvey et al. (2011a), la specie è rara se consideriamo l'intero areale in Europa dove essa sembra mostrare un trend negativo, in conseguenza della perdita di habitat. Dal confronto con dati presi in differenti periodi, la specie risulta decrescere non per la *area of occupancy* (numero di siti in cui sono presenti le popolazioni) ma per il suo *extent of occurrence* (dimensioni dell'areale).

Secondo Nieto e Alexander (2010), *L. cervus* è minacciata principalmente dall'abbassamento dell'età media degli alberi nelle foreste, che è dovuto alla gestione intensiva e al sovrasfruttamento, soprattutto nell'Europa orientale. La conseguenza è la diminuzione dei vecchi alberi habitat e del legno morto, che sono i requisiti ambientali della specie per completare il proprio ciclo biologico.

Una minaccia da non trascurare è dovuta all'aumento del tasso di predazione sui cervi volanti da parte di uccelli opportunistici (gazza, ghiandaia e cornacchia grigia) che mostrano un'elevata crescita demografica negli ambienti derivati o trasformati dalle attività umane (Carpaneto et al. 2015).

Dagli studi di Rink e Sinsch (2011) l'aumento della temperatura potrebbe rappresentare un'altra minaccia per la persistenza di popolazioni di cervo volante in Europa: valori elevati di temperatura, sopra i 27°C impediscono l'attività di volo di questi insetti durante la stagione degli accoppiamenti e l'aumento di aridità potrebbe ostacolare l'emergenza degli adulti in primavera.

## Revisione delle esperienze sul monitoraggio nei paesi europei

Durante gli ultimi anni, in molti paesi europei, sono stati testati differenti metodi per il monitoraggio di *L. cervus*.

Il metodo basato sul conteggio dei resti degli adulti investiti dai veicoli a motore (roadkill count) è stato usato in Spagna (Álvarez Laó e Álvarez Laó 1995, Proyecto Ciervo Volante 1995). Tale metodo (*roadkill count*) è stato testato anche in Belgio (Thomaes 2008) e in Inghilterra da Hawes (2005) e Harvey et al. (2011b), allo scopo di ottenere dati di presenza/assenza nelle aree e per stimare l'abbondanza locale della specie.

Il metodo basato sul conteggio dei resti degli adulti predati da uccelli è stato testato in Belgio da Kervyn (2006) (cercando sia sul terreno sia dentro le borre dei rapaci notturni), in Germania da Malchau (2006) e in Italia da Campanaro et al. (2011b).

Il metodo degli avvistamenti di adulti lungo transeetti al crepuscolo è stato testato in Spagna (Proyecto Ciervo Volante 1995), in Bulgaria (Anonymus 2005), in Belgio (Kervyn 2006), in Slovenia (Vrezec et al. 2012), in Italia (Campanaro e Bardiani 2012, Chiari et al. 2014), e in Romania (Fusu et al. 2015).

I conteggi di individui adulti vivi sono stati fatti in Germania da Malchau (2006) e in Italia da Chiari et al. (2014) (visual encounter surveys). I conteggi di adulti vivi esplorando i tronchi degli alberi di notte con la torcia è stato testato in Slovenia da Vrezec et al. (2012).

Le trappole da intercettazione sono state testate in Belgio (Kervyn 2006) mentre le trappole a caduta (sul terreno e sugli alberi) sono state testate in Slovenia da Vrezec et al. (2012).

L'uso di esche attrattive è stato associato a diversi tipi di trappole. In Spagna, il gruppo GTLI (2005) ha usato trappole da intercettazione a finestra (window traps), trappole a caduta (pitfall traps) e trappole aeree innescate (baited traps) contenenti frutti, fettine di rizoma di zenzero, vino o birra. In Germania, Malchau (2006) ha usato trappole innescate con una miscela di frutti e alcol etilico. In Slovenia (Vrezec e Kapla 2007) e in Belgio (Thomaes 2008), sono state usate trappole a caduta innescate con frutti o zenzero. In Inghilterra, Harvey et al. (2011b) hanno testato differenti esche (liquidi alcolici o zuccherini, composti chimici, frutti, radici, vegetali vari) con test di laboratorio e sul campo (con trappole a finestra o a caduta). In Svezia, Jansson (2011) ha testato sul campo differenti composti ottenuti da zuccheri, lieviti ed enzimi combinati con foglie di querce o corteccia. In Italia, alcune delle esche usate da Harvey et al. (2011b) sono state testate da Chiari et al. (2014) con le stesse trappole, mentre Bardiani et al. (2017) hanno testato due differenti miscele alcoliche in trappole aeree.

Esperimenti acustici sull'individuazione delle larve attraverso le loro emissioni sonore sono stati condotti in Inghilterra da Harvey et al. (2011b), usando una tecnica che richiede una strumentazione sofisticata e che ancora non è stata testata sul campo.

Le mandibole vistose e le grandi dimensioni corporee di *L. cervus* attira l'attenzione delle persone rendendo facile il loro coinvolgimento; più di altri insetti, i cervi volanti possono essere un buon soggetto per le campagne finalizzate all'educazione naturalistica e per progetti di Citizen Science, soprattutto laddove si parla di conservazione delle foreste e degli organismi che vivono in questi ecosistemi (Carpaneto et al. 2015). A partire dal 1994, I dati sulla distribuzione geografica ed ecologica della specie sono stati raccolti con l'aiuto di cittadini in Spagna (Proyecto Ciervo Volante 1995) e dal 1998 in Gran Bretagna (Percy et al. 2000, Smith 2003, 2011). In Francia, l'organizzazione non governativa *Office pour les insectes et leur environnement* (OPIE) ha lanciato un altro progetto di Citizen Science su *L. cervus*, raccogliendo gli avvistamenti fatti dalle persone attraverso un nuovo portale. In Svizzera, Moretti e Sprecher-Uebersax (2004) hanno raccolto dati durante il periodo riproduttivo del 2003 confermando i dati fenologici ed ecologici pregressi sulla specie nel Parco del Ticino e nelle Alpi Occidentali. In Olanda, Smit e Krekels (2006), fecero un annuncio con lo scopo di raccogliere informazioni dal pubblico: essi fornirono immagini del cervo volante per facilitare il riconoscimento della specie e una mappa di distribuzione. In Italia, Zapponi et al. (2017) hanno riportato i risultati preliminari del progetto di Citizen Science portato avanti nell'ambito del MIPP per mostrare l'utilità effettiva dei dati raccolti dai cittadini per la conoscenza della distribuzione della specie nel Paese.

Nonostante il numero elevato di studi per il monitoraggio nazionale, fino al 2010 le iniziative a livello internazionale sono state nulle o insignificanti. Una revisione della

bionomia e distribuzione di *L. cervus* è stata realizzata da Harvey et al. (2011a), raccogliendo informazioni da più di quaranta paesi europei e asiatici, e aprendo il via alla studio collaborativo pubblicato più recentemente da Campanaro et al. (2016). In quest'ultimo studio un gruppo di ricercatori di otto paesi europei (Belgio, Germania, Italia, Polonia, Regno Unito, Slovenia, Spagna e Svizzera), ha usato un metodo standardizzato di monitoraggio basato su avvistamenti lungo un transetto al crepuscolo, per comparare alcuni aspetti dell'ecologia di popolazione della specie. Lo studio di Campanaro et al. (2016) ha rappresentato una tappa essenziale nella scelta di un metodo standard applicato a livello europeo.

## Metodi

All'inizio del progetto (vedi Carpaneto et al. 2017), è stata fatta una selezione fra i metodi di monitoraggio conosciuti che ha portato alla scelta di quattro metodi da testare scientificamente: Avvistamento di individui lungo transetti al crepuscolo, Raccolta di resti di predazione lungo i transetti, Cattura di individui in punti selezionati al crepuscolo (modificato dopo il primo anno in Cattura di individui lungo transetti al crepuscolo) e Trappole con esca. Il confronto tra i quattro metodi selezionati è stato portato avanti in due differenti aree di studio per tre anni, allo scopo di identificare il metodo standard di monitoraggio più appropriato alla specie (rapido, poco costoso, con protocollo replicabile negli anni e in diversi siti, capace di trovare facilmente un alto numero di specie, e sufficiente per effettuare stime di abbondanza). I metodi e la pianificazione dei campionamenti sono di seguito dettagliati.

### Avvistamento di individui lungo transetti al crepuscolo (Avvistamenti)

Il metodo (in seguito: Avvistamenti) è basato sul percorso di transetti descritto da Campanaro et al. (2016). Ciascun transetto è lungo 500 m e, dal centro del sentiero, deve permettere avvistamenti fino a cinque metri su entrambi i lati (visibilità complessiva di 10 metri). Il transetto dovrebbe seguire le caratteristiche del paesaggio, come le strade, i sentieri o i margini boschivi, dove la volta arborea sopra l'intero transetto o gran parte di questo) dovrebbe essere sufficientemente aperto da permettere condizioni di luce adeguate a percepire la presenza dei cervi volanti al crepuscolo (Figura 7). Il percorso incomincia 15 minuti prima del tramonto e dura 30 minuti in tutto. La lunghezza di 500 m viene divisa in cinque settori di 100 m ciascuno, così che ciascuno di essi è completato in sei minuti. La fine di ciascun settore viene marcato con nastro di plastica colorato affinché sia evidente, in modo che l'operatore abbia un punto visivo di riferimento e possa controllare la propria posizione e il tempo di percorso. Tutti gli individui osservati all'interno del transetto vengono registrati, prendendo nota del sesso di ciascuno di essi (usando l'opzione "unknown" quando è impossibile riconoscere il sesso di un individuo in volo o la sua cattura), il settore in cui l'individuo viene av-



**Figura 7.** Esempi di transetti: **A** Bosco della Fontana (foto di I. Toni) **B** Foresta della Lama (foto di M. Bardiani).

vistato, l'altezza del volo ( $<2$  m,  $>2$  m) e la posizione relativa al percorso (a sinistra, al centro o a destra) sia per gli individui in volo sia per quelli visti camminare. I transetti vengono percorsi da un solo operatore e solo nei giorni con adatte condizioni meteorologiche, cioè senza pioggia (una pioggerella fine o poco densa è accettabile), senza forte vento e con temperatura sopra i  $13^{\circ}\text{C}$ . Per ogni percorrenza successiva, la direzione del transetto viene invertita per evitare che la stessa estremità del transetto venga visitata sempre alla stessa ora.

### **Raccolta di resti di predazione lungo transetti (Resti)**

Questo metodo (in seguito: Resti) è basato sulla raccolta di resti di cervi volanti predati da uccelli o mammiferi (Campanaro et al. 2011b) ed è simile alla raccolta di resti di individui uccisi dai veicoli a motore lungo le strade (Harvey et al. 2011b). I resti testimoniano prevalentemente l'avvenuta predazione di cervi volanti adulti da parte di corvidi (ghiandaie, gazze e cornacchie) che si nutrono dell'addome di questi coleotteri e scartano la parte più dura dell'esoscheletro. La raccolta dei resti viene fatta lungo transetti come quelli precedentemente descritti per gli avvistamenti degli adulti. Se lungo i sentieri ci sono molte piante erbacee, queste devono essere basse in modo da permettere il rinvenimento dei resti (Figura 7). La raccolta dei resti viene effettuata da un operatore durante le ore diurne. Tutti i resti vengono conservati in bustine di carte e lasciate sec-



care. Ciascuna bustina riporta la data, il codice identificativo del reperto, il transetto e il settore in cui è avvenuta la raccolta, il numero di esemplari trovati nello stesso punto e il tipo di resti (ad es. elitra, pronoto, capo, individuo intero). Per quanto riguarda il numero di esemplari, questo deriva da un conteggio che tiene conto delle parti anatomiche dispari (capo, pronoto) e pari (elitre, mandibole, zampe), considerando come un solo esemplare le parti del corpo rinvenute nelle strette vicinanze. Sulla scheda di campo vengono riportati la data, il numero del transetto, il nome dell'operatore, l'ora iniziale e finale del percorso e la posizione di ciascun reperto lungo il transetto.

### **Cattura di individui lungo transetti al crepuscolo (Retino-transetto)**

Questo metodo (in seguito: Retino-transetto) è basato sulla cattura del massimo numero possibile di individui avvistati al crepuscolo lungo i transetti. Scopo della cattura è ottenere una sicura identificazione tassonomica per ciascun individuo ed evitare confusione tra *L. cervus* e altre specie affini che possono essere conviventi nella stessa località (ad es. *L. tetraodon* in diverse località dell'Italia centrale). Il metodo è usato lungo transetti con le medesime specifiche tecniche (lunghezza, durata del percorso, orario, direzione del percorso) descritte per il metodo Avvistamenti. Prima di iniziare il percorso, l'operatore dispone alla fine di ciascun settore (ogni 100 m) un contenitore di grandezza adeguata in cui metterà temporaneamente le singole provette con gli individui catturati nel settore stesso. Ciascun individuo avvistato o catturato viene registrato come per il metodo Avvistamenti. Gli individui trovati in volo vengono catturati con un retino (cerchio circolare con diametro di circa 50 cm; manico telescopicamente estensibile fino a circa 2 m) mentre gli individui trovati mentre camminano o stanno fermi possono essere catturati a mano. Alla fine dell'intero transetto, l'operatore ritorna indietro per fotografare gli esemplari di dubbia identificazione e poi rilasciare ciascun esemplare nel suo settore.

### **Cattura di individui in radure selezionate al crepuscolo (Retino-radura)**

Questo metodo (in seguito: Retino-radura) è basato sulla cattura di tutti gli individui avvistati quando volano in una radura che potrebbe rappresentare un luogo in cui i cervi volanti confluiscono per accoppiarsi al crepuscolo (Chiari et al. 2014). Tutti gli individui sono temporaneamente catturati con un retino e tenuti vivi dentro single provette con tappo. Dopo l'identificazione tassonomica gli individui vengono rilasciati vivi nella radura.

### **Trappole con esca**

Questo metodo (in seguito: Trappole) (cfr. Bardiani et al. 2017, Redolfi De Zan et al. 2017) è basato su trappole innescate e trappole aeree, usate in precedenza da diversi autori



**Figure 8.** Trappole con esca per cervi volanti (vedi dettagli nel testo) (foto di A. Cini).

(Allemand e Aberlenc 1991, Mason et al. 2002, Vrezec e Kapla 2007), ma modificate in trappole non-letali (Campanaro et al. 2011a, Corezzola et al. 2012). Le trappole testate nella presente ricerca (Figura 8) sono fabbricate a mano e consistono in due flaconi di polietilene ad alta densità ( $1000 \text{ cm}^3$  ciascuna) attaccate una sull'altra. Il flacone superiore rappresenta la camera di cattura e ha il coperchio perforato per inserirvi un imbuto di plastica (diametro 10 cm; cannello tagliato trasversalmente per creare un'apertura dal diametro di 4 cm). Il fondo di questo flacone viene tagliato trasversalmente e attaccato al flacone inferiore (questo, con la parte superiore tagliata) che contiene un'esca liquida. I due flaconi sono separati tra loro da una retina metallica a maglie di  $2 \times 2 \text{ mm}$ . La retina impedisce che gli individui, entrati nella camera di cattura cadano nell'esca liquida sottostante. Due differenti miscele di liquidi attrattivi per lucanidi sono state testate: (i) vino rosso, birra e banana schiacciata ( $R_w B_e B_a$ ) e (ii) vino rosso, vino bianco e zucchero ( $R_w W_w S$ ). Le due miscele sono state preparate una settimana prima dell'istallazione delle trappole per favorire la fermentazione. Per ciascun litro di miscela (fatta da 50% di ciascuno dei due liquidi), venivano aggiunti 220–330 g di banana oppure 220 g di zucchero. Il volume finale dell'esca per trappola era circa  $500 \text{ cm}^3$ . Le trappole venivano agganciate a tronchi (1,5–2 m di altezza dal suolo) oppure issate su rami alti (10–20 m) usando una fionda forestale (BigShot by Sherrill tree) per la sistemazione delle due corde (una per tirare su e una per riportare giù la trappola). Le trappole venivano controllate ogni mattina

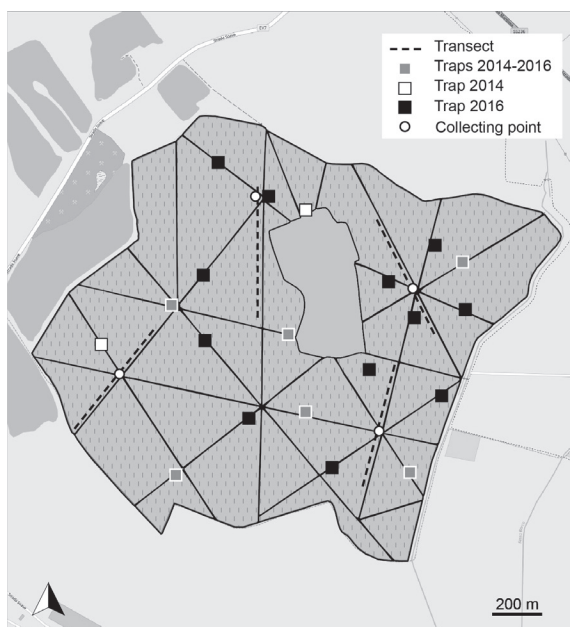
dalle 08:00 alle 13:00 per evitare la morte degli individui a causa di temperature troppo elevate nelle ore diurne. Le trappole venivano attivate ogni Lunedì, rimanevano attive per i quattro giorni successivi e poi disattivate di Venerdì. Questo metodo è stato usato anche per monitorare *Cerambyx cerdo*, sempre nell'ambito del progetto MIPP (Redolfi De Zan et al. 2017).

### Piano di campionamento

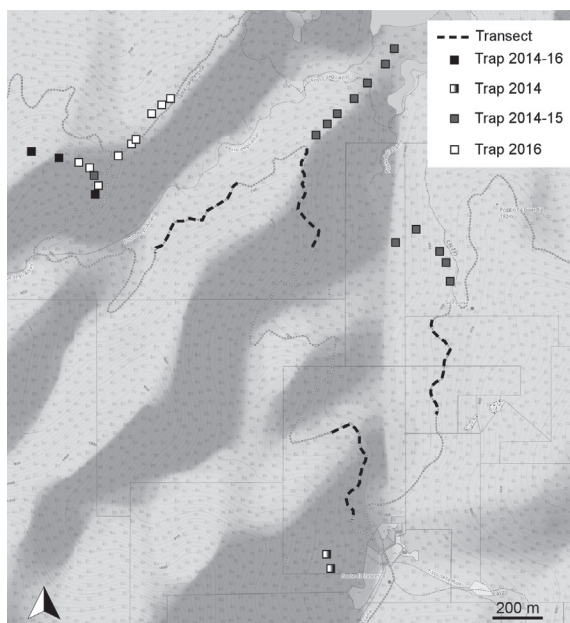
I metodi sono stati testati in due aree: Bosco della Fontana (in seguito: BF; Mantova, Lombardia; coordinate: 45.200299°N, 10.740841°E) (Figura 9) e Foresta della Lama (in seguito: FL; Bagno di Romagna, Emilia-Romagna; coordinate: 43.8311°N, 11.8379°E) (Figura 10). BF è un piccolo frammento di foresta planiziarica a carpino bianco e querce, a 25 m s.l.m. FL è parte di un vasto sistema di foresta decidua montana, dominata da faggio e altre latifoglie decidue, situata a 600-1800 m s.l.m. (transesti situati a circa 700 m s.l.m., e trappole con esca a 600-900 m s.l.m.). Ulteriori dettagli sulle aree di studio sono forniti da Carpaneto et al. (2017). I metodi sono stati testati fra il 2014 e il 2016. I metodi Avvistamenti e Resti sono stati ripetuti in entrambe le aree di studio durante i tre anni, mentre il metodo Retino-Transetto è stato testato solo negli ultimi due anni (Tabella 1). Questi metodi sono stati testati lungo gli stessi quattro transesti (Figure 9 e 10) e i transesti sono rimasti gli stessi per tutti gli anni. Ciascun transetto è stato effettuato una volta alla settimana e, nel 2014, tutti i transesti sono stati monitorati nello stesso giorno a BF. Negli anni 2015 e 2016, in entrambe le aree, i metodi di monitoraggio previsti lungo transesti al crepuscolo (Avvistamenti e Retino-Transetto) sono stati usati nello stesso giorno ma lungo due differenti transesti. I due metodi non sono mai stati usati nello stesso momento lungo lo stesso transetto. Alla fine di ogni settimana, entrambi i metodi risultavano essere applicati per tutti e quattro i transesti.

Il metodo Retino-radura è stato applicato soltanto nel 2014 a BF (Tabella 1). Quattro radure (approssimativamente circolari; diametro medio 46 cm) sono state controllate nello stesso giorno, una volta alla settimana, dalle 20:00 alle 21:20. Ciascuna radura è stata controllata per 15 minuti. Durante ogni sopralluogo, l'ordine di campionamento delle radure cambiava.

Le trappole con esca sono state testate in anni diversi nelle due aree di studio (Tabelle 1–2). Nel 2014, a BF, per testare l'attrazione dell'esca e l'altezza della trappola, sono state installate 48 trappole, disposte a formare otto repliche. Ciascuna replica consisteva di sei trappole, montate a coppie su tre alberi. Su ciascun albero, una trappola veniva installata su rami alti a livello della *canopy* (altezza 10–20 m; *high* = trappola alta) e un'altra trappola sulla parte più bassa del tronco (altezza 1,5–2 m; *low* = trappola bassa). Ciascun paio di trappole (alta e bassa) era innescato con una differente miscela di esche:  $R_w B_c B_a$ ,  $R_w W_w S$ , oppure vuoto, per controllo. Le trappole sono state visitate per otto settimane (Tabella 1). Nel 2014, a FL, sono state installate 36 trappole su 18 alberi (due trappole per albero) e agganciate alle due diverse altezze dal suolo, come descritto



**Figura 9.** Mappa del Bosco della Fontana con i siti di campionamento (linee tratteggiate: transetti per i metodi Avvistamenti, Resti e Retino-transetto; cerchi bianchi: radure scelte per il metodo di cattura Retino-radura; quadrati grigi: siti delle trappole nel periodo 2014–2016; quadrati neri: siti delle trappole nel 2016; quadrati bianchi: siti delle trappole nel 2014).



**Figura 10.** Mappa della Foresta della Lama con i siti di campionamento (linee tratteggiate: transetti per Avvistamenti, Resti e Retino-transetto; quadrati neri: siti delle trappole nel periodo 2014–2016; quadrati grigi: siti delle trappole nel periodo 2014–2015; quadrati parzialmente colorati: siti delle trappole nel 2014; quadrati bianchi: siti delle trappole nel 2016).

**Tabella 1.** Piano di campionamento a Bosco della Fontana (BF) e Foresta della Lama (FL) durante i tre anni di monitoraggio. N = numero di transetti o di trappole; S = numero di sessioni; \* indica il numero di sessioni per transetto.

| Sito | Metodo           | 2014 |     |                           | 2015 |     |           | 2016 |    |           |
|------|------------------|------|-----|---------------------------|------|-----|-----------|------|----|-----------|
|      |                  | N    | S   | Data                      | N    | S   | Data      | N    | S  | Data      |
| BF   | Avvistamenti     | 4    | 10* | 20.5–22.7                 | 4    | 8*  | 25.5–16.7 | 4    | 6* | 6.6–14.7  |
|      | Resti            | 4    | 10* | 20.5–22.7                 | 4    | 10* | 20.5–22.7 | 4    | 7* | 1.6–14.7  |
|      | Retino-transetto | -    | -   | -                         | 4    | 8*  | 25.5–16.7 | 4    | 6* | 6.6–14.7  |
|      | Retino-radura    | 4    | 9   | 22.5–17.7                 | -    | -   | -         | -    | -  | -         |
|      | Trappole         | 48   | 32  | 27.5–18.7                 | -    | -   | -         | 54   | 24 | 31.5–8.7  |
| FL   | Avvistamenti     | 4    | 7*  | 7.7–5.8                   | 4    | 7*  | 22.6–7.8  | 4    | 5* | 27.6–28.7 |
|      | Resti            | 4    | 2*  | 15–18.6;<br>6–11.7; 3–8.8 | 4    | 7*  | 22.6–7.8  | 4    | 5* | 29.6–27.7 |
|      | Retino-transetto | -    | -   | -                         | 4    | 7*  | 22.6–7.8  | 4    | 5* | 27.6–28.7 |
|      | Trappole         | 36   | 8   | 6–11.7; 3–8.8             | 32   | 16  | 23.6–7.8  | 24   | 20 | 28.6–29.7 |

**Tabella 2.** Quadro completo dei trappolamenti e numero di trappole installate nelle due aree di studio, Bosco della Fontana (BF) e Foresta della Lama (FL), durante i tre anni di monitoraggio. Esca:  $R_w B_e B_a$  (vino rosso, birra, banana);  $R_w W_w S$  (vino rosso, vino bianco, zucchero); Nessuna: trappole vuote usate come controllo. Posizione (altezza a cui le trappole sono state appese): alta (sopra 10 m), bassa (1,5–2 m). Cambio miscela (variazioni nell'età della miscela): Mai (miscela mai sostituita durante la stagione); 3 settimane (miscela sostituita una volta durante la stagione: dopo tre settimane); 2 settimane (miscela sostituita due volte durante la stagione: ogni due settimane).

| Esca          | Posizione trappole | Cambio miscela | 2014 |    | 2015 |    | 2016 |    |
|---------------|--------------------|----------------|------|----|------|----|------|----|
|               |                    |                | BF   | FL | BF   | FL | BF   | FL |
| $R_w B_e B_a$ | alta               | Mai            | 8    | 9  | -    | -  | -    | -  |
|               | bassa              | Mai            | 8    | 9  | -    | -  | -    | -  |
| $R_w W_w S$   | alta               | Mai            | 8    | 9  | -    | 16 | 18   | 12 |
|               |                    | 3 settimane    | -    | -  | -    | -  | 18   | -  |
|               |                    | 2 settimane    | -    | -  | -    | -  | 18   | -  |
|               | bassa              | Mai            | 8    | 9  | -    | 16 | -    | -  |
|               |                    | 3 settimane    | -    | -  | -    | -  | -    | -  |
|               |                    | 2 settimane    | -    | -  | -    | -  | -    | 12 |
| Nessuna       | alta               | -              | 8    | -  | -    | -  | -    | -  |
|               | bassa              | -              | 8    | -  | -    | -  | -    | -  |

per BF (Tabella 2). Le trappole usate nelle due aree erano le stesse ma a FL non sono state impiegate trappole vuote (Tabella 2). Le trappole sono state visitate per due settimane. Nel 2015, le trappole sono state installate soltanto a FL. Il numero complessivo di trappole installate è stato 32 su 16 alberi, metà alte e metà basse. Le trappole sono state visitate per quattro settimane e innescate solamente con  $R_w W_w S$  (Tabella 2). Nel 2016, a BF, sono state installate 54 trappole, disposte a formare 18 repliche. Ciascuna replica consisteva in tre trappole, tutte innescate con  $R_w W_w S$  ma con tre differenti classe di fermentazione: (i) miscela mai cambiata nel corso dello studio, (ii) miscela sostituita ogni



terza settimana, (iii) miscela sostituita ogni seconda settimana (Table 2). Nel 2016, a FL, il numero complessivo delle trappole era 24 su 12 alberi, metà alte e metà basse. Le trappole sono state visitate per cinque settimane. L'unica miscela di esche usata è stata  $R_w W_w S$  (Tabella 2).

## Analisi statistica

Il test Chi-Quadro è stato usato per evidenziare differenze fra il numero di maschi e femmine per ogni metodo di monitoraggio testato. Nel metodo Avvistamenti, gli individui per cui durante l'avvistamento non è stato possibile identificare il sesso (Unknown) non sono stati presi in considerazione. Per comparare il numero di resti (metodo Resti) con il numero di individui avvistati (metodo Avvistamenti), i primi sono stati considerati in due modi: (i) ogni capsula cefalica rinvenuta e ogni individuo intero sono stati contati come un esemplare (in seguito: *head count*), e (ii) i resti di altra tipologia, probabilmente appartenenti allo stesso individuo, sono stati contati come un solo esemplare (in seguito: *total count*). Inoltre, per il metodo Retino-transetto, la percentuale di individui raccolti (catture) è stata comparata con la somma degli individui avvistati e catturati (avvistamenti+catture) lungo lo stesso transetto durante una determinata sessione. I modelli di *occupancy* sono stati applicati per stimare la probabilità di rinvenimento (*detection probability*,  $p^{\wedge}$ ) nei differenti metodi testati (Nichols et al. 2008). In particolare, i modelli *single species*, *single season* sono stati usati per i metodi Avvistamenti, Retino-transetto e Resti, mentre quelli *single species*, *single season*, *multi-method* sono stati usati per i dati di Trappole. Nel primo caso, la probabilità di rinvenimento (*detection probability*) è stata considerata costante nel tempo ( $p$ ) o dipendente dal tempo ( $p_t$ ). Nel secondo caso, la probabilità di rinvenimento è stata considerata in quattro modi diversi: indipendente dal tempo e indipendente dai metodi ( $p$ ), indipendente dal tempo ma dipendente dai metodi ( $p^s$ ), dipendente dal tempo ma indipendente dai metodi ( $p_t$ ) o dipendente sia dal tempo sia dai metodi ( $p_{s+t}$ ). La probabilità di *occupancy* su piccolo scala ( $\theta$ ), che corrisponde alla presenza della specie nella stazione di campionamento, è stata considerata sia indipendente dal tempo ( $\theta$ ) sia dipendente dal tempo ( $\theta_t$ ). I modelli sono stati ordinati secondo valori decrescenti di AIC (Akaike Information Criterion) e i modelli con  $\Delta AIC \leq 2$  sono stati considerati validi (Burnham e Anderson 2002). Le analisi sono state condotte usando il Programma PRESENCE (Hines e MacKenzie 2004). Il test di Kruskal–Wallis è stato usato per comparare il numero di rinvenimenti fra transetti della stessa area di studio, con un dato metodo di campionamento: Avvistamenti, Resti (*total count*) o Retino-transetto (catture). Queste analisi sono state effettuate usando STATISTICA 7.0 (StatSoft Inc.), con un livello di significatività pari a 0.05. Per quanto riguarda il metodo di cattura con trappole, sono stati considerati solo i dataset con numero sufficiente di eventi di cattura (vedi i dati di BF nel 2014 e nel 2016; Tabella 3). Il dataset BF 2014 è stato usato per testare il grado di attrattività di due differenti

miscele ( $R_w B_c B_a$  e  $R_w W_w S$ ) posizionate a due diverse altezze dal suolo (alta e bassa) (il dataset BF 2014 è lo stesso usato da Bardiani et al. 2017). Il dataset BF 2016 è stato usato per testare il grado di attrazione delle miscele invecchiate (tre differenti classi di fermentazione, come definite precedentemente).

## Resultati

### Dati di cattura

A Bosco Fontana (BF), i metodi Avvistamenti e Resti (*total count*) hanno fornito il numero più alto di contatti con *L. cervus* nei tre anni (Tabella 3). Il metodo Avvistamenti ha dato il più alto valore medio di contatti per transetto e per sessione (*survey*) (Tabella 3). A Foresta della Lama (FL), lo stesso metodo ha fornito il più alto numero di contatti nel 2014 e nel 2015 (rispettivamente 53 e 100) mentre, nel 2016, il più alto numero di contatti è stato dato dalla somma delle catture e degli avvistamenti rilevati durante il metodo Retino-transetto (Tabella 3). Questi risultati sono stati confermati dai valori medi (Tabella 3). I metodi Resti e Trappole condotti a FL hanno fornito valori più bassi di contatti con *L. cervus* (Tabella 3).

Nel metodo Resti, i valori di *head count* sono risultati essere dal 25% al 86% al 86% del *total count*, indicando che non c'era proporzionalità costante fra queste due modalità di stima degli individui in base ai resti trovati.

Con il metodo Retino-transetto, la percentuale di individui catturati rispetto alla somma degli individui avvistati + quelli catturati, variava da 0% a 100% e non era dipendente dal numero degli individui avvistati. La percentuale di volte in cui l'operatore è stato in grado di raccogliere tutti gli individui avvistati per area e per anno, variava da 12% a 41%.

Il test  $\chi^2$  ha sempre mostrato un numero di maschi significativamente superiore, ad eccezione del metodo Resti a FL ( $\chi^2 = 0,266$ ;  $p = 0,606$ ) (Tabella 4).

Non sono state trovate differenze significative nel numero di contatti fra i transetti per BF ( $p = 0,051$  o più alta) o per FL ( $p = 0,077$  o più alta) in nessuno dei tre metodi di campionamento testati (Tabella 5). I dati di Avvistamenti per BF (Figura 11) hanno mostrato un picco di attività (come valore medio massimo dei contatti per transetto e per sessione) alla ventiseiesima settimana dell'anno per tutti e tre gli anni. I dati di Resti, confrontati con i dati di Avvistamenti, hanno mostrato picchi leggermente più tardivi nel 2014 e nel 2015 (Figura 11). I dati di Retino-transetto, confrontati con quelli di Avvistamenti, hanno mostrato un doppio picco alla venticinquesima e alla ventisettesima settimana nel 2015 e un picco più precoce alla venticinquesima settimana nel 2016. A FL, il picco di attività si è mostrato più tardivo, fra la ventisettesima e la ventinovesima settimana (Figura 12). I dati di Avvistamenti hanno mostrato due picchi nel 2014 (ventisettesima e ventinovesima settimana), un picco nel 2015 (ventottesima settimana) e due picchi nel 2016 (ventottesima e ventinovesima settimana) (Figura 12). I dati di Retino-transetto hanno mostrato un trend simile, con un picco

**Tabella 3.** Numero e valori medi (fra parentesi) dei contatti (c = captures; s = avvistamenti; sp = specimens; total = *total count*; head = *head count*) per ciascun metodo, nelle due aree di studio, Bosco della Fontana (BF) e Foresta della Lama (FL), durante i tre anni di monitoraggio.

| Metodo           | Tipo di contatto | BF        |           |           | FL       |           |            |
|------------------|------------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|------------|
|                  |                  | 2014      | 2015      | 2016      | 2014     | 2015      | 2016       |
| Avvistamenti     | s                | 156 (3,9) | 143 (4,9) | 195 (8,1) | 53 (2,4) | 100 (3,6) | 151 (7,6)  |
| Resti (total)    | sp               | 152 (3,8) | 150 (3,8) | 202 (7,2) | 4 (0,5)  | 14 (0,5)  | 7 (0,4)    |
| Resti (head)     | sp               | 87 (2,2)  | 81 (2,0)  | 146 (5,2) | 1 (0,1)  | 12 (0,4)  | 4 (0,2)    |
| Retino-transetto | c                | -         | 80 (2,,6) | 91 (4,0)  | -        | 47 (1,7)  | 110 (5,5)  |
| Retino-transetto | c+s              | -         | 134 (4,3) | 153 (6,7) | -        | -         | 210 (10,5) |
| Retino-radura    | c                | 41        | -         | -         | -        | -         | -          |
| Trappole         | c                | 33        | -         | 103       | 1        | 4         | 9          |

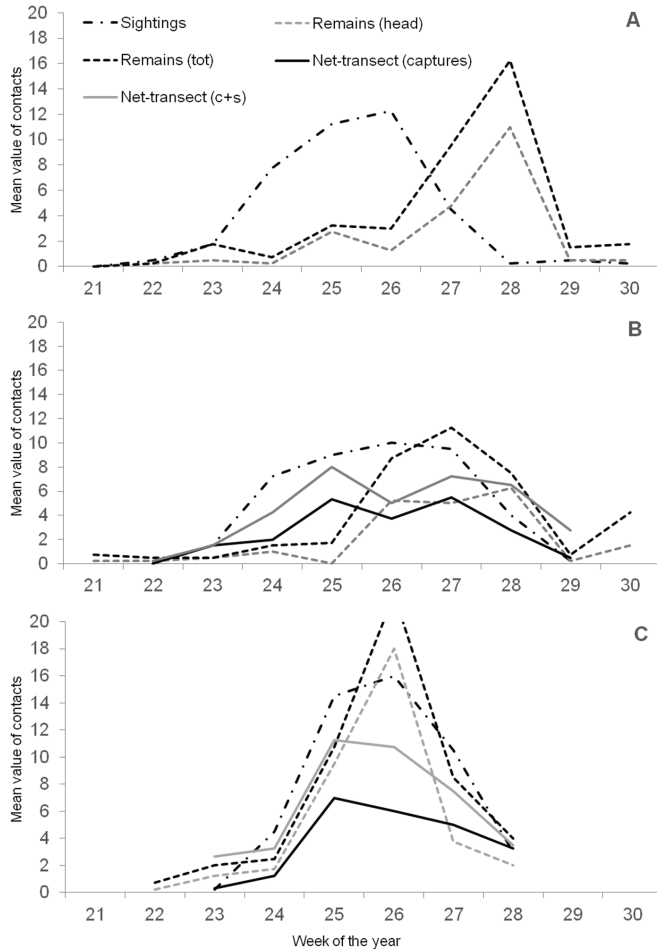
**Tabella 4.** Numero di maschi (M), femmine (F) e individui non identificati sessualmente (U), contattati con differenti metodi a Bosco della Fontana (BF) e Foresta della Lama (FL); gdl = gradi di libertà.

| Sito | Metodo                     | M   | F  | U  | gdl | chi-quadro | <i>p</i> |
|------|----------------------------|-----|----|----|-----|------------|----------|
| BF   | Avvistamenti               | 380 | 40 | 74 | 1   | 164,58     | 0,001    |
|      | Resti ( <i>head</i> )      | 281 | 33 | -  | 1   | 116,03     | 0,001    |
|      | Retino-transetto (catture) | 166 | 5  | -  | 1   | 91,38      | 0,001    |
|      | Retino-radura (catture)    | 40  | 1  | -  | 1   | 23,99      | 0,001    |
|      | Trappole                   | 117 | 19 | -  | 1   | 40,58      | 0,001    |
| FL   | Avvistamenti               | 259 | 5  | 38 | 1   | 159,98     | 0,001    |
|      | Resti ( <i>head</i> )      | 11  | 8  | -  | 1   | 0,27       | 0,606    |
|      | Retino-transetto (catture) | 151 | 28 | -  | 1   | 47,92      | 0,001    |
|      | Trappole                   | 14  | 1  | -  | 1   | 6,98       | 0,01     |

**Tabella 5.** Risultati del test di Kruskal-Wallis, comparando il numero totale di contatti (N) registrati durante i tre anni di monitoraggio (2014-2016) a Bosco della Fontana (BF) e Foresta della Lama (FL), per tre metodi di campionamento; gdl = gradi di libertà, H = indice distribuzione dati; *p* = grado di significatività.

| Metodo                     | BF  |    |       |          | FL  |    |       |          |
|----------------------------|-----|----|-------|----------|-----|----|-------|----------|
|                            | gdl | N  | H     | <i>p</i> | gdl | N  | H     | <i>p</i> |
| Avvistamenti               | 3   | 12 | 5,974 | 0,113    | 3   | 12 | 6,843 | 0,077    |
| Resti (tot)                | 3   | 12 | 7,758 | 0,051    | 3   | 12 | 2,947 | 0,400    |
| Retino-transetto (catture) | 3   | 8  | 6,452 | 0,092    | 3   | 8  | 4,849 | 0,183    |

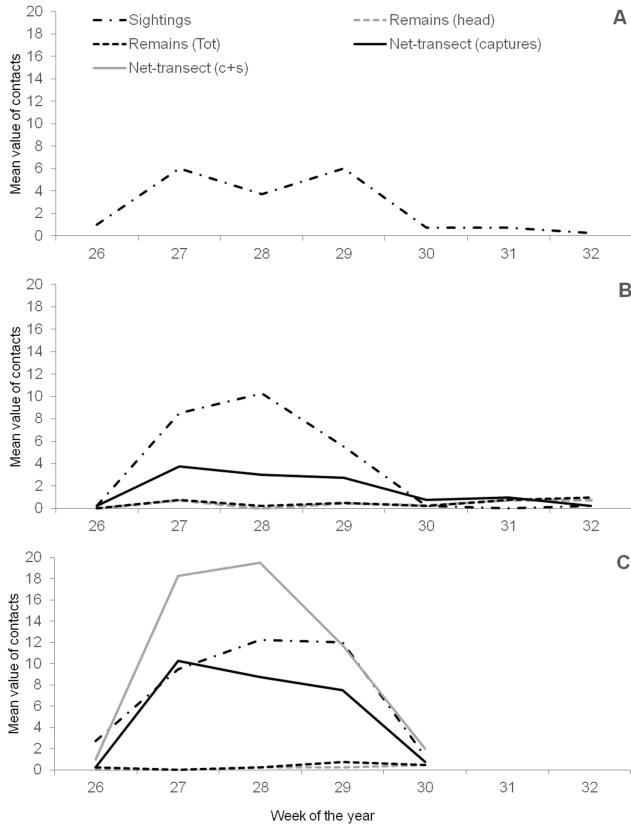
alla ventisettesima settimana nel 2015 e nel 2016 (Figura 12). La somma delle catture e degli avvistamenti, dai dati di Retino-transetto, hanno mostrato un picco alla ventottesima settimana (Figura 12). In tutti e tre gli anni, i dati di Resti, sia contando unicamente le capsule cefaliche e gli individui interi (*head count*) sia contando il numero totale stimato degli individui predati (*total count*) non ha mai prodotto valori medi più alti di 1.



**Figura 11.** Fenologia del cervo volante, *L. cervus*, a Bosco della Fontana durante **A** 2014 **B** 2015 e **C** 2016, in base ai dati ottenuti con tre metodi (Avvistamenti, resti e Retino-transetto). Linea tratteggiata-puntata = valore medio dei dati ottenuti con Avvistamenti; Linea tratteggiata nera = valore medio con Resti (*total count*); Linea tratteggiata grigia = valore medio per Resti (*head count*). Linea nera = valore medio delle catture con Retino-transetto; Linea grigia = valore medio della somma delle catture e degli avvistamenti con Retino-transetto. Le settimane sono espresse come numero delle settimane dell'anno. Il valore medio di Resti alla 26<sup>a</sup> settimana del 2016 è 22.

### Probabilità di rilevamento

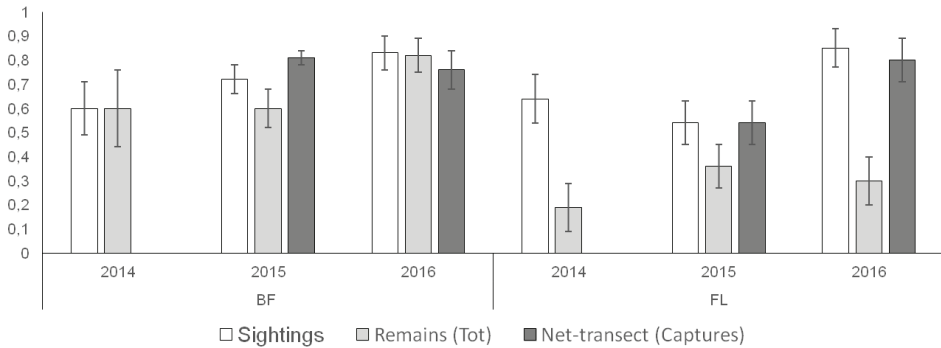
La probabilità di rilevamento (*detection probability*), per tutti i metodi basati su transetti, è stata più o meno dipendente dal tempo in funzione dell'area di studio e dell'anno. Complessivamente, la probabilità di rilevamento per i metodi Avvistamenti e Retino-transetto è sembrata essere più influenzata dal tempo rispetto a quella calcolata per il metodo Resti (Tabella 6). La probabilità di rilevamento per i metodi Avvistamenti e



**Figura 12.** Fenologia del cervo volante, *L. cervus*, alla Foresta della Lama durante **A** 2014 **B** 2015 e **C** 2016, in base ai dati ottenuti con tre metodi (Avvistamenti, resti e Retino-transetto). Linea tratteggiata-puntata = valore medio dei dati ottenuti con Avvistamenti; Linea tratteggiata nera = valore medio con Resti (*total count*); Linea tratteggiata grigia = valore medio con Resti (*head counts*). Linea nera = valore medio delle catture con Retino-transetto; Linea grigia = valore medio della somma delle catture e degli avvistamenti con Retino-transetto. Le settimane sono espresse come numero delle settimane dell'anno.

Retino-transetto è stata più alta di 0,50 per entrambe le aree di studio in tutti e tre gli anni (Figura 13). La più alta probabilità di rilevamento per i dati di Avvistamenti è stata nel 2016, raggiungendo  $0,83 (\pm 0,07)$  a BF e  $0,85 (\pm 0,08)$  a FL (Figura 13). Per i dati di Retino-transetto, il più alto valore di probabilità di rilevamento è stato registrato nel 2015 a BF ( $0,81 \pm 0,03$ ) mentre il più basso è stato nel 2015 a FL ( $0,54 \pm 0,09$ ) (Figura 13). Per i dati di Resti, la probabilità di rilevamento è stata in genere più bassa e più variabile rispetto a quella risultante dai dati degli altri due metodi basati sui transetti. Il valore più basso per questo metodo è stato registrato a FL nel 2014 ( $0,19 \pm 0,10$ ) e il più alto a BF nel 2016 ( $0,82 \pm 0,07$ ) (Figura 13). Per quanto riguarda le trappole, nel 2014 il modello più supportato statisticamente è stato quello in cui la probabilità di rilevamento era differente per motivi metodologici (in particolare le diverse miscele) ma non dipendente dal tempo (Bardiani et al. 2017). Nel 2016, il





**Figura 13.** Valori di probabilità di rilevamento e del relativo errore standard (SE) per i metodi Avvistamenti, Resti e Retino-transetto, nelle due aree di studio, Bosco della Fontana (BF) e Foresta della Lama (FL), nei tre anni (2014–2016).

**Tabella 6.** Statistica della selezione dei modelli per tre metodi, durante i campionamenti degli anni 2014–2016 a Bosco della Fontana (BF) e Foresta della Lama (FL).  $K$  rappresenta il numero dei parametri nel modello e  $-2\text{Log}(L)$  è due volte il valore negativo log-likelihood. Akaike Information Criteria (AIC) e Akaike weight ( $w$ ) sono stati calcolati per ciascun modello.  $\Delta\text{AIC}$  rappresenta la differenza fra i valori di AIC relativi al modello top. La probabilità di rilevamento ( $p$ ) può essere costante (.) oppure variare fra le occasioni di campionamento (t).

| Sito | Metodo                     | Anno | Modello               | $K$ | $-2\text{Log}(L)$ | AIC   | $\Delta\text{AIC}$ | $w$  |
|------|----------------------------|------|-----------------------|-----|-------------------|-------|--------------------|------|
| BF   | Avvistamenti               | 2014 | $\text{psi}(.), p(t)$ | 11  | 23,54             | 45,54 | 0,00               | 1,00 |
|      |                            | 2015 | $\text{psi}(.), p(t)$ | 9   | 10,04             | 28,04 | 0,00               | 1,00 |
|      |                            | 2016 | $\text{psi}(.), p(t)$ | 7   | 9,00              | 23,00 | 0,00               | 0,79 |
|      | Resti (Tot count)          | 2014 | $\text{psi}(.), p(t)$ | 11  | 34,63             | 56,63 | 0,00               | 0,65 |
|      |                            |      | $\text{psi}(.), p(.)$ | 2   | 53,84             | 57,84 | 1,21               | 0,35 |
|      |                            | 2015 | $\text{psi}(.), p(.)$ | 2   | 53,84             | 57,84 | 0,00               | 0,98 |
|      |                            | 2016 | $\text{psi}(.), p(.)$ | 2   | 26,28             | 30,28 | 0,00               | 0,92 |
|      | Retino-transetto (Catture) | 2015 | $\text{psi}(.), p(t)$ | 9   | 5,55              | 23,55 | 0,00               | 1,00 |
|      |                            | 2016 | $\text{psi}(.), p(t)$ | 7   | 8,32              | 22,32 | 0,00               | 0,95 |
| FL   | Avvistamenti               | 2014 | $\text{psi}(.), p(.)$ | 2   | 28,84             | 32,84 | 0,00               | 0,84 |
|      |                            | 2015 | $\text{psi}(.), p(t)$ | 8   | 13,50             | 29,50 | 0,00               | 1,00 |
|      |                            | 2016 | $\text{psi}(.), p(.)$ | 2   | 16,91             | 20,91 | 0,00               | 0,64 |
|      |                            |      | $\text{psi}(.), p(t)$ | 6   | 10,04             | 22,04 | 1,13               | 0,36 |
|      | Resti (Tot count)          | 2014 | $\text{psi}(.), p(.)$ | 2   | 15,44             | 19,44 | 0,00               | 0,88 |
|      |                            | 2015 | $\text{psi}(.), p(.)$ | 2   | 36,50             | 40,50 | 0,00               | 0,91 |
|      | Retino-transetto (Catture) | 2015 | $\text{psi}(.), p(.)$ | 2   | 38,67             | 42,67 | 0,00               | 0,66 |
|      |                            |      | $\text{psi}(.), p(t)$ | 8   | 28,04             | 44,04 | 1,37               | 0,34 |
|      |                            | 2016 | $\text{psi}(.), p(t)$ | 6   | 9,00              | 21,00 | 0,00               | 0,82 |

**Tabella 7.** Numero di catture (N) con trappole innescate e relativa probabilità di rilevamento (*p*) (Errore Standard fra parentesi), per posizione della trappola (alta: sopra 10 m; bassa: 1,5-2 m) e per tipo di esca (R<sub>w</sub>B<sub>e</sub>B<sub>a</sub>: vino rosso, birra e banana; R<sub>w</sub>W<sub>w</sub>S: vino rosso, vino bianco e zucchero; Controllo: trappola vuota). Cambio della miscela indicato fra parentesi quando previsto (3 settimane: cambiato una sola volta durante la stagione; 2 settimane: cambiato due volte; never: mai cambiato).

| Posizione trappola | Esca                                               | 2014 |               | 2016 |               |
|--------------------|----------------------------------------------------|------|---------------|------|---------------|
|                    |                                                    | N    | <i>p</i> (SE) | N    | <i>p</i> (SE) |
| alta               | Controllo                                          | 0    | -             | -    | -             |
|                    | R <sub>w</sub> B <sub>e</sub> B <sub>a</sub> (mai) | 12   | 0,04 (0,02)   | -    | -             |
|                    | R <sub>w</sub> W <sub>w</sub> S (mai)              | 11   | 0,06 (0,03)   | 48   | 0,09 (0,04)   |
|                    | R <sub>w</sub> W <sub>w</sub> S (3 settimane)      | -    | -             | 36   | 0,07 (0,03)   |
|                    | R <sub>w</sub> W <sub>w</sub> S (2 settimane)      | -    | -             | 19   | 0,02 (0,01)   |
| bassa              | Controllo                                          | 0    | -             | -    | -             |
|                    | R <sub>w</sub> B <sub>e</sub> B <sub>a</sub>       | 5    | -             | -    | -             |
|                    | R <sub>w</sub> W <sub>w</sub> S                    | 5    | -             | -    | -             |

modello più supportato è stato quello con la probabilità di rilevamento dipendente sia dal metodo (differente grado di invecchiamento della miscela) sia dal tempo, con un effetto additivo. Nel 2014, le trappole messe ad altezza maggiore funzionarono meglio, sia nella cattura degli individui sia nella valutazione della probabilità di rilevamento (Tabella 7) (Bardiani et al. 2017). In aggiunta, le trappole innescate con la miscela R<sub>w</sub>W<sub>w</sub>S mostrarono una probabilità di rilevamento leggermente più alta rispetto a quelle innescate con R<sub>w</sub>B<sub>e</sub>B<sub>a</sub> (Tabella 7). Nel 2016, sono state usate solo le trappole innescate con R<sub>w</sub>W<sub>w</sub>S. Le trappole istallate all’inizio del periodo di studio, senza sostituzione dell’esca, hanno mostrato la più alta probabilità di rilevamento (Tabella 7).

Discussione

Il metodo standard per il monitoraggio di *Lucanus cervus*

Nell’area BF, i metodi Avvistamenti e Resti (total count) hanno fornito i valori più alti per quanto riguarda il numero totale e medio dei contatti per transetto e per sessione. I valori di cattura ottenuti con il metodo Retino-transetto sono più bassi degli avvistamenti registrati con il metodo Avvistamenti (e il metodo Retino-radura ha prodotto un numero di contatti ancora minore). Questo risultato era atteso perché la cattura con il retino di tutti gli esemplari visti si è rilevata impossibile (ad es., a causa dell’altezza del volo di molti individui, e per le caratteristiche topografiche di certi punti del transetto). Infatti, se gli individui visti ma non catturati vengono contati insieme a quelli catturati (Retino-transetto: catture + avvistamenti), il numero di contatti risulta simile a quello ottenuto con il metodo Avvistamenti. Lo stesso risultato è stato ottenuto a FL, fatta eccezione per il metodo Resti che ha provvisto un numero di

contatti molto basso. Le trappole con esca hanno dato il più basso numero di catture rispetto agli altri metodi.

Il periodo di campionamento metodi per i metodi Avvistamenti e Retino-transetto è stato sufficientemente lungo per rilevare il picco di attività in entrambe le aree di studio, mentre il periodo impiegato per il metodo Resti ha permesso di visualizzare un picco soltanto a BF (non a FL). Il picco di attività è risultato più precoce a BF, in pianura, rispetto a FL, in ambiente montano. Tale differenza nella fenologia è supportata dai dati ottenuti con l'approccio della Citizen Science, durato tre anni, sulle cinque specie di coleotteri saproxilici considerati dal progetto MIPP (Campanaro et al. 2017). Entrambi gli approcci hanno mostrato anche un periodo di attività degli adulti più lungo in pianura che in montagna.

Tutti e cinque i metodi testati hanno mostrato un bias nel rilevamento vero i maschi. Per quanto riguarda i transetti al crepuscolo, la presenza di tale bias è in linea con i risultati di altri studi (Campanaro et al. 2016) ed era atteso a causa della minore elusività dei maschi, dovuta alla loro maggiore propensione al volo durante il crepuscolo, come supportato anche da un recente studio di telemetria a BF (Tini et al. in press). Soltanto il metodo Resti condotto a FL non ha evidenziato differenze nel rilevamento dei sessi, ma ciò potrebbe essere dovuto al numero molto basso di contatti ottenuti.

I metodi Avvistamenti e Retino-transetto, non hanno mostrato differenze significative nel numero dei contatti fra i transetti della stessa area di studio. Ciò significa che tutti i transetti risultano equamente rappresentativi della popolazione, e che quattro transetti sono sufficienti a condurre il monitoraggio della specie anche in due aree molto diverse fra loro, come un frammento isolato di querceto planiziaro (ad es. BF) e una estesa foresta caducifolia di montagna (ad es. FL). Al contrario, i risultati statistici ottenuti dal metodo Resti a BF, dovrebbero essere considerati significativi, se supportati dalla distribuzione eterogenea dei resti riportata da Campanaro et al. (2011b) nella stessa area. Questo significa che la quantità dei resti raccolti dipende dalla scelta del transetto, e pertanto non tutti i transetti sono realmente rappresentativi della popolazione. Il risultato non significativo emerso dai dati di Resti a FL potrebbe sembrare in contrasto con le precedenti considerazioni. In realtà, tuttavia, il numero di resti raccolti era troppo basso per evidenziare differenze nella rappresentatività dei transetti.

A BF, tutti e tre i metodi che utilizzano transetti hanno fornito valori elevati di probabilità di rilevamento. Invece, le trappole hanno mostrato una probabilità di rilevamento molto più bassa anche con la migliore esca e con un elevato sforzo di campionamento. A FL, i metodi Avvistamenti e Retino-transetto hanno fornito i valori più alti di probabilità di rilevamento mentre il metodo Resti ha dato risultati molto più scarsi. Ciò potrebbe essere dovuto al fatto che FL è un'area molto più estesa di BF e che le popolazioni di *L. cervus*, come anche quelle degli uccelli loro predatori, possono spalmarsi su un'area molto maggiore. I dati di Trappole non hanno fornito un valore affidabile di probabilità di rilevamento perché il numero di catture è stato estremamente basso. Inoltre, in quest'area di studio, le trappole con esca hanno presentato un ulteriore problema: la camera di cattura è stata spesso occupata dal ghio (*Glis glis*) (Figura 14). In entrambe le aree di studio, per i metodi basati su transetti, i valori di probabilità



**Figura 14.** Ghiro catturato in una trappola con esca alla Foresta della Lama (2 luglio 2015). Le foto mostrano che il roditore è sopravvissuto nella trappola grazie alla rete metallica divisoria fra la camera per l'esca e la camera di cattura (foto di M. Bardiani e J. Röder).

di rilevamento sono stati più alti nel 2016. Tale incremento si spiega con il fatto che nel 2016 lo sforzo di campionamento è stato concentrato intorno al picco di attività e pertanto solo pochissime sessioni sono risultate prive di dati (quasi tutte le giornate di rilevamento senza dati cadono nel 2014 e nel 2015, all'inizio della stagione).

In conclusione, il metodo Avvistamenti basato sull'avvistamento di adulti lungo transesti al crepuscolo, permette una grande quantità di contatti e valori elevati di probabilità di rilevamento in differenti condizioni ambientali. Questo metodo è molto conveniente in termini di costi e di tempo ma certamente richiede operatori abili a percepire e riconoscere i cervi volanti senza catturarli; inoltre, può essere utilizzato in aree abitate soltanto da popolazioni di *L. cervus*, senza altre specie congeneriche. L'uso del retino aiuta a risolvere il problema dell'identificazione tassonomica laddove più specie congeneriche convivono nella stessa area ma riduce fortemente il numero di contatti (catture) che dipende da diversi fattori (ad es. abilità dell'operatore, altezza di volo dell'individuo, complessità topografica e vegetazionale). Il conteggio di individui catturati + avvistati dovrebbe aumentare il numero dei contatti ma il problema dell'identificazione rimane parzialmente, mentre il metodo Avvistamenti è meno costoso e più veloce del Retino-transetto. Il metodo Resti risulta anch'esso economico e veloce, con l'aggiunta del vantaggio di essere praticato nelle ore diurne. Tuttavia, questo metodo può essere influenzato dal tasso di predazione, dovuto in gran parte alla densità

locale di corvidi. L'uso di trappole con esca, che ha fornito utili informazioni ecologiche (ad es. l'uso verticale dello spazio), sembra essere il metodo meno affidabile perché il vantaggio di poter lavorare nelle ore del giorno non compensa il basso numero di contatti e la frequenza delle giornate di monitoraggio (attività giornaliera invece che settimanale). Inoltre, il tempo speso per ciascuna sessione di Trappole (circa 4 ore al giorno per almeno 2 operatori, è molto maggiore di quello necessario per una sessione di Avvistamenti (un'ora al massimo per un solo operatore). In pratica, i valori bassi di probabilità di rilevamento con le trappole conducono a uno sforzo di campionamento eccessivo rispetto ai risultati, rendendo il metodo quindi difficilmente sostenibile.

Senza dubbio, il metodo Avvistamenti (avvistamento di individui lungo transetti al crepuscolo) risulta essere il metodo standard di monitoraggio più adatto per *L. cervus*, in termini di costi e benefici. I metodi Resti e Retino-transetto dovrebbero essere presi in considerazione per dei *surveys* preliminari al monitoraggio, in aree dove mancano informazioni sulla presenza della specie o in aree di sovrapposizione fra areali di due o più specie di *Lucanus*. Solo quando altre specie di grossi scarabeoidei (Bardiani et al. 2017) o cerambicidi (Redolfi de Zan et al. 2017, in questo volume), devono essere oggetto di monitoraggio insieme ai cervi volanti, l'uso di trappole con esca potrebbe essere necessario (Bardiani et al. 2017).

## Descrizione del metodo

Il metodo di monitoraggio scelto consiste nel camminare al crepuscolo lungo un transetto di dimensioni standard (500 m di lunghezza e 10 m di visibilità in larghezza), contando tutti gli adulti di cervo volante visti volare o camminare sul terreno. Il transetto viene percorso da un operatore in una ristretta fascia oraria, da 15 minuti prima del tramonto a 15 minuti dopo il tramonto. In tutto, il transetto deve essere percorso in 30 minuti ed è diviso in 5 settori di 100 metri ciascuno; ogni settore deve essere percorso in 6 minuti. I transetti devono essere scelti lungo sentieri forestali, piste o strade con condizioni di luce al crepuscolo sufficienti a identificare i coleotteri in volo, condizioni che si verificano solo con un certo grado di apertura della volta arborea (Figura 15). È importante scegliere i transetti solo dopo che gli alberi hanno raggiunto il picco della loro densità fogliare (per valutare le reali condizioni di luce nel periodo del monitoraggio). Il metodo deve essere applicato da operatori esperti o personale che è capace di riconoscere in volo il cervo volante da specie affini o da altri grossi coleotteri.

## Protocollo, materiale ed equipaggiamento

Il primo passo per il lavoro di monitoraggio è la scelta dei transetti all'interno dell'area di studio (fino a 4 transetti per area), misurando la lunghezza di 500 m e prendendo le coordinate del punto di inizio e fine per ciascuno di essi. Alla fine di ogni settore di 100 m, dovrà essere posto un segno ben visibile con un nastro di plastica colorato (o





**Figure 15.** Copertura arborea idonea per il monitoraggio di *L. cervus*, lungo un transetto a Bosco della Fontana (foto di M. Bardiani, APS-C camera, focale 8 mm).

con altre indicazioni, ad es. un cartello numerato) su entrambi i lati del transetto. Il secondo passo è la scelta del giorno settimanale in cui effettuare la sessione di monitoraggio (*survey*): (i) un singolo giorno se tutti i transetti vengono percorsi nello stesso giorno (in questo caso, è necessario reclutare più operatori; (ii) fino a 4 giorni se viene percorso un solo transetto al giorno (in questo caso, teoricamente può essere sufficiente un solo operatore). Si raccomanda di programmare il monitoraggio scrivendo in una tabella la data prevista per ogni singola sessione, l'ora del tramonto calcolata per ciascun giorno (molti siti web, applicazioni per smartphone o funzioni di GPS forniscono questa informazione per località o per coordinate geografiche) e il senso con cui percorrere il transetto. Infatti, è necessario invertire ogni volta il senso di percorso di ogni transetto per ridurre la possibilità di avvistamenti correlati alla struttura spaziale del transetto stesso.

Complessivamente, vanno programmate 6 sessioni (i.e. sei settimane) per transetti situati in aree pianiziarie o collinari sotto i 400 m s.l.m. e 5 sessioni (i.e. cinque settimane) per aree montagnose e collinari sopra i 400 m s.l.m. Le sessioni devono essere programmate durante il picco di attività degli adulti: il periodo di monitoraggio consigliato è fra la ventitreesima e la ventottesima settimana dell'anno per le aree pianiziarie e fra la ventiseiesima e la trentesima settimana per le aree montane. Tuttavia, questi periodi dovrebbero essere aggiustati in relazione a conoscenze pregresse sulla fenologia della popolazione locale di cervo volante. Nel caso in cui non fossero disponibili informazioni sulla specie in un'area, si raccomanda di svolgere *surveys* preliminari

nell'anno precedente al monitoraggio per definire il periodo in cui gli adulti iniziano e finiscono le loro attività.

Prima di effettuare una sessione di campionamento, l'operatore deve compilare la prima parte della scheda di campo (modificata da Campanaro et al. 2016; vedi Supplementary File 1: scheda di campo), annotando la data e le condizioni meteorologiche (in particolare i valori iniziali di temperatura e umidità presi con un termoigrometro). L'operatore inizia a percorrere il transetto esattamente 15 minuti prima del tramonto. È importante cercare di mantenere un passo lento e costante lungo l'intera lunghezza del transetto (velocità 0,28 m/s), aggiustando il passo alla fine di ogni settore di 100 m quando si rileva il nastro segnaletico (in modo da impiegare 6 minuti per percorrere 100 m). Per la stessa ragione, è richiesto l'uso di un cronometro o di un orologio da polso in modo da poter controllare facilmente la propria velocità senza diminuire l'attenzione verso i cervi volanti. Ogni avvistamento viene registrato sulla scheda da campo con un codice formato da un numero progressivo preceduto da una lettera (M, F) per indicare il sesso dell'insetto (U quando non si riesce a capire il sesso dell'individuo). Per ciascun individuo va annotato se era fermo sul terreno, camminava o volava indicando in questo caso l'altezza dal suolo (<2 m, >2 m). Mentre l'operatore procede, la luce tenderà a indebolirsi progressivamente e quindi diventa sempre più importante fare attenzione ai rumori emessi dagli individui volando o camminando sulle foglie cadute o tra la vegetazione. È importante anche fare attenzione agli individui che dovessero volare descrivendo delle curve davanti e dietro l'operatore facendosi contare due o più volte. Infatti, per evitare una sovrastima della popolazione bisogna cercare di contare ciascun individuo soltanto una volta, anche se un certo errore è inevitabile con questo metodo.

Durante il transetto, è possibile incontrare altre specie di grossi coleotteri. In questo caso l'operatore dovrebbe annotare il numero di esemplari di queste sulla scheda di campo (cercando di fornire un'identificazione tassonomica più accurata possibile). Alla fine della sessione, l'operatore completa la scheda segnando l'ora e i valori finali di temperatura e umidità.

Al fine di fornire dati per il *National Report* che ogni stato membro deve produrre ai sensi dell'articolo 17 della Direttiva Habitat, il monitoraggio dovrebbe essere realizzato almeno due volte nel periodo di 6 anni. Nella Tabella 8, vengono riportati gli aspetti principali del metodo e del protocollo (inclusi i materiali e l'equipaggiamento).

### **Limiti e possibili interferenze**

Le sessioni dovrebbero essere condotte quando la temperatura è superiore a 13°C. Il metodo è fattibile anche in caso di pioviggine e tempo nuvoloso ma non in caso di pioggia e forte vento. In questi casi è meglio rimandare alla serata successiva (o alla prima serata favorevole). Se la sessione non può essere rinviata, dovrà essere cancellata.

Un limite frequente è la mancanza di visibilità in foresta, specialmente dopo il tramonto in presenza di nuvolosità scura che rende difficile distinguere in volo un cervo volante da un altro grande coleottero (ad es. *Oryctes nasicornis*, *Prionus coriarius*). Ogni

**Table 8.** Principali dettagli per programmare il monitoraggio di *L. cervus* con il metodo Avvistamenti (avvistamento di individui lungo transetti al crepuscolo).

|                                                                                                                    |                                                                                           |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|
| Numero di transetti                                                                                                | da 1 a 4                                                                                  |
| Distanza fra i transetti                                                                                           | almeno 200 m                                                                              |
| Lunghezza del transetto                                                                                            | 500 m                                                                                     |
| Suddivisione del transetto                                                                                         | 5 settori da 100 m                                                                        |
| Periodo di monitoraggio                                                                                            | giugno-luglio                                                                             |
| Numero di sessioni ( <i>surveys</i> ) per aree fino a 400 m s.l.m. e settimane dell'anno suggerite per effettuarle | 6                                                                                         |
|                                                                                                                    | (23 <sup>a</sup> –28 <sup>a</sup> )                                                       |
| Numero di sessioni ( <i>surveys</i> ) per aree oltre 400 m s.l.m. e settimane dell'anno suggerite per effettuarle  | 5                                                                                         |
|                                                                                                                    | (26 <sup>a</sup> –30 <sup>a</sup> )                                                       |
| Frequenza delle sessioni                                                                                           | un giorno a settimana                                                                     |
| Ora in cui percorrere il transetto per Avvistamenti e Retino-transetto                                             | crepuscolo                                                                                |
| Durata del transetto                                                                                               | 30'                                                                                       |
|                                                                                                                    | (da 15' prima a 15' dopo il tramonto)                                                     |
| Numero di operatori                                                                                                | un operatore per transett                                                                 |
| Materiali for definire i transetti                                                                                 | metro, nastro segnaletico (o cartelli numerati), GPS                                      |
| Equipaggiamento per la sessione di monitoraggio                                                                    | Tavoletta con scheda da campo, torcia frontale, matita, orologio da polso, termoigrometro |

avvistamento fallito o errato (individuo non visto o male identificato) può significare un aumento o una diminuzione degli avvistamenti. Per questa ragione è molto importante scegliere transetti con sufficiente apertura della volta arborea (per trovare sempre condizioni di luce adeguate) e senza un sottobosco denso (i cervi volanti tendono a volare lungo corridoi di vegetazione scarsa all'interno della foresta).

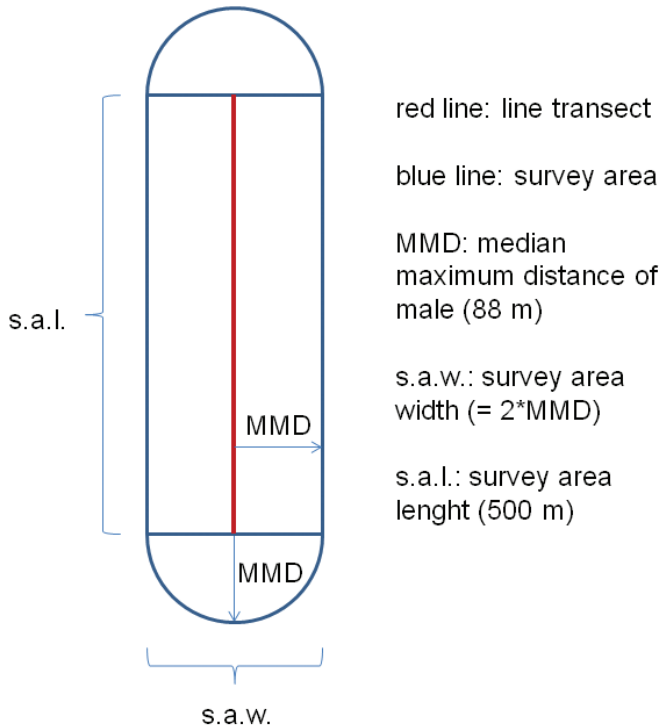
Nelle aree di sovrapposizione degli areali (ad es., dove *L. cervus* convive con *L. tetraodon* o altre specie, e dove esistono forme con caratteristiche intermedia: vedi il paragrafo Sistematica e Distribuzione), questo metodo di monitoraggio dovrebbe essere applicato solo dopo sopralluoghi preliminari (possibilmente nell'anno prededente) durante i quali verranno usati altri metodi per raccogliere informazioni di base (ad es. Resti e Retino-transetto).

Nonostante la scarsa attrazione mostrata dai cervi volanti per le trappole, si raccomanda di scegliere i transetti almeno a 100 m di distanza da aree in cui vengono eventualmente usate trappole per il monitoraggio di altre specie (ad es. per *Cerambyx cerdo*).

Inoltre, si raccomanda di non installare mist-nets per il monitoraggio e l'inanellamento di uccelli e pipistrelli nelle aree vicine ai transetti perché i coleotteri rimangono facilmente intrappolati nelle reti con esito generalmente letale (Carpaneto et al. 2011a).

## Validità spaziale

Uno studio telemetrico condotto a BF (Tini et al. 2017b), finalizzato a calcolare le dimensioni dell'home range del cervo volante, inteso come superficie di territorio in cui



**Figure 16.** Layout di un transecto standard per mostrare la validità spaziale delle osservazioni. MMD è la mediana della massima distanza dal transecto coperta da un maschio in un singolo volo, come osservato durante lo studio telemetrico di Tini et al. (2017b).

ciascun adulto si disperde nel corso del periodo studiato, può aiutarci a stimare la validità spaziale dei dati raccolti con il metodo selezionato (Avvistamenti), attraverso la conoscenza delle capacità di dispersione della specie. La superficie degli home range è stata calcolata con due metodi: *Minimum Convex Polygon* (MCP) e *Fixed Kernel Density Estimation* (KDE). Il metodo KDE fornisce una misura della probabilità di trovare un individuo in un'area (Worton 1989). Nella superficie degli *home range* non sono state notate differenze statisticamente significative fra i sessi. In particolare, i valori medi di MCP erano circa 7.600 m<sup>2</sup> per i maschi e circa 3.500 m<sup>2</sup> per le femmine. I valori mediani di KDE con 95% di probabilità (KDE 95%) erano circa 14.500 m<sup>2</sup> per i maschi e 9.500 m<sup>2</sup> per le femmine. Il metodo KDE 50% fornisce informazioni sulle dimensioni della *core area* (i.e. l'area più intensivamente usata dall'individuo) i cui valori mediani erano circa 3.850 m<sup>2</sup> per i maschi e 3.400 m<sup>2</sup> per le femmine. Sempre a BF, la mediana delle distanze massime (MMD) coperte in un singolo spostamento dai maschi era 88 m (Tini et al. 2017b). Pertanto, in un habitat omogeneo con alta densità di necromassa legnosa e di siti potenziali per lo sviluppo larvale, come BF, la massima area di validità del transecto standard è pari a:  $(MMD*2)*TL + 88^2*\pi$  (Figura 16). Con un transecto standard lungo 500 m, la massima area di validità è circa 11,2 ha ( $88*2*500 + 88^2*\pi = 112.328 \text{ m}^2$ ).

## Conteggio, quantificazione e condivisione dei dati

Per valutare il rischio di estinzione della specie in un'area, sono necessarie informazioni quantitative sulle dimensioni, la struttura e la dinamica della popolazione. L'approccio più comune per ottenere informazioni dettagliate sulle dimensioni della popolazione consiste nell'utilizzare il metodo di cattura-marcaggio-ricattura e trattare i dati con modelli matematici parametrizzati che consentono la stima dell'abbondanza della popolazione. Altri approcci modellistici recentemente sviluppati permettono di ottenere: (i) una stima della grandezza della popolazione nell'area di studio registrando dati di presenza-assenza da più surveys (Royle-Nichols *Abundance Induced Heterogeneity model* - RNAIH) (Royle e Nichols 2003); (ii) una stima della grandezza della popolazione nell'area di studio registrando dati di abbondanza della specie da più surveys, senza marcare gli individui (*Royle Repeated Count model* - RRC) (Royle 2004). Questi approcci includono l'utilizzo di software statistico dedicato (ad esempio PRESENCE) basato su modelli matematici complessi che, in alcuni casi, sono ancora in corso di sviluppo e presentano delle limitazioni.

La revisione di strumenti specializzati per ottenere stime della grandezza di una popolazione da dati raccolti in modi diversi potrebbe estendere notevolmente questo paragrafo, il cui scopo è invece fornire semplici indicazioni per la raccolta omogenea e la trasmissione di dati ecologici su coleotteri raccolti in anni successivi, ottenuti con il metodo di monitoraggio, e riportati su schede tecniche condivise con le autorità di gestione delle aree protette. Pertanto, innanzitutto si suggerisce che il numero di avvistamenti (maschi, femmine, sesso sconosciuto, totale) sia mantenuto in un registro per ogni sessione di campo (dati separati per transetto). Quindi, per ottenere un valore da confrontare negli anni successivi o con altre aree di studio, si incoraggia l'utilizzo del numero medio di avvistamenti (K). Questo "numero chiave" è la media degli avvistamenti per ogni transetto e per una singola sessione. La Tabella 9 fornisce un esempio di conteggio di cervi volanti per ottenere il numero K.

**Table 9.** Esempio di dati raccolti usando il metodo Avvistamenti nel 2016 a Bosco della Fontana. Numero di avvistamenti (Nc) per ciascun transetto (A-D) e per ciascuna sessione (1-6), numero totale e valore medio degli avvistamenti per ogni sessione (Ts, Ms), numero totale e valore medio degli avvistamenti per ogni transetto (Tt, Mt), e valore medio degli avvistamenti per surveys e trasetti (K).

| Settimana dell'anno | Survey | Numero di avvistamenti per transetto |      |      |      | Ts | Ms    |
|---------------------|--------|--------------------------------------|------|------|------|----|-------|
|                     |        | A                                    | B    | C    | D    |    |       |
| 23                  | 1      | 0                                    | 0    | 0    | 1    | 1  | 0,25  |
| 24                  | 2      | 13                                   | 2    | 1    | 2    | 18 | 4,50  |
| 25                  | 3      | 21                                   | 18   | 6    | 13   | 58 | 14,50 |
| 26                  | 4      | 18                                   | 18   | 18   | 10   | 64 | 16,00 |
| 27                  | 5      | 10                                   | 11   | 14   | 7    | 42 | 10,50 |
| 28                  | 6      | 3                                    | 2    | 0    | 7    | 12 | 3,00  |
| Tt                  |        | 65                                   | 51   | 39   | 40   |    |       |
| Mt                  |        | 10,83                                | 8,50 | 6,50 | 6,67 |    |       |
| K                   |        | 8,13                                 |      |      |      |    |       |



## Ringraziamenti

Siamo grati alle persone che hanno partecipato anche solo saltuariamente al lavoro di campo: G. Antonini, L. Benedini, S. Benelli, E. Bianchi, E. Bussola, E. Capogna, A. Cini, D. Corcos, S. Corezzola, S. Cortellessa, A. Cuccurullo, F. Dalle Pezze, V. De Aguiar, S. De Michelis, I. Di Prima, R. Fezzardi, L. Gallitelli, F. Garzuglia, P. Giangregorio, F. Grant, G. Grosso, S. Hardersen, F. Lemma, A. Leonardi, S. Khroa, F. Macina, C. Mantoni, E. Mezzadri, A. Morelli, F. Mosconi, S.G. Muñoz, G. Nardi, G. Nigro, M. Norbiato, E. Pellegrini, L. Redolfi De Zan, J. Röder, R. Rollins, S. Sabatelli, B. Sall, R. Santoro, D. Sogliani, L. Spada, V. Stagno, M. Tintoni, A. Vannini, M. Vega, M. Yslas e L. Zapponi. Desideriano anche ringraziare le persone che ci hanno permesso di usare le loro foto: S. Bambi, L. Bartolozzi, A. Cini, I. Belousov, M. Fremlin, M. Przewoźny, C. Molls, J. Röder, U. Schmidt e M. Zilioli. Un ringraziamento speciale va a M. Méndez e a un revisore anonimo per il loro prezioso aiuto nel miglioramento del presente lavoro.

Siamo inoltre grati al personale degli uffici locali del Comando Unità Tutela Forestale Ambientale ed Agroalimentare Carabinieri, per l'aiuto logistico e l'assistenza durante il lavoro di campo: L. Fedrigoli, F. Mazzocchi e V. Andriani (UTCB di Verona); S. Bertelli, S. Marsella, B. Rossi, M. Padula, A. Zoccola e G. Quilghini (UTCB di Pratovecchio). Ringraziamo anche M. Lo Presti e M. Tisato (UTCB of Verona) per il lavoro di editing delle mappe delle aree di studio.

Il presente studio è stato sviluppato nell'ambito del Progetto Europeo LIFE11 NAT/IT/000252, con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea.

Un permesso speciale è stato ottenuto dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare per raccogliere, catturare e maneggiare individui delle specie target (permesso: Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - DG Protezione della Natura e del Mare, U. prot PNM 2012-0010890 del 28/05/2012).



Con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea

## Bibliografia

- Allemand R, Aberlenc H-P (1991) Une méthode efficace d'échantillonnage de l'entomofaune des frondaisons: le piège attractif aérien. Bulletin de la Société Entomologique Suisse 64: 293–305.
- Álvarez Laó CM, Álvarez Laó DJ (1995) Análisis de la mortalidad de ciervos volantes *Lucanus cervus* en carreteras asturianas. Boletín de Ciencias de la Naturaleza Real Instituto de Estudios Asturianos 43: 15–25.
- Anonimo (2015) Operativna Programa “OKOLNA Sreda 2007–2013 G.” Proekt “Terenni prouchvaniya na razprostranenie na vidove / otsenka na sŭstoyaniето na vidove i khabitati na teritoriyata na tsyalata strana – I faza”, 1–14.

- Audisio P, Baviera C, Carpaneto GM, Biscaccianti AB, Battistoni A, Teofili C, Rondinini C (Eds) (2014) Lista Rossa IUCN dei Coleotteri saproxilici Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 1–132.
- Bardiani M, Tini M, Carpaneto GM, Audisio P, Bussola E, Campanaro A, Cini A, Maurizi E, Mason F, Sabbatini Peverieri G, Roversi PF, Toni I, Chiari S (2017) Effects of trap baits and height on stag beetle and flower chafer monitoring: ecological and conservation implications. *Journal of Insect Conservation* 21: 157–168. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9965-3>
- Bartolozzi L (1986) Note corologiche e morfologiche sui Lucanidae in Toscana (Coleoptera). - *Atti Museo civico di Storia naturale di Grosseto* 7/8: 11–26.
- Bartolozzi L, Ghahari H, Sprecher-Uebersax E, Zilioli M (2014) A checklist of stag beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea: Lucanidae) from Iran. *Zootaxa* 3887(3): 422–436. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3887.4.2>
- Bartolozzi L, Maggini L (2007) Insecta Coleoptera Lucanidae. In: Ruffo S, Stoch F (Eds) Checklist and distribution of the Italian fauna. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona* (2<sup>nd</sup> serie, Sezione Scienze della Vita) 17(2006), 191–192. [+ CD ROM]
- Bartolozzi L, Norbiato M, Cianferoni F (2016b) A review of geographical distribution of the stag beetles in Mediterranean countries (Coleoptera: Lucanidae). *Fragmenta entomologica* 48(2): 153–168.
- Bartolozzi L, Sprecher-Uebersax E (2006) Lucanidae. In: Löbl I, Smetana A (Eds) *Catalogue of Palearctic Coleoptera* 3. Apollo Books, Stenstrup, 63–76.
- Bartolozzi L, Sprecher-Uebersax E, Bezděk A (2016a) Family Lucanidae Latreille, 1804. In: Löbl I, Löbl D (Eds) *Catalogue of Palearctic Coleoptera* 3. Scarabaeoidea – Scirtoidea – Dascilloidea – Buprestoidea – Byrrhoidea. Revised and updated Edition. Brill, Leiden, Boston, 58–84.
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information–Theoretic Approach*. Springer, 1–488.
- Campanaro A, Bardiani M (2012) Walk transects for monitoring of *Lucanus cervus* in an Italian lowland forest. *Studia Forestalia Slovenica* 137: 17–22.
- Campanaro A, Bardiani M, Spada L, Carnevali L, Montalto F, Antonini G, Mason F, Audisio P (2011a) Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell'entomofauna saproxilica. *Quaderni Conservazione Habitat* 6, Cierre Grafica, Verona, 1–8. [+ CD-ROM]
- Campanaro A, Hardersen S, Redolfi De Zan L, Antonini G, Bardiani M, Maura M, Maurizi E, Mosconi F, Zauli A, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017) Analyses of occurrence data of protected insect species collected by citizens in Italy. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) *Guidelines for the Monitoring of the Saproxilic Beetles protected in Europe*. *Nature Conservation* 20: 265–297. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12704>
- Campanaro A, Toni I, Hardersen S, Grasso DA (2011b) Monitoring of *Lucanus cervus* by means of Remains of Predation (Coleoptera: Lucanidae). *Entomologia generalis* 33 (1/2): 79–89. <https://doi.org/10.1127/entom.gen/33/2011/79>
- Campanaro A, Zapponi L, Hardersen S, Méndez M, Al Fulaij N, Audisio P, Bardiani M, Carpaneto GM, Corezzola S, Della Rocca F, Harvey D, Hawes C, Kadej M, Karg J, Rink M, Smolis A, Sprecher E, Thomaes A, Toni I, Vrezec A, Zauli A, Zilioli M, Chiari S (2016)

- A European monitoring protocol for the stag beetle, a saproxylic flagship species. *Insect Conservation and Diversity* 9: 574–584. <https://doi.org/10.1111/icad.12194>
- Carpaneto GM, Baviera C, Biscaccianti AB, Brandmayr P, Mazzei A, Mason F, Battistoni A, Teofili C, Rondinini C, Fattorini S, Audisio P (2015) A Red List of Italian Saproxylic Beetles: taxonomic review, ecological features and conservation issues (Coleoptera). *Fragmenta entomologica* 47(2): 53–126. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.138>
- Carpaneto GM, Campanaro A, Hardersen S, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017) The LIFE Project “Monitoring of insects with public participation” (MIPP): aims, methods and conclusions. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) *Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe*. *Nature Conservation* 20: 1–35. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.35.12761>
- Carpaneto GM, Mazziotta A, Maltzeff P (2011a) Are mist nets a menace for threatened insects? A first attempt to gather quantitative data. *Journal of Insect Conservation* 15: 833–837. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9381-z>
- Carpaneto GM, Piattella E, Dellacasa G, Dellacasa M, Pittino R, Mazziotta A (2011b) The lamellicorn beetles of southern Sardinia (Coleoptera: Scarabaeoidea). In: Nardi G, Whitmore D, Bardiani M, Birtele D, Mason F, Spada L, Cerretti P (Eds) *Biodiversity of Marganai and Montimannu (Sardinia)*. Research in the framework of the ICP Forest network. *Conservazione Habitat Invertebrati* 5: 353–387.
- Chiari S, Zauli A, Audisio P, Campanaro A, Donzelli PF, Romiti F, Svensson GP, Tini M, Carpaneto GM (2014) Monitoring presence, abundance and survival probability of the stag beetle, *Lucanus cervus*, using visual and odour-based capture methods: implication for conservation. *Journal of Insect Conservation* 18: 99–109. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9618-8>
- Corezzola S, Bardiani M, Hardersen S, Spada L, Toni I (2012) Progetto di attività di monitoraggio della fauna invertebrata in attuazione del piano di gestione del Sito ITB20B0011 Bosco Fontana e definizione di protocolli di monitoraggio. Relazione finale, Mantova, 1–84.
- Cortellessa S, Cianferoni F, Bartolozzi L (2014) Nuovi dati sulla distribuzione dei Lucanidi in Toscana (Coleoptera, Lucanidae). *Onychium* 10(2013): 68–77.
- Cox K, Thomaes A, Antonini G, Zilioli M, De Gelas K, Harvey D, Solano E, Audisio P, McKeown N, Shaw P, Minetti R, Bartolozzi L, Mergeay J (2013) Testing the performance of a fragment of the COI gene to identify western Palaearctic stag beetle species (Coleoptera, Lucanidae). In: Nagy ZT, Backeljau T, De Meyer M, Jordaens K (Eds) *DNA barcoding: a practical tool for fundamental and applied biodiversity research*. *Zookeys* 365: 105–126.
- Fabbri R (2010) Segnalazioni faunistiche n. 99–102. *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna*, 29 (2009): 235–236.
- Fernández de Gamboa R, Garzón A (2009) Primer registro de *Lucanus cervus* (Linné, 1758) f. *pontbrianti* (Mulsant, 1839) (Coleoptera: Lucanidae) para la Península Ibérica. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 44: 533–534.
- Franciscolo ME (1997) Fauna d'Italia. Vol. XXXV. Coleoptera Lucanidae. Calderini Edizioni, Bologna, I-XI+1–228.

- Fremlin M, Hendriks P (2011) Sugaring for stag beetles – different feeding strategies of *Lucanus cervus* and *Dorcus parallelipipedus*. Bulletin of the Amateur Entomologist's Society 70: 57–67.
- Fremlin M, Hendriks P (2014) Number of instars of *Lucanus cervus* (Coleoptera: Lucanidae) larvae. Entomologische Berichten 74(3): 115–120.
- Fremlin M, Tanahashi M (2015) Sexually-dimorphic post-eclosion behaviour in the European stag beetle *Lucanus cervus* (L.) (Coleoptera: Lucanidae). Bulletin de la Societe Entomologique Suisse 88: 29–38.
- Fujita H (2010) The Lucanid Beetles of the World. Iconographic Series of Insects 6, Mushi-Sha, Tokyo, 1–472.
- Fusu L, Stan M, Dascălu MM (2015) Coleoptera. In: Iorgu IS (Ed.) Ghid Sintetic pentru Monitorizarea Speciilor de Nevertebrate de Interes Comunitar din România, București, 44–61.
- GTLI (2005) 4.4 Abundance of *Lucanus cervus*. Available on: <http://entomologia.rediris.es/gtli/engl/four/d/abunengl.htm>
- Harvey DJ, Gange AC (2006) Size variation and mating success in the stag beetle, *Lucanus cervus*. Physiological Entomology 31: 218–226. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3032.2006.00509.x>
- Harvey DJ, Gange AC, Hawes CJ, Rink M, Abdehalden M, Al-Fulaij N, Asp T, Ballerio A, Bartolozzi L, Brustel H, Cammaerts R, Carpaneto GM, Cederberg B, Chobot K, Cianferoni F, Drumont A, Ellwanger G, Ferreira S, Grosso-Silva J, Gueorguiev B, Harvey W, Hendriks P, Istrate P, Jansson N, Jelaska L, Jendek E, Jovic M, Kervyn T, Krenn H, Kretschmer K, Legakis A, Lelo S, Moretti M, Merkl O, Mader D, Palma R, Neculiseanu Z, Rabitsch W, Rodriguez S, Smit J, Smith M, Sprecher-Uebersax E, Telnov D, Thomaes A, Thomsen P, Tykarski P, Vrezec A, Werner S, Zach P (2011a) Bionomics and distribution of the stag beetle, *Lucanus cervus* (L) across Europe. Insect Conservation and Diversity 4: 23–38. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00107.x>
- Harvey DJ, Hawes CJ, Gange AC, Finch P, Chesmore D, Farr I (2011b) Development of non-invasive monitoring methods for larvae and adults of the stag beetle, *Lucanus cervus*. Insect Conservation and Diversity 4: 4–14. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00072.x>
- Hawes CJ (2005) The Stag Beetle *Lucanus cervus* (L.) (Coleoptera: Lucanidae) in the County of Suffolk (England): Distribution and Monitoring. Proceedings of the 3<sup>rd</sup> Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles, Riga/Latvia, 7<sup>th</sup>-11<sup>th</sup> July 2004: 51–67.
- Hawes CJ (2008) The stag beetle *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Lucanidae): a mark-release-recapture study undertaken in one United Kingdom residential garden. Revue d'Ecologie, Terre vie, 63: 131–138.
- Hendriks P, Fremlin M (2012) How stag beetles pupate. [http://maria.fremlin.de/stagbeetles/pupation/pupation\\_captivity.html](http://maria.fremlin.de/stagbeetles/pupation/pupation_captivity.html).
- Hines JE, MacKenzie DI (2004) PRESENCE, version 5.3 <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html>
- Jansson N (2011) Attraction of stag beetles with artificial sap in Sweden. Bulletin of the Amateur Entomologist's Society 70: 51–56.
- Kervyn T (2006) Cerf-volant, lucane. In: Goffart P (Ed.) Cahiers “Natura 2000”: Espèces de l'Annexe II de la Directive Habitat presentes en Wallonie, CRNFB, Gembloux, 42–44.

- Lapiana F, Sparacio I (2006) I Coleotteri Lamellicorni delle Madonie (Sicilia) (Insecta Coleoptera Lucanoidea et Scarabaeoidea). *Naturalista siciliana* (S. IV) 30(2): 227–292.
- Malchau W (2006) Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Hirschkäfers *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1778). In: Schnitter P, Eichen C, Ellenwanger G, Neukirchen M, Schröder E (Eds) Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2: 153–154.
- Mason F, Cerretti P, Tagliapietra A, Speight MCD, Zapparoli M (2002) Invertebrati di una foresta della Pianura Padana, Bosco della Fontana, Primo contributo. *Conservazione Habitat Invertebrati* 1. Gianluigi Arcari Editore, Mantova, 1–176.
- Mason F, Roversi PF, Audisio P, Bologna MA, Carpaneto GM, Antonini G, Mancini E, Sabbatini Peverieri G, Mosconi F, Solano E, Maurizi E, Maura M, Chiari S, Sabatelli S, Bardiani M, Toni I, Redolfi De Zan L, Rossi de Gasperis S, Tini M, Cini A, Zauli A, Nigro G, Bottacci A, Hardersen S, Campanaro A (2015) Monitoring of insects with public participation (MIPP; EU LIFE project 11 NAT/IT/000252): overview on a citizen science initiative and a monitoring programme (Insecta: Coleoptera; Lepidoptera; Orthoptera). *Fragmenta entomologica* 47(1): 51–52. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.134>
- Miksic R (1959a) Beitrag zur Kenntnis der Lamellicornia-fauna der Apenninen. II. Campanische Apenninen. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona* 7: 287–295.
- Miksic R (1959b) Beitrag zur Kenntnis der Lamellicornen-Fauna der Apenninen. *Ricerche zoologiche sul massiccio del Pollino*, 29, Coleoptera 15. *Annali dell'Istituto e Museo di Zoologia dell'Università di Napoli* 11: 1–24.
- Miksic R (1961) Beitrag zur Kenntnis der Lamellicornia-fauna der Apenninen. IV. Aspromonte. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona* 9: 5–25.
- Moretti M, Sprecher-Uebersax E (2004) Über das Vorkommen des Hirschkäfers *Lucanus cervus* (Coleoptera, Lucanidae) im Tessin: Eine Umfrage im Sommer 2003. *Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel* 54: 75–82.
- Nichols JD, Bailey LL, O'Connell AF Jr., Talancy NW, Campbell Grant EH, Gilbert AT, Anand EM, Husband TP, Hines JE (2008) Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. *Journal of Applied Ecology* 45: 1321–1329. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01509.x>
- Nieto A, Alexander KNA (2010) European Red List of Saproxyllic Beetles. Publications Office of the European Union, Luxemburg, 1–56.
- Percy C, Bassford G, Keeble V (2000) Findings of the 1998 National Stag Beetle Survey. London, People's Trust for Endangered Species, London, 1–46.
- Proyecto Ciervo Volante (1995) Proyecto ciervo volante. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 11: 41–44.
- Redolfi De Zan L, Bardiani M, Antonini G, Campanaro A, Chiari S, Mancini E, Maura M, Sabatelli S, Solano E, Zauli A, Sabbatini Peverieri G, Roversi PF (2017) Guidelines for the monitoring of *Cerambyx cerdo*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxyllic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 129–164. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12703>



- Rink M, Sinsch U (2007) Radio-telemetric monitoring of dispersing stag beetles: implications for conservation. *Journal of Zoology* 272: 235–243. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7798.2006.00282.x>
- Rink M, Sinsch U (2011) Warm summers negatively affect duration of activity period and condition of adult stag beetles (*Lucanus cervus*). *Insect Conservation and Diversity* 4: 15–22. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00073.x>
- Romiti F, Redolfi De Zan L, Piras P, Carpaneto GM (2016) Shape variation of mandible and head in *Lucanus cervus* (Coleoptera: Lucanidae): a comparison of morphometric approaches. *Biological Journal of the Linnean Society*. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blw001>
- Romiti F, Tini M, Redolfi De Zan L, Chiari S, Zauli A, Carpaneto GM (2015) Exaggerated allometric structures in relation to demographic and ecological parameters in *Lucanus cervus* (Coleoptera: Lucanidae). *Journal of Morphology* 276(10): 1193–1204. <https://doi.org/10.1002/jmor.20411>
- Royle JA (2004) N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60: 108–115. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- Royle JA, Nichols JD (2003) Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84: 777–790. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0777:EAF RPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0777:EAF RPA]2.0.CO;2)
- Santoro F, Pivotti I, D'Allestro V, Fabrizi A, Di Veroli A, Di Giovanni MV, Corallini C, Mandrioli M, Goretti E (2009) *Lucanus cervus* e *Lucanus tetraodon* (Coleoptera – Lucanidae) in Umbria. *Bollettino del Museo e Istituto di Biologia dell'Università di Genova* 71: 202.
- Smit JT, Krekels RFM (2006) Vliegend hert in Limburg Actieplan 2006–2010. EIS-Nederland en Bureau Natuurbalans-Limes duvergans; Leiden-Nijmegen/Nederland.
- Smith MN (2003) National stag beetle survey 2002. People's Trust for Endangered Species, London, 1–14.
- Smith MN (2011) Great Stag Hunt III: National stag beetle survey 2006 – 2007. People's Trust for Endangered Species, London, 1–23.
- Solano E, Thomaes A, Cox K, Carpaneto GM, Cortellessa S, Baviera C, Bartolozzi L, Zilioli M, Casiraghi M, Audisio P, Antonini G (2016) When morphological identification meets genetic data: the case of *Lucanus cervus* and *L. tetraodon* (Coleoptera, Lucanidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 54: 197–205. <https://doi.org/10.1111/jzs.12124>
- Sprecher-Uebersax E, Durrer H (1998) Über das Vorkommen des Hirschkäfers (*Lucanus cervus* L.) in der Region Basel. *Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel* 48(4): 142–166.
- Tanashi M, Kubota K, Matsushita N, Togashi K (2010) Discovery of mycangia and associated xylose-fermenting yeasts in stag beetles (Coleoptera: Lucanidae). *Naturwissenschaften* 97: 311–317. <https://doi.org/10.1007/s00114-009-0643-5>
- Thomaes A (2008) Onderzoek en monitoring van het Vliegend hert [Study and Monitoring of the Stag Beetle]. Instituut Natuur-en Bosonderzoek, INBO.R.2008.2, Brussel, Belgium.
- Tini M, Bardiani M, Campanaro A, Mason F, Audisio PA, Carpaneto GM (2017a) Detection of stag beetle oviposition sites by combining telemetry and emergence traps. In: Campanaro A, Hardersen S, Sabbatini Peverieri G, Carpaneto GM (Eds) Monitoring of saproxylic beetles and other insects protected in the European Union. *Nature Conservation* 19: 81–96. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.19.12678>

- Tini M, Bardiani M, Chiari S, Campanaro A, Maurizi E, Toni I, Mason F, Audisio PA, Carpaneto GM (2017b) Use of space and dispersal ability of a flagship saproxylic insect: a telemetric study of the stag beetle (*Lucanus cervus*) in a relict lowland forest. *Insect Conservation and Diversity*. <https://doi.org/10.1111/icad.12260>
- Tini M, Bardiani M, Campanaro A, Mason F, Audisio PA, Carpaneto GM (in press) A stag beetle's life: sex-related differences in daily activity and behaviour of *Lucanus cervus* (Coleoptera: Lucanidae). *Journal of Insect Conservation*.
- Trizzino M, Audisio P, Bisi F, Bottacci A, Campanaro A, Carpaneto GM, Chiari S, Hardersen S, Mason F, Nardi G, Preatoni DG, Vigna Taglianti A, Zauli A, Zilli A, Cerretti P (2013) Gli artropodi italiani in Direttiva Habitat: biologia, ecologia, riconoscimento e monitoraggio. Quaderni Conservazione Habitat 7. Cierre Grafica, Sommacampagna, Verona, 1–256.
- Tronquet M (2014) Catalogue des Coléoptères de France. *Revue de l'Association Roussillonnaise d'Entomologie* 23(Suppl.): 1–1052.
- Vrezec A (2008) Phenological estimation of imago occurrence in four saproxylic beetle species of conservation importance in Slovenia: *Lucanus cervus*, *Cerambyx cerdo*, *Rosalia alpina*, *Morinus funereus* (Coleoptera: Lucanidae, Cerambycidae). *Acta Entomologica Slovenica* 16: 117–126.
- Vrezec A, Ambrožič Š, Kapla A (2012) Supplementary studies of Natura 2000 species and monitoring of selected beetle species in year 2012: *Carabus variolosus*, *Lucanus cervus*, *Rosalia alpina*, *Morinus funereus*, *Graphoderus bilineatus*. Final Report – Nacionalni inštitut za biologijo, Ljubljana.
- Vrezec A, Kapla A (2007) Quantitative beetle (Coleoptera) sampling in Slovenia: a reference study. *Acta entomologica Slovenica* 15: 131–160.
- Worton BJ (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164–168. <https://doi.org/10.2307/1938423>
- Zapponi L, Cini A, Bardiani M, Hardersen S, Maura M, Maurizi E, Redolfi De Zan L, Audisio P, Bologna MA, Carpaneto GM, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F, Campanaro A (2017) Citizen science data as an efficient tool for mapping protected saproxylic beetles. *Biological Conservation* 208: 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.035>
- Zilioli M, Pittino R (2004) Un reperto eccezionale: *Lucanus tetraodon* Thunberg in Lombardia (Coleoptera, Lucanidae). *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale in Milano* 145(2): 301–306.

## Materiale supplementare I

### Scheda di campo

Autori: Marco Bardiani, Stefano Chiari, Emanuela Maurizi, Massimiliano Tini, Ilaria Toni, Agnese Zauli, Alessandro Campanaro, Giuseppe Maria Carpaneto, Paolo Audisio

Tipo di dati: scheda di campo

Nota esplicativa: scheda di campo da compilare durante ciascun sopralluogo, per ciascun transetto. Ciascun avvistamento viene registrato con un codice, nel punto esatto di osservazione lungo il transetto (path). I codici sono riportati sulla colonna destra della scheda di campo. Esempi di codice: maschio in volo sopra 2 metri – M2; femmina deambulante sul terreno –F0; *L. cervus* con incerta determinazione del sesso, avvistato in volo a oltre 2 metri di altezza –U1.

Copyright notice: This dataset is made available under the Open Database License (<http://opendatacommons.org/licenses/odbl/1.0/>). The Open Database License (ODbL) is a license agreement intended to allow users to freely share, modify, and use this Dataset while maintaining this same freedom for others, provided that the original source and author(s) are credited.

Link: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12687.suppl1>

## Linee guida per il monitoraggio di *Osmoderma eremita* e specie affini

Emanuela Maurizi<sup>1,2</sup>, Alessandro Campanaro<sup>2,3</sup>, Stefano Chiari<sup>1,2</sup>,  
Michela Maura<sup>1,2</sup>, Fabio Mosconi<sup>2,4</sup>, Simone Sabatelli<sup>4</sup>, Agnese Zauli<sup>1,2</sup>,  
Paolo Audisio<sup>4</sup>, Giuseppe Maria Carpaneto<sup>1</sup>

**1** Università Roma Tre, Dipartimento di Scienze, Viale Guglielmo Marconi 446, 00146 Roma, Italia **2** Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – Centro di ricerca Difesa e Certificazione, Via di Lanciola 12/a, Cascine del Riccio 50125 Firenze, Italia **3** Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale “Bosco Fontana” – Laboratorio Nazionale Invertebrati (Lanabit). Carabinieri. Via Carlo Ederle 16a, 37126 Verona, Italia **4** Università di Roma “La Sapienza”, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie “Charles Darwin”, Via A. Borelli 50, 00161 Roma, Italia

Corresponding author: Emanuela Maurizi ([emanuela.maurizi@uniroma3.it](mailto:emanuela.maurizi@uniroma3.it))

Maurizi E, Campanaro A, Chiari S, Maura M, Mosconi F, Sabatelli S, Zauli A, Audisio P, Carpaneto GM (2017) Linee Guida per il monitoraggio di *Osmoderma eremita* e specie affini. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Linee Guida per il monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 83–135.

### Abstract

*Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) is a saproxyllic scarab beetle protected by the Habitats Directive in the European Union. The present paper is part of a special issue on monitoring of saproxyllic beetles protected in Europe and starts with a revision of the current knowledge on systematics, ecology, ethology and conservation of *O. eremita* and its allied species, followed by experimental tests of different methods for monitoring its populations. Two methods were compared in several localities of central Italy: (1) the widely used pitfall traps into tree cavities, and (2) black cross windows traps baited with a specific pheromone produced by male beetles. The first method, often used in northern and central Europe, did not give acceptable results in Italy probably because of the scarcity of veteran trees with large hollows. It could only be used successfully in areas where: 1) tree hollows are abundant, large enough and with sufficient amounts of wood mould for planting a pitfall trap; 2) the team is composed of several operators in order to ensure the checking of at least 150 traps every two days during the whole period of mating activities (15 July–25 August). The second method, consisting of hanging 30 black cross window traps during the mating period and checking them every two days, turned out to be better for capturing a significant number of individuals but cannot be used every year because of the possible disturbance on mating activities of the species.

### Riassunto

*Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) è uno scarabeo saproxilico protetto dalla Direttiva Habitat. Il presente lavoro fa parte di un volume speciale sul monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa e inizia

con una revisione delle conoscenze attuali sulla sistematica, l'ecologia, l'etologia e la conservazione di *O. eremita* e delle specie strettamente affini, seguita da prove sperimentali per saggiare la validità scientifica di due metodi usati per il monitoraggio delle sue popolazioni. I metodi, testati in diverse regioni dell'Italia centrale durante il periodo riproduttivo della specie, sono trappole a caduta, da situare nelle cavità degli alberi, e trappole aeree innescate con un feromone attrattivo specifico. Il primo metodo, usato spesso nell'Europa settentrionale e centrale, non ha dato risultati accettabili in Italia, probabilmente a causa della scarsità di alberi vetusti con grandi cavità; tuttavia, potrebbe essere usato in aree dove: 1) gli alberi sono abbondanti e dotati di cavità piene di rosario, sufficientemente grandi per piantarvi una trappola; 2) la squadra è composta da diversi operatori per assicurare il controllo di almeno 150 trappole ogni due giorni durante tutto il periodo riproduttivo (15 luglio–25 agosto). Il secondo metodo, consistente nell'appendere agli alberi 30 trappole provviste di pannelli neri incrociati, imbuto e camera di cattura, da controllare almeno ogni due giorni, si è rivelato migliore per catturare un numero significativo di individui ma non può essere utilizzato ogni anno a causa del possibile disturbo sulle attività riproduttive della specie.

### Keywords

Saproxilic beetles, old-growth forests, hollow trees, dead wood, trap sampling, Habitats Directive

### Parole chiave

Coleotteri saproxilici, foreste vetuste, alberi cavi, legno morto, trappola, Direttiva Habitat

## Introduzione

L'osmoderma o scarabeo eremita, *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763), è un grande coleottero saproxilico (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae) associato ai vecchi alberi cavi degli ambienti boschivi caducifogli europei. La specie è inclusa negli Allegati II e IV della Direttiva Habitat (92/43/EEC del 21/05/1992) sulla conservazione degli habitat naturali, della fauna e della flora. La Direttiva Habitat richiede agli Stati Membri di preparare, ogni sei anni, un rapporto sullo stato di conservazione delle specie elencate negli allegati. Per rispondere a questo obbligo, il Progetto Life "Monitoring of insects with public participation" (LIFE11 NAT/IT/000252: in seguito, MIPP) ha condotto ricerche sperimentali sul campo per lo sviluppo di un metodo standardizzato per il monitoraggio dei seguenti coleotteri saproxilici protetti in Europa: *Osmoderma eremita* (scarabeo eremita, Scarabaeidae), *Lucanus cervus* (cervo volante, Lucanidae), *Cerambyx cerdo* (capricorno, Cerambycidae), *Rosalia alpina* (rosalia alpina, Cerambycidae), *Mori-mus asper / funereus* (morimo, Cerambycidae) (Mason et al. 2015).

Il presente articolo fa parte di un volume speciale sul monitoraggio dei coleotteri saproxilici suddetti ed è dedicato a *Osmoderma eremita*. Pertanto, l'articolo inizia con un'ampia revisione delle attuali conoscenze sulla sistematica, distribuzione, ecologia, etologia e conservazione di *O. eremita* e delle entità strettamente imparentate, che derivano perlopiù dalla divisione della prima in tempi successivi alla Direttiva e quindi meritano lo stesso livello di protezione. Tale revisione è seguita dal test dei metodi sperimentali per il monitoraggio delle popolazioni di osmoderma.



## Sistematica e distribuzione

Il genere *Osmoderma*, istituito nel 1828 da Le Peletier de Saint-Fargeau e Audinet-Serville, è attualmente assegnato alla superfamiglia Scarabaeoidea, famiglia Scarabaeidae e sottofamiglia Cetoniinae. Tuttavia, in molti articoli scientifici e banche dati europei prodotti nella seconda metà del secolo scorso, la sottofamiglia è stata elevata a famiglia e *Osmoderma* è stato trattato come un genere della famiglia Cetoniidae. Questa modifica dell'ordine sistematico ha prodotto confusione nei documenti della Direttiva Habitat e viene spiegata dal fatto che alcuni specialisti, autori delle opere più importanti utilizzate per l'identificazione degli Scarabeoidei europei (Balthasar 1963, Baraud 1977, 1992, Paulian e Baraud 1982, Martin-Piera e Lopez-Colon 2000, ecc.) hanno ripreso la sistematica di Westwood (1839), dove questi animali erano divisi in numerose famiglie. Tale suddivisione estrema è stata oggi superata da moderni studi integrati di analisi morfologiche e molecolari, dove la famiglia Scarabaeidae viene ri-considerata in un senso più ampio e i Cetoniinae sono una sua sottofamiglia (e.g., Lawrence e Newton 1995, Browne e Scholtz 1995, 1998, 1999, Scholtz e Grebennikov 2005, Smith et al. 2006, Ahrens 2006, Bouchard et al. 2011, Ahrens et al. 2014, McKenna et al. 2015).

All'interno della sottofamiglia Cetoniinae, la tassonomia tradizionale ha assegnato il genere *Osmoderma* alla sottotribù Osmodermina (due generi) della tribù Trichiini, un grande ramo di Cetoniinae che include anche alcuni generi largamente diffusi in Europa (ad es. *Trichius*, *Gnorimus*) (Howden 1964, Krikken 1978, Smetana 2006, Schoolmeesters 2016). Tuttavia, un recente studio molecolare (Šípek et al. 2016a, 2016b) ha rilevato strette affinità fra *Osmoderma* e altri generi asiatici di Cetoniinae, invece che con quelli suddetti, concludendo che esso dovrebbe essere assegnato ai Cetoniini. Tale instabilità ai livelli più alti della sistematica degli Scarabeoidei si riflette anche a livello di genere e specie, attraverso annose incertezze nella tassonomia e nella nomenclatura che vanno avanti da molti anni (cf. Tauzin 1994a, 1994b, 1996, 2000, 2002, 2006, Sparacio 1994, 2000, Massa 1995, Gusakov 2002, Audisio et al. 2007, 2009, Zauli et al. 2016a), con implicazioni che riguardano anche la conservazione delle diverse popolazioni europee di *Osmoderma*.

La validità del nome del genere divenne controversa quando alcuni autori (Ádam 1994, Gusakov 2002) asserirono che la priorità spettava a *Gymnodus* Kirby, 1827, tuttavia la Commissione Internazionale per la Nomenclatura Zoologica (ICZN) decise di adottare il nome *Osmoderma* attraverso una speciale risoluzione basata sul principio della stabilità e del 'prevailing usage' (Smith 2004, Krell et al. 2006, Audisio et al. 2007, Barclay 2007, ICZN 2007). A livello di specie, il dibattito è sorto per l'incertezza del nome legittimo da assegnare alle popolazioni dell'Europa orientale, da quando Motschulsky (1860) mise in dubbio la terra typica of *Osmoderma barnabita*, una specie che lui stesso aveva formalmente descritto nel 1845. Così, dalla Russia europea orientale, la terra typica divenne la Siberia orientale, avviando una serie di conseguenti interpretazioni tassonomiche. Pertanto, il nome assegnato alle popolazioni europee orientali

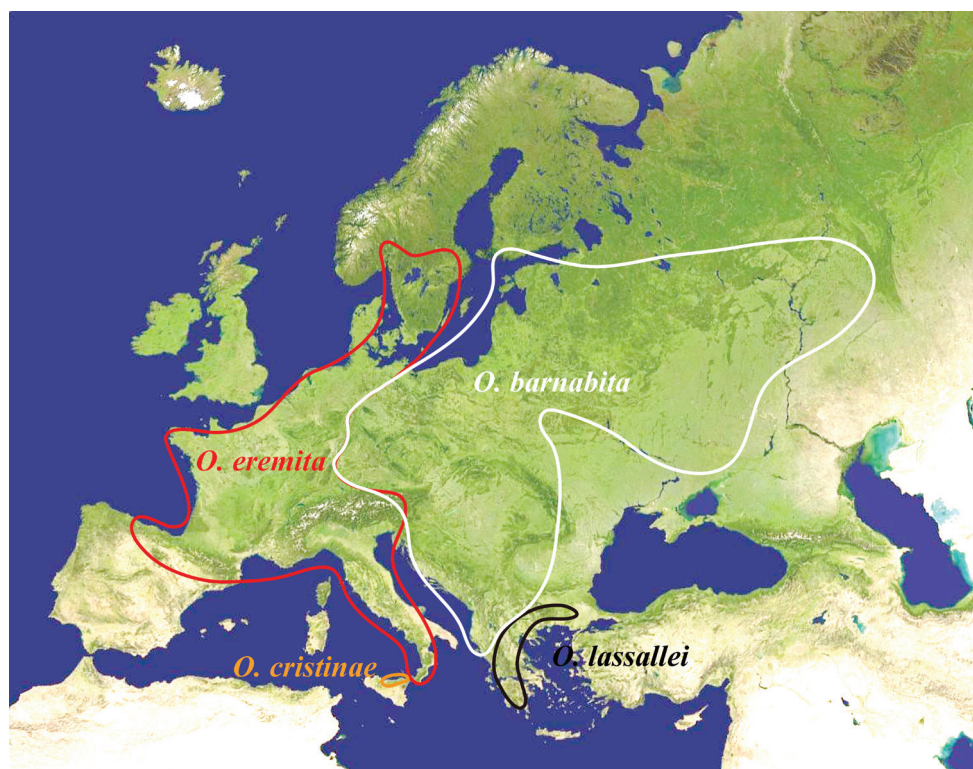
cambiò nel corso del tempo, secondo le ipotesi dei diversi autori: *O. lassallei septentrionale* Tauzin, 1994, *O. coriarius* (De Geer, 1774) e poi di nuovo *O. barnabita* (cf. Tauzin 1991, 1994a, 1994b, Gusakov 2002, Audisio et al. 2007, 2009).

A livello globale, il genere include almeno 12 specie attraverso la Regione Olartica (Howden 1964, Gusakov 2002, Smetana 2006, Audisio et al. 2007, Bezborodov 2016, Schoolmeesters 2016). L'areale del genere *Osmoderma*, come per molte altre specie animali associate alle foreste caducifoglie dell'emisfero settentrionale, è suddiviso in tre settori disgiunti: Nord-Est degli USA (3 specie secondo Howden 1968), Europa e Vicino Oriente (4 specie in Europa, una in Anatolia, una in Georgia) ed Estremo Oriente Asiatico (3 specie nella Cina nord-orientale, Siberia meridionale, Corea e Giappone). Il settore nordamericano coincide con l'areale potenziale delle foreste di latifoglie decidue degli Stati Uniti orientali e si estende verso Sud fino al 35° parallelo, dove due specie vivono simpatricamente: *O. eremicola* (Knoch, 1801) e *O. scabrum* (Palisot de Beauvois, 1805). Una terza specie, *O. subplanatum* Casey, 1915, vive inaspettatamente nelle Grandi Pianure, probabilmente ristretta ad ambienti boschivi frammentati lungo le rive dei laghi e dei fiumi, nel bacino idrografico del Mississippi e del Missouri. Le tre specie, si spingono appena oltre il confine meridionale del Canada. Le tre specie dell'Estremo Oriente sono state recentemente revisionate da Bezborodov (2016): *O. davidis* Fairmaire, 1887, dalla Transbajkalia e dalla Cina nordorientale al Territorio del Litorale (=Primorskij Kraj) e alla Corea settentrionale; *O. caeleste* (Gusakov, 2002), dalla Cina nord-orientale al Territorio del Litorale e Corea settentrionale; *O. opicum* Lewis, 1887, Territorio del Litorale, Corea settentrionale e Giappone. Gli areali delle tre specie si sovrappongono quindi nelle foreste temperate miste o di latifoglie del Territorio del Litorale dell'Estremo Oriente Russo, presso Vladivostok, dove vivono insieme e sono state osservate perfino nello stesso albero (Bezborodov 2016). L'areale di *O. davidis* è più ampio di quello delle altre due specie e raggiunge ad Ovest l'ecotono delle foreste-steppe al confine fra la Transbajkalia e la Mongolia.

Per risolvere la grande incertezza tassonomica e nomenclatoriale nelle popolazioni europee di osmoderma, è stato condotto uno studio sul DNA (Audisio et al. 2007, 2009) che ha portato a considerare la presenza di almeno quattro specie in Europa:

- Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763), principalmente nell'Europa occidentale;
- Osmoderma barnabita* Motschulsky, 1845 (sensu Audisio et al. 2007), principalmente nell'Europa orientale;
- Osmoderma lassallei* Baraud e Tauzin, 1991, endemica della Grecia nord-orientale e della Turchia europea;
- Osmoderma cristinae* Sparacio, 1994, endemica di Sicilia.

La distanza genetica e l'analisi della parsimonia hanno permesso di individuare due gruppi, ciascuno formato da due specie: il primo gruppo è ristretto all'Europa occidentale (*O. eremita* e *O. cristinae*), il secondo all'Europa orientale (*O. barnabita* e *O. lassallei*) (Figura 1). Il limite geografico fra le due specie passa inequivocabilmente attraverso la Svezia (*O. eremita*) e la Finlandia (*O. barnabita*), continuando verso Sud



**Figura 1.** Areale del genere *Osmoderma* in Europa (da Audisio et al. 2009, modificato) (disegnato da M. Liu).

attraverso la Germania, l'Austria e la Slovenia (paesi in cui le due specie dovrebbero convivere) dove però è ancora indefinito (Audisio et al. 2007, 2009, Landvik et al. 2013) (Figura 1). All'interno di *O. eremita*, analisi morfologiche preliminari hanno delimitato una sottospecie, *O. eremita italicum* Sparacio, 2000, la cui presenza è stata finora indicata per poche località di tre regioni dell'Italia meridionale (Campania, Basilicata e Calabria).

I caratteri morfologici usati per delimitare le specie e le sottospecie del genere *Osmoderma* sono poco marcati e soggetti a una forte variabilità. Essi riguardano principalmente i rilievi del capo e del pronoto, oltre alla forma dei genitali maschili (Figure 2, 3). La mancanza di differenze nette può generare un alto grado di incertezza quando sono oggetto di monitoraggio le popolazioni che vivono in aree di contatto fra gli areali dei vari taxa, ad esempio, nell'Europa centrale e nei Balcani, a causa di fenotipi intermedi che rendono difficile l'assegnazione degli individui ai due taxa confinanti.

Un approccio integrato alle popolazioni italiane, basato su analisi morfologiche e molecolari (Zauli et al. 2016a), indica che sia la distanza genetica (COI and AFLP markers) sia la divergenza morfologica (particolarmente la forma dei genitali maschili) supportano la validità del rango di specie per *O. cristinae*, nonostante la stretta relazione di parentela fra questo endemita siciliano e *O. eremita*.

Altre entità poco studiate (oltre a *O. lassallei* e *O. barnabita*) si trovano dalla penisola balcanica alle montagne del Caucaso: una specie o semispecie vicina a *O. lassallei*, nella Grecia meridionale (P. Audisio, P. Petrakis e G.M. Carpaneto, non ancora descritta); *O. brevipenne* Pic, 1904, descritto delle Montagne del Tauro, Turchia meridionale; *O. richteri* Medvedev, 1953, descritto della Georgia, Caucaso (solo due femmine rinvenute fino ad oggi).

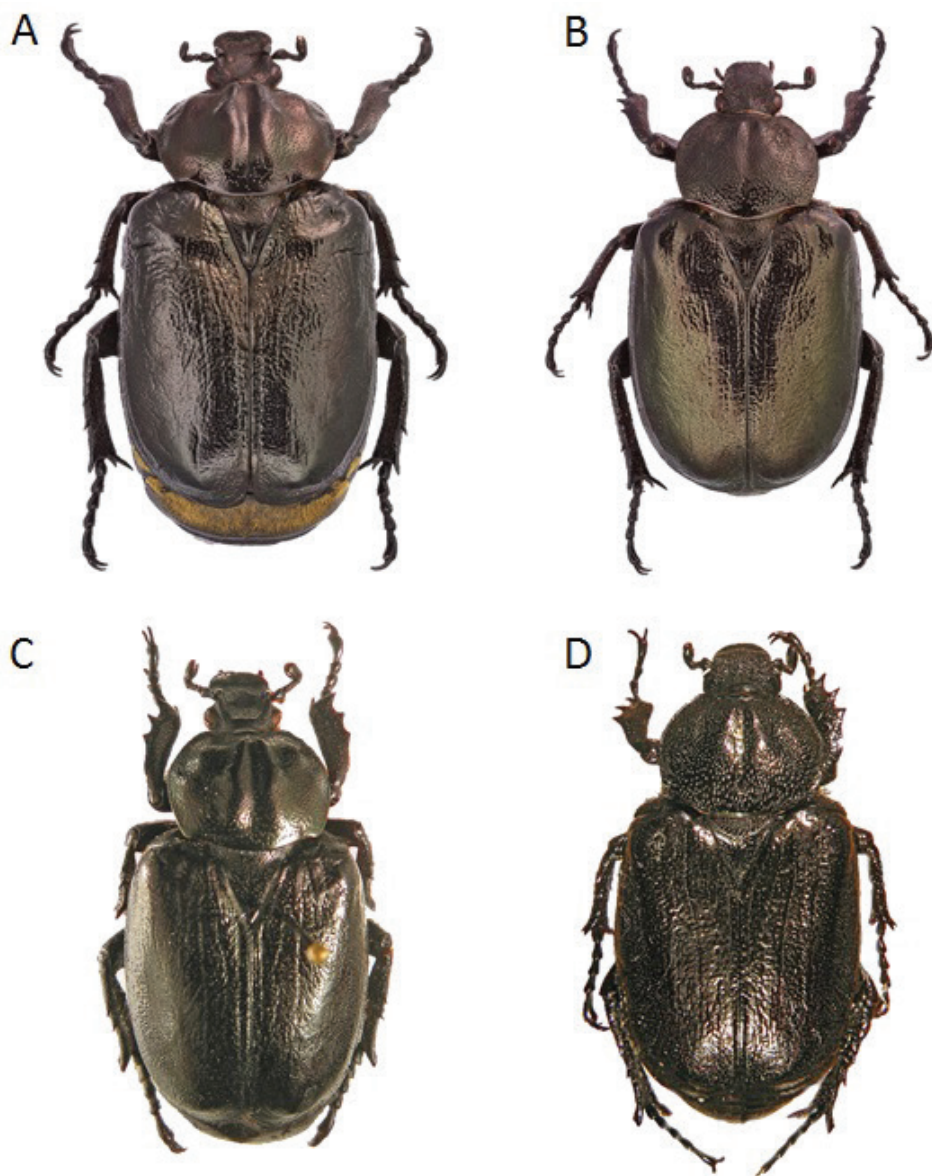
### Morfologia e confronto tra entità simili

Il genere *Osmoderma* comprende i più grandi rappresentanti europei della sottofamiglia Cetoniinae (lunghezza corporea fino a 36 mm, capo incluso; larghezza massima delle elitre fino a 19 mm). Il capo è piccolo rispetto al corpo (in confronto alla generalità della sottofamiglia), con il clipeo più largo che lungo. L'antenna è composta da 10 segmenti, comprendenti una piccola clava terminale di tre corte lamelle. Il corpo è largo, subovale, più o meno appiattito dorsalmente. Il protorace è significativamente più stretto della base delle elitre, più o meno convesso, con margini laterali arrotondati o formanti un angolo sporgente appena prima della loro metà. Le zampe sono forti, con tibie moderatamente lunghe e tarsi corti. Tibie anteriori con tre denti distinti sul loro lato esterno. Ali bene sviluppate in entrambi i sessi. Il colore è nero, piceo o castagno scuro, spesso brillante, con riflessi metallici verdi o rameici.

Nelle specie europee, i maschi hanno il clipeo concavo, con margine anteriore più o meno rialzato, la zona di transizione clipeo-fontale leggermente convessa, e due rilievi laterali sopra l'inserzione dell'antenna che sembrano due cornetti. Le femmine hanno il clipeo piatto e con margine anteriore non rialzato, la zona di transizione clipeo-frontale tumida, e sono prive di cornetti laterali. La superficie del capo è punteggiata nei maschi e rugosa nelle femmine. Il pronoto dei maschi presenta angoli basali distinti, con margini laterali ottusamente angolati appena prima della metà; il pronoto è circa un terzo più largo che lungo, fortemente convesso, con due distinte carene longitudinali, parallele e separate da una fossa più o meno profonda. Il pronoto delle femmine presenta angoli basali arrotondati e una forma più o meno circolare, vista all'alto; è meno convesso di quello dei maschi e mostra le carene in forma vestigiale, quasi svanite o ridotte a due tubercoli obsoleti. Il pigidio è largo e fortemente convesso nei maschi, più piccolo e leggermente convesso nelle femmine.

Come già detto, i caratteri morfologici usati per definire le specie e le sottospecie europee sono poco marcati e molto variabili. Pertanto, l'identificazione su base morfologica di questi animali è un compito da specialisti che hanno studiato molti esemplari di ciascuna specie provenienti da diverse popolazioni (in musei o collezioni) e hanno progressivamente acquisito una conoscenza profonda della variabilità intraspecifica all'interno di singole popolazioni e attraverso l'areale delle specie. Un altro problema è che gli esemplari presenti in molte collezioni e musei non possono essere usati per confronto perché sono identificati erroneamente, a causa della grande confusione tassonomica dei decenni passati. Fortunatamente, le specie europee hanno areali differenti

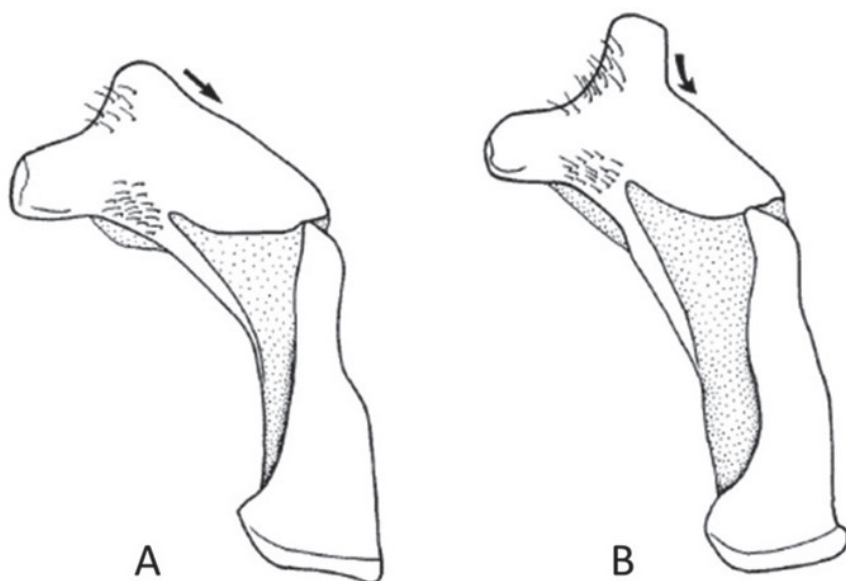




**Figura 2.** Habitus di *Osmoderma* in visione dorsale. **A** *O. eremita* maschio **B** *O. eremita* femmina **C** *O. cristinae* maschio **D** *O. cristinae* femmina (foto di A. Ballerio e M. Uliana, da Ballerio et al. 2010).

e in molti casi le popolazioni possono essere assegnate a una specie semplicemente in base alla località. Il problema esiste quando una località è situata nella zona di sovrapposizione degli areali di due specie parapatriche, come nel caso di *O. eremita* e *O. barnabita* nell'Europa centrale, dove non si può escludere la convivenza e l'ibridazione fra le due specie. Il carattere morfologico meno variabile fra queste due specie è forse la forma dei





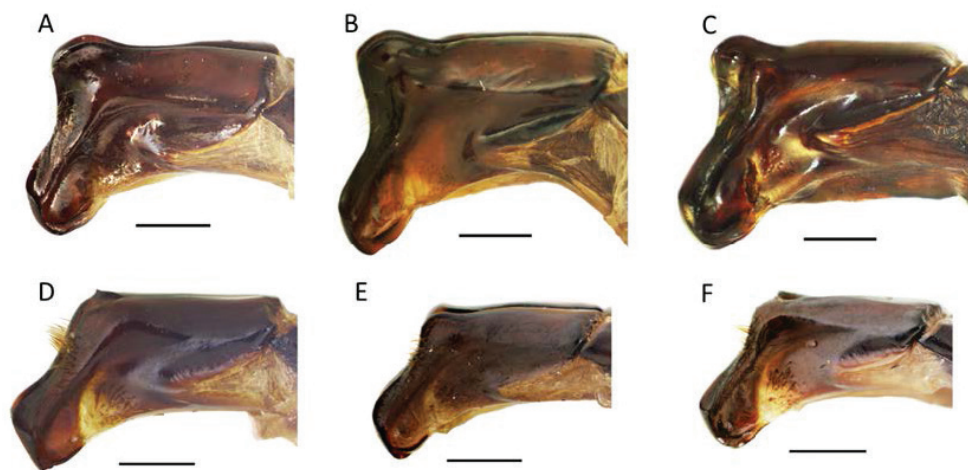
**Figura 3.** Parameri in visione laterale di *O. eremita* (A) e *O. barnabita* (B). Le frecce indicano la assenza o presenza di una concavità sotto la protuberanza (da Lüchte e Klausnitzer 1998, modificato).

parameri dell'organo genitale maschile (Krell 1997, Lüchte e Klausnitzer 1998, Sparacio 2000, Zauli et al. 2016a) secondo la seguente chiave (vedi anche la Figura 3):

1. Parameri, in visione laterale, con una forte protuberanza verso l'alto, come una gibbosità triangolare arrotondata all'apice, seguita da una discesa quasi dritta o molto leggermente convessa che continua fino alla loro base.....***O. eremita***
2. Parameri, in visione laterale, con una forte protuberanza verso l'alto, come una gibbosità quadrangolare all'apice, seguita da una forte concavità e poi continuante fino alla loro base ..... ***O. barnabita***

I genitali maschili servono anche a separare *O. eremita* e *O. barnabita* da *O. cristinae*, perché quest'ultima specie non mostra una vera protuberanza verso l'alto ma solo un moderato rigonfiamento seguito da una discesa dritta o leggermente convessa che continua fino alla base (Figura 4). La forma dei genitali non può ovviamente essere usata per il monitoraggio delle popolazioni perché richiede l'esame di individui morti. Pertanto, nei casi problematici, l'identificazione può affidarsi soltanto alle analisi molecolari (ad esempio, mtDNA citocromo C ossidasi I, estratto da muscoli femorali o tarsali di un individuo vivo) (Audisio et al. 2009).

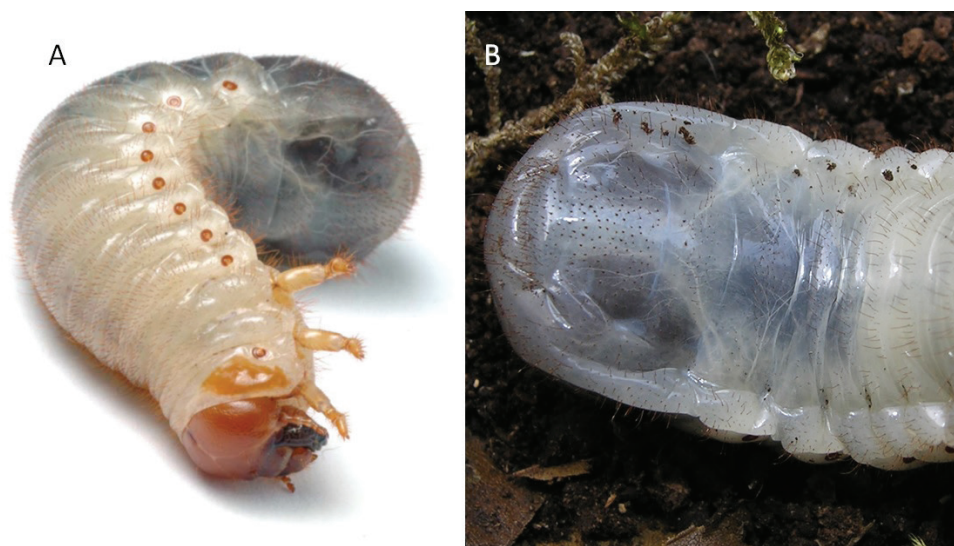
Tutti i caratteri morfologici usati per separare le specie europee di *Osmoderma* sono quantitativi e sfumano tra loro; inoltre, essendo soggetti a grande variabilità non possono fornire un'identificazione certa. Le differenze sessuali nel gruppo *O. barnabita* / *lassallei* sono meno accentuate di quelle presenti nel gruppo *O. eremita* / *cristinae*.



**Figura 4.** Parameri in visione laterale di *O. eremita* (A–C) e *O. cristinae* (D–F), mostrandoti la variazione intraspecifica e le differenze nei parameri fra le due specie (foto di Federico Romiti).

Gli operatori non esperti, coinvolti nella ricerca dei resti esoscheletrici di *Osmoderma* nei detriti legnosi all'interno delle cavità degli alberi, possono trovare difficoltà a distinguere tali resti da quelli di *Gnorimus variabilis* (Linnaeus, 1758). Comunque, i resti di quest'ultima specie sono chiaramente più piccoli e sottili, con tarsi proporzionalmente più lunghi e stretti, e tibie mediane fortemente incurvate nei maschi. Inoltre, il lato esterno delle tibie anteriori presenta due denti bene sviluppati (invece di tre denti in *Osmoderma*), mentre lo scutello è più corto e di forma semicircolare (invece dello scutello quasi triangolare isoscele di *Osmoderma*). Infine, le elitre di *G. variabilis* presentano spesso macchie biancastre sulla loro superficie.

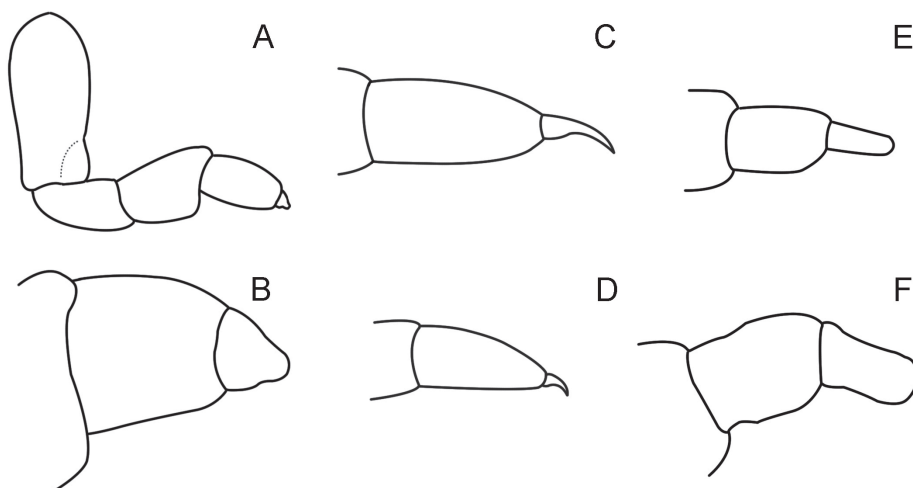
Le uova di *Osmoderma* sono globulari e bianche, con un diametro di 4-5 mm. Le larve sono di tipo "scarabeiforme", caratterizzate da un capo ipognato e un corpo carnoso, bianco o bluastrò, incurvato inferiormente a formare una C (Hayes 1929, Boving e Craighed 1931, van Emden 1941, Ritcher 1966). In particolare, le larve di *osmoderma* sono molto simili a quelle degli altri Cetoniinae, con cui presentano in comune le seguenti caratteristiche: capo piccolo; labrum simmetrico; mandibole con un'area stridulatoria ovale formata da minute barre trasversali; mascelle con lacinia e galea fuse tra loro, e dentini stridulatori diretti anteriormente; nono e decimo segmento addominale fusi tra loro (Hayes 1929, Ritcher 1966, Shabalin e Bezborodov 2009). Il capo delle larve di *osmoderma* è una capsula rosso-arancio, con punteggiatura rugosa sulla fronte, labrum trilobato e un paio di mandibole asimmetriche nere e robuste. Le zampe sono giallo-brune e relativamente corte, ciascuna terminante con un'unghia nera di forma subconica, molto corta e spessa, larga alla base e ottusa all'apice. Il lato ventrale setoloso (in seguito: 'raster', secondo Boving e Craighead 1931) dell'ultimo segmento addominale è privo della doppia serie logitudinale di spinule (in seguito: 'palidia', secondo Ritcher, 1966), che invece si trova normalmente nelle larve dei Cetoniinae (Korschefsky 1940) (Figura 5).



**Figura 5.** Larva di *Osmoderma eremita*. **A** Habitus **B** Raster (area spinosa ventrale dell'ultimo segmento addominale). Notare la mancanza dei palidia (le due serie longitudinali di spinule che si trovano nel raster della maggior parte dei Cetoniinae) e l'estremità delle zampe provvista di un'unghia molto corta e tozza (vedi testo per dettagli) (**A** foto di Sonia Dourlot, da Dubois 2009; **B** foto di Benjamin Calmont).

Le caratteristiche morfologiche usate per l'identificazione delle larve sono valide solo per quelle pienamente sviluppate (soprattutto quelle appartenenti al terzo stadio, cioè l'ultima fase dello sviluppo). Una buona combinazione di caratteri per separare le larve di osmoderma da quelle di tutti gli altri Cetoniinae europei è la seguente: 1) l'assenza dei palidia nel raster, 2) la particolare forma dell'unghia terminale delle zampe, corta, subconica a base larga e con apice smussato; 3) la lunghezza corporea fra 65 e 75 mm, considerando che le grosse larve di *Protaetia speciosissima* non dovrebbero superare i 65 mm (Korschefsky 1940). Infatti, quasi tutti i Cetoniinae europei che vivono nel legno morto (*Cetonia*, *Protaetia* e *Gnorimus*) hanno dei palidia distinti e zampe che terminano senza unghie oppure con unghie allungate e sottili (mai tozze, subconiche a base larga e con apice smussato) (Figura 6). Fra le larve di Cetoniinae europei che si trovano nel legno morto, solo quelle del genere *Trichius* sono prive di palidia (come *Osmoderma*) ma si distinguono facilmente per le loro piccole dimensioni corporee (lunghezza fino a 40 mm), le unghie allungate e sottili, il labrum arrotondato (invece di essere trilobato), e gli ultimi due segmenti addominali ben separati (invece di essere fusi) (Shabalin e Bezborodov 2009).

La seguente chiave, valida soprattutto per larve pienamente sviluppate, può essere utile per riconoscere sul campo (con l'aiuto di una lente tascabile) le larve di osmoderma da quelle di tutti gli altri Cetoniinae europei. La chiave è stata costruita da uno di noi (G. Carpaneto), in base a informazioni ricavate da diversi autori (Hayes 1929, Böving e Craighead 1931, Korschefsky 1940, Ritcher 1966, Klausnitzer e Krell 1997, Mico e Galante 2003a, 2003b, Shabalin e Bezborodov 2009) e da osservazioni inedite:



**Figura 6.** Forma dell'unghia terminale nelle larve dei *Cetoniinae europei*. **A** zampa di *Osmoderma eremita* **B** ultimi due segmenti e unghia di *O. eremita* **C** idem di *Gnorimus variabilis* **D** idem di *Trichius fasciatus* **E** ultimi tre segmenti di *Cetonia aurata* **F** ultimi tre segmenti di *Protaetia cuprea* (disegni di Federico Romiti).

- |   |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |                              |
|---|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|
| 1 | Tarsi terminanti con un'unghia (lunga o corta, appuntita o smussata).....                                                                                                                                                                                                                                                                                         | 2                            |
| – | Tarsi con apice arrotondato e privo di unghia .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | 4                            |
| 2 | Unghia tarsale sottile, più o meno appuntita e ricurva. Nono e decimo segmento addominale, in visione dorsale, separati a formare due unità distinte. Raster con o senza palidia. Margine anteriore del labrum mai trilobato, quasi dritto o leggermente sinuato nel mezzo. Larve nel legno morto. Lunghezza fino a 60 mm .....                                   | 3                            |
| – | Unghia tarsale mai appuntita e ricurva ma simile a un cono corto e spesso, con base larga e apice smussato, di colore nero o piceo. Nono e decimo segmento addominale, in visione dorsale, fusi a formare una singola unità. Raster senza palidia. Margine anteriore del labrum distintamente trilobato. Larve nel legno morto. Lunghezza fino a 75 mm long ..... | <b>Osmoderma</b>             |
| 3 | Raster con due distinti palidia formanti una figura ovale. Larve nel legno morto. Lunghezza fino a 50 o 60 mm, a seconda della specie.....                                                                                                                                                                                                                        | <b>Gnorimus</b>              |
| – | Raster senza palidia. Ultimo segmento addominale normalmente conformato. Larve nel legno morto. Lunghezza fino a 40 mm .....                                                                                                                                                                                                                                      | <b>Trichius</b>              |
| – | Raster senza palidia. Ultimo segmento addominale terminante con un paio di aree circolari delimitate da una stretta area rugosa. Larve nel legno morto. Lunghezza fino a 25 mm.....                                                                                                                                                                               | <b>Valgus</b>                |
| 4 | Larve piccole (fino a 25 mm), generalmente fra radici di piante .....                                                                                                                                                                                                                                                                                             | <b>Oxythyrea e Tropinota</b> |
| – | Larve grandi (25-65 mm), fra radici di piante, humus o legno morto, a seconda della specie.....                                                                                                                                                                                                                                                                   | 5                            |

- 5 Raster con due palidia ben distinti, ciascuno formato da 18-28 spinule (principalmente 22-24). Lunghezza fino a 45 mm ..... **Cetonia**
- Raster con due palidia ben distinti, generalmente formati ciascuno da meno di 22 spinule (normalmente 14-20, eccezionalmente fino a 26 nella rara *P. fieberi*). Lunghezza fino a 65 mm ..... **Protaetia e Aethiessa**

Gli operatori meno esperti potrebbero avere difficoltà nel riconoscere le larve di osmoderma da quelle di altri due grandi scarabeoidei largamente diffusi in Europa nel legno morto: *Oryctes* (Scarabaeidae Dynastinae) e *Lucanus* (Lucanidae Lucaninae). A parte i caratteri microscopici riguardanti le antenne e l'apparato boccale, spesso difficili da vedere sul campo, la larva di *Oryctes* si distingue facilmente per l'ultimo segmento addominale che è diviso in due metà da uno strozzamento trasversale, in modo che l'addome sembra essere formato, in visione dorsale, da dieci segmenti distinti. Invece, la larva di *Lucanus* è immediatamente riconoscibile per i seguenti caratteri: i terghi addominali non plicati, la fessura anale longitudinale (invece di essere trasversale come in *Osmoderma* e in altri Cetoniinae), gli spiracoli addominali grandi ma molto più stretti e allungati (see Bardiani et al. 2017), e gli organi stridulatori che consistono in una serie di dentini posti sul secondo e terzo paio di zampe (invece che sul lato ventrale delle mandibole e su quello dorsale delle mascelle come nei Cetoniinae).

### Ciclo vitale, alimentazione e aspetti chimico-ecologici

L'uovo di *Osmoderma* appena deposto è globoso e bianco opaco, ma dopo 2–3 settimane diventa giallastro e raddoppia le sue dimensioni, raggiungendo il diametro di 4–5 mm. Ogni femmina depone 20–80 uova in una cavità di un albero, tra la parete interna e il rosone (accumulo di detriti legnosi), protetti da un rivestimento flessibile di pasta di legno. Le larve (in numero variabile da 12 a 18) nascono dopo 14–20 giorni e misurano appena sei millimetri. Tuttavia, crescono rapidamente, alimentandosi di legno morto e delle ife fungine che causano la decadenza del legno stesso. Le larve attraversano tre differenti stadi (L1, L2 e L3) in un tempo di sviluppo variabile da 2 a 4 anni e svernano nel primo o nel secondo stadio, a seconda della data di oviposizione e delle condizioni microclimatiche locali (Tauzin 1994, Luce 1996, Schaffrath 2003a, Ranius et al. 2005). Studi condotti in laboratorio e sul campo da Pawłowski (1961) in Polonia mostrano che l'attività di alimentazione delle larve avviene quando la temperatura media giornaliera supera i 13°C, e che queste si sviluppano in tre o quattro anni. Complessivamente, le larve studiate erano attive solo per 30 settimane, poiché la durata dell'ibernazione e dello sviluppo è direttamente influenzata dalla temperatura del microhabitat sia nelle cavità degli alberi sia in laboratorio.

Osservazioni simili compiute in laboratorio e sul campo confermano i 3–4 anni di sviluppo anche in altri paesi dell'Europa centro-orientale con inverni lunghi e rigidi, precisamente in Russia, Germania e Lettonia (Nikitsky et al. 1996, Schaffrath 2003a, D. Telnov, in Ranius et al. 2005). Al contrario, in Italia, osservazioni inedite di M.



Uliana (pers. comm. 2016) rivelano che gli esemplari tenuti in laboratorio a condizioni favorevoli di temperatura si sviluppano senza sospendere mai l'alimentazione. Secondo Dubois (2009) esiste una variabilità nel tempo di sviluppo delle larve nate dalla stessa ovatura: larve sorelle sono state allevate nelle stesse condizioni e hanno finito il loro sviluppo dopo due anni (nel caso di due maschi) o dopo tre anni (dieci maschi e una femmina). Tale variazione potrebbe essere geneticamente determinata e avere un ruolo nel minimizzare il tasso di fecondazione fra consanguinei stretti.

Alla fine della seconda o della terza estate, generalmente a settembre, quando la larva di terzo stadio ha raggiunto il suo pieno sviluppo (normalmente 75 mm di lunghezza), costruisce un bozzolo ovale cementando fra loro piccoli detriti legnosi con le proprie secrezioni salivari e fecali. All'interno di questo involucro protettivo, la larva si trasforma in pupa in primavera (normalmente a maggio) e poi in adulto (giugno) (Tauzin 1994). L'emergenza degli adulti avviene a luglio e all'inizio di agosto, quando molto individui mostrano un tegumento brillante indicando una metamorfosi recente.

Tauzin (1994b, 2005), che ha allevato *O. eremita* in laboratorio, ha osservato una durata di vita molto corta nei maschi dopo l'accoppiamento (10–20 giorni), mentre le femmine possono vivere per oltre 90 giorni. Tuttavia, alcuni maschi nutriti in cattività hanno raggiunto anch'essi 90 giorni di vita (Schaffrath 2003a). Uno studio sul campo condotto in Svezia ha mostrato che maschi e femmine hanno la stessa durata di vita, con un massimo di circa un mese (Ranius 2001). Sebbene gli adulti sembrano incapaci di sopravvivere in natura dopo l'arrivo dell'autunno, una femmina è stata trovata a gennaio nella foresta di Fontainebleau, in Francia (Tauzin 1994b). Tale osservazione suggerisce che, in condizioni favorevoli, le femmine possono vivere più a lungo dei maschi e talvolta ibernare sfruttando tale opportunità per aumentare il proprio successo riproduttivo, come evidenziato già per altre specie di coleotteri saproxilici, ad esempio il cerambicide *Morimus asper* (Rossi de Gasperis et al. 2016).

L'attività stagionale degli adulti è correlata a fattori climatici, altitudine, latitudine e tipo di habitat. In Svezia, gli adulti sono attivi da luglio a settembre, mentre nell'Europa centrale e meridionale ci sono diverse osservazioni in maggio-giugno e anche pochissime alla fine di aprile (Stegner 2002, Schaffrath 2003a, Ranius et al. 2005, Vignon 2014). In Francia, gli adulti sono attivi dalla fine di giugno alla fine di agosto, con picchi fra il 10 e il 15 luglio (Vignon 2014). In Italia, il periodo è principalmente dall'inizio di giugno a metà agosto, con picchi a luglio (Carpaneto et al. 2010, Chiari et al. 2012, 2013a, 2013b, Giangregorio et al. 2015). In Valtellina (Lombardia, provincia di Sondrio), un periodo quasi identico a quello riportato per la Francia è stato osservato per diversi anni, con picchi di attività nella seconda metà di luglio (P. Audisio, dati inediti). Possiamo concludere che le popolazioni di *O. eremita*, nell'intero areale della specie, mostrano una fenologia dalla fine di aprile a settembre, con variazioni locali che dipendono da differenti regimi di temperatura e piovosità, anche se la maggior parte delle osservazioni riguardano il periodo dall'inizio di luglio all'inizio di agosto.

Uno o due giorni dopo l'emergenza, i maschi di *Osmoderma* iniziano ad emettere un forte odore che può essere percepito dagli umani a diversi metri di distanza e che è stato assimilato al cuoio di Russia dagli entomologi francesi del XIX secolo (Latreille

et al. 1825). Questo odore è associato a un feromone sessuale prodotto dai maschi che attrae le femmine e le induce a radunarsi nelle cavità occupate da maschi. Le analisi chimiche hanno identificato questo composto come (R)-(+)- $\gamma$ -decalactone (Larsson et al. 2003, Svensson et al. 2003, 2004, Zauli et al. 2014). Ricerche ecologiche hanno mostrato che tale composto attrae anche le femmine di *Elater ferrugineus* Linnaeus, 1758, un grosso elateride le cui larve vivono nel legno morto e si nutrono delle forme larvali di altri insetti saproxilici, particolarmente quelle dei Cetoniinae, con una particolare preferenza per gli scarabei eremita. Infatti, le femmine dell'elateride usano i feromoni sessuali di osmoderma per deporre le proprie uova nelle cavità già abitate dalla preda ideale per la loro prole (Svensson et al. 2004, Larsson e Svensson 2009, 2011, Zauli et al. 2014, 2016c). Studi di campo, con raccolta di odori nelle cavità e analisi biochimiche su *O. barnabita* e *O. cristinae*, hanno mostrato che queste specie usano esattamente lo stesso feromone di *O. eremita*, mostrano una forte tendenza a conservare questo carattere sessuale all'interno del genere in Europa (Landvik et al. 2015, Zauli et al. 2016a). Inoltre, come suggerito da Svensson et al. (2009), il feromone maschile di *Osmoderma* può avere la funzione di segnale territoriale (invece di agire come un classico feromone sessuale usato per riconoscere l'identità specifica dei partner) e pertanto la pressione selettiva verso un cambiamento del segnale stesso può essere debole o assente. Dal punto di vista della conservazione, l'uso di (R)-(+)- $\gamma$ -decalactone da un insieme di specie imparentate rende più facile il monitoraggio su larga scala degli scarabei eremita in Europa, poiché tale attività può essere svolta in tutti i paesi con lo stesso composto chimico.

Molti autori hanno parlato di forte somiglianza tra l'odore del feromone e quello di frutti fermentati (pesche, prugne, albicocche) di cui gli adulti sono stati visti nutrirsi. Il nome vernacolare francese "pique-prune" (= buca-prugne) (Vignon 2006) e quello tedesco "Aprikosenkäfer" (= coleottero delle albicocche) (Ranius et al. 2005) si riferiscono sicuramente a questo odore e alla credenza popolare che gli scarabei eremita amino nutrirsi di prugne, albicocche e altri frutti di Rosaceae. Tuttavia, l'attività di foraggiamento di questi coleotteri in natura è stata raramente osservata dagli entomologi. Ranius et al. (2005) hanno revisionato la scarsa informazione esistente in letteratura e hanno raccolto alcuni dati inediti su questo argomento. Tali dati riguardano alcuni ritrovamenti su perdite di resina dalle cortecce di latifoglie in Germania, Polonia, Estonia e Russia, e poche osservazioni in laboratorio dove alcuni esemplari sono stati alimentati con mele e banane (Schaffrath 2003b). Fra i dati inediti, riportati da vari autori e raccolti da Ranius et al. (2005), figurano anche osservazioni di campo su fiori, precisamente di *Leucanthemum* sp. e *Viburnum* sp. in Croazia, di *Sambucus nigra* in Spagna e di ombrellifere non identificate in Germania, oltre che su prugne gialle mature (*Prunus* sp.) in Poland. Un'altra osservazione di campo è stata riportata da Chiari et al. (2013b) per l'Italia centrale (Lazio) e riguarda una femmina radio-telemetrata che si è spostata volando da un bosco di sughera e ha coperto una distanza di quasi 1500 m prima di atterrare in un oliveto e soffermarsi per più di un'ora (13:00-14:00) a nutrirsi di un'albicocca (*Prunus armeniaca*), ormai sfatta e caduta sulla forcella principale di un'albero. Dopo tutto, il nome popolare francese "pique-prune" e la somiglianza

tra l'odore del feromone e quello delle prugna, non può essere dovuta interamente al caso: l'associazione fra questi coleotteri e i frutti di *Prunus* spp. dovrebbe essere studiata approfonditamente, anche per valutare le loro necessità energetiche per sopravvivere in aree protette.

### Requisiti dell'habitat e uso dello spazio

L'habitat primario di *Osmoderma* era probabilmente costituito dalle foreste mature di latifoglie con abbondanza di alberi cavi e legno morto. In particolare, queste specie sembrano preferire aree in cui la volta arborea non è molto densa, a causa dell'età avanzata delle piante o per la presenza di spazi aperti in seguito alla caduta di alberi per vecchiaia o fulmini. Infatti, secondo molti dati di letteratura e dalla nostra lunga esperienza personale, le larve saproxilofaghe di osmoderma necessitano di alberi con cavità ampie e ricche di detriti legnosi. Tuttavia, più che essere strettamente forestali, gli osmoderma sembrano essere legati agli ecotoni, come i margini boschivi, le radure o le formazioni arboree rade, che si possono trovare in qualsiasi contesto in cui esistano vecchi alberi cavi, non solo nelle foreste mature ma anche nel paesaggio agricolo e urbano. Infatti, più che nei tronchi caduti (*logs*) o nei tronchi morti in piedi (*snags*), questi coleotteri si trovano negli alberi cavi ma ancora vivi e provvisti di chioma, che costituiscono per loro una risorsa duratura (Ranius e Nilsson 1997), fornendo un microhabitat caratterizzato da temperatura stabile, condizioni di umidità sufficienti e valori elevati di pH (Müller et al. 2014).

L'alterazione delle foreste naturali, causata dalla gestione commerciale, e la conseguente rarità degli alberi cavi hanno determinato la scomparsa degli scarabei eremita in molte foreste di latifoglie che oggi potrebbero apparire idonee. Al contrario, alcuni habitat artificiali ma ricchi di alberi vetusti e cavi, come nel caso di parchi urbani, pascoli alberati, vecchi frutteti e filari di alberi impiantati lungo canali o strade di campagna, hanno permesso la sopravvivenza degli scarabei eremita, anche se circondati da ambienti coltivati per loro inadatti (Vignon et al. 2004, Baratelli 2004, Dutto 2005, Ranius et al. 2005, Oleksa et al. 2007, Carpaneto et al. 2010, Giangregorio et al. 2015). Molte popolazioni di osmoderma in Francia vivono in castagneti da frutto e lungo siepi di delimitazione fra campi e pascoli, dove il numero di vecchi alberi cavi è maggiore di quello presente in foreste gestite localmente con tecniche di gestione produttiva del legname (Vignon e Orabi 2003, Vignon et al. 2004, Vignon 2006, 2008, 2015). Questi ambienti artificiali rappresentano quindi degli "habitat di sostituzione" per *O. eremita* in Francia e sono considerati molto importanti per la sua sopravvivenza in aree dove le foreste vetuste sono estremamente ridotte o assenti.

L'intervallo altitudinale degli osmoderma varia dal livello del mare (foresta sempreverde dominata da leccio, *Quercus ilex*, o da sughera, *Q. suber*) fino a circa 1400 m (foreste di faggio, *Fagus sylvatica*), attraverso tutte le fasce altitudinali intermedie, coperte da foreste decidue miste (*Quercus* spp., *Acer* spp., *Fraxinus* spp., *Tilia* spp., *Ulmus* spp., *Carpinus* spp., *Salix* spp., *Populus* spp., *Betula* spp., *Alnus* spp., *Castanea sativa* etc.)

(Ranius et al. 2005). Tuttavia, un maschio adulto di *O. eremita italicum* è stato recentemente raccolto in Italia meridionale (massiccio del Monte Pollino, Calabria) a 2000 m su un faggio cavo (A. Mazzei, pers. comm. 2016). Le larve possono vivere nei tronchi di numerose latifoglie decidue (querce, faggi, aceri, frassini, tigli, olmi, carpini, salici, pioppi, betulle, ontani, castagni, meli, peri, prugni, ciliegi) e latifoglie sempreverdi (lecci e sughere), ma nessuna preferenza netta per ciascuna di queste essenze è stata suggerita dalla maggior parte degli osservatori (Schaffrath 2003a, 2003b, Tauzin 2005, Ranius et al. 2005, Chiari et al. 2014). Esistono anche alcune osservazioni isolate su conifere (*Taxus*, *Pinus* e *Abies*) che tuttavia necessitano di verifica.

Le larve degli osmoderma si trovano di solito in alberi cavi ma ancora vivi e in piedi, anche se sono state osservate in alberi morti, almeno fino a quando il legno marcescente è in grado di mantenere un idoneo grado di umidità (Rainus et al. 2005). Più raramente, le larve sono state osservate in tronchi d'alberi abbattuti o in ceppaie ma ciò si verifica principalmente dopo un taglio recente. L'età degli alberi habitat adatti agli osmoderma dipende dalle caratteristiche del legno. Le specie che crescono rapidamente come i pioppi (*Populus* spp.) e i salici (*Salix* spp.) possono ospitare osmoderma anche quando hanno appena pochi decenni d'età (Schaffrath 2003a), mentre gli alberi da frutta idonei hanno di solito 80–100 anni (Stegner 2002). Secondo Ranius et al. (2005), in Svezia, gli alberi a lenta crescita come le querce sono idonei a 150–400 anni, mentre in Francia, gli alberi capitozzati della stessa specie, lo diventano già a 70–120 anni (Vignon e Orabi 2003). Di solito, se gli alberi adatti sono abbondanti e ricchi di legno morto, le popolazioni locali di osmoderma possono essere costituite da un elevato numero di individui, anche quando la superficie forestale è ridotta.

Nonostante l'opinione diffusa a sostegno dell'estrema polifagia degli osmoderma, studi approfonditi di larve nei detriti legnosi delle cavità hanno mostrato che questi insetti preferiscono determinate specie di alberi a livello locale. Le popolazioni più settentrionali (*O. eremita* in Svezia e *O. barnabita* in Finlandia) sfruttano principalmente gli enormi alberi di farnia (*Quercus robur*) che formano piccoli stand nel paesaggio agricolo nordico (Ranius et al. 2005, Landvik et al.). Attraverso l'esame di 192 alberi cavi in Finlandia, Landvik et al. (2015) hanno trovato segni di *O. barnabita* in 62 alberi (cioè nel 32% degli alberi esaminati): 67% di *Q. robur*, 21% di *Tilia* spp. e 6% di *Alnus glutinosa*. Oltre a queste specie di alberi principali, anche *Acer platanoides*, *Sorbus aucuparia* e *Populus nigra* figuravano nell'elenco delle piante ospiti ma con un solo record ciascuna. In Polonia, la distribuzione di osmoderma (probabilmente *O. barnabita*) non è risultata casuale rispetto alle specie di alberi presenti (Oleksa et al. 2007). Contrariamente alla credenza comune, gli osmoderma della Polonia non hanno mostrato una predilezione per le querce, evitavano *Acer platanoides* e *Carpinus betulus* e preferivano *Tilia cordata* e *Alnus glutinosa*. Inoltre, essi risultavano significativamente più abbondanti negli alberi di circa 450 cm di circonferenza, in cavità a circa 1,30 m di altezza, e non mostravano dipendenza dall'area del buco d'ingresso o dalla sua esposizione (Oleksa et al. 2007). Un'area di studio nell'Italia centrale (Chiari et al. 2012), dove gli autori hanno analizzato i detriti legnosi nelle cavità di 151 alberi appartenenti a otto specie di latifoglie, hanno rivelato che *O. eremita* era presente nel 22% degli

alberi, tutti appartenenti a quattro specie: *Ostrya carpinifolia* (60%), *Quercus suber* (25%), *Acer obtusatum* (6.6%), e *Quercus pubescens* (1%). Il numero di larve e di resti è risultato più alto nelle cavità con più di 4 litri di detriti legnosi, dove questi erano relativamente asciutti e con bassa contaminazione da parte del suolo. La colonizzazione e il successo riproduttivo di habitat artificiali impiantati in natura, precisamente di cassette nido riempite di foglie morte e segatura, sono stati ottenuti in Svezia e Polonia (Jansson et al. 2009, Hilszczański et al. 2014, Carlsson et al. 2016).

Pur essendo in grado di volare, gli scarabei eremita, mostrano una bassa distanza di dispersione. In Svezia, *O. eremita* ha mostrato un tasso di dispersione limitato e distanze di dispersione minori di 200 m, mentre solo il 15% degli adulti abbandona l'albero natale (Ranius e Hedin 2001, Hedin e Ranius 2002, Ranius 2006, Hedin et al. 2008, Svensson et al. 2011). In Francia, Dubois e Vignon (2008) riportano il caso di un individuo che ha raggiunto 700 m di dispersione totale. I modelli di dispersione di *O. eremita* sono stati studiati in un bosco di sughera (*Quercus suber*) nell'Italia centrale tirrenica, la parte più meridionale della sua distribuzione, caratterizzata da un clima mediterraneo caldo e asciutto (Chiari et al. 2013b). L'attività di dispersione di 39 individui (16 maschi, 23 femmine) è stata seguita con un approccio radio-telemetrico per due anni e i risultati hanno mostrato che questi hanno trascorso la loro vita non solo negli alberi cavi ma anche in altri tipi di habitat, come sotto la superficie del suolo. I coleotteri erano più attivi all'inizio della stagione, ma l'81% dei maschi e il 69% delle femmine hanno continuato a disperdersi per tutta la loro vita. La distanza di dispersione calcolata nel corso della loro vita non è però differente tra i sessi: la distanza più lunga è stata percorsa da una femmina che ha viaggiato per 1500 m, mentre il 39 per cento degli individui che hanno compiuto dispersione ha raggiunto distanze superiori a 250 m. Il tasso di dispersione e la superficie attraversata sono maggiori di quelli riscontrati nell'Europa settentrionale e centrale. La densità della popolazione per albero è bassa, la maggior parte degli adulti abbandona l'albero natale e il tasso di predazione è risultato alto (almeno il 28%) (Chiari et al. 2013b).

Esperimenti per misurare la lunghezza del volo su individui legati con un filo a una bobina (*tethered flight*), sono stati condotti in laboratorio da Dubois et al. (2010). Questi esperimenti hanno rivelato una distanza massima di 1.454 m per un singolo volo e una distanza massima di 2.361 m per il volo totale, dimostrando anche una maggiore capacità di volo nelle femmine rispetto ai maschi. Indagini sui fattori che possono influire sull'attività di volo, ad es. la temperatura, l'umidità o l'alimentazione a base di frutta fresca come fonte di energia (come le prugne, rare negli ecosistemi forestali), dovrebbero essere effettuati per valutare la potenziale capacità di volo della specie.

Poiché l'attività quotidiana degli osmoderma varia in funzione della luce, della temperatura e dell'umidità, questi animali sono stati indicati come attivi sia di giorno che di notte da diversi studi. In Svezia, durante un progetto di ricerca a lungo termine, gli adulti sono stati trovati attivi solo durante il giorno, con individui che volavano prevalentemente nel primo pomeriggio di giornate calde e soleggiate (Ranius et al. 2005). Al contrario, nei paesi dell'Europa centro-meridionale (Germania e Francia), sono stati osservati in attività all'alba (Stegner 2002, Schaffrath 2003a). Nell'Italia cen-



trale, uno studio telemetrico ha dimostrato che gli osmoderma sono attivi sia di giorno che di notte, nell'arco delle 24 ore (Chiari et al. 2013b). In Valtellina (Italia settentrionale, circa 500 m s.l.m.) l'attività dei maschi al di fuori delle cavità è stata osservata per lo più dalle 14:00 alle 19:00, mentre individui in volo (sia maschi che femmine) sono stati visti nel primo pomeriggio di giornate calde e assolate di luglio e agosto, come in Svezia (P. Audisio, dati inediti). Tutti questi dati fenologici sembrano indicare che l'attività quotidiana può spostarsi verso le ore in cui gli osmoderma trovano le condizioni climatiche più favorevoli, ad es. preferendo le ore diurne in aree fresche e umide, e quelle notturne in aree calde e asciutte.

### Minacce e misure di conservazione

*Osmoderma eremita* rappresenta una delle più importanti specie “bandiera” e “ombrello” per la protezione delle comunità locali saproxiliche (Ranius 2002a, 2002b, 2002c, Audisio et al. 2003, Carpaneto et al. 2015). Nel 1992, la specie è stata elencata come prioritaria negli allegati II e IV della Direttiva Habitat della UE (Luce 1996, 2001, Galante e Verdú 2000, Audisio et al. 2003, Ranius et al. 2005), quando le conoscenze sistematiche del gruppo erano ancora molto povere. Fino ad oggi, l'unica specie formalmente protetta dalla Direttiva Habitat è *O. eremita*, anche se la necessità di conservazione di tutti i taxa strettamente affini, derivati dalla sua suddivisione successiva, è stata espressa da diversi autori e viene fornita dalla Direttiva stessa (Audisio et al. 2008, 2009, 2014, Carpaneto et al. 2015).

Lo stato di conservazione e le minacce delle specie europee di *Osmoderma* sono stati valutati per la Lista Rossa IUCN: *O. eremita* (Nieto et al. 2010), *O. cristinae* (Nardi e Micó 2010), *O. barnabita* (Alexander et al. 2010). Una panoramica dei pareri espressi da diversi autori ha portato al riconoscimento delle seguenti minacce elencate in ordine di importanza:

- 1) numero decrescente di alberi cavi (alberi habitat) negli ecosistemi forestali a causa di una gestione commerciale inadatta alla conservazione della diversità biologica;
- 2) frammentazione delle foreste vetuste e mancanza di connessione tra gli alberi habitat;
- 3) abbattimento dei castagneti da frutto o loro trasformazione in boschi cedui;
- 4) trasformazione o abbattimento di antichi frutteti con vecchi alberi della famiglia Rosaceae (in particolare *Prunus*);
- 5) abbandono delle pratiche di capitozzamento su salici, pioppi, gelsi e altre specie nel paesaggio rurale;
- 6) rimozione di legno morto e vecchi alberi da foreste o da siepi alberate, come combustibile domestico;
- 7) aumento dell'uso di alberi secolari e del legno morto in generale come biomasse per la produzione di combustibili industriali;

- 8) la mancanza di entomologi coinvolti nella valutazione della gestione del rischio costituito da vecchi alberi nei parchi urbani e nelle strade per garantire nello stesso tempo la sicurezza umana e la conservazione della biodiversità;
- 9) possibile uso di feromoni da parte di commercianti di insetti per collezionisti.

Le ricerche a lungo termine condotte in Svezia, dove *O. eremita* vive in maniera aggregata in grandi querce cave, formando piccole popolazioni associate a piccoli gruppi di alberi, hanno concluso che esiste un rischio di estinzione notevole per molte di queste, in quanto si basano principalmente su uno o pochi alberi con grandi quantità di detriti legnosi e il 10% degli alberi cavi ospita due terzi degli individui (Ranius 2007, Ranius et al. 2009). Secondo Vignon (2015), molti castagneti da frutto in Francia non sono stati rinnovati dalla fine del XIX secolo e hanno subito la trasformazione in boschi cedui con polloni sottili, rappresentando gravi minacce per gli osmoderma: (1) perdita di un habitat idoneo, (2) barriere alla dispersione perché la specie non è in grado di volare bene in boschi cedui dal fogliame denso e (3) condizioni microclimatiche più fredde per una specie il cui sviluppo è favorito dal sole che riscalda gli alberi. Secondo Dubois e Vignon (2015), gli osmoderma sono danneggiati dai boschi con fogliame denso, soprattutto cedui, in quanto non sono in grado di evitare gli ostacoli in volo e cadono a terra, rischiando l'insuccesso riproduttivo. Infatti, in Francia, notevoli aggregazioni di osmoderma sono state osservate in frutteti, in particolare con alberi di mele e nelle parti più aperte del paesaggio agricolo dove preferivano querce capitozzate lungo le siepi divisorie dei campi anziché le foreste (Dubois et al. 2009). Secondo Oleksa et al. (2007), gli osmoderma non necessitano di foreste vetuste per sopravvivere e sembrano evitare le formazioni boschive con fogliame fitto. Boschi aperti o pascoli ricchi di vecchi alberi cavi, sembrano essere il tipo di habitat ottimale per questi scarabeidi, purché il rinnovamento degli alberi habitat sia garantito nel corso degli anni per bilanciare la morte per vecchiaia degli alberi veterani. Infatti, gli osmoderma occupano habitat antropici ogni qualvolta siano presenti alberi cavi adatti. Questi fatti e altri risultati suggeriscono che gli alberi veterani cavi situati in ecotoni come i margini forestali, le strade di campagna e i canali, potrebbero svolgere un ruolo cruciale come habitat di sostituzione delle foreste vetuste nella conservazione di questa specie, mentre i cambiamenti nella struttura tradizionale dei paesaggi agricoli (ad es. taglio di vecchi alberi nei pascoli o nelle siepi) potrebbe provocare una rapida estinzione della specie a livello locale. Ulteriori studi sono necessari per quantificare la presenza di osmoderma in diversi tipi di habitat per giudicare fino a che punto la specie sia favorita da certi habitat antropici o se tali ambienti svolgono solo un ruolo secondario. La protezione di osmoderma richiede la tutela di siti con una rete di alberi adatti nello spazio e nel tempo in cui esistano contemporaneamente foreste naturali disetanee e habitat rurali tradizionali e ogni strategia di conservazione deve pianificare l'equilibrio dei processi a lungo termine in cui si formano e scompaiono gli alberi cavi, in modo che questi siano sempre presenti. La gestione degli alberi per la conservazione degli organismi saproxilici dovrebbe tenere presente che la creazione di una nuova cavità può richiedere da diversi decenni a centinaia di anni negli alberi con legno più duro, come le querce e i faggi, ma questo processo è molto

più veloce in legni più morbidi, come quello di tigli, ontani, pioppi o salici. Solo poche querce e faggi, più giovani di 150 anni, sviluppano grandi cavità adatte agli osmoderma (Nilsson et al. 2001), mentre tigli cavitati di appena 70 anni ospitavano questi coleotteri (Oleksa et al. 2007). La scarsa capacità di dispersione degli osmoderma e la loro preferenza per le foreste disetanee aperte sembrano essere le principali cause della sensibilità di questi animali alla gestione degli alberi e all'alterazione degli habitat (Ranius e Hedin 2001, Dubois 2009, Dubois et al. 2009). Cavità artificiali, ossia casse piene di detriti legnosi usate come microhabitat di sostituzione possono essere una strategia utile per riempire le lacune nel tempo e nello spazio e rendere un paesaggio frammentato più adatto per *O. eremita* (Jansson et al. 2009).

### Revisione delle esperienze di monitoraggio nei paesi europei

Fino a oggi, diversi metodi sono stati utilizzati per studiare e monitorare le popolazioni di osmoderma, basati principalmente su: (1) ricerca o cattura degli adulti con trappole a caduta, trappole con feromoni o perlustrazione visiva (2) campionamento dei detriti legnosi accumulati nelle cavità degli alberi, alla ricerca di resti di adulti, escrementi e larve. Questi metodi sono spesso utilizzati in combinazione per ottenere una maggiore efficienza di campionamento. Nei paragrafi successivi viene presentata una panoramica dei metodi di monitoraggio utilizzati per i diversi Paesi europei per il genere *Osmoderma*.

#### *Svezia*

In questo paese, sono stati usati sia i metodi tradizionali, come le trappole a caduta e il campionamento dei detriti legnosi (*wood mould sample*) (Ranius e Nilsson 1997, Ranius 2000, 2001, Ranius e Jansson 2002) sia gli approcci più innovativi, basati su feromoni (*pheromone traps*) (Larsson et al. 2003, Svensson et al. 2003, Larsson e Svensson 2009).

Ranius e Nilsson (1997) hanno portato avanti un campionamento di osmoderma nei detriti legnosi all'interno di grandi cavità, esplorando 135 alberi per tre anni. Ogni anno, il campionamento è stato effettuato nel mese di settembre. Da ogni cavità sono stati estratti da 2 a 8 litri di detriti legnosi e attentamente esaminati per cercare le larve, gli escrementi o i frammenti degli adulti. Per ottenere informazioni sulla consistenza della popolazione, Ranius (2000) ha suggerito l'uso di trappole a caduta con un foro di entrata abbastanza largo, interrato nei detriti legnosi presenti all'interno di cavità situate a <5m dal suolo e dove il detrito non fosse troppo lontano dal foro d'ingresso. Le trappole erano vasi vuoti con un diametro di almeno 7 cm, posizionati con l'apertura a livello della superficie del detrito. Le trappole venivano controllate ogni giorno o ogni due giorni e i coleotteri venivano cercati anche a vista nelle cavità e nei tronchi per aumentare la probabilità di individuare la specie (Ranius 2000, 2001). Ogni individuo è stato marcato sulle elitre con un ago di insetti usato come punta di un trapano di precisione. Il periodo di monitoraggio ottimale era dalla seconda o terza settimana di luglio fino alla fine di agosto (Ranius 2001). Inoltre, Ranius (2000) e Ranius e

Jansson (2002) hanno suggerito di eseguire il campionamento nei detriti legnosi prima dell'indagine con le trappole a caduta, in modo da collocare queste ultime negli alberi in cui sono stati trovati i frammenti. Il rinvenimento dei frammenti è un indicatore preciso della presenza della specie, dal momento che esiste una forte correlazione tra la presenza di frammenti e quella di adulti vivi, larve e loro escrementi nelle cavità delle querce (Ranius e Nilsson 1997). Tuttavia, i suddetti metodi richiedono molto lavoro e tempo (Svensson et al. 2012) e possono essere applicati solo per alberi con determinate caratteristiche.

L'identificazione dell'odore di frutta, emesso dagli osmoderma, come il (R) - (+) -  $\gamma$ -decalactone e della sua funzione di feromone sessuale rilasciato dai maschi per attirare le femmine, ha permesso lo sviluppo di diversi metodi utili per il monitoraggio delle specie. Svensson et al. (2003) hanno utilizzato un metodo di campionamento dell'aria estratta dalla cavità degli alberi, utilizzando pompe a gas Micro Diaphragm collegate a un filtro a carbone, seguito da analisi degli estratti con gascromatografia e spettrometria di massa. Tuttavia, il limite di questo metodo sta nel fatto che non rileva la presenza delle femmine e necessita di attrezzature costose (Svensson et al. 2003). Il metodo di campionamento dell'aria può comunque essere un utile complemento ad altri metodi quando si cerca di individuare il maggior numero di alberi che ospitano questi coleotteri.

Svensson e Larsson (2008) hanno testato per la prima volta delle trappole costruite appositamente, innescate con il feromone della specie. Hanno posizionato 12-20 repliche di trappole per tre anni. Le trappole sono state sospese a dei rami posti a 2-4 m di altezza e almeno a 10 m di distanza l'una dall'altra. Le trappole devono essere controllate ogni secondo giorno, dalla fine di giugno alla fine di agosto (Svensson e Larsson 2008). Le trappole con feromoni fuori dagli alberi e le trappole a caduta all'interno degli alberi facilitano il lavoro di marcaggio-ricattura dei coleotteri (Larsson e Svensson 2009, Svensson et al. 2011), la stima della popolazione e del tasso di dispersione della specie (Ranius 2001, Ranius e Hedin 2001, Hedin et al. 2008, Svensson et al. 2011).

Inoltre, nel 2016, un programma di monitoraggio nazionale è stato realizzato in 73 siti, dal 19 luglio al 1 agosto, utilizzando 198 trappole a feromoni e 114 trappole a caduta, controllate ogni tre giorni. Durante il campionamento sono stati rilevati rispettivamente 56 individui provenienti da 43 trappole a feromoni e 29 individui da 12 trappole a caduta (N. Janssons, pers. com.).

### ***Finlandia***

Nel 2012, per realizzare una valutazione significativa della distribuzione nazionale di *O. barnabita*, è stato progettato un piano basato su trappole a feromoni e implementato da volontari in diversi parchi urbani e in tutti i principali boschi di querce della Finlandia (Landvik et al. 2015). I volontari erano entomologi dilettanti e professionisti, contattati per via pubblicitaria; il protocollo e il set di campionamento (trappola, esca ecc.) sono stati forniti dal progetto. Il campionamento è stato effettuato dal 2012 al 2014 in 52 siti, durante l'attività di volo della specie da metà luglio a metà agosto, utilizzando 2-4 trappole per sito. Nonostante il massiccio sforzo di campionamento con

più di 3.500 giorni/trappola, *O. barnabita* è stato rilevato soltanto nell'isola di Ruissalo (SW Finland). Per individuare gli alberi ospitanti la specie, il sito è stato suddiviso in quadrati di 250 × 250m e, in ogni quadrato, gli alberi cavi sono stati campionati analizzando i detriti legnosi per evidenziare tracce di coleotteri adulti, larve e loro escrementi (Landvik et al. 2015). Le tracce sono state rilevate in 62 alberi su 192 esaminati (32%) e l'ospite più preferito è risultato essere la farnia (*Quercus robur*), con ulteriori eventi in tigli (*Tilia*) e ontani (*Alnus*). I grandi alberi erano occupati più frequentemente di quelli più piccoli, con un'incidenza del 90% sulle querce più grandi.

### **Norvegia**

In Norvegia, per tutto il XX secolo; non sono stati trovati esemplari vivi di *O. eremita* e la specie era ritenuta estinta a livello regionale (categoria "extinct?") (Ranius et al. 2005, Kalas et al. 2006). Sorprendentemente, durante l'estate del 2008, la specie è stata rilevata nel cimitero di Tonsberg, nella contea di Vestfoni (Flaten e Fjellberg 2008). Il progetto di monitoraggio delle popolazioni di osmoderma è stato eseguito con metodi diversi. Nel luglio 2008, quattro adulti sono stati rilevati utilizzando indagini di perlustrazione visiva mentre 14 larve di terza fase e i loro escrementi sono stati rinvenuti con l'analisi dei detriti legnosi all'interno degli alberi cavi. Nel mese di Agosto 2009, telecamere collocate all'interno di alberi cavi sono state aggiunte ad altri metodi (Sverdrup-Thygeson et al. 2010), mentre nel 2010, il monitoraggio è stato effettuato utilizzando telecamere, trappole a feromoni e marcaggio-ricattura con piccolissime etichette adesive. Sverdrup-Thygeson et al. (2010) hanno raccomandato lo sviluppo di una strategia per la cura e la conservazione degli alberi veterani in cui attualmente vive l'unica popolazione esistente. Inoltre, hanno richiesto l'installazione di nuovi alberi ospiti per le generazioni future utilizzando alberi resi cavi artificialmente. Il monitoraggio è stato raccomandato a cadenza annuale per seguire le tendenze della popolazione, utilizzando sia la ricerca visiva degli adulti durante la stagione riproduttiva sia le fotocamere situate all'interno delle cavità (Sverdrup-Thygeson et al. 2010). Inoltre, il piano d'azione prevede alcune attività per familiarizzare i cittadini con la specie.

### **Polonia**

Nonostante l'elevato numero di siti di presenza di osmoderma in Polonia (vedi Oleksa 2009) e gli studi effettuati (Oleksa e Gawronski 2006, Oleksa 2009, Oleksa et al. 2007, 2013, Byk et al. 2013, Hilszczanski et al. 2014), non è ancora stato proposto un protocollo nazionale di monitoraggio sulle popolazioni di questi scarabeidi. Oleksa (2009) ha suggerito misure di conservazione incentrate non solo sugli alberi veterani in aree aperte, lungo strade o canali e nelle foreste antiche, ma anche su tutto il paesaggio abitato da popolazioni della specie in Polonia. Pertanto, un piano d'azione per la specie (localmente solo *O. barnabita*) dovrebbe includere tre fasi: (1) localizzazione delle aree di maggior presenza (*core areas*) utilizzando sia i dati sulla distribuzione della specie sia gli indicatori strutturali, come la presenza di alberi secolari; (2) una rigorosa protezione dei corridoi nei paesaggi frammentati (alberature stradali e lungo i canali), compresa la gestione per mantenere alcune aree aperte, ad es. mediante il pascolo o il taglio; (3)



il ripristino di “tappe di passaggio” (*stepping stones*) fra le aree di maggior presenza, piantando alberi in luoghi dove la continuità dell’habitat è stata interrotta, nonché altre misure che migliorano la continuità di alberi cavi nello spazio e nel tempo, ad es. promuovendo la creazione di cavità attraverso il capitozzamento degli alberi o inoculazioni fungine.

### **Germania**

Nella Germania meridionale, dove sono noti sia *O. eremita* che *O. barnabita*, il metodo di monitoraggio proposto è il campionamento dei detriti legnosi accumulati nelle cavità degli alberi, utilizzando il metodo “aspirapolvere” (Bußler e Müller 2008). Un tubo di aspirazione di un aspirapolvere (Nilfisk Backup Battery) è stato introdotto nella cavità, estraendo ogni volta un campione di 3,5 litri di detriti legnosi. Il campione è stato analizzato visivamente per cercare larve e loro escrementi e resti dei coleotteri adulti. Il campionamento è stato effettuato su 127 cavità durante il 2006 e il 2007, in otto aree Natura 2000 nella Baviera meridionale e settentrionale. I coleotteri sono stati rinvenuti in 39 cavità. In particolare, le larve sono state registrate in 11 alberi e i resti degli adulti in 30 campioni. Questo metodo consente di ottenere buoni risultati ma ha un impatto significativo sulla struttura del microhabitat e colpisce negativamente le comunità saproxiliche.

### **Francia**

In Francia, sono stati eseguiti diversi progetti di monitoraggio per osmoderma utilizzando metodi diversi, usati sia separatamente sia in combinazione: campionamento di detriti legnosi in alberi cavi (Vignon e Orabi 2003, Vignon et al. 2004, Dubois et al. 2009); trappole a caduta e telemetria (Dubois e Vignon 2008); campionamento di detriti legnosi e trappole a caduta (Vignon 2008) e telemetria (Dubois e Vignon 2008, Vignon 2015, Le Gouar et al. 2015). In tutti i lavori, gli autori hanno suggerito la creazione di un inventario di alberi cavi idonei, georeferenziandoli e registrando le loro caratteristiche (vedi Ranius 2001). Il tasso di occupazione della specie è stato rilevato usando il metodo di campionamento dei detriti legnosi, cercando gli escrementi, le larve, i bozzoli e i resti degli adulti all’interno delle cavità. Questo metodo è stato principalmente applicato durante l’inverno (Dubois e Vignon 2008). Inoltre, gli autori hanno sempre suggerito la cattura di adulti con trappole a caduta infossate nei detriti legnosi delle cavità, una o due per ogni albero, controllate almeno ogni due giorni. Dubois e Vignon (2008) e Le Gouar (2015) hanno visitato le trappole una volta al giorno, per cinque giorni alla settimana, dall’inizio di luglio alla fine di agosto, quando ormai il numero totale di catture giornaliere scendeva al di sotto di una cattura al giorno (Le Gouar et al. 2015). Per stimare le dimensioni delle popolazioni, il metodo di cattura-marcaggio-ricattura è stato applicato contrassegnando gli individui con micro-scarificazioni sulle elitre operate da un trapano molto sottile, usando combinazioni di sei segni. Inoltre, gli adulti sono stati anche cercati con perlustrazione visiva sulla superficie dei detriti legnosi nelle cavità e sui tronchi durante il percorso per visitare le trappole. Nel recente lavoro pubblicato da Vignon (2015), sono riportati i risultati del

monitoraggio a lungo termine condotto per 16 anni (1997-2013) nel Dipartimento di Sarthe nei castagneti da frutto e per 7 anni (2001-2008) nel dipartimento di Orne nella rete di siepi divisorie alberate. Le indagini sono state effettuate con trappole a caduta e radio-telemetria per 950 giorni da 14 persone che hanno catturato 612 individui adulti. Il risultato più rilevante è che gli adulti sono emersi dalla fine di giugno alla fine di agosto con un picco di emergenza tra il 10 e il 15 luglio; un secondo picco di emergenza è stato osservato tra il 25 e il 29 luglio.

### **Romania**

In Romania, il monitoraggio di *Osmoderma* (localmente rappresentato solo da *O. barnabita* sensu Audisio et al. 2007, 2008) viene condotto attraverso una combinazione di metodi che riguardano sia la ricerca delle larve (in tutte le stagioni) sia quella degli adulti (fra luglio e agosto) (Iorgu et al. 2015). La presenza della specie viene stabilita campionando i detriti legnosi all'interno delle cavità ed esaminandoli su un foglio di plastica bianco di un metro quadrato alla ricerca di resti di adulti, larve e loro escrementi. L'area è stata standardizzata a circa un ettaro, ad esempio: georeferenziando e ispezionando gli alberi cavi adatti attraverso un transetto lungo 500 metri e largo 20 metri. Il tempo dedicato all'analisi dei detriti è stato fissato ad almeno due ore per due operatori che lavoravano insieme.

### **Austria**

In Austria il protocollo di monitoraggio sulle popolazioni di osmoderma non è ancora stato proposto, sebbene *O. eremita* sia considerata da tempo una specie altamente minacciata e che potrebbe essere in via di estinzione a causa della perdita di habitat (Ranius et al. 2005). Nella parte nordorientale della Bassa Austria, dal 2008 al 2011, la presenza di *O. eremita* (s.l.) esaminando i detriti legnosi all'interno delle cavità degli alberi, cercando resti di adulti, larve e loro escrementi (Straka 2009, 2011). Questo metodo, applicato senza distruggere il microhabitat della specie, ha permesso di scoprire 15 nuovi siti di presenza, principalmente in aree di interesse storico, come i parchi dei castelli e i viali con antichi alberi capitozzati; solo una popolazione è stata trovata in un bosco di querce. La specie è stata rinvenuta in 49 alberi vetusti (anche 200 anni di età), generalmente tigli (*Tilia cordata*) e salici (*Salix alba*, *Salix fragilis*, *S. × rubens*); più raramente è stata trovata su pioppo nero (*Populus nigra*), farnia (*Quercus robur*) e melo (*Malus domestica*), con diametro da 45 a 260 cm. Le indagini sono state effettuate durante tutto l'anno.

### **Svizzera**

Nel 2004, un piano di gestione dei vecchi alberi è stato condotto in aree urbane e periurbane (Juillerat e Vögeli 2006) con lo scopo di conservare a lungo termine e migliorare i siti adatti per la protezione dei coleotteri saproxilici, valutando misure idonee di gestione forestale. Il piano ha suggerito un monitoraggio combinato per ciascun albero di foreste relitte e aree urbane che fosse idoneo alla conservazione dei coleotteri saproxilici, accentuando l'importanza della partecipazione dei cittadini per

favorire le conoscenze sulla distribuzione delle specie. Il monitoraggio di *O. eremita* è stato basato sulla ricerca di segnali di presenza nei detriti legnosi all'interno delle cavità degli alberi. I detriti sono stati esaminati accuratamente per individuare gli escrementi di larve > 7 mm, le larve stesse e resti degli adulti che potessero attestare la presenza recente della specie. Per trovare adulti vivi, il piano suggeriva sopralluoghi da luglio a ottobre (Juillrat e Vogeil 2006).

### **Slovenia**

Il metodo di monitoraggio per *O. eremita* (s.l.) in Slovenia è stato pubblicato per la prima volta da Vrezec et al. (2014), basandosi sull'uso di trappole innescate da miscela racemica del feromone. Ciascuno dei siti selezionati è stato monitorato per due settimane, con differenti numeri di trappole, da 1 a 199, in base al numero di operatori coinvolti e alle caratteristiche ambientali locali. Comunque, i risultati hanno suggerito di usare 20 trappole per sito, da controllare una volta alla settimana. Il monitoraggio dovrebbe essere condotto nel mese di luglio che è considerato il periodo di maggiore attività degli adulti di questa specie in Slovenia (Vrezec 2008).

### **Italia**

In Italia, Campanaro et al. (2011) hanno proposto il primo metodo per il monitoraggio di *O. eremita* basato su tecniche di cattura-marcaggio-ricattura. Gli autori hanno suggerito di catturare gli adulti con trappole a caduta (PT), bicchieri di plastica vuoti infossati fino all'orlo nei detriti delle cavità degli alberi, poiché queste erano risultate abbastanza efficienti e poco costose. Inoltre, suggerirono anche di impiegare delle trappole aeree, le *black cross window traps* (BCWT), formate da due pannelli neri incrociati fra loro e attaccati inferiormente a un imbuto che confluisce in una bottiglia. Quest'ultima, sospesa ai rami di un albero (preferibilmente cavo), deve essere innescata con miscela racemica di  $\gamma$ -decalattone. Essi suggerirono di evitare le trappole a intercettazione aerea (IAT) usate da altri autori, che consistevano in un pannello unico di plastica trasparente attaccato inferiormente a un imbuto confluyente in una bottiglia (sempre innescata con feromone), perché questa era risultata meno efficiente nella cattura della specie. Infatti, già a partire dal 2009, Chiari et al. (2013a) avevano portando avanti un progetto di sperimentazione a lungo termine, confrontando quattro metodi di cattura per il monitoraggio di *O. eremita* nella Regione Lazio: BCWT, PT, IAT e VES (*visual encounter surveys*, cioè ricerca visiva degli adulti sui tronchi e nelle cavità degli alberi). Effettivamente, da questa sperimentazione, le PT apparivano come il miglior metodo per via della elevata probabilità di cattura, basso costo, breve tempo di allestimento e bassa sensibilità a danni accidentali (Chiari et al. 2013a). In seguito, Zauli et al. (2014) hanno usato le BCWT innescate a feromoni per monitorare due popolazioni della Regione Lazio, assai ridotte e con elevata probabilità di estinzione, ottenendo risultati positivi. Le BCWT, sempre innescate con  $\gamma$ -decalattone, sono risultate attrattive anche per *O. cristinae*, una specie endemica di Sicilia (Zauli et al. 2016a). Inoltre, sempre in Italia centrale, Chiari et al. (2012) hanno sperimentato il metodo del Wood Mould Sample (WMS) che consiste nella ricerca della specie (resti di adulti, larve e loro escrementi) nelle cavità degli alberi.

Per quanto riguarda la posizione delle trappole nelle aree di campionamento, Campanaro et al. (2011) proposero di disporre le PT e le BCWT lungo transetti lineari, ai nodi di una griglia (rispettivamente a distanza di 30 e 50 m fra loro) oppure in modo casuale. Chiari et al. (2013a) usò il modo casuale, disponendo le trappole su 116 alberi cavi, prima numerati e poi scelti a caso. Per quanto riguarda il periodo di campionamento, venne scelto quello corrispondente al picco di attività della specie in base alle conoscenze fenologiche del tempo, cioè fra la metà di giugno e la metà di agosto, considerando le differenze climatiche tra un'area planiziarica dell'Italia settentrionale (Campanaro et al. 2011) e un'area collinosa dell'Italia centrale (Chiari et al. 2013a). Campanaro et al. (2011) suggerirono anche di condurre sei sessioni di monitoraggio. Trizzino et al. (2013) e Bologna et al. (2016) riportarono i metodi proposti da Campanaro et al. (2011) e Chiari et al. (2013a).

## Metodi

Tre metodi di monitoraggio per *O. eremita* sono stati selezionati all'inizio del progetto MIPP (per dettagli sul progetto vedi Mason et al. 2015 e Carpaneto et al. 2017) e poi testati per tre anni (dal 2014 al 2016) in due macroaree: le Foreste Casentinesi (in seguito: FC) e il Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise (in seguito: PA). Due di questi metodi (trappole con feromoni e trappole a caduta) vengono descritti e testati nel presente lavoro mentre il terzo (l'uso di un cane addestrato) viene discusso dettagliatamente da Mosconi et al. (2017).

Nella fase preparatoria sono stati selezionati i siti di campionamento e il periodo per il monitoraggio di *O. eremita*. Per prima cosa, è stata condotta un'analisi dei dati faunistici presenti in letteratura, seguita dall'analisi delle collezioni museologiche o private per avere un'idea chiara della presenza della specie e della sua fenologia nelle diverse località. Inoltre, sono stati condotti sopralluoghi preliminari nell'autunno-inverno 2013-2014 per selezionare i siti più idonei dove allestire le trappole negli anni successivi (considerando l'accessibilità, la presenza della specie, la struttura della foresta, ecc.), in entrambe le macroaree (FC e PA). Durante questi sopralluoghi preliminari, tutti gli alberi potenzialmente idonei per la riproduzione della specie sono stati georeferenziati e descritti nelle loro caratteristiche.

## Trappole a feromoni

Per quanto riguarda le trappole con feromoni, sono state utilizzate le *black cross window traps* (in seguito: BCWT), con la funzione di trappole aeree ad intercettazione innescate con feromoni specifici (Svensson e Larsson 2008, Chiari et al. 2013a). Queste trappole erano state costruite appositamente con due pannelli di plastica nera (altezza 25 cm, larghezza 30 cm, spessore 3 mm) incrociati fra loro e attaccati perpendicolarmente a un imbuto di plastica bianca (diametro esterno 30 cm, diametro del collo





**Figura 7.** BCWT per la cattura di *Osmoderma eremita*. **A** foto d'insieme di trappola con serbatoio (provetta Eppendorf) che contiene il feromone **B** Posizionamento su un ramo **C** Inserzione dell'imbuto nella bottiglia con dettaglio del coleottero catturato (notare i quattro buchi praticati alla base per evitare che la bottiglia si riempia di acqua piovana) **D** *Osmoderma eremita* con doppia procedura di marcaggio sulle elitre: scarificazioni prodotte da un mini-trapano ed etichetta adesiva (foto di E. Capogna: **A–B**, F. Bernardini: **C**, S. Chiari: **D**).

4 cm) inserito in una bottiglia bianca di plastica di 0.5 litri (Figura 7A). Le trappole sono state agganciate a rami di alberi all'altezza di 2–4 m (Figura 7B).

I serbatoi per i feromoni erano costituiti da provette eppendorf di 1,5 ml riempite con 1200  $\mu$ l di miscela racemica  $\gamma$ -decalattone (Sigma-Aldrich, USA, catalog no. W236004). Piccoli rulli di cotone per cure dentali (Celluron, Paul Hartmann, S.A., France) sono stati inseriti nelle provette per regolare la diffusione del feromone. Le provette sono state attaccate alle trappole con un uncino di metallo (Figura 7). Le trap-



pole venivano controllate ogni due giorni per evitare la morte eventuale dei coleotteri all'interno delle bottiglie. Inoltre, alle bottiglie di pastica erano stati praticati diversi buchi alla base per evitare che tali contenitori si riempissero di acqua piovana facendo annegare gli esemplari (Figura 7C). Le trappole sono state georeferenziate con GPS (Garmin 60Csx) e poi dotati di un'etichetta adesiva contenente il codice della trappola e informazioni sul Progetto.

### Trappole a caduta

Le trappole a caduta (pitfall traps, in seguito: PT) sono state usate per catturare gli scarabei eremita che camminavano sulla superficie del rosime (*wood mould*) all'interno della cavità. Esse consistevano in bicchieri di plastica trasparenti (diametro dell'apertura 7 cm), infossati nel rosime fino all'orlo (per dettagli vedi Chiari et al. 2013b, Campanaro et al. 2011). Anche questi venivano georeferenziate, etichettati con il codice identificativo di ogni trappola e controllati ogni due giorni.

### Metodo di Cattura–Marcaggio–Ricattura

Alla prima cattura, il sesso di ciascun esemplare veniva determinato in base ai caratteri morfologici del capo e del pronoto. Dopodiché, ciascun esemplare veniva marcato sulle elitre con un codice numerico secondo una doppia procedura (Figura 7D): 1) con delle scarificazioni prodotte da un minitrapano (Dremel Lithium Cordless 8000JE); 2) applicando una piccolissima etichetta numerata con una goccia di colla cianoacrilica (®Loctite, Super Attack Power Flex Gel; Henkel, Dusseldorf, Germany). Nessun individuo è stato danneggiato durante le procedure di marcaggio.

### Disegno di campionamento

Nella macroarea FC, le trappole sono state allestite in due siti, Foresta della Lama (FL) e Camaldoli (CA), dominati rispettivamente da faggio e castagno. Nella macroarea PA, le trappole sono state messe in tre siti: Difesa di Pescasseroli (DP), Val Fondillo (VF) e la Riserva Naturale Feudo Intramonti e Colle di Licco (FI). I primi due siti erano dominati da faggete, il terzo da querceti (per altre informazioni sulle aree di studio, vedi Carpaneto et al. 2017, nel presente volume).

Nel 2014, il trappolamento è stato condotto soltanto nella macroarea PA (in due siti, DP e VF), nel mese di luglio (Tabella 1) usando 15 repliche di tre BCWT. Ciascuna replica veniva situata ad almeno 100 m l'una dall'altra e conteneva tre trappole: (i) una singola trappola innescata con due serbatoi (provette Eppendorf) contenenti ciascuno 600 µl di enantiomero-(R) (ii); una singola trappola innescata con un solo serbatoio contenente 1200 µl di miscela racemica, (iii) una trappola vuota (senza fero-

**Tabella 1.** Disegno di campionamento seguito durante il Progetto MIPP. Riassunto del disegno sperimentale durante lo studio di *Osmoderma eremita* in tre anni (PA = Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise; FC = Foreste Casentinesi; VF = Val Fondillo; DP = Difesa di Pescasseroli; FI = Feudo Intramonti e Colle di Licco; FL = Foresta della Lama).

| Macroarea | Sito | Metodo  |       | Periodo di studio | Sopralluoghi |
|-----------|------|---------|-------|-------------------|--------------|
| PA        | VF   | 45 BCWT | -     | 21/07-31/07/2014  | 5            |
|           | DP   | 45 BCWT | -     | 21/07-31/07/2014  | 5            |
| PA        | VF   | 10 BCWT | 10 PT | 15/07-28/08/2015  | 21           |
|           | DP   | 10 BCWT | 10 PT | 15/07-28/08/2015  | 21           |
|           | FI   | 10 BCWT | 10 PT | 15/07-28/08/2015  | 21           |
| FC        | CA   | 10 BCWT | 10 PT | 15/07-18/08/2015  | 14           |
|           | FL   | 10 BCWT | 10 PT | 15/07-18/08/2015  | 14           |
| PA        | DP   | 10 BCWT | 10 PT | 18/07-12/08/2016  | 12           |
| FC        | FL   | 10 BCWT | 10 PT | 18/07-12/08/2016  | 12           |

mone) di controllo. All'interno di ciascuna replica, le trappole erano agganciate a rami d'albero all'altezza di 2–4 m e distanti almeno 10 m l'una dall'altra. Le trappole sono state controllate ogni due giorni per cinque sopralluoghi in totale. La posizione relativa delle trappole all'interno di ciascuna replica è stata cambiata ogni due giorni.

Gli esperimenti miravano a rispondere alle seguenti domande: (i) i siti prescelti sono idonei alla specie? (ii) qual'è la tecnica più efficiente di marcaggio per le popolazioni di *O. eremita*? (iii) l'efficacia del metodo viene influenzata dall'uso di 1200 µl in una o due provette? (iv) è il metodo idoneo per verificare la presenza della specie e stimare l'abbondanza relativa della popolazione?

Nel 2015, il tappolamento è stato condotto in entrambe le macro-aree: PA (in tre siti, DP, VF e FI) e FC (in due siti, FL e CA). Per ciascun sito sono state usate 10 BCWT e 10 PT. Le BCWT sono state posizionate su rami di alberi all'altezza di 2–4 m, e innescate con una provetta Eppendorf contenente 1200 µl di miscela racemica. Le PT sono state posizionate all'interno delle cavità degli alberi, scelti fra quelli idonei investigati nel 2014. La distanza fra BCWT e PT era almeno 100 m. Le trappole sono state controllate per verificare la cattura di individui ogni due giorni, per tre volte alla settimana (Tabella 1). Quattro covariate sono state scelte per ciascun sito, in 10 plot di 24 m di raggio (Area= 1808 m<sup>2</sup>) (Redolfi De Zan et al. 2014 a,b), intorno all'albero dove le BCWT erano state collocate: (1) numero di alberi (TN), (2) circonferenza media (MC), (3) numero di buchi (HN) e (4) numero di microhabitat (MA). Iniziando dagli alberi-habitat idonei per *O. eremita*, è stato registrato anche il numero di tutti gli alberi (vecchi e cavi) con una circonferenza maggiore o uguale a 157 cm. Per ciascun albero è stato registrato il numero di cavità e il numero di microhabitat. Seguendo Winter e Möller (2008) il tipo di microhabitat è stato usato come metodo con cui è possibile ottenere informazioni sulla struttura della foresta investigata, e di correlare la presenza dei microhabitat con quella delle specie saproxiliche. Fra i 20 tipi di microhabitat identificati nello schema di Winter e Möller (2008) solo quelli più idonei alla presenza di *O. eremita* sono stati presi in conto da MA04 a MA10 (vedi Winter e Möller 2008).

Questi esperimenti sul campo erano mirati per rispondere alle seguenti domande: (i) quale delle due trappole (BCWT e PT) è il miglior metodo per verificare la presenza di *O. eremita*? (ii) per marcare *O. eremita*, si può ritenere attendibile il metodo delle etichette numerate? (iii) quale è il limite minimo di abbondanza per poter applicare il metodo di marcaggio-ricattura? (iv) quale è il minimo sforzo di campionamento (in termini di numero di trappole e di sopralluoghi) per verificare la presenza della specie? (v) le variabili ambientali selezionate hanno una relazione con la presenza della specie?

Nel 2016, il trappolamento è stato condotto di nuovo in entrambe le macroaree: PA (nei due siti DP e VF) e in FC (nel solo sito FL). Per ciascun sito, sono state usate 10 BCWT e 10 PT. Le BCWT sono state collocate su rami all'altezza di 2-4 m e innescate con 1200  $\mu$ l di miscela racemica, contenuta in un solo serbatoio. Le PT sono state collocate all'interno di cavità degli alberi, scelti fra quelli idonei investigati nel 2014. La distanza fra BCWT e PT era di almeno 100 m. Le trappole sono state controllate ogni due giorni, per tre volte alla settimana, in totale per 12 sopralluoghi (Tabella 1). Questi esperimenti miravano a rispondere alle seguenti domande: (i) quale è il miglior metodo per trovare individui di *O. eremita*? (ii) per marcare *O. eremita*, si può ritenere attendibile il metodo delle etichette numerate? (iii) quale è il numero minimo di individui per poter applicare il metodo di marcaggio-ricattura?

## Analisi statistiche

Per il dataset del 2014, il test  $\chi^2$  corretto da Yates è stato applicato per individuare differenze tra le catture di maschi e femmine. L'analisi è stata condotta con il programma R versione 3.2.5 (R Core Team, 2016), usando un livello di significatività di 0.05 per respingere l'ipotesi nulla.

La probabilità di occupancy su larga scala ( $\psi$ ) è stata esplorata riunendo i ritrovamenti fatti con ciascun metodo di cattura e testando i modelli *single species*, *single season*, *multi-method*. In seguito, la stima della probabilità di ritrovamento ( $\hat{p}$ ) è stata calcolata applicando i modelli suddetti separatamente a ciascun metodo di cattura (Nichols et al. 2008). La probabilità di ritrovamento è stata testata secondo quattro differenti modelli: indipendente dal tempo e dal metodo di ritrovamento ( $p$ ), indipendente dal tempo ma dipendente dal metodo ( $p'$ ), dipendente dal tempo ma indipendente dal metodo ( $p_t$ ), o dipendente sia dal tempo che dal metodo ( $p_{t,p}$ ). La probabilità di occupancy su piccola scala ( $\theta$ ) è stata esplorata sia come indipendente dal tempo ( $\theta$ ) sia come dipendente dal tempo ( $\theta_t$ ).

Per il dataset del 2015, il test  $\chi^2$  corretto da Yates è stato applicato per individuare differenze fra i metodi di campionamento e il sesso. L'analisi è stata condotta come per il dataset del 2014.

I modelli *single species*, *single season* sono stati usati per stimare la probabilità di occupancy per sito ( $\psi$ ), cioè la probabilità che un sito scelto a caso dell'area di studio sia occupato. Inoltre, gli stessi modelli sono stati usati per stimare la probabilità di ritrovamento ( $p$ ), cioè quella di ritrovare la specie con il metodo di monitoraggio ap-

plicato (MacKenzie et al. 2006). Questi parametri sono stati considerati costanti (.) o variabili con il tempo (,) durante l'intervallo fra il primo e l'ultimo survey per ciascuna delle aree di studio. Lo sforzo di survey raccomandato per i protocolli di monitoraggio è stato calcolato applicando i consigli generali riportati da MacKenzie e Royle (2005). Per semplificare, è stato assunto che i valori di  $\psi$  e  $p$  sono costanti nello spazio e nel tempo per un protocollo standard in cui tutti i siti ( $s$ ) sono visitati un numero uguale di volte ( $K$ ) con il medesimo sforzo di campionamento. Infine, è stata assunta una situazione generale dove lo studio è progettato con una precisione oggettiva (errore standard del livello stimato di occupancy) di 0.10 per determinare quali valori di  $s$  e  $K$  sono i più efficienti per raggiungere l'obiettivo dello studio, dati i valori assunti di  $\psi$  e  $p$ . I valori assunti di  $\psi$  e  $p$  erano la media ottenuta dai quattro siti di studio dove la specie è risultata più comune (DP, VF, FI, FL) e altri due siti dove la specie è risultata meno comune, entrambi dalla regione Lazio: Monte Soratte (F. Bernardini, tesi specialistica non pubblicata) e Forcella Buana (Chiari et al. 2013a).

Il modello di Craig per le popolazioni chiuse (Craig 1953) è stato usato per stimare l'abbondanza della popolazione in ciascuna delle aree di studio. Il modello di popolazione chiusa è stato usato a causa del basso numero di ricatture. Il coefficiente di variazione (CV) è stato calcolato come l'errore standard diviso per il numero stimato di individui e indicava il grado di precisione della stima. Le stime di grandezza della popolazione per ciascuna delle aree di studio sono state generate elaborando insieme i dati relativi ai maschi e alle femmine.

La relazione specie-habitat è stata analizzata elaborando insieme i dati di tutte le aree di studio. Un set di modelli *a priori* è stato definito con le covariate che variavano in modo da spiegare i pattern di occupancy delle trappole. Modelli con effetti singoli, additivi e moltiplicativi delle covariate dei siti (HN, MC, TN, MA) sono state ipotizzati.

I modelli di occupancy sono stati utilizzati per l'analisi dei dati del 2014-2015 e le stime di massima somiglianza (maximum-likelihood estimates) sono state ottenute usando il programma PRESENCE (Hines e MacKenzie 2004). La procedura di selezione dei modelli Akaike Information Criterion (AIC) è stata usata per ordinare i modelli; il valore medio dei pesi AIC ( $w$ ) di modelli candidati ( $\Delta AIC < 2$ ) è stato usato per ottenere una percentuale pesata delle stime dei parametri individuali (Burnham e Anderson 2002).

## Risultati

Nel 2014, sono state registrate 17 catture di 15 individui di *O. eremita* in VF e 8 catture di 8 individui in DP (Tabella 2). Le catture di femmine hanno superato quelle di maschi ( $\chi^2_1 = 6.76$ ,  $P = 0.01$ ). Soltanto un maschio e una femmina sono stati ricatturati, entrambi in VF e solo una volta.

In entrambi i siti, la probabilità di occupancy su larga scala di *O. eremita* era alta ma considerevolmente incerta (VF  $\psi = 0.55$ , SE = 0.18; DP  $\psi = 0.80$ , SE = 0.57). La statistica di selezione dei modelli ha fornito prove certe che la probabilità di occupancy era

**Tabella 2.** Dataset di marcaggio-ricattura nel 2014. Dati complessivi sulle catture di *O. eremita* ottenuti nel 2014 nel Parco Nazionale d’Abruzzo Lazio e Molise (VF = Val Fondillo; DP = Difesa di Pescasseroli).

| Sito | Sesso   | Marcati | Captures  |                  |                  |
|------|---------|---------|-----------|------------------|------------------|
|      |         |         | controllo | Con un serbatoio | Con due serbatoi |
| VF   | Maschio | 4       | 0         | 3                | 2                |
|      | Femmina | 11      | 0         | 11               | 1                |
| DP   | Maschio | 1       | 0         | 1                | 0                |
|      | Femmina | 7       | 0         | 4                | 3                |

**Tabella 3.** Stima della probabilità di occupancy. Statistica di selezione dei modelli nello studio di *O. eremita* durante il 2014 nel Parco Nazionale d’Abruzzo Lazio e Molise (VF = Val Fondillo; DP = Difesa di Pescasseroli).

| Sito | Modello                 | <i>K</i> | -2Log ( <i>L</i> ) | ΔAIC | <i>w</i> |
|------|-------------------------|----------|--------------------|------|----------|
| VF   | $\psi, \theta, p_{sxt}$ | 9        | 61,54              | 0,00 | 0,55     |
|      | $\psi, \theta, p^i$     | 9        | 62,05              | 0,51 | 0,43     |
| DP   | $\psi, \theta, p_{sxt}$ | 9        | 42,99              | 0,00 | 0,52     |
|      | $\psi, \theta, p^i$     | 9        | 43,48              | 0,49 | 0,41     |

\**K* rappresenta il numero di parametri nel modellore e -2Log (*L*) è il doppio del valore negativo del logaritmo di verosimiglianza. I valori di Akaike Information Criteria (AIC) per piccoli campioni sono stati calcolati per ciascun modello. Valori relativi di AIC (ΔAIC = la differenza tra i valori di AICc dei vari modelli e quello relativo al modello migliore, Burnham e Anderson 2002) e il peso di Akaike (*w*), sono riportati per ciascun modello. La variabilità di rinvenimento può variare in base ai metodi (s) o alla occasione di campionamento (t).

**Tabella 4.** Stima della probabilità di rinvenimento durante il monitoraggio del 2014. Le stime della probabilità di rinvenimento di *Osmoderma eremita* ( $\hat{p}$ ) e gli errori standard associati (fra parentesi) vengono presentati per i modelli plausibili (ΔAIC < 2) (*w* = peso di Akaikeper ciascun modello), durante il 2014 nel Parco Nazionale d’Abruzzo Lazio e Molise (VF = Val Fondillo; DP = Difesa di Pescasseroli).

| Sito | Modelli                   | <i>w</i> | $\hat{p}_{controllo}$ | (ES)   | $\hat{p}_{1\text{ serb.}}$ | (SE)   | $\hat{p}_{2\text{ serb.}}$ | (ES)   |
|------|---------------------------|----------|-----------------------|--------|----------------------------|--------|----------------------------|--------|
| VF   | $\psi, \theta^i, p_{sxt}$ | 0.55     | 0.00*                 | (0.00) | 0.34*                      | (0.16) | 0.10*                      | (0.08) |
|      | $\psi, \theta^i, p^i$     | 0.43     | 0.00                  | (0.00) | 0.67                       | (0.27) | 0.20                       | (0.13) |
| DP   | $\psi, \theta^i, p_{sxt}$ | 0.52     | 0.00*                 | (0.00) | 0.21*                      | (0.14) | 0.07*                      | (0.07) |
|      | $\psi, \theta^i, p^i$     | 0.41     | 0.00                  | (0.00) | 0.50                       | (0.35) | 0.17                       | (0.15) |

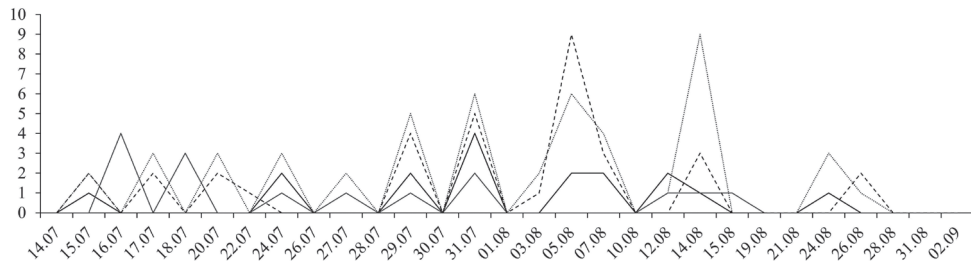
\* La stima dei parametri riportati è il valore medio fra le cinque stime della probabilità di rinvenimento per ciascun metodo (controllo = BCWT senza esca; 1 serb. = BCWT innescate con un serbatoio contenente 1200 µl di miscela racemica di γ-decalattone; 2 serb. = BCWT innescate con due serbatoi conententi ciascuno 600 µl di miscela racemica di γ-decalattone; ES = Errore Standard).

principalmente influenzata dal metodo di campionamento (s) in entrambi i siti (VF  $w_s$  = 0.98; DP  $w_s$  = 0.96) (Tabella 3). Le trappole BCWT innescate con un solo serbatoio di 1200 µl di miscela racemica di γ-decalattone sono riusltate più efficienti di quelle innescate con due serbatoi di 600 µl e di quelle di controllo in entrambi i siti (Tabella 4).



**Tabella 5.** Dataset di marcaggio-ricattura durante il 2015. Dati marcaggio-ricattura ottenuti durante lo studio di *Osmoderma eremita* in Italia con differenti metodi di cattura nel 2015 nelle due macroaree PA e FC (BCWT = Black Cross Windows Traps; PT = Pitfall Traps; PA = Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise; FC = Foreste Casentinesi; VF = Val Fondillo; DP = Difesa di Pescasseroli; FI = Feudo Intramonti e Colle di Licco; CA = Camaldoli; FL = Foresta della Lama).

| Sito | BCWT                       |                              | PT                         |                              |
|------|----------------------------|------------------------------|----------------------------|------------------------------|
|      | Individui marcati<br>(♀/♂) | Eventi di ricattura<br>(♀/♂) | Individui marcati<br>(♀/♂) | Eventi di ricattura<br>(♀/♂) |
| VF   | 31/3                       | 2/0                          | 0/0                        | 0/0                          |
| DP   | 37/5                       | 6/0                          | 0/0                        | 0/0                          |
| FI   | 12/1                       | 4/0                          | 0/0                        | 0/0                          |
| CA   | 2/0                        | 0/0                          | 0/0                        | 0/0                          |
| FL   | 8/2                        | 3/0                          | 0/0                        | 0/0                          |



**Figura 8.** Intervallo temporale di cattura nel 2015. Eventi di cattura di *O. eremita* nel 2015 in quattro siti di studio (linea grigia = Foresta della Lama; linea nera = Feudo Intramonti e Colle di Licco; linea nera tratteggiata = Val Fondillo; linea nera punteggiata = Difesa di Pescasseroli).

Nel 2015, sono state registrati in tutto 116 eventi di cattura con BCWT, per un totale di 105 individui (Tabella 5). Nessun evento di cattura è stato effettuato con PT. Le femmine sono state catturate in numero significativamente maggiore dei maschi Females ( $\chi^2$  corretto da Yates = 63.43, df = 1,  $P < 0.01$ ). Gli individui sono stati catturati in tutte le aree di studio tra il 14 luglio e il 28 agosto (Figura 8).

Il valore medio fra macroaree è stato 0.98 (ES = 0.03) per  $\psi$  e 0.10 (ES = 0.04) per  $p$  (Tabella 6). Scegliendo un errore standard di 0.10 per un livello stimato di occupancy, il metodo più efficiente consiste nell'uso di 30 BCWT, ciascuna controllata 23 volte (numero totale di sopralluoghi: 690). Fra i coleotteri marcati, nessuno ha perso l'adesivo numerato a colori.

La popolazione più abbondante è stata quella di VF  $304 \pm 104$  (C.V. 0.34), la meno abbondante quella di FL  $22 \pm 5$  (C.V. 0.23) (Tabella 7).

I valori di occupancy delle trappole sono stati favorite dall'effetto additivo del numero dei buchi ( $w_{HN} = 0.72$ ) e di microhabitat ( $w_{MA} = 0.38$ ) (Tabella 8). Aumentando HN e MT aumentava anche il valore di occupancy delle trappole (Figura 9).

**Tabella 6.** Stime di Occupancy e probabilità di rinvenimento di *Osmoderma eremita* nel 2015. Occupancy ( $\psi$ ), probabilità di rinvenimento ( $p$ ) ed errori standard associati (fra parentesi), forniti per modelli plausibili ( $\Delta AIC < 2$ ). I dati sono stati ottenuti dal monitoraggio del 2015 nelle due macroaree PA e FC (PA = Parco Nazionale d’Abruzzo Lazio e Molise; FC = Foreste Casentinesi; VF = Val Fondillo; DP = Difesa di Pescasseroli; FI = Feudo Intramonti e Colle di Licco; FL = Foresta della Lama).

| Sito | Modelli         | $K$ | $-2\text{Log}(L)$ | $\Delta AIC$ | $w$  | $\psi$ | ES   | $p$  | ES   |
|------|-----------------|-----|-------------------|--------------|------|--------|------|------|------|
| VF   | $\psi(.), p(.)$ | 2   | 167,93            | 0,00         | 1,00 | 0,93   | 0,10 | 0,15 | 0,03 |
| DP   | $\psi(.), p(.)$ | 2   | 150,84            | 0,00         | 1,00 | 1,00   | 0,00 | 0,09 | 0,07 |
| FICL | $\psi(.), p(.)$ | 2   | 108,07            | 0,00         | 0,99 | 1,00   | 0,00 | 0,07 | 0,02 |
| FL   | $\psi(.), p(.)$ | 2   | 94,95             | 0,00         | 1,00 | 1,00   | 0,00 | 0,09 | 0,02 |

\* $K$  rappresenta il numero di parametri nel modello e  $-2\text{Log}(L)$  è il doppio del valore negativo del logaritmo di verosimiglianza. Valori relativi di AIC ( $\Delta AIC$  = la differenza tra i valori di AIC dei vari modelli e quello relativo al modello migliore, modificato per overdispersion, Burnham e Anderson 2002) e il peso di Akaike ( $w$ ), sono riportati per ciascun modello. Sia  $\psi$  sia  $p$  sono risultati costanti (.) durante il periodo di studio in tutti i siti studiati.

**Tabella 7.** Stima delle popolazioni. Stime delle popolazioni di *Osmoderma eremita* ottenute dal monitoraggio del 2015 nelle due macroaree PA e FC (PA = Parco Nazionale d’Abruzzo Lazio e Molise; FC = Foreste Casentinesi; VF = Val Fondillo; DP = Difesa di Pescasseroli; FI = Feudo Intramonti e Colle di Licco; FL = Foresta della Lama).

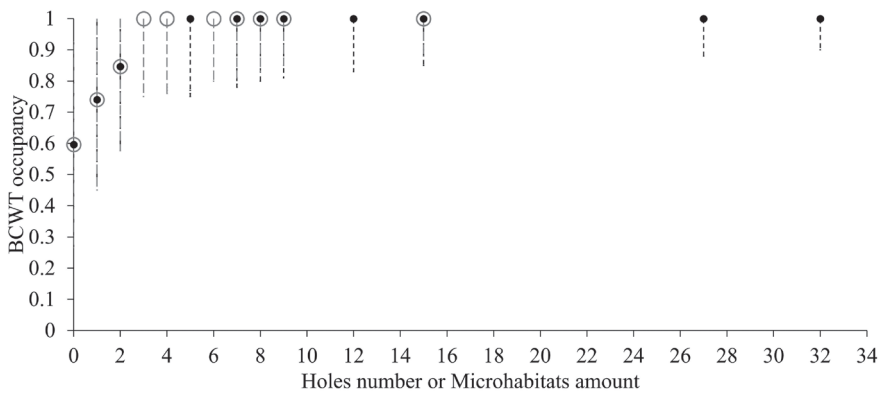
| Sito | Stima della popolazione | $\pm 95\%$ intervallo di confidenza | Coefficiente di variazione |
|------|-------------------------|-------------------------------------|----------------------------|
| VF   | 304                     | 104                                 | 0,34                       |
| DP   | 173                     | 45                                  | 0,26                       |
| FI   | 22                      | 5                                   | 0,23                       |
| FL   | 19                      | 2                                   | 0,10                       |

**Tabella 8.** Dataset delle variabili ambientali. Caratteristiche ambientali ( $\Delta AIC < 2$ ) che influenzano la presenza di *Osmoderma eremita* nelle BCWT. I dati sono stati ottenuti nel 2015 nelle due macroaree PA e FC (PA = Parco Nazionale d’Abruzzo Lazio e Molise; FC = Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi).

| Modelli                   | $K$ | $-2\text{Log}(L)$ | $\Delta AIC$ | $w$  |
|---------------------------|-----|-------------------|--------------|------|
| $\psi_{(HN)}, p_{(.)}$    | 18  | 492,66            | 0,00         | 0,50 |
| $\psi_{(HN+MA)}, p_{(.)}$ | 19  | 492,29            | 1,63         | 0,22 |

\* Occupancy ( $\psi$ ) e probabilità di rinvenimento ( $p$ ) sono i modelli considerati. HN = numero di buchi; MA = quantità di microhabitat.  $K$  rappresenta il numero di parametri nel modello,  $w$  il peso di Akaike e  $-2\text{Log}(L)$  è il doppio del valore negativo del logaritmo di verosimiglianza. I valori di Akaike Information Criteria ( $\Delta AIC$ ) sono stati calcolati per ciascun modello (Burnham & Anderson 2002).

Nel 2016 sono state effettuate in tutto 32 catture di 31 individui e 11 catture di 10 individui di *O. eremita*, tutte dalle BCWT nelle macroaree PA e FC rispettivamente (Tabella 9). Nessun evento di cattura è stato effettuato dalle PT. Solo due femmine sono state ricatturate, una in DP e l’altra in FL.



**Figura 9.** Dati di occupancy per BCWT. Occupancy di *O. eremita* nel 2015 in relazione al numero di buchi (cerchi grigi vuoti) e quantità di microhabitat (punti neri). Le barre verticali indicano l'errore standard.

**Tabella 9.** Dataset di marcaggio-ricattura nel 2016. Dati di marcaggio-ricattura ottenuti dalla studio di *Osmoderma eremita* in Italia con differenti metodi di cattura nel 2016 nelle due macroaree PA e FC (BCWT = Black Cross Windows Traps; PT = Pitfall Traps; PA = Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise; FC = Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi; DP = Difesa di Pescasseroli; FL = Foresta della Lama).

| Macroarea/<br>Sito | BCWT                       |                              | PT                         |                              |
|--------------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------|------------------------------|
|                    | Individui marcati<br>(♀/♂) | Eventi di ricattura<br>(♀/♂) | Individui marcati<br>(♀/♂) | Eventi di ricattura<br>(♀/♂) |
| PAS / DP           | 22/9                       | 1/0                          | 0/0                        | 0/0                          |
| FC / FL            | 5/5                        | 1/0                          | 0/0                        | 0/0                          |

Discussione

Il metodo standard per il monitoraggio di *Osmoderma eremita*

Il confronto dei risultati ottenuti da tutti i metodi ci ha permesso di selezionare il miglior metodo standardizzato per il monitoraggio di *O. eremita*. L'analisi del numero totale di individui catturati con i due tipi di trappole durante i campionamenti del 2015 e 2016 nelle due macroaree (FC e PA) ha mostrato che solo le BCWT hanno catturato i coleotteri. L'uso delle PT ha dato zero catture, nonostante che questo metodo fosse stato usato con successo in differenti contesti ambientali, come in Svezia e in Francia (Ranius 2000, 2001, 2007, Vignon 2015), prima dell'identificazione del feromone sessuale di *O. eremita* e dell'attuale uso consolidato di quest'ultimo come esca nelle BCWT (Larsson et al. 2003, Larsson e Svensson 2009, 2011). Negli ultimi anni, molti autori hanno scelto l'uso combinato di BCWT e PT, perché il primo metodo consente di catturare un maggior numero di individui (con un'alta prevalenza di femmine) mentre il secondo permette di catturare un più alto numero di maschi (Ranius 2001, Ranius e Hedin 2001, Svensson et al. 2011, Chiari et al. 2013a). Ricerche pregresse nell'Italia centrale (Chiari et al. 2013a) hanno riportato che le PT possono essere considerate

un metodo valido ed economico ma richiedente un notevole sforzo di campo e molto tempo per installare e controllare le trappole. Infatti, le PT sono state usate con successo in Italia quando veniva impiegato un numero molto elevato di trappole: Chiari et al. (2013a) hanno collocato 116 PT controllandole ogni due giorni dalla metà di giugno alla prima settimana di Agosto 2009, ottenendo 19 individui. Questo basso numero di individui, nonostante l'elevato sforzo di campo, e il valore zero ottenuto dal campionamento MIPP (presente lavoro) sono probabilmente dovuti alla bassa densità delle popolazioni italiane nella parte meridionale dell'areale della specie, in parte dovuto al ridotto volume degli alberi cavi (associato alla giovane età degli alberi stessi). In Svezia, dove le condizioni dell'habitat sono molto favorevoli per la specie (estati meno calde e alberi più vecchi con cavità più grandi ricche di rosume), il numero di scarabei eremita raccolti dalle PT è usualmente più elevato (Ranius et al. 2005).

I risultati finora ottenuti suggeriscono che, per portare avanti il monitoraggio di una popolazione meridionale di scarabeo eremita (almeno nella catena appenninica), un numero di 30 BCWT controllate ogni due giorni per otto settimane (dall'inizio di luglio alla fine di agosto) è il metodo più efficiente; le trappole possono essere piazzate anche su alberi senza cavità grazie alla forte attrazione esercitata dal feromone sulla specie. Il periodo di attività può variare con l'altitudine e la latitudine, oltre che con le variazioni meteorologiche stagionali, e quindi il periodo di campionamento potrebbe essere più corto dove si ha una buona conoscenza del ciclo biologico della specie a livello locale (Figura 8). Se non sono disponibili informazioni sul periodo di attività dell'adulto a livello locale, dovrebbe essere condotto uno studio preliminare per ottenere tali informazioni nell'anno precedente. Le trappole BCWT hanno mostrato differenze nella cattura dei sessi, con un bias significativo verso le femmine (Tabelle 2, 5, 9). Tale forte attrazione prodotta dal feromone maschile sulle femmine potrebbe produrre un effetto di disturbo sull'attività riproduttiva e sul comportamento sessuale, con il rischio di ridurre il tasso di natalità della popolazione locale. Per questo motivo, misure cautelative dovrebbero essere prese anche se le relazioni causa ed effetto fra il disturbo da feromone e la densità di popolazione dello scarabeo eremita non sono ancora dimostrate scientificamente. Il nostro consiglio è di condurre non più di un anno di monitoraggio con BCWT ogni tre anni (un anno di campionamento separato da almeno due anni senza campionamento).

Un elevato numero di PT (almeno 150) piazzate in cavità arboree (una trappola per albero) può essere utilizzato come metodo alternativo alle BCWT. Infatti, questo metodo è più economico e meno invasivo perché non disturba le attività riproduttive con i feromoni, ma può essere usato solo in aree dove: 1) le cavità degli alberi sono abbondanti, voluminose e con quantità sufficiente di rosume per inserirvi le trappole; 2) gli operatori siano in numero sufficiente per assicurare il controllo di così tante trappole ogni due giorni.

Secondo N. Jansson (pers. comm.), il fondo delle trappole (sia BCWT sia PT) dovrebbe essere rivestito di muschio umido per ridurre la temperatura, l'aridità, lo stress e il consumo di energia per l'insetto catturato. Purtroppo il rinvenimento di muschio durante le sempre più torride estati mediterranee non è sempre possibile.

## Protocollo, materiale ed equipaggiamento

La prima fase di preparazione del monitoraggio consiste nella scelta di un'area idonea e abitata da *O. eremita*. Idealmente, un'area dovrebbe essere esplorata dettagliatamente, mappando gli alberi cavi con GPS, scattando fotografie e descrivendo le caratteristiche dei singoli alberi (ad es., specie, dimensioni, DBH, numero di cavità, ecc.). Queste informazioni raccolte sul campo saranno poi utili per collocare le trappole. Per dettagli e materiali necessari per la costruzione delle BCWT vedi il capitolo Metodi e il Suppl. material 1. Le trappole devono essere installate almeno una settimana prima dell'inizio del campionamento, senza feromoni e prive del relativo serbatoio di plastica. Le BCWT possono essere posizionate a caso in un bosco o lungo un transetto (per esempio, lungo alberature stradali, filari di alberi capitozzati ai margini di fiumi o canali, ecc.), oppure secondo griglie (per esempio, 5 file con 6 trappole ciascuna; grandezza della griglia pari a circa 500 m di lunghezza e 600 m di larghezza), ad almeno 100 m di distanza fra di loro. Ogni trappola deve essere georeferenziata e provvista di un'etichetta identificativa. Il monitoraggio può essere portato avanti da due operatori che controllano le trappole ogni due giorni per otto settimane, da luglio a settembre. I surveys possono essere condotti in due differenti modi:

Tre volte alla settimana (Lunedì, Mercoledì e Venerdì), le trappole possono essere attivate il giorno prima di iniziare il controllo, di Domenica, e disattivate dopo il terzo controllo settimanale, di Venerdì. La BCWT è attivata quando la bottiglia di plastica viene connessa al cannello dell'imbuto e contemporaneamente la provetta eppendorf con il feromone viene agganciata al pannello; al contrario, è disattivata quando la bottiglia viene staccata dall'imbuto e l'eppendorf viene rimossa dal pannello. Attivazione e disattivazione delle trappole sono cruciali per evitare la morte degli individui.

Ogni due giorni, in modo continuo e senza nessuna tregua; le trappole possono essere attivate il giorno prima di iniziare il controllo e mai disattivate fino alla fine del campionamento.

Le provette di plastica eppendorf (capacità 1.5 ml) caricate con 1200 µl di miscela racemica di  $\gamma$ -decalattone, possono essere preparate prima di iniziare il campionamento, preservandole in congelatore. Il consiglio è di cambiare le provette con feromone una volta alla settimana.

Il protocollo richiede la presenza di due operatori che devono riempire la scheda di campo di ciascun survey con data, condizioni meteorologiche (anche pioggia e nuvolosità) e l'orario di inizio (vedi Suppl. material 2). Subito dopo, gli operatori controllano le trappole e chiudono con un tappo integro la bottiglia contenente gli insetti eventualmente catturati per evitare fughe. Quando il controllo di tutte le BCWT è stato completato, il numero di individui raccolti viene registrato sulla scheda di campo, specificando il numero di maschi e femmine per ciascuna trappola (vedi Suppl. material 2). I coleotteri vengono rilasciati nello stesso albero in cui sono stati catturati. Alla fine di ciascun survey, gli operatori registrano le condizioni meteorologiche (anche pioggia e nuvolosità) e l'ora di fine campionamento (vedi Suppl. material 2).



L'equipaggiamento richiesto è: GPS, clipboard, scheda di campo, matita, orologio, provette di plastica eppendorf contenenti feromone, piccoli rulli di cotone per cure dentali, pinzette, fotocamera, bottiglie di riserva con tappi.

### **Limiti, validità spaziale e possibili interferenze**

*Osmoderma eremita* è una specie con basso tasso di dispersione. Infatti, la maggioranza degli individui si muove soltanto per poche centinaia di metri (da 100 a 250 m), anche se alcuni hanno mostrato un tasso di dispersione di circa 2000 m, come riportato da Chiari et al. (2013). Il tasso di dispersione sembra variare con la latitudine dall'Europa meridionale a quella settentrionale, in relazione con le temperature medie e le caratteristiche dell'habitat (Larsson e Svensson 2009, 2011, Ranius et al. 2011, Chiari et al. 2013b). Ciò significa che la validità spaziale del metodo deve essere valutata in relazione al tasso di dispersione locale per le differenti popolazioni.

Il maggiore rischio di insuccesso nell'uso delle BCWT è collegato alle condizioni meteorologiche avverse; infatti, nel caso di piogge intense, la bottiglia di plastica può riempirsi di acqua nonostante la presenza dei buchi di drenaggio fatti alla sua base, causando la morte degli individui intrappolati. In caso di piogge intense, è raccomandato di aumentare la frequenza dei controlli, verificando giornalmente la presenza di individui nelle trappole e svuotando la camera di cattura da eventuale materiale vegetale che può otturare i buchi (ad esempio, foglie) e causare il riempimento d'acqua della bottiglia.

*O. eremita* è una specie rara e difficile da trovare, quindi molto ricercata da commercianti di insetti. Pertanto, gli esemplari intrappolati nelle BCWT possono rappresentare una facile preda per tali persone. Quindi, per ridurre il rischio di prelievi non autorizzati, raccomandiamo di installare le trappole su rami alti in modo che siano meno visibili e più difficilmente raggiungibili.

### **Conteggi, quantificazione e condivisione dei dati**

Per identificare il trend di una popolazione di *O. eremita* a livello locale nel corso degli anni, può essere calcolato un valore di riferimento come segue:

- 1) Per ciascun survey, *sommare* il numero totale di individui (maschi + femmine) catturati da tutte le 30 BCWT.
- 2) Calcolare il *valore medio* del numero di individui da tutti i surveys, escludendo comunque il survey con il numero più basso. La rimozione del numero più basso, come proposto per altre specie di insetti (FLA 2014, Hardersen e Toni 2015), permette di eliminare eventuali valori estremi dovuti a condizioni meteorologiche avverse (ad es. bassa temperatura e/o piovosità) o ad altri fattori che possono influenzare l'attività degli individui e aumentare l'eterogeneità dei dati.

**Tabella 10.** Esempio di calcolo del valore medio di coleotteri catturati. Subset di trappole e surveys usati per calcolare il valore di riferimento del trend della popolazione di *O. eremita* in un sito (BCWT: Black Cross Window Trap).

|                                                                  | BCWT 1 | BCWT 2 | BCWT 3 | BCWT 4 | BCWT 5 | BCWT 6 | BCWT 7 | Total |
|------------------------------------------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|
| Survey 1                                                         | 1      | 2      | 4      | 3      | 2      | 3      | 1      | 16    |
| Survey 2                                                         | 3      | 6      | 5      | 5      | 6      | 3      | 3      | 31    |
| Survey 3                                                         | 3      | 5      | 7      | 7      | 7      | 4      | 5      | 38    |
| Survey 4                                                         | 2      | 4      | 3      | 2      | 2      | 0      | 0      | 13    |
| Survey 5                                                         | 4      | 7      | 8      | 5      | 3      | 5      | 4      | 36    |
| Valore medio per i quattro conteggi con la media totale più alta |        |        |        |        |        |        |        | 30,25 |

La Tabella 10 riporta un esempio di calcolo del valore medio ottenuto per identificare il trend di una popolazione. Questo valore permette di comparare raccolte di dati a lungo termine dalla stessa località e seguire le fluttuazioni della popolazione.

## Ringraziamenti

Siamo grati a tutto il personale del Comando Unità Tutela Forestale Ambientale ed Agroalimentare Carabinieri in servizio presso la UTCB di Castel di Sangro, in particolare a Tiziana Altea, Mario Romano, Lucia Eusepi, Federica Desprini, Ilaria Filippone, e presso la UTCB di Pratovecchio, in particolare a Giovanni Quilghini, Antonio Zoccola, Barbara Rossi, Sandro Marsella, Silvia Bertinelli, Valerio Mazzoli, Angelo Lambertini e Francesco Lemma. Ringraziamo il personale del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, in particolare Dario Febbo, Cinzia Sulli, Paola Tollis e tutte le guardie del parco. Ringraziamo anche il personale del Parco delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna e della Cooperativa "In Quietè" e dei loro volontari. Il presente lavoro non sarebbe stato possibile senza l'aiuto di nostri colleghi e assistenti di campo che ci hanno aiutato durante i sopralluoghi: Emiliano Mancini, Lara Redolfi De Zan, Ilaria Toni, Alessandro Cini, Sonke Hardersen, Sarah Rossi De Gasparis, Giulio Nigro, Marco Molfini, Francesca Bernardini, Emma Pellegrini, Randi Rollins, Sara Amendolia, Giulia Albani Rocchetti, Fabio Garzuglia, Rosaria Santoro, Sara Benelli, Valentina Stagno, Marco Boscaro, Silvia De Michelis, Cristina Mantoni, Nino Loreto, Davide Caprioli, Alessandro Cortini, Matteo De Santis, Daniele Di Giacomo, Giulia Caruso, Eleonora Cammarano, Ilaria Zappitelli, Kevin Mancini, Flavio Cennamo, Giacomo Grosso, Gioia Burini, Silvio Kroha, Federico Grant, Luca Gallitelli, Livia Benedini, Emilia Capogna, Elisa Tamilia, Laura Petruccelli, Michela Perrone, Adriano Sanno, Gabriele Miserendino, Alessandro Morelli, Luca Bisegna, Cristiana Baldi, Luciano Caporale e Emanuela Rosi. Siamo estremamente grati a quanti ci hanno permesso di pubblicare le loro fotografie o disegni: Alberto Ballerio, Benjamin Calmont, Sonia Dourlot, Federico Romiti, Marco Uliana, Francesca Bernardini, Emilia Capogna). Ringraziamo anche Meike Liu (Università di Roma, Dipartimento "Charles Darwin",

Italia e Northwest A&F University of Yangling, China) per aver realizzato graficamente la nuova mappa della distribuzione europea del genere *Osmoderma*, e Massimiliano Tini per l'aiuto nella traduzione del testo in Italiano.

Il presente lavoro è stato condotto nell'ambito del Progetto EU project LIFE11 NAT/IT/000252, con il contributo dello strumento finanziario Life dell'Unione Europea.

Un permesso speciale è stato da noi ottenuto dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare per poter catturare e manipolare individui delle specie target (Permesso di raccolta: MATTM - DG Protezione della Natura e del Mare, U.prot PNM 2012-0010890 del 28/05/2012).



Con il contributo dello strumento finanziario Life dell'Unione Europea.

## Bibliografia

- Ahrens D (2006) The phylogeny of Sericini and their position within the Scarabaeidae based on morphological characters (Coleoptera: Scarabaeidae). *Systematic Entomology* 31: 113–144. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.2005.00307.x>
- Ahrens D, Schwarzer J, Vogler AP (2014) The evolution of scarab beetles tracks the sequential rise of angiosperms and mammals. *Proceedings of the Royal Society B* 281: 1470. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1470>
- Alexander K, Buche B, Dodelin B, Schläghamersky J (2010) *Osmoderma barnabita*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T157901A5169119.
- Audisio P, Ballerio A, Carpaneto GM, Antonini G, Mancini E, Coletti G, Piattella E, De Biase A (2003) *Osmoderma eremita* s.l. in Europa meridionale: stato delle conoscenze e problemi di conservazione (Coleoptera, Cetoniidae). In: Mason F, Nardi G, Tisato M (Eds) *Atti del Simposio Internazionale Legno morto: una chiave per la biodiversità / Proceedings of the International Symposium Dead wood: a key to biodiversity* (Mantova, 29–31 May 2003). *Sherwood* 95, 57–60.
- Audisio P, Brustel H, Carpaneto GM, Coletti G, Mancini E, Piattella E, Trizzino M, Dutto M, Antonini G, De Biase A (2007) Updating the taxonomy and distribution of the European *Osmoderma*, and strategies for their conservation (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae). *Fragmenta Entomologica* 39: 273–290. <https://doi.org/10.4081/fe.2007.124>
- Audisio P, Brustel H, Carpaneto GM, Coletti G, Mancini E, Trizzino M, Antonini G, De Biase A (2009) Data on molecular taxonomy and genetic diversification of the European Hermit beetles, a species-complex of endangered insects (Coleoptera: Scarabaeidae, Cetoniinae, *Osmoderma*). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 47: 88–95. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.2008.00475.x>
- Audisio P, Baviera C, Carpaneto GM, Biscaccianti AB, Battistoni A, Teofili C, Rondinini C (2014) Lista Rossa IUCN dei Coleotteri saproxilici Italiani. Comitato Italiano IUCN e

- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 132 pp. <http://www.iucn.it/classe-insecta.php>.
- Ballerio A, Rey A, Uliana M, Rastelli M, Rastelli S, Romano M, Colacurcio L (2010) Coleotteri Scarabeoidei d'Italia. Marco Serra Tarantola Editore, Rodegno Saiano.
- Balthasar V (1963) Monographie der Scarabaeidae und Aphodiidae der Paläarktischen und Orientalischen Region (Coleoptera: Lamellicornia). Band 1. Tschechoslowak Akademie der Wissenschaften, Praha, 287 pp.
- Baratelli D (2004) Note sulla presenza di *Osmoderma eremita* Scopoli, 1763, in un biotopo umido prealpino, e interventi gestionali mirati alla conservazione della specie. Bollettino della Società Ticinese di Scienze Naturali 92: 83–90.
- Baraud J (1977) Coléoptères Scarabaeoidea. Faune de l'Europe occidentale: Belgique, France, Grande-Bretagne, Italie, Péninsule ibérique. Supplément à la Nouvelle Revue d'Entomologie 7: 1–352.
- Baraud J (1992) Coléoptères Scarabaeoidea d'Europe. Fédération française des Sociétés de Sciences naturelles, Paris, & Société linnéenne de Lyon, 873 pp.
- Bărbuceanu D, Niculescu M, Boruz V, Niculescu L, Stoleriu C, Ursu A (2015) Protected saproxylic Coleoptera in “the Forests in the southern part of the Căndești Piedmont”, a Romanian Natura 2000 Protected Area.
- Barclay MVL (2007) Comment on the proposed conservation of the generic names *Gnorimus* Le Peletier de Saint-Fargeau & Serville, 1828 and *Osmoderma* Le Peletier de Saint-Fargeau & Serville, 1828 (Insecta, Coleoptera) (Case 3349; BZN 63: 177–183). Bulletin of Zoological Nomenclature 64: 122.
- Bezborodov VG (2016) The Genus *Osmoderma* (Coleoptera, Scarabaeidae, Trichiinae) in Siberia and the Russian Far East. Entomological Review 95: 1088–1098. <https://doi.org/10.1134/S0013873815080151>
- Bologna MA, Rovelli V, Zapparoli M (2016) *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Scarabeo eremita), *O. italicum* Sparacio, 2000, *O. cristinae* Sparacio, 1994. In: Stoch F, Genovesi P (Ed.) Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 141/2016, 64–65.
- Bouchard P, Bousquet Y, Davies AE, Alonso-Zarazaga MA, Lawrence JF, Lyal CHC, Newton AF, Reid CAM, Schmitt M, Slipinski SA, Smith ABT (2011) Family-group names in Coleoptera (Insecta). ZooKeys 88: 1–972. <https://doi.org/10.3897/zookeys.88.807>
- Boving AG, Craighead FC (1931) An illustrated synopsis of the principal larval forms of the Order Coleoptera. Brooklyn Entomological Society, New York, 351 pp.
- Brandmayr P, Casale A, Puzzo F, Scalercio S (2005) Analisi cronogeomica: alcuni esempi con riferimento alle specie della fauna italiana incluse nella Direttiva Habitat. In: Ruffo S, Stoch F (Eds) Checklist e distribuzione della fauna italiana. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona (2 serie), Sezione Scienza della Vita 16: 41–45.
- Britton EB (1956) Coleoptera Scarabaeoidea. Handbooks for the Identification of British Insects 5: 1–29.
- Browne DJ, Scholtz CH (1995) Phylogeny of the families of Scarabaeoidea (Coleoptera) based on characters of the hindwing articulation, hindwing base and wing venation. Systematic Entomology 20: 145–173. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.1995.tb00089.x>

- Browne DJ, Scholtz CH (1998) Evolution of the scarab hindwing articulation and wing base: a contribution toward the phylogeny of the Scarabaeidae (Scarabaeoidea: Coleoptera). *Systematic Entomology* 23: 307–326. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3113.1998.00059.x>
- Browne DJ, Scholtz CH (1999) A phylogeny of the families of Scarabaeoidea (Coleoptera). *Systematic Entomology* 24: 51–84. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3113.1999.00067.x>
- Burnham KP, Anderson DR (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information–theoretic approach. Springer, Berlin, 488 pp. <https://doi.org/10.1007/b97636>
- Bußler H, Müller J (2009) Vacuum cleaning for conservationists: a new method for inventory of *Osmoderma eremita* (Scop., 1763) (Coleoptera: Scarabaeidae) and other inhabitants of hollow trees in Natura 2000 areas. *Journal of Insect Conservation* 13: 355–359. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9171-4>
- Byk A, Borowski J, Mazur S, Mokrzycki T, Rutkiewicz A (2013) Waloryzacja lasów Leśnego Kompleksu Promocyjnego” Lasy Spalsko-Rogowskie” na podstawie struktury zgrupowań chrząszczy saproksylicznych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 15: 35.
- Campanaro A, Bardiani M, Spada L, Carnevali L, Montalto F, Antonini G, Mason F, Audisio P (2011) Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell’entomofauna saproxilica. Quaderni Conservazione Habitat 6, Cierre Grafica (Verona, 1–8. [CD-ROM]
- Carlsson S, Bergman K-O, Jansson N, Ranius T, Milberg P (2016) Boxing for biodiversity: evaluation of an artificially created decaying wood habitat. *Biodiversity and Conservation* 25: 393–405. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1057-2>
- Carpaneto GM, Piattella E, Valerio L (2005) Insecta Coleoptera Scarabaeoidea. In: Ruffo S, Stoch F (Eds) Checklist e distribuzione della fauna italiana. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona (2 serie), Sezione Scienza della Vita 16, 193–197.
- Carpaneto GM, Mazziotta A, Coletti G, Luiselli L, Audisio P (2010) Conflict between insect conservation and public safety: the case study of a saproxylic beetle (*Osmoderma eremita*) in urban parks. *Journal of Insect Conservation* 14: 555–565. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9283-5>
- Carpaneto GM, Baviera C, Biscaccianti AB, Brandmayr P, Mazzei A, Mason F, Battistoni A, Tefoli C, Rondinini C, Fattorini S, Audisio P (2015) A Red List of Italian Saproxylic Beetles: taxonomic overview, ecological features and conservation issues (Coleoptera). *Fragmenta entomologica* 47: 53–126.
- Carpaneto GM, Campanaro A, Hardersen S, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017) The LIFE Project “Monitoring of insects with public participation” (MIPP): aims, methods and conclusions. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 1–35. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.35.12761>
- Cerretti P (2008) *Osmoderma eremita*. In: Manuale di indirizzo per la gestione delle aree tutelate del Friuli Venezia Giulia, Progetto “SARA Sistema Aree Regionali Ambientali - Costituzione del Sistema regionale delle aree naturali”. Allegato B. <http://www.regione.fvg.it/rafvfg/cms/RAFVG/>
- Chiari S, Carpaneto GM, Zauli A, Marini L, Audisio P, Ranius T (2012) Habitat of an endangered saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands. *Ecoscience* 19: 299–307. <https://doi.org/10.2980/19-4-3505>



- Chiari S, Zauli A, Mazziotta A, Luiselli L, Audisio P, Carpaneto GM (2013a) Surveying an endangered saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands: a comparison between different capture methods. *Journal of Insect Conservation* 17: 171–181. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9495-y>
- Chiari S, Carpaneto GM, Zauli A, Zirpoli GM, Audisio P, Ranius T (2013b) Dispersal patterns of an endangered saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands. *Insect Conservation and Diversity* 6: 309–318. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00215.x>
- Chiari S, Zauli A, Audisio PA, Carpaneto GM (2014) Interactions between larvae of the threatened saproxylic beetle *Osmoderma eremita* and other flower chafers in Mediterranean woodlands: Implications for conservation. *Insect Conservation and Diversity* 7(5): 462–469. <https://doi.org/10.1111/icad.12069>
- Dubois G (2009) Écologie des coléoptères saproxyliques: Biologie des populations et conservation d'*Osmoderma eremita* (Coleoptera: Cetoniidae). Thèse PhD, Université de Rennes 1, École doctorale Vie-Agro-Santé, Paimpont, 262 pp.
- Dubois G, Vignon V (2008) First results of radio tracking of *Osmoderma eremita* (Coleoptera: Cetoniidae) in French chestnut orchards. In: Vignon V, Asmodé J-F (Eds) Proceedings of the 4<sup>th</sup> Symposium and workshop on the conservation of Saproxylic Beetles (Vivoin, France, 27<sup>th</sup>–29<sup>th</sup> June, 2006). *Revue d'Écologie (Terre et Vie)* 63: 123–130.
- Dubois GF, Vignon V, Delettre YR, Rantier Y, Vernon P, Burel F (2009) Factors affecting the occurrence of the endangered saproxylic beetle *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Cetoniidae) in an agricultural landscape. *Landscape and Urban Planning* 91: 152–159. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.12.009>
- Dubois G, Le Gouar P, Delettre Y, Brustel H, Vernon P (2010) Sex-biased and body condition dependent dispersal capacity in the endangered saproxylic beetle *Osmoderma eremita* (Coleoptera: Cetoniidae). *Journal of Insect Conservation* 14: 679–687. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9296-0>
- Dutto M (2005) Osservazioni biologiche su *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1753) ed altri Scarabaeoidea Pleurosticta in vecchi pioppi del Cuneese (Coleoptera Scarabaeoidea). *Naturalista siciliano* 29: 89–91.
- Freude H, Harde KW, Lohse GA (1969) *Kafer Mitteleuropas*. Band 8. Teredilia (Lyctidae - Ptinidae), Heteromera (Oedemeridae – Boridae), Lamellicornia (Scarabaeidae, Lucanidae). Spektrum Akademischer Verlag, Berlin, 388 pp.
- Giangregorio P, Audisio P, Carpaneto GM, Marcantonio G, Maurizi E, Mosconi F, Campanaro A (2015) Updated distribution of *Osmoderma eremita* in Abruzzo (Italy) and agro-pastoral practices affecting its conservation (Coleoptera: Scarabaeidae). *Fragmenta Entomologica* 47: 139–146. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.142>
- Gusakov AA (2002) Scarabaeid beetles of the subfamily Trichiinae (Coleoptera, Scarabaeidae) in the Fauna of Russia – Species of the genus *Gymnodus* Kirby, 1827. *Eidos, Kaluga*, 1–55. [In Russian]
- Hedin J, Ranius T (2002) Using radio telemetry to study dispersal of the beetle *Osmoderma eremita*, an inhabitant of tree hollows. *Computers and Electronics in Agriculture* 35: 171–180. [https://doi.org/10.1016/S0168-1699\(02\)00017-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1699(02)00017-0)

- Hedin J, Ranius T, Nilsson SG, Smith HG (2008) Restricted dispersal in a flying beetle assessed by telemetry. *Biodiversity and Conservation* 17: 675–684. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9299-7>
- Hilszczański J, Jaworski T, Plewa R, Jansson N (2014) Surrogate tree cavities: boxes with artificial substrate can serve as temporary habitat for *Osmoderma barnabita* (Motsch.) (Coleoptera, Cetoniinae). *Journal of Insect Conservation* 18: 855–861. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9692-y>
- Hines JE, MacKenzie DI (2004) PRESENCE, vers. 4.0. <http://www.mbrpwr.usgs.gov/software.html>
- Howden HF (1968) A review of the Trichiinae of North and Central America (Coleoptera: Scarabaeidae). *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 54: 1–77. <https://doi.org/10.4039/entm10054fv>
- ICZN (2007) Opinion 2186 (Case 3349). *Gnorimus* Le Peletier de Saint-Fargeau & Serville, 1828, and *Osmoderma* Le Peletier de Saint-Fargeau & Serville, 1828 (Insecta, Coleoptera, Scarabaeidae): conserved. *Bulletin of Zoological Nomenclature* 64: 265–266.
- Iorgu IS, Surugiu V, Gheoca V, Popa OP (2015) Ghid Sintetic pentru Monitorizarea Speciilor de Nevertebrate de Interes Comunitar din România. București, 159 pp.
- Joy NH (1932) A practical Handbook of British Beetles. Witherby, London, 194 pp.
- Jansson N, Ranius T, Larsson A, Milberg P (2009). Boxes mimicking tree hollows can help conservation of saproxylic beetles. *Biodiversity and Conservation* 18: 3891–3908. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9687-2>
- Jönsson N, Méndez M, Ranius T (2004) Nutrient richness of wood mould in tree hollows with the Scarabaeid beetle *Osmoderma eremita*. *Animal Biodiversity and Conservation* 27: 79–82.
- Juillerat L, Vögeli M (2004) Gestion des vieux arbres et maintien des Coléoptères saproxyliques en zone urbaine et périurbaine. Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchâtel, 20 pp.
- Jurc M, Ogris N, Pavlin R, Borkovic D (2008) Forest as a habitat of saproxylic beetles on Natura 2000 sites in Slovenia. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)* 63: 53–66.
- Kalas JA, Viken Å, Bakken T (2006) Norwegian Red List: 416. Norwegian Biodiversity Information Centre, Trondheim. [in Norwegian and English]
- Klausnitzer BD, Krell FT (1997) Überfamilie: Scarabaeoidea. In: Klausnitzer BD (Ed.) *Die Larven der Käfer Mitteleuropas*. Band 3, Polyphaga, Teil 2. Gustav Fischer Verlag, Jena, 11–89.
- Kraus D, Büttler R, Krumm F, Lachat T, Larrieu L, Mergner U, Paillet Y, Rydkvist T, Schuck A, Winter S (2016) Catalogue of tree microhabitats – Reference field list. European Forest Institute, 16 pp.
- Krell FT (1997) Zu Taxonomie, Chorologie und Eidonomie einiger westpaläarktischer Lamellicornia (Coleoptera). *Entomologische Nachrichten und Berichte* 40: 217–229.
- Krell FT, Ballerio A, Smith ABT, Audisio P (2006) Case 3349. *Gnorimus* Le Peletier de Saint-Fargeau & Serville, 1828, and *Osmoderma* Le Peletier de Saint-Fargeau & Serville, 1828 (Insecta, Coleoptera): proposed conservation of the generic names. *Bulletin of the Zoological Nomenclature* 63(3): 177–183.
- Krikken J (1984) A new key to the suprageneric taxa in the beetle family Cetonidae, with annotated lists of the known genera. *Zoologische Verhandelingen* 210: 1–75.
- Landvik M, Wahlberg N, Roslin T (2013) The identity of the Finnish *Osmoderma* (Coleoptera: Scarabaeidae, Cetoniinae) population established by COI sequencing. *Entomologia Fennica* 24: 147–155.

- Landvik M, Niemelä P, Roslin T (2016) Opportunistic habitat use by *Osmoderma barnabita* (Coleoptera: Scarabaeidae), a saproxylic beetle dependent on tree cavities. *Insect Conservation and Diversity* 9: 38–48. <https://doi.org/10.1111/icad.12141>
- Larsson MC, Hedin J, Svensson GP, Tolasch T, Francke W (2003) Characteristic odor of *Osmoderma eremita* identified as a male-released pheromone. *Journal of Chemical Ecology* 29: 575–587. <https://doi.org/10.1023/A:1022850704500>
- Larsson MC, Svensson GP (2009) Pheromone monitoring of rare and threatened insects: exploiting a pheromone-kairomone system to estimate prey and predator abundance. *Conservation Biology* 23:1516–1525. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01263.x>
- Larsson MC, Svensson GP (2011) Monitoring spatiotemporal variation in abundance and dispersal by a pheromone-kairomone system in the threatened saproxylic beetles *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus*. *Journal of Insect Conservation* 15: 891–902. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9388-5>
- Latreille PA, Lepeletier de Saint-Fargeau A, Guérin-Méneville FE (1825) *Entomologie, ou Histoire Naturelle de Crustacées, des Arachnides et des Insectes* (10<sup>th</sup> edn). Agasse, Paris, 833 pp.
- Lawrence JF, Newton AF (1995) Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names). In: Pakaluk J, Slipíński SA (Eds), *Biology, Phylogeny, and Classification of Coleoptera. Papers Celebrating the 80th Birthday of R. A. Crowson*. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa, 779–1006.
- Le Gouar PJ, Dubois GF, Vignon V, Brustel H, Vernon P (2015) Demographic parameters of sexes in an elusive insect: implications for monitoring methods. *Population Ecology* 57: 227–236. <https://doi.org/10.1007/s10144-014-0453-2>
- Lepeletier de Saint-Fargeau A, Audinet-Serville JG (1828) Scarabé. In Latreille PA, *Entomologie, ou Histoire naturelle des Crustacées, des Arachnides et des Insectes*. Encyclopedie methodique 10, Paris, 346–382.
- Luce J-M (1995) Écologie des cétoines (Insecta: Coleoptera) microcavernicoles de la forêt de Fontainebleau: niches écologiques, relations interspécifiques et conditions de conservation des populations. Thèse de doctorat en Ecologie générale. École doctorale Sciences de la nature et de l'Homme, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 1–166.
- Luce J-M (1996) *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763). In: van Helsdingen PJ, Willemse L, Speight MCD (Eds) *Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention*. Part I: Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Council of Europe, Strasbourg, 64–69.
- Luce J-M (2001) La Cétoine protégée *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) peut elle être un outil de gestion de la biodiversité? In: Robert J-C, Guilbot R, Dommange J-L, Maurin H (Eds) *Inventaire et Cartographie des invertébrés comme contribution à la gestion des milieux naturels français*. Actes du séminaire tenu à Besançon les 8, 9 et 10 Juillet 1999, Patrimoines naturels, Muséum National d'Histoire Naturelle, Besançon, 243–263.
- Lüchte W, Klausnitzer B (1998) *Die Käfer Mitteleuropas*. 4 Supplementband. Goecke & Evers, Krefeld - Im Gustave Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, 398 pp.
- MacKenzie DI, Royle JA (2005) Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105–1114. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x>

- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE (2006) *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic Press, New York
- Martin-Piera F, López-Colón JI (2000) *Fauna Iberica*, Vol. 14. *Coleoptera Scarabaeoidea I*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- Mason F, Roversi PF, Audisio P, Bologna MA, Carpaneto GM, Antonini G, Mancini E, Sabatini Peverieri G, Mosconi F, Solano E, Maurizi E, Maura M, Chiari S, Sabatelli S, Bardiani M, Toni I, Redolfi De Zan L, Rossi de Gasperis S, Tini M, Cini A, Zauli A, Nigro G, Bottacci A, Hardersen S, Campanaro A (2015) Monitoring of insects with public participation (MIPP; EU LIFE project 11 NAT/IT/000252): overview on a citizen science initiative and a monitoring programme (Insecta: Coleoptera; Lepidoptera; Orthoptera). *Fragmenta entomologica* 47: 51–52. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.134>
- Massa B (1995) *Osmoderma heremitum meridionale* Tausen 1994, sinonimo di *Osmoderma cristinae* Sparacio 1994. *Naturalista siciliano* 19: 307–308.
- McKenna DD, Farrell BD, Caterino MS, Farnum CW, Hawks DC, Maddison DR, Seago AE, Short AEZ, Newton AF, Thayer MK (2015) Phylogeny and evolution of Staphyliniformia and Scarabaeiformia: forest litter as a stepping stone for diversification of nonphytophagous beetles. *Systematic Entomology* 40: 35–60. <https://doi.org/10.1111/syen.12093>
- Medvedev SI (1953) A new species of *Osmoderma* Serville (Coleoptera, Scarabaeidae) from Georgia. *Entomologicheskoe Obozrenie* 32: 297–299.
- Micó E, Galante E (2003a) Larval morphology and biology of four *Netocia* and *Potosia* species (Coleoptera: Scarabaeoidea: Cetoniidae: Cetoniinae). *European Journal of Entomology* 100: 131–142. <https://doi.org/10.14411/eje.2003.023>
- Micó E, Galante E (2003b) Biology and new larval descriptions for three cetoniine beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae: Cetoniini: Cetoniina, Leucocelina). *Annals of the Entomological Society of America* 96(2): 95–106. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2003\)096\[0095:BANLDF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2003)096[0095:BANLDF]2.0.CO;2)
- Mosconi F, Campanaro A, Carpaneto GM, Chiari S, Hardersen S, Mancini E, Maurizi E, Sabatelli S, Zauli A, Mason F, Audisio P (2017) Training of a dog for the monitoring of *Osmoderma eremita*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) *Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe*. *Nature Conservation* 20: 237–264. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12688>
- Müller J, Jarzabek-Müller A, Bussler H, Gossner MM (2014) Hollow beech trees identified as keystone structures for saproxylic beetles by analyses of functional and phylogenetic diversity. *Animal Conservation* 17: 154–162. <https://doi.org/10.1111/acv.12075>
- Nardi G, Micó E (2010) *Osmoderma cristinae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T157875A5164314.
- Nichols JD, Bailey LL, O'Connell AF Jr, Talancy NW, Grant EHC, Gilbert AT, Annand EM, Husband TP, Hines JE (2008) Multiscale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. *Journal of Applied Ecology* 45: 1321–1329. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01509.x>
- Nieto A, Alexander KNA (2010) *European Red List of Saproxylic Beetles*. International Union for Conservation of Nature and Publications Office of the European Union, Luxembourg, 1–46.

- Nieto A, Mannerkoski I, Puthkov A, Tykarski P, Mason F, Dodelin B, Tezcan S (2010) *Osmoderma eremita*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T15632A4926651. Downloaded on 07 November 2016.
- Nüssler H (1986) Eine von *Osmoderma eremita* (Scop.) abweichende Weibchen-Form aus Südwestbulgarien (Insecta, Coleoptera, Scarabaeidae). Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden 13:113–117.
- Oleksa A (2009) Conservation and ecology of the hermit beetle *Osmoderma eremita* s.l. in Poland. In: Buse J, Alexander KNA, Ranius T, Assmann T (Eds) Saproxylic Beetles - their role and diversity in European woodland and tree habitats. Proceedings of the 5<sup>th</sup> Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles. Pensoft Series Faunistica 89, 177–188.
- Oleksa A, Gawronski R (2006) Forest insects in an agricultural landscape - presence of old trees is more important than the existence of nearby forest. Ecological Questions 7: 29–36.
- Oleksa A, Ulrich W, Gawronski R (2007) Host tree preference of hermit beetles in a network of rural avenues in Poland (*Osmoderma eremita* Scop., Coleoptera: Scarabaeidae). Polish Journal of Ecology 55: 315–323. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9499-7>
- Oleksa A, Chybicki IJ, Gawroński R, Svensson GP, Burczyk J (2013) Isolation by distance in saproxylic beetles may increase with niche specialization. Journal of Insect Conservation 17: 219–233.
- Paulian R, Baraud J (1982) Faune des Coléoptères de France, II. Lucanoidea et Scarabaeoidea. Éditions Lechevalier, Paris, 477 pp.
- Parisi V, Busetto A (1992) Scarabaeidae, Lucanidae, Cerambycidae. In: Zara (Ed.) Revisione dei coleotteri presenti nella collezione “A. Leosini”. Museo di Storia Naturale, Università di Parma, Parma, 70 pp.
- Pic M (1904) Les “*Osmoderma*” paléarctiques. L'Échange, Revue Linnéenne 20 (239): 83–84.
- Pignataro C, Vicidomini S (2007) *Osmoderma italicum* Sparacio (Coleoptera): ritrovato nei pressi del locus typicus dopo circa un secolo (Campania). Proceedings XXI Congresso Nazionale Italiano di Entomologia (Campobasso 11–16 Giugno 2007), Accademia Nazionale Italiana di Entomologia, 78.
- Porta A (1932) Fauna Coleopterorum Italica. Vol. V, Rhynchophora-Lamellicornia. Stabilimento Tipografico Piacentino, Piacenza, 476 pp.
- Prunier D (1999) Quelques observations sur la biologie d'*Osmoderma eremita* Scop. Le Coléopteriste 35: 23–24.
- Ranius T (2000) Minimum viable metapopulation size of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. Animal Conservation 3: 37–43. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2000.tb00085.x>
- Ranius T (2001) Constancy and asynchrony of *Osmoderma eremita* populations in tree hollows. Oecologia 126: 208–215. <https://doi.org/10.1007/s004420000515>
- Ranius T (2002a) *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. Biodiversity and Conservation 11: 931–941. <https://doi.org/10.1023/A:1015364020043>
- Ranius T (2002b) Population ecology and conservation of beetles and pseudoscorpions living in hollow oaks in Sweden. Animal Biodiversity and Conservation 25: 53–68.



- Ranius T (2002c) Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biological Conservation* 103: 85–91. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00124-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00124-0)
- Ranius T (2006) Measuring the dispersal of saproxylic insects: a key characteristic for their conservation. *Population Ecology* 48:177–188. <https://doi.org/10.1007/s10144-006-0262-3>
- Ranius T (2007) Extinction risks in metapopulations of a beetle inhabiting hollow trees predicted from time series. *Ecography* 30: 716–726. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05134.x>
- Ranius T, Hedin J (2001) The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126: 363–370. <https://doi.org/10.1007/s004420000529>
- Ranius T, Jansson N (2000) The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation* 95: 85–94. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00007-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00007-0)
- Ranius T, Jansson N (2002) A comparison of three methods to survey saproxylic beetles in hollow oaks. *Biodiversity and Conservation* 11: 1759–1771. <https://doi.org/10.1023/A:1020343030085>
- Ranius T, Nilsson SG (1997) Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. *Journal of Insect Conservation* 1: 193–204. <https://doi.org/10.1023/A:1018416000766>
- Ranius T, Aguado LA, Antonsson K, Audisio P, Ballerio A, Carpaneto GM, Chobot K, Gjurašin B, Hanssen O, Huijbregts H, Lakatos F, Martin O, Neculiseanu Z, Nikitsky NB, Paill W, Pirnat A, Rizun V, Ruicănescu A, Stegner J, Süda I, Szwalko P, Tamutis V, Telnov D, Tsinkevich V, Versteirt V, Vignon V, Vögeli M, Zach P (2005) *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae) in Europe: a Short Summary of a Pan-European Project. Proceedings of the 3th Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles. Riga/Latvia, 07<sup>th</sup>–11<sup>th</sup> July, 2004: 79–82.
- Ranius T, Aguado L A, Antonsson K, Audisio P, Ballerio A, Carpaneto GM, Chobot K, Gjurašin B, Hanssen O, Huijbregts H, Lakatos F, Martin O, Neculiseanu Z, Nikitsky NB, Paill W, Pirnat A, Rizun V, Ruicănescu A, Stegner J, Süda I, Szwalko P, Tamutis V, Telnov D, Tsinkovich V, Versteirt V, Vignon V, Vögeli M, Zach P (2005) *Osmoderma eremita* (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation* 28: 1–44.
- Ranius T, Svensson GP, Berg N, Niklasson M, Larsson MC (2009) The successional change of hollow oaks affects their suitability for an inhabiting beetle, *Osmoderma eremita*. *Annales Zoologici Fennici* 46: 205–216. <https://doi.org/10.5735/086.046.0305>
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Redolfi De Zan L, Battisti C, Carpaneto GM (2014a) Bird and beetle assemblages in relict beech forests of central Italy: a multi-taxa approach to assess the importance of dead wood in biodiversity conservation. *Community Ecology* 15: 235–245. <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.2.12>
- Redolfi De Zan L, Bellotti F, D’Amato D, Carpaneto GM (2014b) Saproxylic beetles in three relict beech forests of central Italy: Analysis of environmental parameters and implica-

- tions for forest management. *Forest Ecology and Management* 328: 229–244. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.040>
- Ritcher PO (1966) *White Grubs and their Allies. A study of North American Scarabaeoid Larvae*. Oregon State University Press, Corvallis, 219 pp.
- Robertson BA, Hutto RL (2006) A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology* 87: 1075–1085. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1075:AFFUET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1075:AFFUET]2.0.CO;2)
- Ruffo S, Stoch F (Eds) (2005) Checklist e distribuzione della fauna italiana. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, Sezione Scienze della Vita* 16: 1–307.
- Schaffrath U (2003a) Zu Lebensweise, Verbreitung und Gefährdung von *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera; Scarabaeoidea, Cetoniidae, Trichiinae), Teil 1. *Philippia* 10: 157–248.
- Schaffrath U (2003b) Zu Lebensweise, Verbreitung und Gefährdung von *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera; Scarabaeoidea, Cetoniidae, Trichiinae), Teil 2. *Philippia* 10: 249–336.
- Scholtz C, Grebennikov VV (2005) Scarabaeiformia (pp. 345–425). In: Beutel R, Leschen RAB, *Handbook of Zoology, Volume 4: Arthropoda, Insecta; Volume 1: Coleoptera, Beetles: Morphology and systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga partim)*. Walter de Gruyter (Berlin): 1–567.
- Schoolmeesters P (2016) Scarabs: World Scarabaeidae Database. In: Roskov Y, Abucay L, Orrell T, Nicolson D, Flann C, Bailly N, Kirk P, Bourgoin T, DeWalt RE, Decock W, De Wever A (Eds) *Species 2000 & ITIS Catalogue of Life*, 28<sup>th</sup> September 2016. Species 2000, Naturalis, Leiden. <http://www.catalogueoflife.org/col> [version Jul 2016]
- Shabalín SA, Bezborodov VG (2009) Larvae of Scarab Beetles of the Subfamily Trichiinae (Coleoptera, Scarabaeidae) from the Russian Far East. *Zoologicheskii Zhurnal* 88: 1201–1206. <https://doi.org/10.1134/s0013873809090139>
- Šípek P, Fabrizi S, Eberle J, Ahrens D (2016a) Why *Osmoderma* is not a member of Trichiini and what else can we learn from a molecular phylogeny of rose chafers (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae). *Forschungs Museum Koenig, Bonn*, April 2016. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4124.7603>.
- Šípek P, Fabrizi S, Eberle J, Ahrens D (2016b) A molecular phylogeny of rose chafers (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae) reveals a complex and concerted morphological evolution related to their flight mode. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 101: 163–175. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2016.05.012>
- Smetana A (2006) Cetoniinae Leach, 1815. In: Löble I, Smetana A (Eds) *Catalogue of Palaearctic Coleoptera, Volume 3: Scarabaeoidea - Scirtoidea – Dascilloidea – Buprestoidea – Byrrhoidea*. Apollo Books, Stenstrup, 283–313.
- Smith ABT (2004) Clarification on the nomenclatural status of six genus-group names in the tribe Trichiini (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae). *The Coleopterists Bulletin* 58(2): 285–291. <https://doi.org/10.1649/704>
- Smith ABT, Hawks DC, Heraty JM (2006) An overview of the classification and evolution of the major scarab beetle clades (Coleoptera: Scarabaeoidea) based on preliminary molecu-

- lar analyses. Coleopterists Society Monograph 5: 35–46. [https://doi.org/10.1649/0010-065X\(2006\)60\[35:AOOTCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1649/0010-065X(2006)60[35:AOOTCA]2.0.CO;2)
- Sparacio I (1994) *Osmoderma cristinae* n. sp. di Sicilia (Insecta Coleoptera: Cetoniidae). Naturalista siciliano 17: 305–310.
- Sparacio I (2000) Osservazioni sulle *Osmoderma* Le Peletier et Audinet-Serville europee con descrizione di una nuova specie dell'Italia meridionale (Coleoptera Cetoniidae). Il Naturalista Siciliano 24 (3–4): 225–239.
- Stegner J (2002) Der Eremit, *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Col., Scarabaeidae), in Sachsen: Anforderungen an Schutzmaßnahmen für eine prioritäre Art der FFH-Richtlinie. Entomologische Nachrichten und Berichte 46: 213–238.
- Straka U (2011). Untersuchungen zur Biologie des Juchtenkäfers (*Osmoderma eremita* Scopoli, 1763; Coleoptera) in Niederösterreich. Beiträge zur Entomofaunistik 12: 3–24.
- Svensson GP, Larsson MC, Hedin J (2003) Air sampling of its pheromone to monitor the occurrence of *Osmoderma eremita*, a threatened beetle inhabiting hollow trees. Journal of Insect Conservation 7: 189–198. <https://doi.org/10.1023/B:JICO.0000020896.71333.f6>
- Svensson GP, Larsson MC, Hedin J (2004) Attraction of the larval predator *Elater ferrugineus* to the sex pheromone of its prey, *Osmoderma eremita*, and its implication for conservation biology. Journal of Chemical Ecology 30: 353–363. <https://doi.org/10.1023/B:JOEC.0000017982.51642.8c>
- Sverdrup-Thygeson A, Hanssen O, Ødegaard F (2010) Faglig grunnlag for handlingsplan for eremitt *Osmoderma eremita*. NINA Rapport 631: 1–44.
- Tauzin P (1994a) Le genre *Osmoderma* Le Peletier et Audinet-Serville 1828 (Coleopt., Cetoniidae, Trichiinae, Osmodermatini). Systématique, biologie et distribution (Première partie). L'Entomologiste 50 (3): 195–214.
- Tauzin P (1994b) Le genre *Osmoderma* Le Peletier et Audinet-Serville 1828 (Coleopt., Cetoniidae, Trichiinae, Osmodermatini). Systématique, biologie et distribution (Deuxième partie). L'Entomologiste 50: 217–242.
- Tauzin P (1996) Complément à la note sur le genre *Osmoderma* (Coléoptères, Cetoniidae, Trichiinae). L'Entomologiste 52: 105–106.
- Tauzin P (2000) Localités connues de *Osmoderma eremitum* Scopoli en France. Le Coléoptériste 39: 133–136.
- Tauzin P (2002) *Osmoderma eremitum*: compléments sur sa distribution en France et nouvelle information sur la taxonomie du genre (Coleoptera, Cetoniidae, Trichiinae, Osmodermatini). L'Entomologiste 58: 145–151.
- Tauzin P (2005) Ethology and distribution of the “hermit beetle” in France. Cetoniimania 4: 131–153.
- Tauzin P (2006) Nouveau statut pour la variété castaneum de *Osmoderma barnabita* Motschoulsky, 1845 (Coleoptera, Scarabaeoidea, Cetoniidae, Trichiinae, Osmodermatini). Cetoniimania 1–2, 39–49.
- Trizzino M, Audisio P, Bisi F, Bottacci A, Campanaro A, Carpaneto GM, Chiari S, Hardersen S, Mason F, Nardi G, Preatoni DG, Vigna Taglianti A, Zauli A, Zilli A, Cerretti P (2013) Gli artropodi italiani in Direttiva Habitat: biologia, ecologia, riconoscimento e monitoraggio.

- gio. Quaderni Conservazione Habitat, 7. CFS-CNBFVR, Centro Nazionale Biodiversità Forestale. Cierre Grafica, Sommacampagna, Verona, 256 pp.
- Van Emden van FI (1941) Larvae of British Beetles II. A key to the British Lamellicornia larvae. Entomological Monthly Magazine 77: 117–127, 181–192.
- Vernik M (2014) Collecting data of distribution for four Natura 2000 species of beetles (Coleoptera) in Slovenia (Poster), 4. Slovenski entomološki simpozij, 9. in 10. maja 2014, Fakulteti za naravoslovje in matematiko Univerze v Mariboru, Koroška. <http://www.sporocivrsto.si>
- Vignon V (2006) Le pique-prune: histoire d'une sauvegard. Catiche Productions, Nohanent; Office de génie écologique, Saint-Maur\_des\_Fossés; Cofiroute, Sèvres Cedex, France: 1–32.
- Vignon V (2008) Comparing size of *Osmoderma* populations and habitat quality in different French localities: conservation perspectives. Revue d'Écologie (Terre et Vie) (supp. 10): 123–129.
- Vignon V (2015) Parts of the life history of *Osmoderma eremita*'s metapopulations in two study areas in the west of France (Coleoptera, Cetoniidae). Bulletin de la Société Entomologique Suisse 88: 39–48.
- Vignon V, Orabi P (2003). Exploring the hedgerows network in the west of France for the conservation of saproxylic beetles (*Osmoderma eremita*, *Gnorimus variabilis*, *Lucanus cervus*, *Cerambyx cerdo*) (pp. 36–38) In: Bowen CP (Ed) Proceedings of the second pan-European conference on saproxylic beetles, Royal Holloway, University of London, 25th–27th June 2002. People's Trust for Endangered Species (London).
- Vignon V, Asmode J-F, Rapaport P (2004) Heterogeneity of the spatial distribution of *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) populations in a hedgerow network (France, Normandy). Proceedings of the 3<sup>rd</sup> Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles (Riga/Latvia, 07–11 July 2004): 109–115.
- Vögeli M (2002) Der Eremit (*Osmoderma eremita*) in der Schweiz – eine naturschutzorientierte Analyse von Verbreitung und Habitat. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Eidgenössische Technische Hochschule (Zürich).
- Vrezec A, Pirnat A, Kapla A, Denac D (2008) Zasnova spremljanja stanja populacij izbranih ciljnih vrst hroščev vključno z dopolnitvijo predloga območij za vključitev v omrežje NATURA 2000. *Morimus funereus*, *Rosalia alpina*, *Cerambyx cerdo*, *Osmoderma eremita*, *Limoniscus violaceus*, *Graphoderus bilineatus* Nacionalni inštitut za biologijo (Ljubljana).
- Vrezec A, Ambrožič Š, Kapla A (2012) An overview of sampling method tests for monitoring schemes of saproxylic beetles in the scope of Natura 2000 in Slovenia. In: Jurc M (Ed.) Saproxylic beetles in Europe: monitoring, biology and conservation. - Ljubljana: Slovenian Forestry Institute, Silva Slovenica, Studia Forestalia Slovenica 13: 73–90.
- Vrezec A, Ambrožič Š, Kapla A, Bertonec I, Bordjan D (2014) Izvajanje spremljanja stanja populacij izbranih ciljnih vrst hroščev v letu 2013 in 2014. Končno poročilo. Nacionalni inštitut za biologijo (Ljubljana).
- Westwood JO (1839) An Introduction to the modern classification of insects founded on the natural habits and corresponding organisation of the different families. Volume 1. Longman, Orme, Brown, Green, and Longmans (London): 1–462.
- Winter S, Möller GC (2008) Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. Forest Ecology and Management 255: 1251–1261. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.029>

- Zauli A, Chiari S, Hedenstrom E, Svensson GP, Carpaneto GM (2014) Using odour traps for population monitoring and dispersal analysis of the threatened saproxylic beetles *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus* in central Italy. *Journal of Insect Conservation* 18: 801–813. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9687-8>
- Zauli A, Carpaneto GM, Chiari S, Mancini E, Nyabuga FN, Redolfi De Zan L, Romiti F, Sabbani S, Audisio P, Hedenström E, Bologna MA, Svensson GP (2016a) Assessing the taxonomic status of *Osmoderma cristinae* (Coleoptera: Scarabaeidae), endemic to Sicily, by genetic, morphological and pheromonal analyses. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 54: 206–214. <https://doi.org/10.1111/jzs.12127>
- Zauli A, Maurizi E, Carpaneto GM, Chiari S, Svensson G, Di Giulio A (2016b) Antennal fine morphology of the threatened beetle *Osmoderma eremita* (Coleoptera: Scarabaeidae), revealed by scanning electron microscopy. *Microscopy Research and Technique* 79: 178–191. <https://doi.org/10.1002/jemt.22618>
- Zauli A, Maurizi E, Carpaneto GM, Chiari S, Merivee E, Svensson GP, Di Giulio A (2016c) Scanning electron microscopy analysis of the antennal sensilla in the rare saproxylic beetle *Elater ferrugineus* (Coleoptera, Elateridae). *Italian Journal of Zoology* 83: 338–350. <https://doi.org/10.1080/11250003.2016.1211766>

## Materiale supplementare I

### **Schema di protocollo suggerito dal MIPP per il monitoraggio delle popolazioni di *O. eremita* e lista dei materiali per costruire le trappole a feromoni, BCWT**

Autori: Emanuela Maurizi, Alessandro Campanaro, Stefano Chiari, Michela Maura, Fabio Mosconi, Simone Sabatelli, Agnese Zauli, Paolo Audisio, Giuseppe M. Carpaneto  
 Tipo di dati: protocollo

Copyright notice: This dataset is made available under the Open Database License (<http://opendatacommons.org/licenses/odbl/1.0/>). The Open Database License (ODbL) is a license agreement intended to allow users to freely share, modify, and use this Dataset while maintaining this same freedom for others, provided that the original source and author(s) are credited.

Link: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12685.suppl1>



## **Materiale supplementare 2**

### **Scheda di campo da compilare durante il sopralluogo e sua legenda**

Autori: Emanuela Maurizi, Alessandro Campanaro, Stefano Chiari, Michela Maura, Fabio Mosconi, Simone Sabatelli, Agnese Zauli, Paolo Audisio, Giuseppe M. Carpaneto

Tipo di dati: scheda di campo

Copyright notice: This dataset is made available under the Open Database License (<http://opendatacommons.org/licenses/odbl/1.0/>). The Open Database License (ODbL) is a license agreement intended to allow users to freely share, modify, and use this Dataset while maintaining this same freedom for others, provided that the original source and author(s) are credited.

Link: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12685.suppl2>



## Linee guida per il monitoraggio di *Cerambyx cerdo*

Lara Redolfi De Zan<sup>1,2</sup>, Marco Bardiani<sup>1,2</sup>, Gloria Antonini<sup>3</sup>,  
Alessandro Campanaro<sup>1,2</sup>, Stefano Chiari<sup>2,4</sup>, Emiliano Mancini<sup>4</sup>,  
Michela Maura<sup>2,4</sup>, Simone Sabatelli<sup>3</sup>, Emanuela Solano<sup>2,3</sup>, Agnese Zauli<sup>1,2</sup>,  
Giuseppino Sabbatini Peverieri<sup>2</sup>, Pio Federico Roversi<sup>2</sup>

**1** Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale “Bosco Fontana” – Laboratorio Nazionale Invertebrati (Lanabit). Carabinieri. Via Carlo Ederle 16a, 37126 Verona, Italia **2** Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – Centro di ricerca Difesa e Certificazione, Via di Lanciola 12/a, Cascine del Riccio, 50125 Firenze, Italia **3** Università di Roma “La Sapienza”, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie “Charles Darwin”, Via A. Borelli 50, 00161 Roma, Italia **4** Università Roma Tre, Dipartimento di Scienze, Viale G. Marconi 446, 00146 Roma, Italia

Corresponding author: Lara Redolfi De Zan (lara.redolfi@gmail.com)

---

Redolfi De Zan L, Bardiani M, Antonini G, Campanaro A, Chiari S, Mancini E, Maura M, Sabatelli S, Solano E, Zauli A, Sabbatini Peverieri G, Roversi PF (2017) Linee Guida per il monitoraggio di *Cerambyx cerdo*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Linee Guida per il monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 137–173.

---

### Abstract

*Cerambyx cerdo* is a longhorn beetle widely distributed in southern and central Europe. This saproxylid beetle is generally associated with oak forests where there are mature or partially dead and sun-exposed trees. Its populations are currently threatened by forest practices such as the removal of partially dead trees and the decline in the number of old oak trees situated in open or semi-open landscapes. Thus, *C. cerdo* has been included in Annexes II and IV of the Habitats Directive. The present paper is part of a special issue on monitoring of saproxylid beetles which are protected in Europe, based on the research carried out during the LIFE-MIPP project, with a revision of the current knowledge on systematics, ecology and conservation of *C. cerdo*. The main aim of the present paper is to test different monitoring methods in order to develop a quick and reproducible protocol for the conservation of this species. The methods tested were: artificial sap attracting the adults, baited traps, VES (visual encounter survey) and collecting remains of predation along transects. Based on these results, a detailed monitoring method for *C. cerdo* using baited trap is proposed in this paper, together with a discussion on its constraints, spatial validity and possible interferences. In order to assess the conservation status of populations of *C. cerdo* in Europe and to compare populations over time, a method for the calculation of a reference value, based on the monitoring method, is provided.

## Riassunto

*Cerambyx cerdo* è un coleottero cerambicide ampiamente distribuito in Europa meridionale e centrale. Questa specie è generalmente associata a foreste di querce con alberi senescenti o parzialmente morti ed esposti al sole. La principale minaccia per questa specie è rappresentata dalla rimozione degli alberi idonei, in particolare vecchie querce situate in ambienti boschivi aperti o semi-aperti. *C. cerdo* è stato quindi incluso negli allegati II e IV della Direttiva Habitat. Il presente studio, fa parte di un volume speciale sul monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa, basato sulle ricerche condotte durante il progetto LIFE MIPP. Il principale obiettivo del presente studio è stato quello di testare diversi metodi di monitoraggio della specie con la finalità di sviluppare un protocollo standard per la sua conservazione. I metodi testati sono: l'utilizzo di linfa artificiale per attrarre gli adulti, trappole con esca, VES (*visual encounter survey* – ricerca visiva di adulti) e raccolta di resti di predazione lungo i transesti. Sulla base dei risultati ottenuti, viene proposto un dettagliato metodo di monitoraggio per *C. cerdo* basato sull'utilizzo delle trappole con esca, con una discussione sui limiti, validità spaziale e possibili interferenze con il metodo stesso. Viene inoltre descritto il procedimento per il calcolo di un valore di riferimento basato sull'applicazione del metodo, al fine di valutare lo stato di conservazione delle popolazioni di *C. cerdo* in Italia e confrontare le popolazioni nel tempo.

## Keywords

Habitats Directive, Saproxilic beetles, Coleoptera, Cerambycidae, Monitoring methods, Forest biodiversity, Baited trap

## Parole chiave

Direttiva Habitat, Coleotteri Saproxilici, Coleoptera Cerambycidae, Metodi di monitoraggio, Biodiversità Forestale, Trappole con esca

## Introduzione

Il cerambice della quercia, *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758 (Coleoptera: Cerambycidae), è un coleottero cerambicide che generalmente vive in foreste con alberi parzialmente morti ed esposti al sole. È presente negli allegati II e IV della Direttiva Habitat (Direttiva 92/43/CEE del 21 maggio 1992, relativa alla conservazione degli habitat naturali, della fauna e della flora selvatiche). La Direttiva Habitat prevede che gli Stati membri dell'Unione Europea preparino, ogni sei anni, una relazione sullo stato di conservazione delle specie minacciate elencate negli allegati. Per far fronte a questo obbligo, nell'ambito progetto LIFE MIPP "Monitoraggio degli insetti con la partecipazione del pubblico" (LIFE11 NAT/IT/000252) (di seguito MIPP) sono state condotte attività sperimentali sul campo, con la finalità di sviluppare metodi di monitoraggio standardizzati per cinque specie protette di coleotteri saproxilici: *Osmoderma eremita* (scarabeo eremita, Scarabaeidae), *Lucanus cervus* (cervo volante, Lucanidae), *Rosalia alpina* (rosalia alpina, Cerambycidae), *Morimus asper/funereus* (morimo, Cerambycidae) e *Cerambyx cerdo* (cerambice della quercia, Cerambycidae). Il presente contributo, dedicato a *C. cerdo*, fa parte di un volume speciale sul monitoraggio di coleotteri saproxilici protetti in Europa. Il contributo inizia con un'ampia trattazione delle conoscenze attuali sulla sistematica, la distribuzione, l'ecologia, l'etologia e la conservazione di questa specie. La revisione è quindi seguita da una dettagliata descrizione del lavoro di campo effettuato durante il progetto MIPP e si conclude con la descrizione del metodo di monitoraggio proposto.

## Sistematica e distribuzione

Il genere *Cerambyx* comprende 13 specie nella regione Palearctica, delle quali almeno 7 sono presenti in Europa (Müller 1950, Švácha e Danilevsky 1987, Bense 1995, Özdikmen e Turgut 2009).

*Cerambyx cerdo* (Linnaeus, 1758), *C. scopoli* Fuesslins, 1775, *C. miles* Bonelli, 1823 e *C. welensii* (Küster, 1846) sono più o meno ampiamente distribuite in Europa, anche se gli ultimi due taxa sono principalmente limitati ai paesi più meridionali, mentre *C. nodulosus* Germar, 1817, *C. dux* (Faldermann, 1837) e *C. carinatus* Küster, 1846 si trovano esclusivamente in Europa orientale, in particolare nell'area balcanico-mediterranea (Bense 1995).

*C. cerdo* è presente in Europa, Caucaso e in Medio Oriente fino all'Iran settentrionale. La specie è presente in quasi tutta Europa (a Nord fino alla Svezia meridionale e Gran Bretagna, a est dalla Bielorussia, Ucraina, Moldavia fino alla Crimea), ma risulta più comune nella regione mediterranea (Sama 1988). In Italia, *C. cerdo* è segnalato in tutte le regioni, isole tirreniche comprese (Sama 1988, 2002) ma mancano dati relativi alla Valle d'Aosta. In molte zone *C. cerdo* vive in simpatria con l'affine *C. welensii*, come nella Spagna meridionale (Torres-Vila et al. 2012, 2013) e nell'area di studio MIPP Bosco della Fontana. *C. welensii* (spesso citato come sinonimo di *C. velutinus* Alfieri, 1916) è diffuso nell'Europa meridionale, arrivando a est fino all'Ucraina e Iran. La specie *C. cerdo* è suddivisa in diverse sottospecie: *C. cerdo pfisteri* (Stierl, 1864), *C. c. acuminatus* Motsch, 1852, *C. c. mirbecki* Lucas, 1849 e *C. cerdo iranicus* Heyrovský, 1951 (Müller 1950, Villiers 1978, Sama 1988, Özdikmen e Turgut 2009). Tuttavia, la validità della maggior parte di queste sottospecie è stata messa in dubbio da Sama (2002).

## Morfologia

Gli esemplari adulti di *C. cerdo* sono lunghi da 17 a 56 mm (escluse le antenne) e larghi 8–14 mm, presentano una colorazione del corpo nerastra con elitre bruno-rossastre nella porzione distale. Il capo è dotato di forti mandibole ed è trasversalmente rugoso sul lato superiore (vertice). Le antenne sono lunghe, come nella maggior parte dei Cerambicidi: nelle femmine le antenne sono lunghe quanto il corpo (ultimi segmenti antennali raggiungono la parte distale delle elitre), mentre nei maschi sono molto più lunghe del corpo (gli ultimi 3 o 4 segmenti antennali superano il margine distale delle elitre). Nei maschi, l'ultimo segmento delle antenne è molto più lungo di quello precedente, mentre nelle femmine è lungo quanto il precedente o più breve. Il pronoto è fortemente scolpito e presenta una spina su entrambi i lati. Le elitre, troncate all'apice, sono rugose, densamente punteggiate, con la rugosità che va a diminuire verso l'estremità distale (Rudnew 1936, Villiers 1978, Bense 1995, Harde 1996, Özdikmen e Turgut 2009). Le larve di *C. cerdo* somigliano a quelle di molti altri coleotteri cerambicidi, con un corpo generalmente bianco-giallastro e zampe ridotte. Le larve completamente sviluppate sono lunghe fino a 70–90 mm e larghe 18–20 mm; il capo, di colore bianco-giallastro, è fortemente pigmentato e sclerotizzato all'altezza della bocca dove assume un colore piceo, e termina con mandibole nere. Le zampe sono molto corte ma distinte (Rudnew 1936, Villiers 1978, Švácha e Danilevsky 1987).

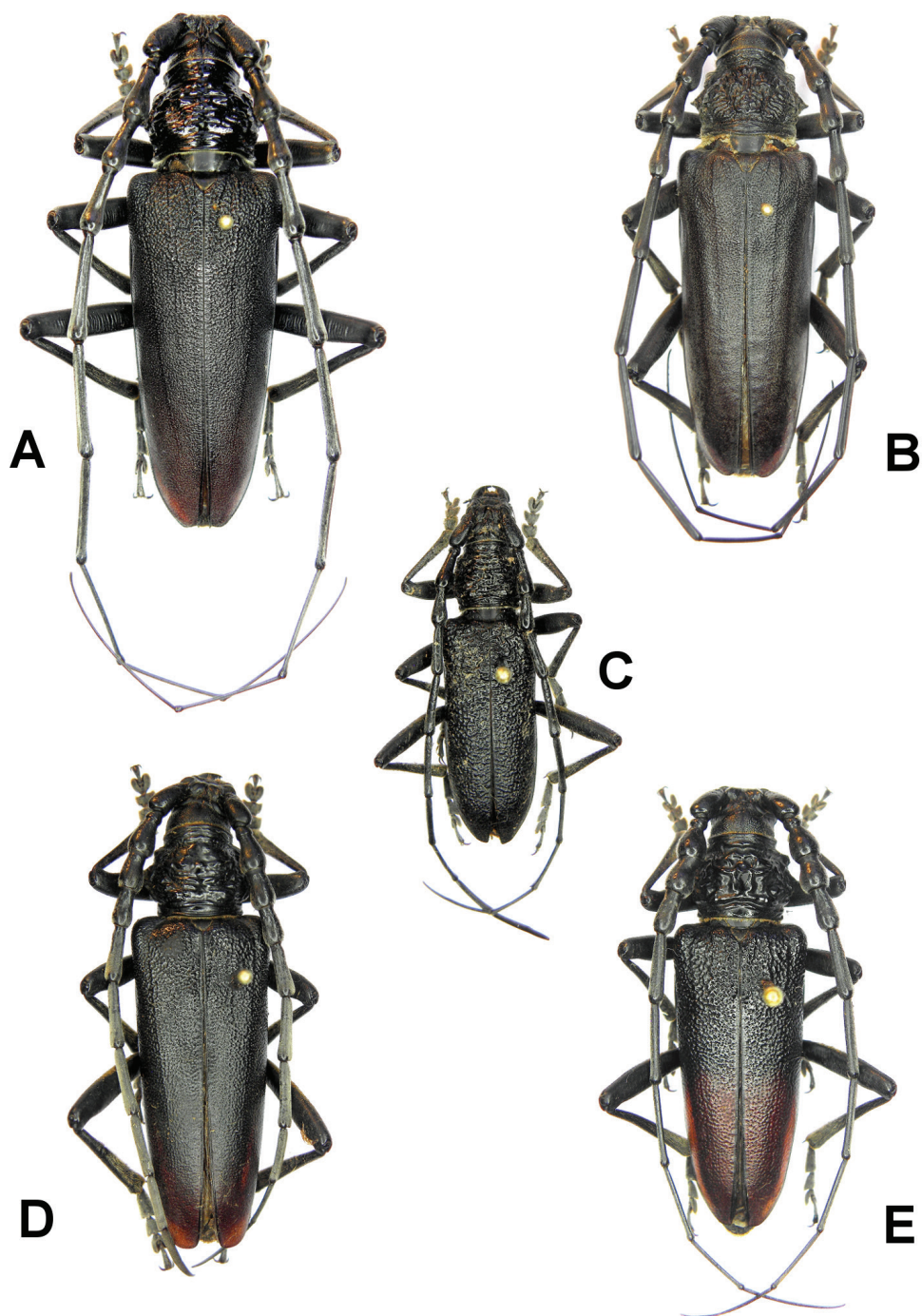


## Identificazione e confronto con taxa simili

In Italia e nelle foreste dell'Europa occidentale e centro meridionale sono presenti cinque specie appartenenti al genere *Cerambyx*: *C. cerdo*, *C. miles*, *C. scopoli*, *C. welensii* e *C. nodulosus*, di cui l'ultima (una specie orientale simile a *C. miles*) è presente solo in Friuli Venezia Giulia (Sama e Rapuzzi 2011) (Figura 1). *C. welensii* e *C. cerdo* sono distinguibili da *C. miles* e *C. scopoli* dalla forma dell'apice interno delle elitre che presenta un piccolo dente acuminato. Inoltre, *C. scopoli* è più piccolo, misura tra i 17 e i 28 mm ed è interamente nero. Le elitre di *C. cerdo* hanno la porzione anteriore profondamente scolpita, nera, lucida, quasi glabra, tendenzialmente stretta e subtroncata all'apice; le elitre di *C. welensii* sono uniformemente marroni, debolmente scolpite, ricoperte da sottili setole biancastre o giallastre, con margini esterni subparalleli e non chiaramente ristretti in direzione dell'apice. *C. cerdo* e *C. miles* hanno le elitre nere e lucide, profondamente scolpite e con l'apice rosso, tuttavia *C. miles* non ha il dente terminale delle elitre e mostra i primi quattro o cinque segmenti delle antenne corti e spessi. Nei maschi di *C. welensii*, le antenne superano la lunghezza del corpo con gli ultimi tre segmenti (mai con gli ultimi quattro, come in alcuni maschi di *C. cerdo*). Le femmine di queste due specie si distinguono per la lunghezza delle antenne, estese fino all'apice delle elitre in *C. cerdo* e solo al centro in *C. welensii* (Pesarini e Sabbadini 1994). Nei paesi dell'Europa orientale, la presenza di altre specie, la cui identificazione è spesso difficile e lo status tassonomico discusso, rende il lavoro sul campo più difficile per gli operatori non esperti. La distribuzione dettagliata e aggiornata delle specie in Europa si trova nel database TITAN Cerambycidae (Tavakilian e Chevillotte 2017).

## Ecologia: cenni generali

*C. cerdo* è una specie con larve xilofaghe, legate prevalentemente alle querce (*Quercus* spp.), ma che possono colonizzare anche altre specie decidue come *Castanea sativa*, *Juglans regia*, *Fraxinus* spp., *Salix* spp., *Ulmus* spp., *Fagus sylvatica*, *Platanus* spp., *Prunus* spp. (Müller 1950). Come altre specie saproxiliche quali ad esempio *Osmoderma eremita* Scopoli, 1763 (Coleoptera Scarabaeidae), predilige ambienti semi-aperti (Ranius e Nilsson 1997, Buse et al. 2007) come le radure o i margini di foreste planiziarie e collinari ma anche in ambienti urbani come i parchi pubblici e le alberature stradali (Sama 1988, Buse et al. 2007, Carpaneto et al. 2015). Gli alberi colonizzati possono essere identificati da grossi fori ben visibili, creati dalle larve sul tronco o su rami medio-grandi (Müller 2001). Tali fori possono persistere per molti anni o addirittura decenni; tipici segni di recente attività sono i fori con all'interno rosura lignea di colore rossastro (Buse et al. 2007). Studi sull'ecologia di *C. cerdo* evidenziano come lo spessore della corteccia degli alberi sia uno dei fattori più indicativi della presenza della specie così come il loro invecchiamento e il diametro. Altri parametri importanti per la colonizzazione da parte della specie sono: la vitalità del tronco, il grado di insolazione dell'albero e il grado di apertura della volta arborea (Buse et al. 2007). A scala di singolo albero, i fattori



**Figura 1.** Le specie più diffuse in Europa appartenenti al genere *Cerambyx* **A** *C. cerdo* **B** *C. welensii* **C** *C. scopolii* **D** *C. miles* **E** *C. nodulosus* (Foto di P. Rapuzzi).

che influenzano la distribuzione di *C. cerdo* sono stati studiati da Albert et al. (2012). Questi autori hanno dimostrato che la presenza di fori di uscita nei tronchi delle grandi querce sia correlata positivamente al diametro del tronco e all'insolazione dell'albero, mentre il numero di fori di uscita diminuisce con l'altezza dal suolo. Quando un albero viene colonizzato da *C. cerdo*, può ancora sopravvivere per lunghi periodi e il suo lento decadimento sarà determinato da una quantità crescente di legno morto. Le larve creano estese gallerie (Palm 1959) che possono facilitare l'ingresso di altre specie. Studi condotti da Buse et al. (2008a, 2008b), utilizzando le trappole a intercettazione, hanno confrontato le comunità saproxiliche di alberi colonizzati e non, da parte di *C. cerdo*, per valutare il ruolo funzionale di questa specie come "ingegnere ecosistemico". I risultati suggeriscono che grazie all'attività svolta dalle larve *C. cerdo*, in un albero si creano condizioni favorevoli per l'intera comunità di insetti saproxilici.

### Ecologia larvale

Lo sviluppo larvale avviene principalmente all'interno del legno fresco di querce (*Quercus* spp.) e dura circa 3-4 anni, generando un pattern irregolare di gallerie larvali (Pavlovic et al. 2012). Durante il primo anno, le larve si nutrono sotto lo strato di corteccia, mentre nel secondo anno si muovono più in profondità nel legno (Neumann 1985, Bense 1995). Lo sviluppo delle larve è stato osservato non solo a livello del tronco, ma anche all'interno di grandi rami (Campanaro et al. 2011a). Le larve, dopo aver completato il loro sviluppo, scavano un ultimo tratto di galleria diretto verso la superficie del tronco e poi ritornano verso l'interno dell'albero dove sono protette da qualsiasi contatto con l'ambiente esterno; qui si forma la fase di pupa, generalmente durante i mesi di maggio o giugno. L'adulto, una volta formatosi, rimane all'interno della celletta pupale fino alla primavera successiva, non troppo vicino al foro di uscita in modo da ridurre la predazione da parte dei picchi. Durante la primavera e l'estate gli adulti emergono dalle gallerie producendo nella corteccia fori di uscita grandi ed ellissoidi (lunghezza del foro 3 cm, larghezza 1.5 cm in media) (Luce 1997, Horák et al. 2010). I fori di uscita sono facilmente visibili ma non sono specie-specifici e possono essere confusi con fori scavati tra altre specie del genere *Cerambyx*.

Nell'Europa centrale, le larve si sviluppano solitamente in *Q. robur* o *Q. petraea*, ma nei paesi meridionali sono state trovate anche in *Q. pubescens*, *Q. ilex*, *Q. suber* e in *Castanea sativa* (Luce 1997). In genere, gli alberi colonizzati hanno il tronco esposto al sole e presentano un diametro di circa 60 cm (Buse et al. 2007). Tuttavia, in Italia centrale, alberi più piccoli colonizzati da *C. cerdo* sono riportati da Marianelli et al. (2011).

### Ecologia degli adulti

Gli adulti rimangono nelle loro cellette durante l'inverno ed emergono tra maggio e agosto a seconda delle condizioni climatiche locali, relative all'altitudine e alla latitu-

dine (Horák et al. 2010). In Francia, nelle regioni centrali e meridionali, dove la specie è più diffusa, gli adulti sono attivi per un periodo più lungo, da giugno a settembre (Bensetti e Gaudillat 2002). In Bassa Sassonia (Germania), l'emergenza degli adulti si verifica generalmente dalla fine di maggio all'inizio di agosto, ma recenti osservazioni sono state fatte anche alla fine di agosto e a settembre (Buse et al. 2007). In Ungheria occidentale, gli adulti sono attivi da metà primavera (inizio maggio) fino a metà dell'estate (Keszthelyi 2015). Nella penisola iberica (nella parte settentrionale della provincia di Alicante) sono attivi durante la primavera e l'estate, particolarmente da inizio maggio a fine agosto. In alcuni casi, tuttavia, l'attività degli adulti si estende da febbraio a giugno, a causa delle più elevate temperature medie nel sud-est della Spagna (Peris-Felipo e Jiménez-Peydró 2011). In Francia, la specie colonizza querce e castagni senescenti sotto i 900 m (Horák et al. 2010). Riguardo la preferenza per le diverse essenze, in Italia *C. cerdo* si sviluppa principalmente in diverse specie di *Quercus* ma anche in altre specie arboree (Sama 1988). In Germania, la specie si sviluppa esclusivamente nelle querce: *Q. robur* è l'albero preferito, seguito da *Q. petraea* (Neumann e Schmidt 2001) e da *Q. rubra*, specie introdotta dal Nordamerica (Nessing 1988). Secondo Neumann e Schmidt (2001), i fori di emergenza appartenenti a *C. cerdo* sono stati osservati anche su *Q. coccinea*, altra specie introdotta dal Nord America nel 1691. In Ungheria, *C. cerdo* si sviluppa principalmente nel cerro (*Q. cerris*) mentre in Romania è stata trovata in tutte le specie di querce presenti nel paese. Nella parte europea della Turchia, le larve di *C. cerdo* si sviluppano su *Acer*, *Carpinus*, *Castanea*, *Fraxinus*, *Fagus*, *Platanus*, *Prunus*, *Salix*, *Quercus*, *Ulmus*, e perfino sul cipresso che è una conifera (Horák et al. 2010). Gli adulti di *C. cerdo* sono principalmente notturni, possono vivere da pochi giorni a un massimo di qualche mese, si nutrono di frutta matura e di linfa che fuoriesce dalla corteccia delle querce (Weckwerth 1954, Döhrring 1955, Neumann 1985). La biologia di dispersione della specie è poco conosciuta: gli adulti volano principalmente dopo il crepuscolo quando la temperatura supera i 18°C (Neumann 1985), ma talvolta sono stati avvistati anche nel pomeriggio (Müller 1950, Campanaro et al. 2011a). In letteratura, nessuna informazione è disponibile sui predatori degli adulti. È tuttavia molto probabile che alcune specie di mammiferi e uccelli si nutrano regolarmente di questo cerambicide.

## Ciclo vitale

L'accoppiamento si svolge durante l'estate quando le femmine depongono le uova in fessure della corteccia di alberi precedentemente colonizzati. Esperimenti in laboratorio dimostrano che la deposizione delle uova varia ampiamente, da circa 5 a 15–20 uova al giorno, con alcune femmine di grandi dimensioni che depongono fino a 30 uova in un solo giorno (Torres-Vila 2017). Diversi autori hanno riportato le misure (lunghezza x larghezza) delle uova di *C. cerdo*: 3,7 × 1,9 mm (Torres-Vila 2017); 3,3 × 1,6 mm (Marović 1973); 2,5–3 × 1 mm (El Antry 1999); 3,1 × 1,5 mm (Vitali 2001). Come si vede, le uova misurate da (Torres-Vila 2017) presentano dimensioni medie legger-

mente maggiori di quelle precedentemente riportate dagli altri autori. Nel primo anno di vita le larve si nutrono di floema (nella parte corticale del tronco) mentre nell'anno successivo iniziano a scavare gallerie più profonde che raggiungono lo xilema, alterando il flusso della linfa e provocando la caduta di foglie fino al decadimento dell'albero (Neumann 1985, Bense 1995). Secondo Marović (1973) è possibile allevare larve di *C. cerdo* in laboratorio dove lo sviluppo può essere circa un terzo più corto che in natura (Nenadović et al. 1999, Pavlović et al. 2012). La metamorfosi da larva ad adulto avviene all'interno della celletta pupale vicino alla superficie del tronco. Le pupe sono di grandi dimensioni e di colore inizialmente chiaro ma gradualmente si scuriscono fino alla completa formazione dell'adulto che, in laboratorio, avviene in autunno, di solito in ottobre.

### **Minacce e conservazione**

Nel secolo scorso le popolazioni europee di *C. cerdo* hanno registrato un drastico declino nel numero delle popolazioni e nelle dimensioni delle stesse in tutta l'Europa centrale (Klausnitzer et al. 2003). Ciò è dovuto principalmente a un calo del numero di querce mature situate in ambienti aperti o semi-aperti (Luce 1997, Dupont e Zagatti 2005, Buse et al. 2008a). In Gran Bretagna e in Svezia la specie è oggi considerata estinta (Alexander 2002, Ehnström e Axelsson 2002). *C. cerdo* è classificato come vulnerabile (VU) secondo la classificazione IUCN (*World Conservation Monitoring Center* 1996). Questa specie è inoltre presente in: (i) appendice II della Convenzione di Berna come specie strettamente protetta, (ii) allegato II della Direttiva Habitat come specie non prioritaria e (iii) allegato IV della Direttiva Habitat.

### **Monitoraggio di *C. cerdo* nei paesi europei**

Come riportato da Campanaro et al. (2011a), diversi paesi europei hanno sottolineato la necessità di sviluppare metodi di monitoraggio per questa specie, al fine di ottenere informazioni sull'abbondanza delle popolazioni, sulla demografia e l'habitat, come richiesto dalla Direttiva Habitat (92/43/CEE). Con l'eccezione della Slovenia (Vrezec et al. 2007) e della Germania (Schnitter 2006), non sono ancora stati sviluppati programmi di monitoraggio a lungo termine per *C. cerdo*. Di seguito si riportano i differenti protocolli di monitoraggio finora proposti e testati nei diversi paesi europei.

### **Cattura-Marcaggio-Ricattura (CMR)**

Campanaro et al. (2011a) ha proposto linee guida preliminari per la conservazione e il monitoraggio di *C. cerdo* e di altre specie saproxiliche in Italia, utilizzando il protocollo di cattura-marcaggio-ricattura. Il protocollo prevede la cattura di adulti durante il

periodo di volo (maggio-agosto) con trappole aeree innescate con una miscela di aceto (o vino o birra) e frutta (per esempio banana). Le trappole devono essere montate su alberi con presenza di fori di uscita. Gli individui catturati, sono contrassegnati con codici individuali (colori e/o numeri) sul lato ventrale del corpo (sterniti toracici e/o addome) utilizzando un pennarello a punta fine, non tossico e inodore. Questo metodo consente di stimare la dimensione della popolazione, ma richiede un notevole sforzo di campionamento dovuto all'elevato numero di ore di lavoro per persona e ripetute sessioni di cattura-marcaggio-ricattura. Tale metodo, sulla base del rapporto tra individui marcati e ricatturati permette di stimare la dimensione della popolazione (Amstrup et al. 2005, Hill et al. 2005, Campanaro et al. 2011a, Trizzino et al. 2013). Stime di dimensione della popolazione attraverso un protocollo di cattura-marcaggio-ricattura, utilizzando le trappole attrattive (vino rosso, aceto e zucchero) sono state effettuate anche su *C. welensii*, da López-Pantoja et al. (2008) e Torres-Vila et al. (2012, 2013) in Spagna.

### Controllo dei fori di uscita

In letteratura sono presenti essenzialmente due tipi di contributi che si concentrano sui fori di uscita:

- (i) approccio seguito nell'articolo di Albert et al. (2012) in due siti della Boemia (Repubblica Ceca). Gli alberi colonizzati sono stati identificati attraverso l'osservazione dei fori di uscita (Buse et al. 2007) per un totale di 30 querce e 4.279 fori. Per ogni albero, il numero di fori di uscita, il loro orientamento e le relative variabili ambientali sono stati registrati a livello del tronco suddividendolo in 7 sezioni verticali (ognuna alta due metri, fino a 14 m di altezza dal suolo), ciascuna delle quali è stata divisa in 4 segmenti (in base all'esposizione: N, S, O, E). Questo studio ha rivelato una preferenza di *C. cerdo* per i tronchi di grandi alberi senescenti situati in aree aperte, in particolare per le sezioni del tronco inferiori, più vicine al terreno ed esposte al sole. Il metodo basato sul campionamento dei fori di uscita, permette di rilevare la presenza della specie in modo semplice, richiede tuttavia un elevato sforzo nonché l'esperienza e l'attrezzatura necessaria per arrampicarsi in alto sugli alberi.
- (ii) approccio seguito nei lavori di Buse et al. (2007, 2008a e 2008b) in Germania. Nel lavoro di Buse et al. (2007) è stata studiata la distribuzione delle popolazioni di *C. cerdo* in due siti della Bassa Sassonia, al fine di comprendere le relazioni specie-habitat e le esigenze ecologiche della specie. I dati di presenza della specie sono stati ottenuti individuando i fori di uscita sugli alberi. Gli autori hanno esaminato più di 250 alberi, di cui 67, recentemente colonizzati dalla cerambice. I risultati del modello di idoneità ambientale a scala di albero, hanno mostrato parametri quali: l'insolazione, la presenza di linfa, lo spessore della corteccia e la distanza dal successivo albero colonizzato, come più attendibili rispetto a quelli a scala di paesaggio per poter prevedere la presenza di *C. cerdo*. Gli autori concludono che per



la sopravvivenza delle popolazioni di *C. cerdo* e di altre specie simili, le strategie di gestione forestale dovrebbero concentrarsi sul mantenimento di zone semi-aperte all'interno dei boschi (Ranius e Nilsson 1997, Buse et al. 2007). In Germania, dal 2016, viene applicato un protocollo di monitoraggio standard basato sull'analisi dei fori di uscita. L'attività sul campo per stimare le dimensioni delle popolazioni viene effettuata prima del periodo di volo dell'adulto, da settembre ad aprile dell'anno successivo, contando il numero di fori di uscita sugli alberi selezionati (per esempio  $N = 10$ ) per area. Il numero di alberi selezionati dipende dal numero di alberi colonizzati; nel caso in cui il numero di alberi idonei sia inferiore a sei, occorre selezionare tutti gli alberi (Schnitter 2006).

## Metodi

### I metodi testati durante il progetto MIPP

Durante il progetto MIPP, sono stati testati diversi protocolli di monitoraggio per *C. cerdo*: (i) Linfa artificiale, (ii) Trappole con esca, (iii) Raccolta di resti di predazione lungo transetti e (iv) Ricerca visiva di adulti (*Visual Encounter Surveys*, VES). A seguire la descrizione dei metodi:

#### *Linfa artificiale*

La manna, è la linfa estratta dalla corteccia di diverse specie di alberi appartenenti al genere *Fraxinus*, in particolare *F. ornus* (orniello). Molti insetti sapsilici (fra cui diversi cerambicidi) allo stadio adulto si nutrono di frutta matura e di linfa che fuoriesce dalla corteccia degli alberi (Nuemann 1985). Osservazioni riportate da Weckwerth (1954) e Döhring (1955), dimostrano come *C. cerdo* sia attratto dalla linfa delle querce. Come per le trappole con esca, l'utilizzo della manna si basa sul caratteristico odore di fermentazione sprigionato dalla linfa, con l'intento di imitare i componenti chimici che costituiscono la linfa delle querce.

Nel 2011, uno studio simile è stato condotto su *Lucanus cervus*, utilizzando linfa artificiale ottenuta da pezzi di corteccia di quercia trattati con l'attrezzatura necessaria per la preparazione casalinga del vino (Jansson 2011). Tuttavia, poiché la linfa del frassino è relativamente facile da reperire in commercio, nel presente lavoro si è deciso di utilizzare quest'ultima. La manna, generalmente venduta sotto forma di pezzi di media grandezza, è stata ridotta in frazioni più piccole con l'aiuto di un frullatore e successivamente disciolta in acqua, al fine di ottenere una soluzione di consistenza cremosa. La giusta consistenza è stata ottenuta miscelando 150 g di manna ridotta in piccoli pezzi in 60 cm<sup>3</sup> di acqua. La manna così ottenuta, è stata spalmata con l'aiuto di un pennello sulla corteccia degli alberi selezionati creando così "una stazione di nutrimento" per la specie target (Figura 2).



**Figura 2.** Manna spennellata sulla corteccia di un albero per creare una stazione di alimentazione per cerambicidi (Foto di L. Redolfi De Zan).

### *Trappole con esca*

Le trappole con esca utilizzate nel presente lavoro sono le stesse utilizzate da Campanaro et al. (2011a) per il monitoraggio di *Cerambyx cerdo* e da Bardiani et al. (2017a,





**Figura 3.** Base del barattolo superiore di una trappola modificata con una retina metallica, il coperchio è stato modificato con un imbuto per facilitare la caduta di insetti all'interno della trappola (Foto di M. Bardiani).

2017b) per *Lucanus cervus*. Queste trappole sono una versione modificata di quelle aeree, utilizzate per la prima volta da Allemand e Aberlenc (1991) per catturare coleotteri saproxilici e successivamente utilizzate per il monitoraggio di *C.cerdo* (Mason et al. 2002, Vrezec e Kapla 2007), *C. welensii* (Torres-Vila et al. 2012) e altri coleotteri.

Il metodo si basa sulla capacità attrattiva dell'esca (i.e. vino rosso + birra + banana schiacciata, che emette odore di fermentazione simile a quello della linfa degli alberi) contenuta in un recipiente cilindrico di plastica chiuso con un imbuto (Allemand e Aberlenc 1991). Al fine di prevenire la caduta degli individui all'interno del liquido attrattivo, le trappole sono state modificate (Campanaro et al. 2011a, Corezzola et al. 2012) inserendo una rete metallica a maglia fina (2x2 mm) tra due barattoli in plastica HDPE montati insieme, della capienza ciascuno di 1000 cm<sup>3</sup> (sulla base del barattolo superiore sono stati praticati dei fori di 76 mm di diametro con l'ausilio di un trapano). La rete metallica previene ogni contatto degli individui catturati con l'esca (Figura 3). Il barattolo inferiore contiene l'esca in forma liquida, quello superiore costituisce la camera di cattura. Il coperchio del barattolo superiore è stato modificato per permettere l'inserimento di un imbuto di plastica (diametro del coperchio: 10 cm; è stata praticata un'apertura di 4 cm di diametro). Sono state testate due differenti misture attrattive: (i) vino rosso, birra e banana schiacciata ( $R_w B_e B_a$ ), precedentemente testata da diversi autori (Allemand e Aberlenc 1991, Campanaro et al. 2011a) e (ii) vino rosso vino bianco e zucchero ( $R_w W_w S$ ) (suggerita da P. Rapuzzi, entomologo specialista di cerambicidi).



**Figura 4.** Trappole con esca installate a due altezze: **A** su un ramo oltre i 10 m di altezza **B** a livello del tronco (1,5–2 m di altezza) e **C** cattura di due *Cerambyx cerdo*. Nella figura **A** sono visibili le corde per abbassare e sollevare la trappola, rispettivamente una verde e una marrone. (Foto di M. Bardiani).

La miscela è stata preparata una settimana prima dell'installazione delle trappole. Un litro di miscela è composto al 50% da ciascuno dei due liquidi (vino rosso + birra oppure vino rosso + vino bianco), a cui viene aggiunto 220–330 g di banana o 220 g di zucchero. Il volume finale della miscela in ciascuna trappola, dopo l'aggiunta dello zucchero, è circa 500 cm<sup>3</sup>. Le trappole sono state posizionate a due altezze: sul tronco a circa 1,5–2 m per indagare il sottobosco e sui rami oltre i 10 m per indagare la chioma degli alberi (la forma compatta e il peso ridotto delle trappole permettono un facile sollevamento tra i rami) (Figura 4). Il posizionamento della trappola oltre i 10 m richiede l'utilizzo di una fionda forestale (BigShot, Sherrill tree) per il lancio della corda attorno a un ramo, alla quale viene successivamente legata la trappola. In questo modo la trappola viene sollevata in alto, un'altra corda viene legata alla base della trappola per poterla poi calare. Il controllo delle trappole è stato eseguito quotidianamente (per evitare la morte degli individui all'interno della trappola), durante la mattina (dalle 8:00 alle 13:00). Le trappole, attivate il lunedì, sono rimaste attive per 4 giorni e disattivate

il venerdì. Nelle trappole non sono stati montati pannelli per l'intercettazione e quindi la cattura passiva di *C. cerdo* e di altre specie, in quanto lo scopo di questo studio era valutare l'efficacia dell'esca utilizzata.

### ***Raccolta dei resti di predazione lungo transetti***

Questo metodo si basa sulla ricerca e la raccolta di resti di *C. cerdo* come viene fatto per il campionamento di *L. cervus* (Campanaro et al. 2011b, Harvey et al. 2011, Bardiani et al. 2017a). La raccolta di resti è stata effettuata lungo transetti di lunghezza standard di 500 m. Durante la ricerca, tutti i resti sono stati raccolti e conservati asciutti in bustine di carta. Su ciascuna bustina venivano riportati: la data, il codice di identificazione della bustina, il numero del transetto, il numero del settore, il numero di esemplari individuati fra i resti (il conteggio viene eseguito tenendo conto di tutte le parti del corpo ragionevolmente appartenenti a un solo esemplare) e la tipologia di resto raccolto (ad es. elitre, pronoto, capo, esemplari interi). Il metodo è descritto in dettaglio in Bardiani et al. (2017a).

### **VES**

Questo metodo è basato sulla ricerca visiva di adulti di *C. cerdo* sui tronchi (Figura 5). Il rilevamento viene effettuato nelle ore serali / notturne quando la specie è più attiva. Per questo motivo sono necessarie una lampada frontale (Tikka XP2, Petzl) e una torcia (Led Lenser M7R) per illuminare sia i tronchi sia le parti inferiori della chioma. I binocoli sono stati usati per controllare le parti più alte dell'albero. Le osservazioni sono state ripartite in due settori verticali in base all'altezza dal suolo: fino a 2 m e oltre 2 m. Nel caso in cui siano state rilevate più specie appartenenti al genere *Cerambyx*, gli individui non identificati sono stati indicati come *Cerambyx* sp.

### ***Piano di campionamento***

I metodi sopra esposti, sono stati testati in due aree di studio: Bosco della Fontana e Bosco della Mesola (Figura 6 e 7), entrambi situati nella valle del Po, nel 2014, 2015 e 2016 (vedi Carpaneto et al. 2017 in questo volume per la descrizione delle aree di studio).

La linfa artificiale è stata utilizzata solo nel 2015 a Bosco della Mesola, dal 25 maggio al 17 luglio (Tabella 1). Sono state create due tipi di "stazione di alimentazione": (i) sui tronchi di alberi potenzialmente idonei per la presenza di *C. cerdo* e (ii) sui tronchi di alberi privi di segni di presenza di *C. cerdo*. La manna è stata spennellata su querce appartenenti alle specie *Quercus ilex* e *Q. robur*, mentre l'idoneità dell'albero è stata stabilita in base ai seguenti indizi: vitalità dell'albero, grado di apertura della chioma, presenza dei fori di uscita, presenza di linfa emergente e stato della corteccia



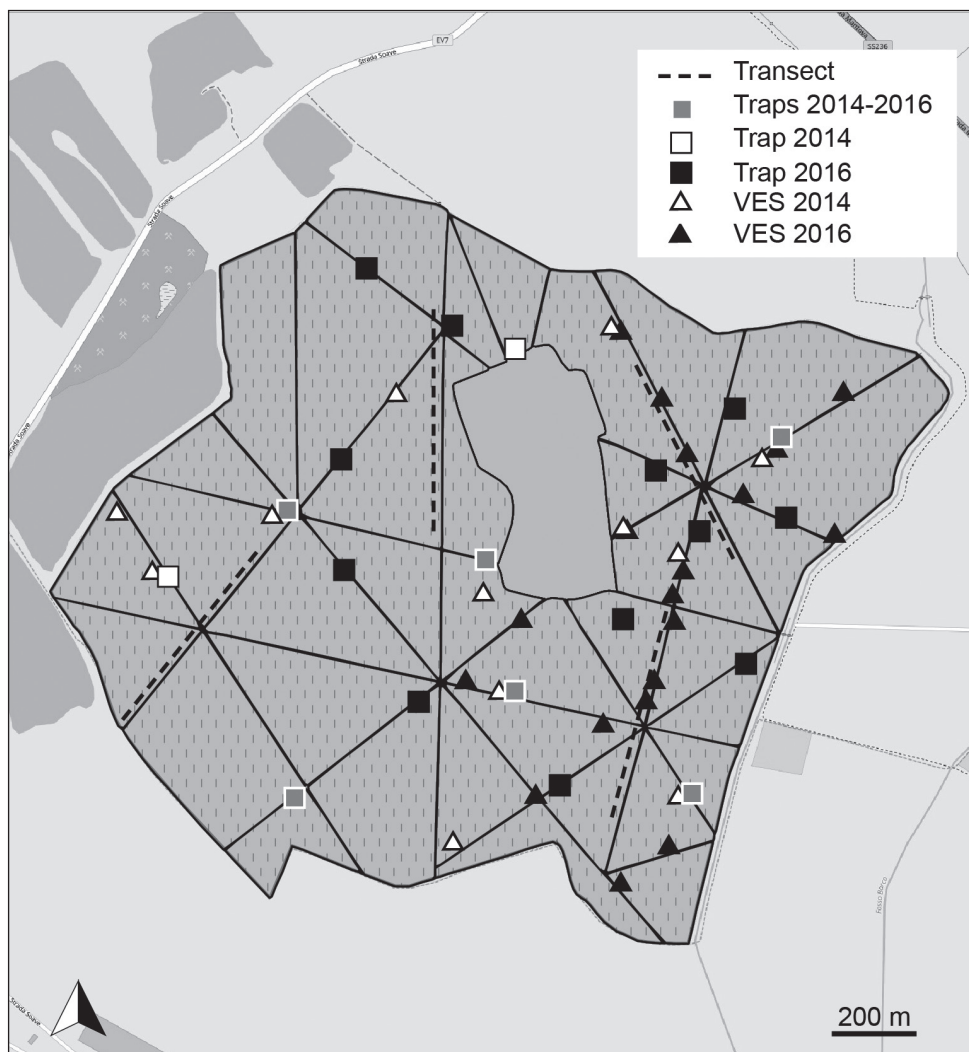


**Figura 5.** Un individuo di *Cerambyx cerdo* osservato su un albero selezionato per la ricerca visiva di adulti, VES (*Visual Encounter Surveys*) (Foto di S.G. Muñoz).

(Buse et al. 2007). Le stazioni di alimentazione sono state organizzate in 16 repliche: ogni replica costituita da entrambe le tipologie di stazione di alimentazione (complessivamente sono state selezionate 32 querce). Ogni replica è stata controllata una volta alla settimana (otto repliche martedì e otto giovedì) dalle 21:30 alle 22:30. Nel tardo pomeriggio (ore: 18:00-19:00), la manna di ogni stazione di alimentazione è stata inumidita spruzzando l'acqua su di essa, per aumentare la propagazione nell'aria del suo odore.

Il metodo delle trappole con esca è stato testato per diversi anni utilizzando un numero variabile di trappole nelle due aree studio (tabelle 1 e 2). Nel 2014, a Bosco della Fontana, sono state installate 48 trappole disposte in otto repliche, al fine di testare il grado di attrattività di diverse esche a differente altezza delle trappole dal suolo. Ogni replica consisteva di sei trappole, installate a coppia su tre querce (*Q. cerris* e/o *Q. robur*) con un diametro maggiore o uguale a 50 cm misurato a 130 cm dal suolo (breast height diameter DBH): una trappola è stata posizionata a livello della chioma, tra i 10 m e 20 m di altezza e un'altra più in basso (1,5-2 m di altezza) a livello del tronco. In ogni replica sono state testate due esche:  $R_w B_e B_a$  la prima coppia e  $R_w W_w S$  la seconda coppia (le trappole della terza coppia sono state lasciate vuote e usate come controllo). Le trappole sono state controllate per otto settimane dal 27 maggio al 18 luglio (Tabella 1). All'inizio di ogni settimana, all'interno di ciascuna replica, è stata invertita la posizione delle trappole. Nel 2015 le trappole sono state installate solo a Bosco della Mesola: complessivamente sono state installate 32 trappole su 16 alberi (*Q. ilex* e/o *Q. robur*), ponendo una coppia

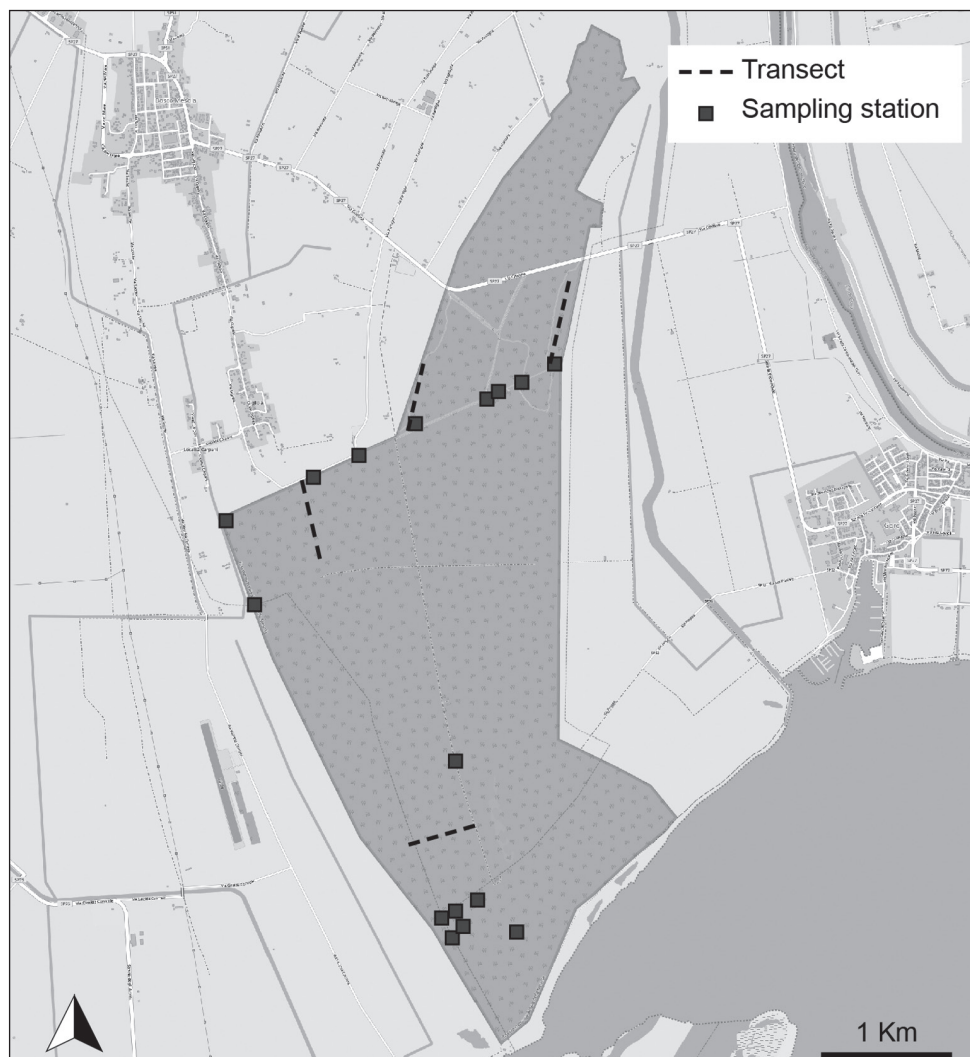




**Figura 6.** Mappa dell'area di studio Bosco della Fontana.

di trappole (alta e bassa) su ciascun albero. Le trappole sono state controllate per otto settimane, dal 25 maggio al 17 luglio (Tabella 1). L'unica esca utilizzata nel 2015 è stata  $R_w W_w S$  e la disposizione delle trappole è stata mantenuta la stessa durante tutto il campionamento (Tabella 2). All'inizio della quinta settimana (circa a metà campionamento), la miscela attrattiva è stata sostituita da una fresca.

Nel 2016 le trappole sono state installate al Bosco della Fontana. Complessivamente, 54 trappole sono state posizionate oltre i 10 m di altezza (nessuna trappola è stata installata ad altezza del tronco 1,5-2 m) e  $R_w W_w S$  è stata l'unica esca utilizzata. Le trappole, posizionate su *Q. cerris* e/o *Q. robur* con un DBH di almeno 50 cm, sono state organizzate in 18 repliche (3 trappole per replica). In ciascuna replica l'esca è stata



**Figura 7.** Mappa dell'area di studio Bosco della Mesola.

testata in tre diversi gradi di fermentazione (una per trappola): (i) la miscela non è mai stata sostituita durante la stagione di studio (ANC); (ii) la miscela è stata sostituita ogni tre settimane (B3Ws) e (iii) la miscela è stata sostituita ogni due settimane (C2Ws) (Tabella 2). Le trappole sono state controllate per sei settimane, tuttavia il campionamento è proseguito per due settimane supplementari dopo la 6<sup>a</sup> settimana, per studiare l'ultima parte della stagione in relazione alla fenologia della specie. Complessivamente 32 controlli sono stati effettuati dal 31 maggio al 22 luglio. Durante la stagione, la posizione delle trappole all'interno delle repliche non è mai stata cambiata.

La raccolta dei resti di predazione lungo il transetto è stata effettuata nel 2015 in entrambe le aree di studio, nel 2016 solo a Bosco della Fontana. In ogni area di studio

sono stati selezionati quattro transetti. In entrambi gli anni, presso Bosco della Fontana, i transetti sono stati gli stessi utilizzati per il monitoraggio di *L. cervus* (Bardiani et al. 2017a). Ogni transetto è stato monitorato una volta alla settimana.

Il metodo VES è stato applicato per tre anni (Tabella 1): 2014 e 2016 a Bosco della Fontana; 2015 a Bosco della Mesola. Nel 2014 sono state selezionate 16 querce (*Q. cerris* e/o *Q. robur*): otto vicino a quelle con le trappole e otto in altre aree della riserva. In accordo con Buse et al. (2007), le querce sono state selezionate come potenzialmente idonee per la colonizzazione da parte di *C. cerdo*, sulla base di almeno uno dei seguenti parametri: vitalità e apertura della chioma, presenza di fori di uscita, presenza di linfa emergente e stato della corteccia. Tutti gli alberi selezionati possedevano un DBH maggiore o uguale a 50 cm. Ogni albero è stato controllato in quattro diverse fasce orarie (9:00–11:00; 14:00–16:00; 19:00–21:00; 23:00–1:00), una volta alla settimana (due fasce orarie venivano coperte il martedì, le altre due il giovedì) dal 3 giugno al 16 luglio (Tabella 1). Nel 2015, a Bosco della Mesola sono state selezionate 16 querce (*Q. ilex* e/o *Q. robur*), seguendo gli stessi parametri per il 2014 (eccetto il diametro che solo in pochi alberi era superiore a 50 cm). Ogni albero è stato controllato una volta alla settimana (otto alberi martedì e gli altri otto giovedì) ma solo in un'unica fascia oraria (21:30–22:30), dal 25 maggio al 17 luglio (Tabella 1). Infine, nel 2016 a Bosco della Fontana, sono state selezionate 20 querce. Ogni albero è stato controllato una volta alla settimana (10 alberi martedì e 10 giovedì) in una sola fascia oraria (21:30–22:30), dal 31 maggio al 7 luglio (Tabella 1).

Per tutti i metodi, i parametri di idoneità di ogni albero sono stati registrati e riportati sui fogli di campo (Vedi Suppl. material 1).

## Analisi dei dati

Modelli di *Occupancy* sono stati applicati sui dati di cattura ottenuti utilizzando il metodo delle trappole con esca presso Bosco della Fontana; i metodi VES e la raccolta dei resti di predazione non hanno fornito dati sufficienti per consentire un'analisi statistica. Il test chi quadro è stato utilizzato per indagare le differenze tra il numero di femmine e maschi catturati; questa analisi è stata eseguita usando STATISTICA 7.0 (StatSoft Inc.) e fissando il livello di significatività per rigettare l'ipotesi nulla, pari a 0,05. Per quanto riguarda Bosco della Mesola, le attività di campionamento condotte non hanno determinato l'individuazione di *C. cerdo*.

## Modelli di Occupancy: chiusi vs aperti

Per verificare se la popolazione fosse aperta o chiusa, sono stati applicati modelli di *occupancy* che considerano una sola specie e una singola stagione, *single species, single season occupancy models* (MacKenzie et al. 2006; Kendall et al. 2013). Nei modelli applicati, sono stati stimati i seguenti parametri: la probabilità di cattura costante, *capture*

**Tabella 1.** Piano di campionamento a Bosco della Fontana (BF) e Bosco della Mesola (BM) durante i tre anni di monitoraggio. N = numero di transetti o trappole; C = numero di controlli; \* numero di controlli per ciascun transetto.

| Area | Metodo            | 2014 |    |           | 2015 |     |           | 2016 |    |          |
|------|-------------------|------|----|-----------|------|-----|-----------|------|----|----------|
|      |                   | N    | C  | Date      | N    | C   | Date      | N    | C  | Date     |
| BF   | Trappole con esca | 48   | 32 | 27,5–18,7 | -    | -   | -         | 54   | 24 | 31,5–8,7 |
|      | Resti             | -    | -  | -         | 4    | 10* | 20,5–22,7 | 4    | 7* | 1,6–14,7 |
|      | VES               | 16   | 7  | 3,6–16,7  | -    | -   | -         | 20   | 6  | 31,5–7,7 |
| BM   | Linfa artificiale | -    | -  | -         | 32   | 8   | 25,5–17,7 | -    | -  | -        |
|      | Trappole con esca | -    | -  | -         | 32   | 32  | 25,5–17,7 | -    | -  | -        |
|      | Resti             | -    | -  | -         | 4    | 8*  | 25,5–17,7 | -    | -  | -        |
|      | VES               | -    | -  | -         | 16   | 8   | 25,5–17,7 | -    | -  | -        |

**Tabella 2.** Descrizione delle tipologie e del numero di trappole utilizzate nelle due aree di studio, Bosco della Fontana (BF) e Bosco della Mesola (BM), durante i tre anni di monitoraggio. Esche:  $R_w B_e B_a$  (vino rosso, birra, banana);  $R_w W_w S$  (vino rosso, vino bianco, zucchero); Controllo (trappole vuote utilizzate come controllo). Altezza alla quale sono state installate le trappole: Alta (oltre 10 m), Bassa (1,5–2,0 m). Variazione nel grado di fermentazione della miscela: mai (miscela mai cambiata durante la stagione); 3 settimane e 4 settimane (la miscela è stata cambiata una volta durante la stagione: dopo tre o quattro settimane); 2 settimane (miscela cambiata due volte durante la stagione: ogni 2 settimane).

| Esca          | Altezza | Grado di Fermentazione | BF   |      | BM   |
|---------------|---------|------------------------|------|------|------|
|               |         |                        | 2014 | 2016 | 2015 |
| $R_w B_e B_a$ | Alta    | Mai                    | 8    | -    | -    |
|               | Bassa   | Mai                    | 8    | -    | -    |
| $R_w W_w S$   | Alta    | Mai                    | 8    | 18   | -    |
|               |         | 4 settimane            | -    | -    | 16   |
|               |         | 3 settimane            | -    | 18   | -    |
|               |         | 2 settimane            | -    | 18   | -    |
|               | Bassa   | Mai                    | 8    | -    | -    |
|               |         | 4 settimane            | -    | -    | 16   |
|               |         | 3 settimane            | -    | -    | -    |
|               |         | 2 settimane            | -    | -    | -    |
| Controllo     | Alta    | -                      | 8    | -    | -    |
|               | Bassa   | -                      | 8    | -    | -    |

*probability constant* ( $\hat{p}$ , in cui la probabilità di rilevamento della specie, *detection probability*, rimane costante nel tempo, cioè tra i controlli); la completa dipendenza dal tempo, *full time* ( $p_t$ , la probabilità di rilevamento della specie varia tra i controlli); la dipendenza entro un determinato intervallo di tempo, *constrained time dependence* ( $p_c$ , vale a dire che la probabilità di rilevamento della specie entro determinati intervalli di tempo, differisce dalla probabilità di rilevare la specie prima e dopo gli intervalli di tempo considerati). I modelli chiusi considerano la probabilità di rilevamento della

specie costante o dipendente dal tempo (*full time*). I modelli *constrained time dependence* prendono in considerazione la probabilità di ingresso di nuovi individui, *entry probability* ( $e$ ), cioè l'immigrazione e/o la nascita di nuovi individui e la probabilità di partenza degli individui, *departure probability* ( $d$ ), vale a dire la morte e/o l'emigrazione degli individui. Per questa analisi è stato utilizzato il set aggregato di dati, ottenuto da tutte le trappole durante l'intero periodo di studio per il 2014 e il 2016.

### ***Modelli di Occupancy multi method***

L'effetto sulle catture di *C. cerdo*, dato dai diversi attrattivi utilizzati nelle trappole e dall'altezza della trappola al di sopra del suolo, sono stati testati nel 2014. Nel 2016, sulla base dei risultati ottenuti nel 2014, sono state installate solo le trappole con l'esca e l'altezza che avevano dato risultati migliori. Invece, nel 2016 sono stati testati differenti gradi di fermentazione dell'esca. Modelli di *occupancy multi method* che considerano singole specie e singole stagioni sono stati applicati per determinare la probabilità di rilevare la specie ( $p$ ), per ogni metodo di campionamento ( $\psi$ ) (Nichols et al. 2008). Nei modelli, la probabilità di rilevare la specie è stata calcolata come: costante rispetto al tempo, alle differenti esche o al grado di fermentazione ( $p$ ); indipendente dal tempo ma differente tra le esche o il grado di fermentazione ( $p_j$ ); dipendente dal tempo ma non differente tra le esche o il grado di fermentazione ( $p_t$ ); considerando l'effetto additivo del metodo di campionamento (esche o gradi di fermentazione) e del tempo ( $p_{s+t}$ ). L'*occupancy* su piccola scala, che corrisponde alla presenza della specie nell'area campionata, è stata calcolata nei modelli sia come indipendente dal tempo ( $\theta$ ) che dipendente dal tempo ( $\theta_t$ ). Per questi modelli, sono stati utilizzati i dati delle trappole con diverse esche e disposte ad altezze diverse per il 2014, e i dati di trappole con diversi stati di fermentazione dell'esca per il 2016. Entrambi i set di dati si riferiscono all'intervallo di tempo tra la prima e l'ultima cattura di ogni periodo di studio. In particolare, per il 2016, sono state considerate solo le catture comprese tra il 13° e 24° controllo. Infatti, solo dal 13° controllo in poi, le esche ANc e B3Ws presentavano un grado di fermentazione tale da consentire un confronto significativo.

### ***Effetti delle covariate***

Modelli di *occupancy* che considerano una sola specie e una singola stagione (MacKenzie et al. 2006, Kendall et al., 2013) sono stati applicati per testare l'effetto delle covariate del sito sulle catture di *C. cerdo*. Nel 2014 sono state registrate due covariate per sito: il Diametro dell'albero (TD) misurato a 130 cm di altezza e la Specie dell'albero (TS), *Q. cerris* o *Q. robur*. Nel 2016 è stata registrata una sola covariata per sito: il numero di alberi idonei vicini a quelli selezionati per l'installazione della trappola, *Number of Suitable Neighbourhoods* (NSN). L'entità dell'effetto di ciascuna covariata è stata valutata come costante ( $p_{SURVEY\ COVARIATE}$ ) o dipendente dal tempo ( $pt_{SURVEY\ COVARIATE}$ ). La relazione



tra le covariate registrate e l'*occupancy* ( $\psi$ ) di *C. cerdo* è stata indagata per i dati del 2014 con modelli polinomiali di primo e secondo ordine, considerando l'effetto delle singole covariate (TD; TS; TD + TD<sup>2</sup>; TS + TS<sup>2</sup>), l'effetto additivo (TD + TS; TD + TD<sup>2</sup> + TS + TS<sup>2</sup>) e gli effetti moltiplicativi (TD \* TS; TD + TD<sup>2</sup> \* TS + TS<sup>2</sup>). Per i dati del 2016, sono stati considerati solo i modelli polinomiali di prima ordine (NSN). Per valutare l'effetto delle covariate, è stato considerato per il 2014 il set di dati proveniente dalle trappole innescate con la migliore esca e collocate alla migliore altezza, per il 2016 quello proveniente dalle trappole con il miglior grado di fermentazione dell'esca. Entrambi i set di dati si riferiscono all'intervallo di tempo tra la prima e l'ultima cattura di *C. cerdo*.

I modelli sono stati classificati sulla base del loro valore di AIC (Akaike Information Criterion), collocando ai primi posti modelli con un basso valore AIC (maggior supporto statistico) (Burnham e Anderson 2002). Le analisi sono state eseguite usando il programma PRESENCE (Hines e MacKenzie 2004).

Lo sforzo di campionamento necessario per ottenere una stima dell'Errore Standard (SE) pari a 0.05 per il calcolo dell'*occupancy estimator*, è stato valutato in base all'equazione di MacKenzie e Royle (2005), dati  $\psi$  e  $p$ , il valore di  $s$  (numero di siti da indagare, in questo caso il numero di trappole) e  $K$  (numero di controlli):

$$var(\hat{\psi}) = \frac{\psi}{s} \left[ (1 - \psi) + \frac{(1 - p^*)}{p^* - Kp(1 - p^*)^{K-1}} \right]$$

Dove  $p^* = 1 - (1 - p)^K$  è la probabilità di individuare la specie almeno una volta durante i controlli  $K$ , in un sito occupato.

Lo scopo di questa analisi, è stato quello di determinare i valori di  $s$  e  $K$  per stimare la *occupancy* ( $\psi$ ) considerando il livello di precisione desiderato, utilizzando differenti trappole. I valori di  $\psi$  e  $p$  nell'equazione, sono quelli risultanti dal miglior modello precedentemente selezionato.

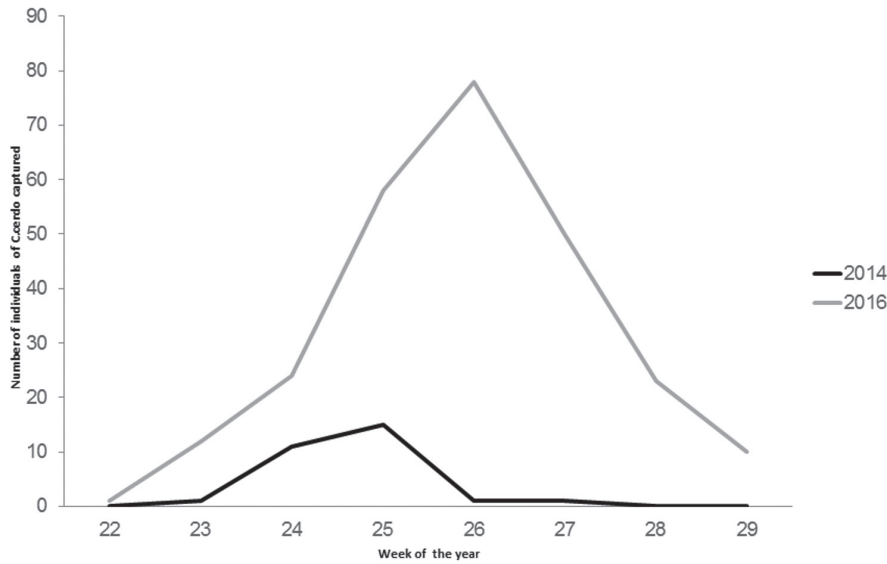
## Risultati e discussione

### Dati relativi alle catture

Nel 2014, il metodo VES non ha fornito osservazioni di *C. cerdo* mentre le trappole con esca hanno permesso di ottenere 29 catture di 28 individui, senza alcuna differenza significativa tra le femmine (16) e i maschi (13) catturati ( $\chi^2_1 = 0,31$ ;  $p > 0,05$ ); nessun individuo è stato trovato morto all'interno delle trappole. Nel 2015, la raccolta dei resti, unico metodo applicato, ha fornito tre campioni. Nel 2016, con il metodo VES sono stati avvistati quattro individui mentre la raccolta dei resti ha fornito tre esemplari di *C. cerdo*. Le trappole con esca hanno catturato 256 individui, senza alcuna differenza significativa tra le femmine (115) e i maschi (141) catturati ( $\chi^2_1 = 1,32$ ;  $p > 0,05$ ); cinque individui sono stati trovati morti all'interno delle trappole. La Tabella 3 mostra l'andamento delle catture con le trappole a Bosco della Fontana.

**Tabella 3.** Sommario dei dati di cattura di *Cerambyx cerdo* registrati nel 2014 e 2016 a Bosco della Fontana, utilizzando trappole innescate con differenti attrattivi ( $R_w B_e B_a$  = vino rosso, birra, banana;  $R_w W_w S$  = vino rosso, vino bianco, zucchero), con diverso grado di fermentazione (mai = miscela mai cambiata nel periodo di confronto; 2 settimane = miscela cambiata ogni 2 settimane, cioè due volte; 3 settimane = miscela cambiata ogni 3 settimane, cioè una volta; oltre = miscela mantenuta oltre il periodo di confronto) e installate a diverse altezze (alta = 10 m; bassa = 1,5-2 m).

| Anno | Esca          | Grado di fermentazione | Alta | Bassa |
|------|---------------|------------------------|------|-------|
| 2014 | $R_w B_e B_a$ | mai                    | 3    | 0     |
|      | $R_w W_w S$   | mai                    | 21   | 5     |
|      | Controllo     | -                      | 0    | 0     |
| 2016 | $R_w W_w S$   | 2 settimane            | 74   | -     |
|      | $R_w W_w S$   | 3 settimane            | 50   | -     |
|      | $R_w W_w S$   | mai                    | 100  | -     |
|      | $R_w W_w S$   | oltre                  | 32   | -     |



**Figura 8.** Fenologia di *Cerambyx cerdo* durante le stagioni di campionamento 2014 e 2016 a Bosco della Fontana.

La fenologia della specie per entrambi gli anni è mostrata in Figura 8. Nel 2014, la prima cattura è stata registrata il 6 giugno (23<sup>a</sup> settimana dell’anno), mentre l’ultima cattura il primo luglio (27<sup>a</sup> settimana dell’anno). Nel 2016, la prima cattura è stata registrata il 3 giugno (22<sup>a</sup> settimana dell’anno) mentre l’ultima il 22 luglio (29<sup>a</sup> settimana dell’anno).

## Occupancy model

### *Chiusi vs aperti*

Per entrambi gli anni, i modelli che considerano la probabilità di rilevare la specie entro un determinato intervallo di tempo, *constrained time dependence*, sono risultati fortemente supportati (Tabella 4, chiusi vs aperti). In entrambi gli anni, i valori più alti di probabilità di immigrazione/nascita di nuovi individui ( $e$ ) sono stati rilevati all'interno del periodo di campionamento considerato, mentre valori più alti di probabilità di emigrazione/morte degli individui ( $d$ ) sono stati riscontrati al di fuori del periodo di campionamento considerato (Tabella 5).

### *Modelli di Occupancy multi method*

Nel 2014, l'attrattivo ( $R_w W_w S$ ) e la posizione (altezza dal suolo) delle trappole hanno influenzato fortemente le probabilità di cattura di *C. cerdo* (Tabella 4). Le probabilità di cattura stimate, sono riportate in Tabella 6. Nel 2016, il grado di fermentazione dell'esca ha influenzato fortemente la probabilità di cattura (Tabella 4). Le trappole innescate con l'attrattivo che non è stato mai cambiato, hanno riportato il valore più elevato di probabilità di cattura:  $A_N 0.26 \pm 0.03$ ,  $B3_{ws} 0.16 \pm 0.03$ ,  $C2_{ws} 0.16 \pm 0.03$  (valori ottenuti dal modello migliore  $\psi$ ,  $\theta$ ,  $p$ , della Tabella 4, Anno 2106, *Multi method*).

### *Effetti delle covariate*

I modelli di *occupancy* chiusi, sono stati quelli maggiormente supportati nel 2014, considerando le catture di *C. cerdo* comprese tra i controlli 8-16 (prima e ultima e cattura) all'interno delle trappole innescate con la migliore esca ( $R_w W_w S$ ) e installate alla posizione migliore (alta). Le stime dell'influenza delle covariate sulla probabilità di rilevare la specie suggeriscono un effetto interattivo tra TS e TD ( $w_{TS \cdot TD} = 0.32$ ) (Tabella 4, *effetti delle covariate*; figura 9). Nel 2016, la probabilità di rilevare la specie, non risulta influenzata dalla NSN (Tabella 4, *effetti delle covariate*). Per ottenere una stima del parametro  $\psi$  con un SE pari a 0,05, utilizzando i valori di  $p$ , ottenuti con le trappole posizionate in alto, innescate con  $R_w W_w S$ , in cui la miscela non è stata mai cambiata, è sufficiente utilizzare 10 trappole controllate 15 volte durante il periodo di campionamento. In altre parole, 10 trappole controllate 15 volte durante il periodo di campionamento sono sufficienti per rilevare la specie con un alto grado di attendibilità (SE = 0,05) se la specie è presente nell'area.

Sono stati considerati: modelli di *occupancy* su larga scala ( $\psi$ ), su piccola scala ( $\theta$ ), probabilità di rilevamento della specie ( $p$ ), probabilità di ingresso di nuovi individui ( $e$ ) e probabilità di partenza degli individui ( $d$ ). Limiti, *constraints*:  $c$  = dipendenza entro un determinato intervallo di tempo (la  $p$  tra la prima e l'ultima cattura è diversa da quella

**Tabella 4.** Sintesi dei modelli plausibili ( $\Delta AIC < 2$ ) ottenuti dalla selezione dei modelli per *Cerambyx cerdo*. I dati di cattura/non cattura sono stati registrati durante lo studio di due anni effettuato a Bosco della Fontana tra il 2014 e il 2016.

| Anno | Analisi                  | Modello                 | <i>K</i> | -2Log( <i>L</i> ) | $\Delta AIC$ | <i>w</i> |
|------|--------------------------|-------------------------|----------|-------------------|--------------|----------|
| 2014 | Modelli chiusi vs aperti | $\psi, e_c, d_c, p_c$   | 6        | 89,74             | 0,00         | 0,53     |
|      | Multi method Alta        | $\psi, \theta, p_s$     | 5        | 91,37             | 0,00**       | 0,98     |
|      | Multi method Bassa       | $\psi, p$               | 2        | 51,31             | 0,00**       | 0,49     |
|      |                          | $\psi, \theta, p_s$     | 5        | 38,77             | 0,76**       | 0,33     |
|      | Effetto delle covariate  | $\psi_{TS+TD}, p$       | 2        | 65,09             | 0,00         | 0,32     |
|      |                          | $\psi, p$               | 3        | 63,73             | 0,64         | 0,23     |
|      |                          | $\psi_{TD}, p$          | 3        | 64,33             | 1,24         | 0,17     |
|      |                          | $\psi_{TS+TD}, p$       | 4        | 62,68             | 1,59         | 0,14     |
|      |                          | $\psi_{TS}, p$          | 3        | 64,80             | 1,71         | 0,13     |
| 2016 | Modelli chiusi vs aperti | $\psi, e_c, d_c, p_c$   | 6        | 574,35            | 0,00         | 0,60     |
|      | Multi method             | $\psi, \theta, p_s$     | 5        | 603,68            | 0,00         | 0,50     |
|      |                          | $\psi, \theta, p_{sst}$ | 16       | 581,94            | 0,26         | 0,44     |
|      | Effetto delle covariate  | $\psi, p_t$             | 13       | 209,96            | 0,00         | 0,80     |

**Tabella 5.** Per i modelli migliori sono riportate le stime di probabilità di immigrazione/nascita di nuovi individui (*e*) e probabilità di emigrazione/morte (*d*) e gli errori standard associati (SE). *w* rappresenta il peso del modello, *Akaike weight*. La probabilità di rilevare/ non rilevare (*p*) la specie è riportata per il 2014 e per il 2016.

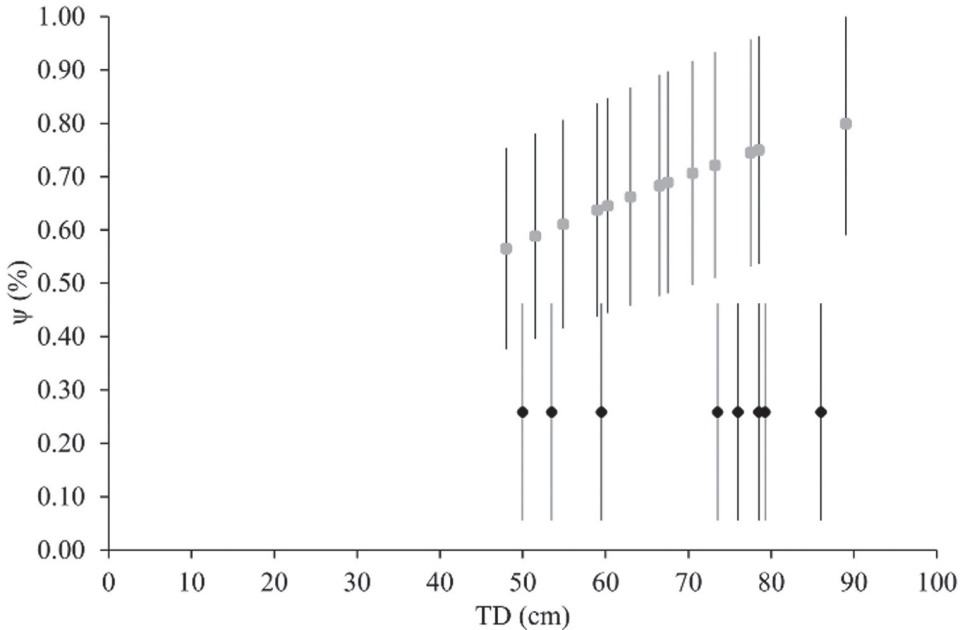
| Anno | Modello               | <i>w</i> | Intervallo di tempo considerato (controlli) | <i>e</i> (SE) | <i>d</i> (SE) |
|------|-----------------------|----------|---------------------------------------------|---------------|---------------|
| 2014 | $\psi, e_c, d_c, p_c$ | 0,53     | 1-4                                         | 0,00 (0,00)   | 1,00 (0,00)   |
|      |                       |          | 5-26                                        | 0,32 (0,13)   | 0,15 (0,07)   |
|      |                       |          | 27-31                                       | 0,00 (0,00)   | 1,00 (0,00)   |
| 2016 | $\psi, e_c, d_c, p_c$ | 0,6      | 1-3                                         | 0,00 (0,00)   | 1,00 (0,00)   |
|      |                       |          | 4-32                                        | 0,14 (0,03)   | 0,03 (0,01)   |

**Tabella 6.** Sono riportate le stime di probabilità di rilevare/ non rilevare (*p*) la specie per *C. cerdo* e gli errori standard associati (SE) per i modelli migliori ottenuti per le trappole (Con = controllo; R<sub>w</sub>B<sub>e</sub>B<sub>a</sub> = vino rosso, birra, banana; R<sub>w</sub>W<sub>w</sub>S = vino rosso, vino bianco, zucchero) a diverse altezze (alta = 10-20 m; bassa = 1,5–2 m). *w* è il peso del modello *Akaike weight*. I dati, sono stati registrati durante i campionamenti con 48 trappole effettuati presso Bosco della Fontana tra maggio e luglio 2014.

| Trappola | Modello             | <i>W</i> | $\hat{p}_{Con}$ (SE) | $\hat{p}_{RwBeBa}$ (SE) | $\hat{p}_{RwWwS}$ (SE) |
|----------|---------------------|----------|----------------------|-------------------------|------------------------|
| Alta     | $\psi, \theta, p_s$ | 0.98     | 0,00 (0,00)          | 0,05 (0,03)             | 0,31 (0,09)            |
| Bassa    | $\psi, \theta, p_s$ | 0.49     | 0,03 (0,03)          | 0,03 (0,03)             | 0,03 (0,03)            |

\* Le stime dei parametri riportati, sono i valori medi tra le stime di probabilità di rilevare/ non rilevare la specie per ogni controllo giornaliero.

osservata nelle altre settimane), <sub>s</sub> = metodi applicati, cioè esche o gradi di fermentazione, <sub>t</sub> = completa dipendenza dal tempo. Covariate del sito: TD = diametro dell'albero; TS = specie di albero; \* = Effetto interattivo; + = Effetto additivo. Covariate del campionamento:



**Figura 9.** Stima della *occupancy probability* ( $\psi$ ) in relazione alla specie di albero (grigio scuro = *Quercus cerris*; grigio chiaro = *Quercus robur*) e diametro dell'albero (TD). Le barre verticali mostrano l'errore standard (SE). I dati relativi alla probabilità di rilevare/ non rilevare la specie sono stati registrati durante il campionamento con le trappole esca effettuato a Bosco della Fontana nel 2014 da Maggio a Luglio.

RH = umidità relativa; TE = temperatura. COVARIATE + COVARIATE2 = rapporto polinomiale di secondo ordine.  $K$  rappresenta il numero di parametri nel modello,  $w$  peso del modello, *Akaike weight* e  $-2\text{Log}(L)$  è due volte il valore negativo del *log-likelihood*. Per ciascun modello sono stati calcolati i criteri di informazione di Akaike, *Akaike Information Criteria* ( $\Delta\text{AIC}$ ). Il \*\* indica l'utilizzo del *Quasi-Akaike Information Criteria* ( $\Delta\text{QAIC}$ ); l'AIC modificato per *over dispersion* (Burnham e Anderson 2002).

## Il metodo standard per il monitoraggio di *Cerambyx cerdo*

### *Descrizione del metodo di monitoraggio proposto*

In relazione ai risultati ottenuti, viene di seguito proposto il metodo standard per il monitoraggio di *C. cerdo* basato sull'utilizzo delle trappole con esca, seguito da alcune considerazioni pratiche. Le trappole innescate con vino rosso, vino bianco e zucchero posizionate oltre 10 metri di altezza, sono risultate il metodo migliore per individuare la specie a Bosco della Fontana. Le variabili ambientali maggiormente correlate con le catture di *C. cerdo* sono risultate il diametro dell'albero ( $\geq 50$  cm) e la specie (*Q. robur*). A Bosco della Fontana querce e carpini, *Q. robur*, *Q. cerris* e *C. betulus*, rappresentano



le specie dominanti, per cui la scelta dell'albero per il posizionamento della trappola dovrebbe essere effettuata tenendo conto delle preferenze di *C. cerdo* nell'area di studio (Weckwerth 1954, Döhning 1955, Neuman 1985). In particolare, la selezione dell'albero per l'installazione della trappola, dovrebbe essere guidata dalle seguenti considerazioni: (i) ricerca di querce con diametri maggiori tra quelli disponibili (almeno 50 cm se possibile), (ii) querce vive o parzialmente morte con segni di marcescenza a livello del tronco o dei rami e una chioma sofferente ma ancora vitale, (iii) ricerca di alberi colonizzati, con fori recenti, caratterizzati da rosime legnoso rossiccio.

Un albero parzialmente morto e idoneo al monitoraggio, dopo alcuni anni potrebbe non esserlo più, in quanto il graduale processo di deperimento del legno lo condurrà alla morte. Quindi, nella predisposizione di un piano di monitoraggio a lungo termine, è importante tenere a mente che l'albero inizialmente selezionato dovrà essere sostituito da altri alberi che diventeranno idonei negli anni futuri in seguito all'innescarsi di processi di deperimento del legno. In caso di tagli obbligatori, il processo di selezione degli alberi, dovrebbe quindi coordinarsi con il piano di monitoraggio a lungo termine in atto e, di conseguenza, con i cambiamenti ai quali gli alberi vanno incontro, per pianificare la gestione delle foreste e proteggere la biodiversità.

L'analisi statistica di questo lavoro ha dimostrato che, sebbene la probabilità di rilevare *C. cerdo* non sia risultata influenzata dal numero di alberi idonei vicini, ciò potrebbe essere dovuto all'omogeneità della foresta di Bosco della Fontana, caratterizzata da numerose querce idonee per *C. cerdo*. Pertanto, in una foresta caratterizzata da una maggiore eterogeneità in termini di struttura e composizione arborea, è opportuno selezionare alberi di grandi dimensioni, parzialmente morti, ed inserirli nel piano di monitoraggio a lungo termine.

Come spiegato nel piano di campionamento, la trappola consiste di due barattoli: quello inferiore contenente l'esca in forma liquida, e quello superiore, la camera di cattura. I due contenitori sono separati da una rete metallica per assicurare la sopravvivenza degli esemplari nella trappola evitando qualsiasi contatto con il liquido. Ogni litro di miscela è costituito dal 50% di vino rosso e dal 50% di vino bianco (500 cm<sup>3</sup> ciascuno) con l'aggiunta di 220 g di zucchero. La miscela deve essere preparata una settimana prima dell'installazione delle trappole per ottenere un'esca con un certo grado di fermentazione e consentire allo zucchero di dissolversi completamente nella miscela. Come dimostrato, la trappola la cui miscela non è stata mai cambiata durante il campionamento, è risultata quella che ha registrato il maggior numero di catture, rispetto alle altre sostituite rispettivamente ogni tre e due settimane. Pertanto, durante l'intero periodo di campionamento, la miscela non deve mai essere cambiata, tranne nei casi in cui scenda sotto il livello di 500 cm<sup>3</sup> a causa dell'evaporazione. Si raccomanda di controllare attentamente le trappole esposte al sole, può essere utile in questo caso, indicare con un pennarello sul contenitore, il livello che il liquido deve raggiungere per permetterne un rapido controllo quotidiano. Nell'area di studio, le trappole devono essere posizionate, almeno per la prima volta, alle due diverse altezze: a livello del tronco, circa 1,5–2 m di altezza (trappola bassa) e su rami oltre i 10 m (trappola alta). Infatti, come spiegato nel

piano di campionamento, nel 2014, le trappole sono state posizionate sia a livello del tronco che sui rami. Solo in seguito, a causa del basso numero di catture registrato nelle trappole basse, nel 2016 a Bosco della Fontana, sono state installate solo le trappole alte. Ipotizziamo che il basso numero di catture di *C. cerdo* registrato nelle trappole basse a Bosco della Fontana, possa essere dovuto alla condizione altamente ombreggiata del sottobosco. Questa ipotesi risulterebbe in accordo con il basso numero di fori di uscita di *C. cerdo* individuati alla base del tronco, a differenza di quanto osservato sui rami più alti caduti a terra in questa area di studio (osservazione personale degli autori).

La posizione di ogni coppia di trappole (bassa e alta) deve essere tale da facilitare l'installazione e il controllo, soprattutto per quelle alte. E' importante installare le trappole su alberi idonei lungo strade forestali, evitando terreni ripidi. Come spiegato nel piano di campionamento, per l'installazione della trappola alta è necessario l'utilizzo di una fionda forestale (*BigShot by Sherrill tree*) per il lancio della corda al quale viene poi legata la trappola stessa. L'operazione di lancio richiede una certa quantità di spazio libero intorno all'operatore, quindi in presenza di una foresta molto fitta, la selezione di alberi lungo le strade forestali o sentieri facilita le operazioni di installazione e successivo controllo della trappola alta.

Affinché i dati raccolti applicando il protocollo standard di monitoraggio (Tabella 7) forniscano informazioni attendibili su eventuali variazioni nell'abbondanza locale della popolazione di *C. cerdo* e possano essere confrontati negli anni, il protocollo deve essere ripetuto senza alcuna modifica nella sua applicazione. In ogni area devono essere selezionati 10 alberi; si suggerisce di mantenere tra essi una distanza di almeno 100 m e di installare su ciascun albero una coppia di trappole (una bassa e una alta). Nel caso di boschi di piccola estensione o con pochi alberi idonei ( $n < 10$ ), si dovrebbe ridurre il numero di coppie di trappole e/o la distanza tra gli alberi. Le trappole devono essere controllate quotidianamente, preferibilmente al mattino (dalle 8.00 alle 11.00), tre volte alla settimana per cinque settimane. Le trappole dovrebbero essere attivate il lunedì, rimanere attive fino a giovedì ed essere disattivate venerdì dopo il controllo. Dopo l'ultimo controllo, le trappole devono essere disattivate temporaneamente, rimuovendo il coperchio modificato con l'imbuto e chiudendo il contenitore con un coperchio integro. La durata di ogni sessione (controllo di dieci trappole, alte e basse) dipende dal numero di individui catturati e dalla distribuzione delle trappole nell'area di studio; indicativamente, dovrebbero essere sufficienti due ore per ogni sessione di controllo.

I risultati dimostrano che l'applicazione del protocollo proposto in termini di numero di trappole e numero di controlli, permette di rilevare la specie con un errore standard pari a 0,05. Inoltre, sulla base dei dati fenologici, l'inizio del monitoraggio dovrebbe avvenire con l'inizio della 23<sup>a</sup> settimana dell'anno e terminare alla fine della 27<sup>a</sup> (orientativamente tra le fine di giugno e l'inizio di luglio). Tale periodo dovrebbe essere adattato in base a conoscenze pregresse a scala locale, sulla fenologia di *C. cerdo*. Qualora tale informazione non fosse disponibile (o non potesse essere dedotta dai dati di letteratura disponibili), esclusivamente per il primo anno

**Tabella 7.** Sommario del protocollo di monitoraggio per *Cerambyx cerdo*

| Protocollo di monitoraggio              |                                                                                                           |
|-----------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Metodo                                  | Trappole con esca                                                                                         |
| Numero di alberi                        | 10                                                                                                        |
| Numero di trappole                      | 20 trappole per ogni area di studio                                                                       |
| Posizionamento delle trappole           | Su alberi lungo strade forestali o sentieri                                                               |
| Posizionamento sull'albero              | Una trappola sul tronco (1,5–2 m di altezza); l'altra sui rami (oltre i 10 m di altezza)                  |
| Distanza tra gli alberi con le trappole | Almeno 100 m                                                                                              |
| Periodo di monitoraggio                 | Giugno - Luglio                                                                                           |
| Numero di settimane                     | 5                                                                                                         |
| Numero di sessioni                      | 15                                                                                                        |
| Frequenza delle sessioni                | Tre a settimana                                                                                           |
| Orario giornaliero                      | 8:00–11:00                                                                                                |
| Numero di operatori                     | 2                                                                                                         |
| Ore per persona                         | 40 ore/persona                                                                                            |
| Equipaggiamento                         | Cartellina appunti, foglio di campo, matita, GPS, corda, due barattoli di ricambio, bottiglie con miscela |



**Figura 10.** Un individuo di *Cerambyx cerdo* catturato con una trappola esca sulla cui elitra è stato attaccata con la colla un'etichetta numerica per il riconoscimento (Foto di M. Badiani).

di monitoraggio si raccomanda di anticipare l'inizio del monitoraggio alla 21<sup>a</sup> settimana dell'anno.

Il metodo standard descritto si basa esclusivamente sulla conta degli individui di *C. cerdo* catturati. Se si vogliono analizzare aspetti aggiuntivi della popolazione locale (per esempio la dimensione della popolazione, la durata della vita adulta, ecc.), il protocollo di monitoraggio proposto può essere integrato con l'applicazione del protocollo di cattura - marcaggio - ricattura. Durante il lavoro sul campo all'interno del progetto MIPP, questa tecnica è stata applicata con l'utilizzo di piccole etichette numerate, usate per le api regina (<http://www.enolapi.net/wordpress/prodotti/bollini-segnare-le-regine/>) e incollate all'elitra degli adulti con Loctite Super Attack Power Flex Gel (Figura 10).

### **Protocollo, materiali e attrezzature**

Il primo step per l'applicazione del protocollo standard di monitoraggio prevede la selezione dell'albero su cui verrà installata la coppia di trappole, una volta selezionato l'albero idoneo secondo le caratteristiche sopra descritte (DBH > 50 cm, vivo o parzialmente morto e con segni di presenza di *C. cerdo*), l'albero deve essere identificato con un codice numerico univoco e georeferenziato con un GPS. Durante la selezione degli alberi, è importante posizionare le corde per l'installazione delle trappole oltre i 10 m sui rami più alti, come descritto nel piano di campionamento, in modo da poter valutare subito se l'albero selezionato è idoneo per l'installazione della trappola alta.

Il secondo step prevede la preparazione dell'attrattivo. La miscela deve essere preparata una settimana prima dell'installazione delle trappole al fine di ottenere un'esca con un grado iniziale di fermentazione e consentire allo zucchero di dissolversi completamente nella miscela. Ogni litro di miscela è formato da 50% di vino rosso e 50% di vino bianco (500 cm<sup>3</sup> di ciascuno), con l'aggiunta di 220 g di zucchero. Nel giorno previsto di inizio dell'attività di campionamento, la miscela deve essere distribuita all'interno del barattolo inferiore di ogni trappola.

Il terzo step prevede l'installazione delle dieci trappole: una bassa e una alta. Una volta posizionate le trappole, il tappo del contenitore superiore deve essere rimosso e sostituito dal coperchio modificato con l'imbuto.

Il quarto e ultimo passo prevede il controllo delle trappole. Le trappole devono essere controllate tre volte alla settimana, durante il periodo di massima attività di *C. cerdo*. In caso di maltempo, è consigliabile eseguire l'attività di campo un altro giorno, comunque il prima possibile, per evitare la morte dei coleotteri all'interno della trappola. Una volta che il controllo delle trappole è stato completato, deve essere annotato il numero di individui per trappola, specificandone il sesso. Dopo la compilazione della scheda di campo (vedi file supplementare 2: scheda di campo), gli individui devono essere liberati su alberi vicini a quelli con le trappole.

## Validità spaziale, vincoli e possibili interferenze

Nel presente studio, il protocollo di cattura-marcaggio-ricattura applicato nel 2016 è stato utilizzato per calcolare le distanze coperte dagli individui catturati. Questo calcolo ha mostrato che gli adulti di *C. cerdo* possono muoversi in media  $750 \text{ m} \pm 309 \text{ m}$  (deviazione standard, SD). Pertanto, si presume che la validità dei risultati del monitoraggio si riferisca a un'area estesa fino a un massimo di 1000 m a partire dall'albero selezionato per le trappole. Assumendo una distanza media di 100 m tra ognuno dei 10 alberi selezionati, se si calcola l'area che si estende fino a un massimo di 1000 metri a partire da questi alberi, si ottiene un'area di circa 300 ettari. Questa area rappresenta la superficie forestale per la quale i risultati del monitoraggio si possono considerare validi. Se l'area monitorata si trova all'interno di una foresta omogenea (in termini di età degli alberi, composizione, gestione forestale, e quantità di legno morto ecc), la validità si estende a tutta la zona.

L'impegno maggiore che comporta l'applicazione di questo protocollo è rappresentato dal controllo obbligatorio quotidiano delle trappole per evitare lesioni o la morte degli individui catturati e la loro esposizione ad elevate temperature diurne all'interno delle trappole.

Una possibile interferenza con l'utilizzo delle trappole è legata alla possibile presenza del ghio ( *Glis glis* ) nell'area di studio. Infatti, come riportato da Bardiani et al. (2017a) questo roditore potrebbe entrare nella trappola impedendo la raccolta dei coleotteri o uccidendo gli individui catturati.

Nelle aree accessibili al pubblico le trappole basse legate ai tronchi e i punti (per esempio piccoli arbusti) a cui sono legate le corde per le trappole alte sono spesso facilmente visibili e accessibili ai visitatori. Si suggerisce quindi, di nasconderli per quanto possibile, ma in generale l'uso di cartelli esplicativi sul monitoraggio e sulla funzione della trappola rappresentano il modo migliore per informare le persone ed evitare eventuali interferenze. Inoltre, l'uso di trappole con la miscela attrattiva potrebbe influenzare il monitoraggio di altri coleotteri (per esempio cervi volanti, cetonie) attratti da questo tipo di esca (Bardiani et al. 2017b).

## Conteggio, quantificazione e condivisione dei dati

Al fine di valutare lo stato di conservazione delle popolazioni di *C. cerdo* per una determinata area, un valore di riferimento può essere calcolato come segue (Tabella 8):

- 1) Per ogni settimana, calcolare il numero totale di individui (maschi + femmine) ottenuto sommando il numero di individui trovati in ciascuna trappola. Si raccomanda di scrivere separatamente il numero di individui catturati nelle trappole basse e in quelle alte.
- 2) Calcolare i valori medi degli individui catturati in ogni settimana e per ogni tipo di trappola (alta e bassa).



**Tabella 8.** Un esempio di calcolo del valore totale e medio degli individui conteggiati. Il valore medio ottenuto è il numero di riferimento per confrontare i dati a lungo termine e per identificare il *trend* della popolazione. L'intervallo di valori ottenuti durante il progetto MIPP varia tra 29 coppie con 8 trappole con esca (Bosco Fontana 2014) e 256 catture con 54 trappole con esca (Bosco Fontana 2016) (BT = *baited traps*, trappole con esca, A = alta, B = bassa).

|                                                  | BT1 |   | BT2 |   | BT3 |   | BT4 |   | BT5 |   | BT6 |   | BT7 |   | BT8 |   | BT9 |   | BT10 |   | Totale per settimana | Valore medio per settimana |
|--------------------------------------------------|-----|---|-----|---|-----|---|-----|---|-----|---|-----|---|-----|---|-----|---|-----|---|------|---|----------------------|----------------------------|
|                                                  | A   | B | A   | B | A   | B | A   | B | A   | B | A   | B | A   | B | A   | B | A   | B | A    | B |                      |                            |
| Settimana 1                                      | 0   | 0 | 1   | 0 | 0   | 0 | 0   | 1 | 0   | 0 | 1   | 0 | 0   | 0 | 0   | 0 | 0   | 0 | 0    | 0 | 3                    | 0.15                       |
| Settimana 2                                      | 1   | 1 | 1   | 1 | 0   | 0 | 2   | 0 | 1   | 0 | 2   | 0 | 0   | 1 | 0   | 0 | 1   | 0 | 1    | 0 | 12                   | 0.6                        |
| Settimana 3                                      | 1   | 3 | 0   | 1 | 1   | 0 | 1   | 1 | 4   | 1 | 5   | 4 | 3   | 1 | 4   | 1 | 3   | 0 | 4    | 0 | 38                   | 1.9                        |
| Settimana 4                                      | 2   | 0 | 3   | 1 | 0   | 0 | 3   | 0 | 1   | 2 | 2   | 1 | 0   | 0 | 2   | 2 | 1   | 0 | 1    | 1 | 22                   | 1.1                        |
| Settimana 5                                      | 1   | 1 | 0   | 1 | 1   | 0 | 0   | 0 | 2   | 0 | 0   | 0 | 1   | 0 | 1   | 0 | 0   | 0 | 0    | 0 | 8                    | 0.4                        |
| Totale per A/B                                   | 5   | 5 | 5   | 4 | 2   | 0 | 6   | 2 | 8   | 3 | 10  | 5 | 4   | 2 | 7   | 3 | 5   | 0 | 6    | 1 | 83                   | 4.15                       |
| Numero medio di catture per trappola e settimana |     |   |     |   |     |   |     |   |     |   |     |   |     |   |     |   |     |   |      |   |                      | 0.83                       |

## Ringraziamenti

Gli autori sono grati a Jörn Buse e Estefanía Micó per i loro commenti sulla prima versione del manoscritto. Un ringraziamento va a tutti i colleghi, studenti e amici che hanno dato un aiuto durante i campionamenti: E. Bussola, F. Delle Pezze, E. Mezzadri, B. Sall, D. Sogliani, L. Spada, I. Toni e M. Vega. Gli autori sono inoltre grati agli uffici locali del Comando Unità Tutela Forestale Ambientale e Agroalimentare Carabinieri che gestiscono i siti di studio: UTCB Punta Marina (G. Nobili, M. Menghini, P. Benini) e UTCB Bosco Fontana (V. Andriani, F. Mazzocchi e L. Fedrigoli). Un ringraziamento va a M. Tisato e M. Lopresti che hanno fornito assistenza per la creazione delle mappe delle aree di studio. Gli autori sono grati a tutti gli assistenti di campo che hanno aiutato volontariamente durante i campionamenti: M. Boscaro, F. Grant, S.G. Munoz, J. Röeder, G. Rutten, R. Santoro, A. Vannini e G. Zanettin. Infine si ringrazia P. Rapuzzi, specialista di coleotteri cerambicidi, per averci permesso di usare le sue fotografie e per i consigli tecnici sull'ecologia e sul comportamento della specie. Il presente lavoro è stato sviluppato nell'ambito del progetto UE LIFE11 NAT/IT/000252 con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione europea.

Per la manipolazione e la cattura di individui della specie target del progetto, è stato ottenuto dal Ministero dell'ambiente italiano un permesso (permesso di raccolta: Ministero dell'Ambiente e della Protezione del Territorio e del Mare - DG Protezione della Natura e del Mare, U.prot PNM 2012 -0010890 del 28/05/2012).



Con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea.

## Bibliografia

- Albert J, Platek M, Cizek L (2012) Vertical stratification and microhabitat selection by the Great Capricorn Beetle (*Cerambyx cerdo*) (Coleoptera: Cerambycidae) in open-grown, veteran oaks. *European Journal of Entomology* 109: 553–559. <https://doi.org/10.14411/eje.2012.069>
- Alexander KNA (2002) The invertebrates of living and decaying timber in Britain and Ireland. Research report 467. English Nature, Peterborough, Cambridgeshire, 1–142.
- Allemand R, Aberlenc H-P (1991) Une méthode efficace d'échantillonnage de l'entomofaune des frondaisons: le piège attractif aérien. *Bulletin de la Société Entomologique Suisse* 64: 293–305.
- Amstrup SC, McDonald TL, Manly BFJ (2005) Handbook of capture-recapture analysis. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 1–296.
- Bardiani M, Chiari S, Maurizi E, Tini M, Toni I, Zauli A, Campanaro A, Carpaneto GM, Audisio P (2017a) Guidelines for the monitoring of *Lucanus cervus*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxyllic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 37–78. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12687>
- Bardiani M, Tini M, Carpaneto GM, Audisio P, Bussola E, Campanaro A, Cini A, Maurizi E, Mason F, Sabbatini Peverieri G, Roversi PF, Toni I, Chiari S (2017b) Effects of trap baits and height on stag beetles and flower chafers monitoring: ecological and conservation implications. *Journal of Insect Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9965-3>
- Bense U (1995) Longhorn Beetles: Illustrated Key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe. Margaf Verlag, Weikersheim, 1–512.
- Bensetti F, Gaudillat V (2002) Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire – Tome 7: Espèces animales. La documentation Française, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 1–353.
- Burnham KP, Anderson DR (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer, Berlin, 1–48.
- Buse J, Schröder T, Assmann B (2007) Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle – A case study for saproxyllic insect conservation. *Biological Conservation* 137: 372–381. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.02.025>
- Buse J, Ranius T, Assmann T (2008b) An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as an ecosystem engineer. *Conservation Biology* 22: 329–337. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00880.x>
- Buse J, Zábbranský P, Assmann T (2008a) The xylobiontic beetle fauna of old oaks colonised by the endangered longhorn beetle *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758 (Coleoptera: Cerambycidae). *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 16: 109–112.
- Campanaro A, Bardiani M, Spada L, Carnevali L, Montalto F, Antonini G, Mason F, Audisio P (2011a) Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell'entomofauna saproxilica. Quaderni Conservazione Habitat 6, Cierre Grafica, Verona, 1–8 + CD-ROM.
- Campanaro A, Toni I, Hardersen S, Grasso DA (2011b) Monitoring of *Lucanus cervus* by means of remains of predation (Coleoptera: Lucanidae). *Entomologia generalis* 33: 79–89. <https://doi.org/10.1127/entom.gen/33/2011/79>

- Carpaneto GM, Baviera C, Biscaccianti AB, Brandmayr P, Mazzei A, Mason F, Battistoni A, Tefoli C, Rondinini C, Fattorini S, Audisio P (2015) A Red List of Italian Saproxylic Beetles: taxonomic overview, ecological features and conservation issues (Coleoptera). *Fragmenta entomologica* 47(2): 53–126.
- Carpaneto GM, Campanaro A, Hardersen S, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017) The LIFE Project “Monitoring of insects with public participation” (MIPP): aims, methods and conclusions. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) *Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe*. *Nature Conservation* 20: 1–35. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.35.12761>
- Corezzola S, Bardiani M, Hardersen S, Spada L, Toni I (2012) Progetto di attività di monitoraggio della fauna invertebrata in attuazione del piano di gestione del Sito ITB20B0011 Bosco Fontana e definizione di protocolli di monitoraggio. Relazione finale, Mantova, 1–84.
- Döhring E (1955) Zur Biologie des Großen Eichenbockkäfers (*Cerambyx cerdo* L.) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsbewegungen im Areal. *Zeitschrift für angewandte Zoologie* 42: 251–373.
- Dupont P, Zagatti P (2005) *Cerambyx cerdo* Linnè, 1758. <http://www.inra.fr/opie-insects/observatoire/coleos/cerambyx/c-cerdo.htm>
- Ehnström B, Axelsson R (2002) Insektsnag i bark och ved. Art- Databanken SLU, Uppsala, Sweden, 1–512.
- El Antry S (1999) Biologie et dégâts de *Cerambyx cerdo mirbecki* Lucas (Coléoptère, Cerambycidae) en subéraie de la Mamora. *IOBC/WPRS Bulletin* 22: 59–64.
- Harde KW (1996) Fam. Cerambycidae. In: Freude H, Harde KW, Lohse GA (Eds) *Die Käfer Mitteleuropas band 9, Cerambycidae, Chrysomelidae*. Goecke & Evers Verlag, Krefeld, Germany, 1–299.
- Harvey DJ, Hawes CJ, Gange AC, Finch P, Chesmore D, Farr I (2011) Development of non-invasive monitoring methods for larvae and adults of the stag beetle, *Lucanus cervus*. *Insect Conservation and Diversity* 4: 4–14. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00072.x>
- Hill D, Fasham M, Tucker G, Shewry M, Shaw P (2005) *Handbook of Biodiversity Methods – Survey, Evaluation and Monitoring*. University Press. Cambridge, 1–573. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542084>
- Hines JE, MacKenzie DI (2004) PRESENCE, version 8.3. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html>
- Horák J, Büche B, Dodelin B, Alexander K, Schlaghamersky J, Mason F, Istrate P, Méndez M (2010). *Cerambyx cerdo*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T4166A10502932 [Downloaded on 22 September 2016]
- Jansson N (2011) Attraction of stag beetles with artificial sap in Sweden. *Bulletin of the Amateur Entomologist's Society* 70: 51–56.
- Kendall WL, Hines J, Nichols J, Campbell GA (2013) Relaxing the closure assumption in occupancy models: staggered arrival and departure times. *Ecology* 94: 610–617. <https://doi.org/10.1890/12-1720.1>
- Keszthelyi S (2015) Diversity and seasonal patterns of longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) in the Zselic region, Hungary. *North-Western Journal of Zoology* 11: 62–69.

- Klausnitzer B, Bense U, Neumann V (2003) *Cerambyx cerdo*. In: Petersen B, Ellwanger G, Biewald G, Hauke U, Ludwig G, Pretscher P, Schröder E, Ssymank A (Eds) Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 69/Band 1, Bonn-Bad Godesberg, 362–369.
- López-Pantoja G, Nevado LD, Sánchez-Osorio I (2008) Mark-recapture estimates of the survival and recapture rates of *Cerambyx welensii* Küster (Coleoptera Cerambycidae) in a cork oak dehesa in Huelva (Spain). Central European Journal of Biology 3: 431–441. <https://doi.org/10.2478/s11535-008-0044-3>
- Luce JM (1997) *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758. In: Helsdingen PJ, Willemse L, Speight MCD (Eds) Background Information on Invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera, Nature and Environment, vol. 79. European Commission, Strasbourg, 22–26.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE (2006) Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press, New York, 1–344
- MacKenzie DI, Royle JA (2005) Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. Journal of Applied Ecology 42: 1105–1114. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x>.
- Marianelli L, Marziali L, Squarcini M, Benassai D, Parri F, Nardella L, Pennacchio F, Roversi PF (2011) *Cerambyx cerdo*: da xilofago di piante senescenti a nuova emergenza fitosanitaria forestale. Atti del XXIII Congresso Nazionale Italiano di Entomologia, Genova 13–16 giugno 2011: 135.
- Marović R (1973) The development of *Cerambyx cerdo* L. under laboratory conditions. Acta entomologica Jugoslavica 9: 1–2.
- Mason F, Cerretti P, Tagliapietra A, Speight MCD, Zapparoli M (2002) Invertebrati di una foresta della Pianura Padana, Bosco della Fontana, Primo contributo. Conservazione Habitat Invertebrati 1. Gianluigi Arcari Editore, Mantova, 1–176.
- Müller G (1950) I coleotteri della Venezia Giulia, Vol. II Coleoptera Phytophaga (Cerambycidae, Chrysomelidae, Bruchidae). Centro Sperimentale Agrario e Forestale Trieste, pubblicazione n. 4 (1949–1953). La Editoriale Libreria, Trieste, Italy, 1–685.
- Müller T (2001) Heldbock (*Cerambyx cerdo*). Angewandte Landschaftsökologie 42: 287–295.
- Nenadović V, Prolić Z, Lazarević J, Al Arid L, Ivanović J (1999) Royal jelly as a food additive and its possible biostimulating effects. Acta Veterinaria 49: 105–116.
- Nessing R (1988) Eichenbock (*Cerambyx cerdo*) frisst an Trauben-Eiche (*Quercus petraea*). Entomologische Nachrichten und Berichte 32: 95–99.
- Neumann V (1985). Der Heldbock (*Cerambyx cerdo*). Neue Brehm Bücherei Ziemsen, Wittenberg, Germany.
- Neumann V, Schmidt V (2001) New ecological-faunistic aspects of *Cerambyx cerdo* L. (Col.: Cerambycidae). Hercynia NF 34: 286–288.
- Nichols JD, Bailey LL, O'Connell AF Jr, Talancy NW, Grant EHC, Gilbert AT, Annand EM, Husband TP, Hines JE (2008) Multiscale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. Journal of Applied Ecology 45: 1321–1329. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01509.x>

- Özdikmen H, Turgut S (2009) On Turkish *Cerambyx* Linnaeus, 1758 with zoogeographical remarks (Coleoptera: Cerambycidae: Cerambycinae). *Munis Entomology & Zoology Journal* 4: 301–319.
- Palm T (1959) Die Holz- und Rindenkäfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. *Opuscula Entomologica Supplement XVI* Lund Sweden.
- Pavlović R, Grujić M, Dojnov B, Vujčić M, Nenadović V, Ivanović J, Vujčić Z (2012) Influence of nutrient substrates on the expression of cellulases in *Cerambyx cerdo* L. (Coleoptera: Cerambycidae) larvae. *Archives of Biological Sciences* 64: 757–765. <https://doi.org/10.2298/ABS1202757P>
- Peris-Felipo FJ, Jiménez-Peydró R (2011) The diversity of Cerambycidae in the protected Mediterranean landscape of the Natural Park of Carrascal de La Font Roja, Spain. *Bulletin of Insectology* 64: 87–92.
- Pesarini C, Sabbadini A (1994) Insetti della Fauna Europea. Coleotteri Cerambicidi. *Natura* 85: 1–132.
- Ranius T, Nilsson SG (1997) Habitat of *Osmoderma eremita* Scop (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. *Journal of Insect Conservation* 1: 193–204. <https://doi.org/10.1023/A:1018416000766>
- Rudnew DF (1936) Der große Eichenbock, *Cerambyx cerdo* L., seine Lebensweise, wirtschaftliche Bedeutung und Bekämpfung. *Zeitschrift für angewandte Entomologie* 22: 61–96. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1936.tb00413.x>
- Sama G (1988) Coleoptera Cerambycidae. *Catalogo topografico sinonimico. Fauna d'Italia*, Vol. XXV. Calderini, Bologna, 1–216.
- Sama G (2002) Atlas of the Cerambycidae of Europe and the Mediterranean Area, vol 1 Northern, Western, Central and Eastern Europe, British Isles and Continental Europe from France (Excl. Corsica) to Scandinavia and Urals. *Nakladatelství Kabourek Editions, Zlín*, 1–173.
- Sama G, Rapuzzi P (2011) Una nuova Checklist dei Cerambycidae d'Italia (Insecta Coleoptera Cerambycidae) *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna* 32: 121–164.
- Schnitter P (2006) Käfer (Coleoptera). In: Schnitter P, Eichen C, Ellwanger G, Neukirchen M, Schröder E (Eds) Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH Richtlinie in Deutschland. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2*: 145–146.
- Švácha P, Danilevsky ML (1987) Cerambycid larvae of Europe and Soviet Union (Coleoptera, Cerambycoidea), Part II - *Acta Universitatis Carolinae - Biologica* 31: 121–284.
- Tavakilian G, Chevillotte H (2017) TITAN: Cerambycidae database (version Apr 2015). In: Roskov Y, Abucay L, Orrell T, Nicolson D, Bailly N, Kirk P, Bourgoin T, DeWalt RE, Decock W, De Wever A, Nieukerken E van, Zarucchi J, Penev L (Eds) *Species 2000 & ITIS Catalogue of Life*, 27th February 2017. Digital resource at [www.catalogueoflife.org/col](http://www.catalogueoflife.org/col). Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands.
- Torres-Vila LM (2017) Reproductive biology of the great capricorn beetle, *Cerambyx cerdo* (Coleoptera: Cerambycidae): a protected but occasionally harmful species. *Bulletin of Entomological Research*, 1–13. <https://doi.org/10.1017/s0007485317000323>
- Torres-Vila LM, Sánchez-González Á, Merino-Martínez J, Ponce-Escudero F, Conejo-Rodríguez Y, Martín-Vertedor D, Ferrero-García JJ (2013) Mark-recapture of *Cerambyx*



- welensii* in dehesa woodlands: dispersal behaviour, population density, and mass trapping efficiency with low trap densities. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 149: 273–281. <https://doi.org/10.1111/eea.12133>
- Torres-Vila LM, Sanchez-González Á, Ponce-Escudero F, Martín-Vertedor D, Ferrero-García JJ (2012) Assessing mass trapping efficiency and population density of *Cerambyx welensii* Küster by mark-recapture in dehesa open woodlands. *European Journal of Forest Research* 131: 1103–1116. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0579-0>
- Trizzino M, Audisio P, Bisi F, Bottacci A, Campanaro A, Carpaneto GM, Chiari S, Hardersen S, Mason F, Nardi G, Preatoni DG, Vigna Taglianti A, Zauli A, Zilli A, Cerretti P (2013) Gli artropodi italiani in Direttiva Habitat: biologia, ecologia, riconoscimento e monitoraggio. Quaderni Conservazione Habitat, 7. CFS-CNBFVR, Centro Nazionale Biodiversità Forestale. Cierre Grafica, Sommacampagna, Verona, 1–256.
- Villiers A (1978) Faune des Coléoptères de France. 1. Cerambycidae. Editions Lechevalier, Paris, France, XXVII + 1–611.
- Vitali F (2001) Description des œufs des espèces françaises du genre *Cerambyx* (première contribution à l'étude des œufs des longicornes) (Coleoptera, Cerambycidae, Cerambycinae). *Les Cahiers Magellanes* 4: 1–14.
- Vrezec A, Kapla A (2007) Quantitative beetle (Coleoptera) sampling in Slovenia: a reference study. *Acta entomologica slovenica* 15(2): 131–160 [In Slovenian with English summary]
- Vrezec A, Polak S, Kapla A, Pirnat A, Grobelnik V, Šalamun A (2007). Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst hroščev – *Carabus variolosus*, *Leptodirus hochenwartii*, *Lucanus cervus*, *Morinus funereus*, *Rosalia alpina*. Nacionalni inštitut za biologijo, Ljubljana, 1–145.
- Weckwerth W (1954) Unsere bekanntesten Bockkäfer Neue Brehm Bücherei. Ziemsen Verlag, Wittenberg.

## Materiale supplementare I

### Scheda di campo 1

Autori: Lara Redolfi De Zan, Marco Bardiani, Gloria Antonini, Alessandro Campanaro, Stefano Chiari, Emiliano Mancini, Michela Maura, Simone Sabatelli, Emanuela Solano, Agnese Zauli, Giuseppino Sabbatini Peverieri, Pio Federico Roversi

Tipo di dati: scheda di campo

Nota esplicativa: Scheda di campo per la scelta dell'albero idoneo per l'installazione della trappola. L'operatore deve inserire una "x" nella casella corrispondente allo stato della chioma, della corteccia e della presenza o meno di linfa o fori di uscita. E' utile segnare anche la presenza di altri alberi idonei vicini a quelli già selezionati.

Copyright notice: This dataset is made available under the Open Database License (<http://opendatacommons.org/licenses/odbl/1.0/>). The Open Database License (ODbL) is a license agreement intended to allow users to freely share, modify, and use this Dataset while maintaining this same freedom for others, provided that the original source and author(s) are credited.

Link: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12703.suppl1>

## **Materiale supplementare 2**

### **Scheda di campo 2**

Autori: Lara Redolfi De Zan, Marco Bardiani, Gloria Antonini, Alessandro Campanaro, Stefano Chiari, Emiliano Mancini, Michela Maura, Simone Sabatelli, Emanuela Solano, Agnese Zauli, Giuseppino Sabbatini Peverieri, Pio Federico Roversi

Tipo di dati: scheda di campo

Nota esplicativa: Scheda di campo che deve essere compilata durante ogni sessione di campionamento (tre a settimana per cinque settimane, 15 in totale). Per ogni trappola, l'operatore deve segnare il numero di individui catturati, specificandone il sesso e il tipo di trappola (alta o bassa) in cui sono stati rinvenuti.

Copyright notice: This dataset is made available under the Open Database License (<http://opendatacommons.org/licenses/odbl/1.0/>). The Open Database License (ODbL) is a license agreement intended to allow users to freely share, modify, and use this Dataset while maintaining this same freedom for others, provided that the original source and author(s) are credited.

Link: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12703.suppl2>



## Linee guida per il monitoraggio di *Rosalia alpina*

Alessandro Campanaro<sup>1,2</sup>, Lara Redolfi De Zan<sup>1,2</sup>, Sönke Hardersen<sup>1</sup>,  
Gloria Antonini<sup>3</sup>, Stefano Chiari<sup>2,4</sup>, Alessandro Cini<sup>5</sup>, Emiliano Mancini<sup>4</sup>,  
Fabio Mosconi<sup>2,3</sup>, Sarah Rossi de Gasperis<sup>4</sup>, Emanuela Solano<sup>2,3</sup>,  
Marco Alberto Bologna<sup>4</sup>, Giuseppino Sabbatini Peverieri<sup>2</sup>

**1** Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale “Bosco Fontana” – Laboratorio Nazionale Invertebrati (Lanabit). Carabinieri. Via Carlo Ederle 16a, 37126 Verona, Italia **2** Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – Centro di ricerca Difesa e Certificazione, Via di Lanciola 12/a, Cascine del Riccio, 50125 Firenze, Italia **3** Università di Roma “La Sapienza”, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie “Charles Darwin”, Via A. Borelli 50, 00161 Roma, Italia **4** Università Roma Tre, Dipartimento di Scienze, Viale G. Marconi 446, 00146 Roma, Italia **5** Dipartimento di Biologia, Università degli studi di Firenze, Via Madonna del Piano, 6, 50019 Sesto Fiorentino, Italia

Corresponding author: Alessandro Campanaro (ale.naro@gmail.com)

---

Campanaro A, Redolfi De Zan L, Hardersen S, Antonini G, Chiari S, Cini A, Mancini E, Mosconi F, Rossi de Gasperis S, Solano E, Bologna MA, Sabbatini Peverieri G (2017) Linee Guida per il monitoraggio di *Rosalia alpina*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Linee Guida per il monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 175–214.

---

### Abstract

*Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) is a large longhorn beetle (Coleoptera: Cerambycidae) which is protected by the Habitats Directive and which typically inhabits beech forests characterised by the presence of mature, dead (or moribund) and sun-exposed trees. A revision of the current knowledge on systematics, ecology and conservation of *R. alpina* is reported. The research was carried out as part of the LIFE MIPP project which aims to find a standard monitoring method for saproxyllic beetles protected in Europe. For monitoring this species, different methods were tested and compared in two areas of the Apennines, utilising wild trees, logs and tripods (artificially built with beech woods), all potentially suitable for the reproduction of the species. Even if all methods succeeded in the survey of the target species, these results showed that the use of wild trees outperformed other methods. Indeed, the use of wild trees allowed more adults to be observed and required less intensive labour. However, monitoring the *rosalia* longicorn on wild trees has the main disadvantage that they can hardly be considered “standard sampling units”, as each tree may be differently attractive to adults. Our results demonstrated that the most important factors influencing the attraction of single trunks were wood volume, sun-exposure and decay stage. Based on the results obtained during the project LIFE MIPP, as well as on a literature review, a standard monitoring method for *R. alpina* was developed.

## Riassunto

*Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) è un coleottero di dimensioni relativamente grandi, protetto dalla Direttiva Habitat. Questa specie vive tipicamente in foreste mesofile (generalmente faggete) caratterizzate dalla presenza di latifoglie senescenti, morte o parzialmente morti ed esposti al sole. Nel presente studio, viene presentata una revisione delle attuali conoscenze sistematiche, ecologiche e conservazionistiche su *R. alpina*. La ricerca è stata condotta nell'ambito del progetto LIFE MIPP, il cui obiettivo principale è stato quello di testare metodi per la messa a punto di protocolli standard per il monitoraggio di cinque specie di coleotteri saproxilici protetti in Europa. Nell'ambito delle ricerche condotte su *R. alpina*, sono stati testati e comparati diversi metodi in due aree boschive degli Appennini, utilizzando alberi selezionati (alberi che vegetano spontaneamente in foresta), tronchi a terra e tripodi (ovvero strutture appositamente allestite con tronchi di faggio), tutti substrati biologici potenzialmente idonei per la riproduzione della specie. Tutti i metodi testati hanno dato una risposta positiva, tuttavia i risultati hanno dimostrato che la selezione di alberi idonei, costituisce il metodo migliore, in termini di sforzo di campionamento e risultati attesi. Infatti, tale protocollo, permette di osservare un maggiore numero di adulti e richiede un minore sforzo da parte dell'operatore. Il monitoraggio di *R. alpina* su alberi selezionati in foresta, ha come principale limite, il fatto che ogni albero sia caratterizzato da una diversa capacità attrattiva verso gli adulti, difficilmente può quindi essere considerato come "unità standard di monitoraggio". I nostri risultati dimostrano che le variabili ambientali che maggiormente hanno influenzato la presenza della specie sono: il volume di legno morto, l'esposizione al sole e lo stadio di decadimento del legno. Attraverso una revisione della letteratura scientifica disponibile e sulla base dei risultati ottenuti durante il progetto MIPP, è stato elaborato un protocollo standard per il monitoraggio di *R. alpina*.

## Keywords

Habitats Directive, Saproxyllic beetles, Monitoring methods, Transects, VES

## Parole chiave

Direttiva Habitat, Coleotteri saproxilici, Metodi di monitoraggio, Transetti, VES

## Introduzione

La rosalia alpina, *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae), è un coleottero di dimensioni relativamente grandi, associato a foreste mesofile (generalmente di faggio) con presenza di alberi senescenti, morti o parzialmente morti ed esposti al sole. Questa specie è elencata negli allegati II e IV della Direttiva Habitat (Consiglio Direttivo 92/43/EEC del 21 maggio 1992 sulla conservazione degli ambienti naturali e della fauna selvatica e della flora). La Direttiva Habitat prevede che ogni stato membro dell'Unione Europea, predisponga ogni sei anni, un rapporto sullo stato di conservazione delle specie elencate negli allegati. Con lo scopo di supportare questo dovere istituzionale, nell'ambito del progetto Life "Monitoraggio degli insetti con la partecipazione del pubblico" (LIFE11 NAT/IT/000252) (in seguito, MIPP) sono state condotte indagini di campo per sviluppare metodi standard di monitoraggio per i coleotteri saproxilici target del progetto: *Osmoderma eremita* (coleottero eremita, Scarabaeidae), *Lucanus cervus* (cervo volante, Lucanidae), *Cerambyx cerdo* (cerambice della quercia, Cerambycidae), *Rosalia alpina* (rosalia alpina, Cerambycidae), *Morimus asper/fulvireus* (morimo, Cerambycidae).



Il presente contributo dedicato a *R. alpina* fa parte di un volume speciale sul monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa. Lo studio inizia con un'ampia revisione delle attuali conoscenze sulla sistematica, distribuzione, ecologia, etologia e stato di conservazione di *R. alpina*. La revisione è quindi seguita da una dettagliata descrizione del lavoro di campo effettuato durante il progetto MIPP. Le elaborazioni statistiche condotte, hanno avuto come obiettivo quello di valutare le preferenze di habitat da parte di *R. alpina*. Inoltre i differenti metodi di campionamento sono stati testati e comparati allo scopo di sviluppare un protocollo di monitoraggio standard speditivo, discusso alla fine del lavoro.

## Sistematica e distribuzione

*Rosalia alpina* appartiene alla famiglia Cerambycidae, sottofamiglia Cerambycinae. La specie è stata descritta sulla base di un reperto raccolto nelle Alpi Svizzere da Scheuchzer nel 1703 (Duelli e Wermelinger 2010). Il genere *Rosalia* (sensu stricto) include cinque specie nella regione Olartica (Tavakilian e Chevillotte 2017), ma solamente una è presente in Europa.

*Rosalia alpina* vive prevalentemente nelle regioni montuose dell'Europa centrale e meridionale, dalla regione Cantabrica agli Urali meridionali al Caucaso (Müller 1950, Von Demelt 1956, Sama 1988, 2002, Bense et al. 2003, Binner e Bußler 2006, Özdikmen 2007, Krasnobayeva 2008, Shapovalov 2016, Danilevsky 2017). Apparentemente, la distribuzione geografica di questa specie segue la distribuzione del faggio (*Fagus sylvatica* e *F. orientalis*) ma si estende anche dove il faggio è assente, in particolare nell'Europa centrale e nella Russia meridionale. Tutti i reperti del Nord Africa o delle regioni mediorientali (ad eccezione della Turchia) sono considerati dubbi in quanto costituiti da errori o interpretazioni confuse sulle località di raccolta dei reperti (Sama 2002, 2010, Ali e Rapuzzi 2016). In letteratura vengono riportate due sottospecie di *R. alpina* (Sama e Löbl 2010): *R. a. alpina* (Linnaeus, 1758) diffusa in Europa e Turchia settentrionale, e *R. a. syriaca* Pic, 1895 (Müller 1950, Von Demelt 1956, Sama 2002). Quest'ultima è stata descritta a partire da esemplari trovati a Akbes (=Akbez), un villaggio nella Turchia meridionale, vicino al confine con la Siria. Questa popolazione relitta, è stata considerata estinta da Sama (2002), ma recentemente confermata per le aree occidentali delle montagne del Nur (villaggio di Topaktas, area di Dortyol) (Sama et al. 2012, Ali e Rapuzzi 2016). Sebbene l'area di distribuzione di *R. alpina* sia relativamente ampia, le sue popolazioni sono oggi altamente frammentate a causa della rarefazione degli habitat idonei (vedi sezione "stato di conservazione e minacce"). Infatti, all'interno del suo areale di diffusione, la specie risulta ristretta a piccole porzioni di foreste montane di latifoglie ricche di alberi senescenti (per lo più di faggio) e con abbondante presenza di legno morto (Sama 1988, Duelli e Wermelinger 2010). La specie è stata trovata anche in foreste costiere igrofile, per esempio in Italia meridionale e in Bulgaria. Delle due popolazioni costiere italiane, molto note fra gli entomologi, una è considerata estinta (Maccarese, Roma) mentre l'altra è ancora presente (Policoro, Matera) (Rapuzzi P. osservazione personale).

Analisi genetiche hanno messo in evidenza un'elevata diversità genetica nelle popolazioni di *R. alpina*. Tuttavia, partendo dalla Grecia nord-occidentale, è stata osservata una significativa riduzione della diversità genetica, in funzione della latitudine (Drag et al. 2015). Nell'emisfero settentrionale, questo rappresenta un modello genetico comune di colonizzazione post-glaciale, a partire dai rifugi glaciali (Hewitt 2000). Infatti, le popolazioni dell'Europa centrale sono geneticamente poco variabili rispetto a quelle dell'area meridionale, dove si rinvencono 4 distinti rifugi glaciali nelle regioni delle penisole mediterranee. In questo contesto, le popolazioni italiane di *R. alpina* sembrano essere geneticamente omogenee e pertanto rappresentano un'unica rilevante unità di conservazione in Europa (Molfini M. osservazione personale).

## Morfologia

Gli adulti di *R. alpina* (Figura 1) hanno una lunghezza compresa tra 14 e 40 mm (escluse le antenne) e presentano una colorazione peculiare del corpo: bluastro-grigio con macchie nere sulle elitre, di forma variabile ma generalmente simmetriche tra le due elitre (Bense 1995, Bense et al. 2003). Le macchie nere (generalmente tre per elitra) possono essere più o meno grandi, di forma variabile, a volte tra loro completamente fuse, raramente coprenti le intere elitre, altre volte del tutto assenti o a formare delle strisce trasversali (Demelt 1956, Bense 1995, Luce 1996, Harde 1996, Bense et al. 2003). La disposizione più comune delle macchie elitrati è quella a sei macchie: le posteriori sono più piccole mentre le mediane e le apicali sono più grandi. Una macchia nera può essere presente anche sul pronoto, generalmente adiacente al margine anteriore (Villiers 1978). Le macchie elitrati sono individuo-specifiche e grazie all'elevata variabilità che le caratterizza soprattutto nella forma e nelle dimensioni, sono state utilizzate in studi di cattura-marcaggio-ricattura per il riconoscimento tra gli individui (Luce 1996, Caci et al. 2013, Rossi de Gasperis et al. 2017). Le antenne sono lunghe ed evidenziano un dimorfismo sessuale netto: nella femmina sono corte, appena poco più lunghe del corpo, mentre nel maschio sono lunghe, anche due volte la lunghezza del corpo (Harde 1996). Il colore dei segmenti antennali varia in base alla loro posizione sull'antenna: i primi antenomeri sono completamente neri, il terzo fino al sesto-settimo sono blu, ognuno con un ciuffo cospicuo di peli neri sull'apice, mentre gli ultimi tre-quattro antenomeri sono blu con apici neri e lisci (Villiers 1978, Bense 1995). Queste caratteristiche cromatiche rendono unici e facilmente riconoscibili gli adulti di *R. alpina*, che non possono essere confusi con altri coleotteri cerambicidi della fauna europea (Luce 1996).

La larva di *R. alpina* mostra caratteristiche morfologiche comuni a molti altri coleotteri cerambicidi xilofagi: il corpo è allungato, subcilindrico con lati dorsali e ventrali leggermente schiacciati, superficie leggermente sclerotizzata, per lo più glabra con brevi setole; il capo è tipicamente retratto nel protorace, con apparati boccali ben sclerotizzati e scuri; il protorace è allargato con distinte aree rugose; le zampe sono ridotte. La larva di *R. alpina* ha un corpo color bianco-crema, lungo fino a 40 mm e largo circa 9 mm (cfr. Švácha e Danilevsky 1987, Duelli e Wermelinger 2010).



**Figura 1.** Immagine di un individuo adulto di *R. alpina* (Foto di Pasquale Buonpane, in località Piana delle Sècine, Letino (CE), il 12.07.2015, record n. 2229, citizen science database del progetto LIFE MIPP).

## Ecologia

*Rosalia alpina* è una specie saproxilica, xilofaga e xerotermofila obbligata. Le caratteristiche che definiscono l'habitat tipico di questa specie sono state largamente studiate in Europa (Sama 2002, Duelli e Wermelinger 2005, Ciach et al. 2007, Horák et al. 2009, Čížek et al. 2009, Russo et al. 2011, 2015, Trizzino et al. 2013, Michalcewicz et al. 2013, Di Santo e Biscaccianti 2014, Castro et al. 2016). Al contrario, solo pochi studi si sono concentrati sull'ecologia e l'etologia degli adulti e delle larve (Drag et al. 2011, Russo et al. 2011, 2015).

*R. alpina* è una specie caratterizzata da un certo grado di plasticità ecologica in Europa: pur essendo generalmente considerata montana e associata a foreste di faggio, questo cerambicide è capace di colonizzare un'ampia varietà di altre latifoglie (Aceraceae, Betulaceae, Fagaceae, Oleaceae, Tiliaceae, Ulmaceae), partendo dall'area costiera fino a circa 2000 m s.l.m. (Duelli e Wermelinger 2005, Ciach et al. 2007, Cizek et al. 2009a, Bosso et al. 2013, Lachat et al. 2013, Di Santo e Biscaccianti 2014). A scala di paesaggio, *R. alpina* predilige foreste caratterizzate dalla presenza di ambienti aperti o semi-aperti (Russo et al. 2011). A livello di singolo albero, predilige quelli senescenti,

morti o parzialmente morti, ancora in piedi ed esposti al sole, mentre evita alberi circondati da alti arbusti che possono ostacolare il volo degli adulti. Inoltre, questa specie tende a colonizzare piante con una corteccia spessa, piuttosto che quelle con corteccia più sottile (Russo et al. 2011). Questi aspetti ecologici peculiari di *R. alpina* spiegano perché le tecniche di gestione forestale possano influenzare negativamente la consistenza delle sue popolazioni e perfino determinare la loro estinzione a livello locale. In generale, la limitata capacità di dispersione degli adulti espone in modo evidente *R. alpina* ai rischi legati alla frammentazione dell'habitat (Russo et al. 2011, Drag et al. 2011, Bosso et al. 2013) (per ulteriori dettagli vedi sezione "stato di conservazione e minacce").

In generale, gli adulti di *R. alpina* sono attivi e mobili in condizioni di tempo soleggiato e con temperature elevate, generalmente dalle ore 10:00–11:00 alle 14:00–18:00, con dei picchi di attività tra le ore 12:00–14:00. Inoltre, non sono state osservate differenze tra femmine e maschi nei ritmi giornalieri di attività (Drag et al. 2011).

Gli adulti in genere si muovono in uno spazio forestale ristretto, ma a volte sono capaci di percorrere lunghe distanze volando per raggiungere habitat idonei. Studi di cattura-marcaggio-ricattura hanno mostrato che movimenti nell'arco di un centinaio di metri sono abbastanza frequenti, senza differenze di comportamento tra i sessi (Drag et al. 2011). La distanza più lunga percorsa da un adulto di rosalia è di circa 1,5 Km (Drag et al. 2011; Rossi de Gasperis et al. 2016). Tuttavia, le effettive distanze percorse possono essere sottostimate nel protocollo di cattura-marcaggio-ricattura.

Studi di cattura-marcaggio-ricattura condotti in Repubblica Ceca, hanno permesso di stimare la durata della vita in condizioni naturali, che si attesta intorno a 24 giorni per le femmine e 15 giorni per i maschi (Drag et al. 2011). Gli adulti non sembrano dipendere dalla presenza di fiori per l'alimentazione (Lachat et al. 2013) e probabilmente non si nutrono, così come osservato in molte specie della sottofamiglia Cerambycinae. Dati pubblicati da Drag et al. (2011) supportano questo aspetto, in quanto nessuna attività di alimentazione è stata osservata in oltre 1.500 catture.

La fenologia degli adulti dipende dalla latitudine, altitudine e condizioni climatiche locali. L'emergenza degli adulti dai fori, può iniziare a maggio ma più frequentemente si verifica tra luglio e agosto (Duelli e Wermelinger 2005, Drag et al. 2011). In Italia, le prime e le ultime catture sono state registrate tra la terza decade di giugno e la seconda decade di settembre, con picchi di attività tra la metà di luglio e la metà di agosto (Duelli e Wermelinger 2005, Di Santo e Biscaccianti 2014). Questi dati risultano confermati anche dai campionamenti condotti durante il progetto MIPP presso le Foreste Casentinesi (Toscana ed Emilia-Romagna) e nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (Rossi de Gasperis et al. 2017). Nell'ambito dell'attività di Citizen Science del progetto MIPP, i dati raccolti dai cittadini hanno evidenziato un periodo più lungo di attività di *R. alpina* (da metà maggio fino alla metà di settembre); la maggior parte delle osservazioni ricade comunque fra i primi di luglio e la fine di agosto. Inoltre, i dati di Citizen Science mostrano che il picco di attività tende a verificarsi più avanti nella stagione all'aumentare dell'altitudine (Campanaro et al. 2017).

I maschi fuoriescono in genere una settimana prima delle femmine e difendono il territorio, rappresentato da tronchi esposti al sole, da altri maschi competitori



per potersi accoppiare con le femmine (Duelli e Wermelinger 2005). Subito dopo l'accoppiamento, le femmine depongono le uova tra le fessure del legno asciutto di alberi esposti al sole. Per individuare un substrato idoneo per l'ovideposizione, le femmine eseguono diversi saggi sulla corteccia utilizzando l'ovopositore (Duelli e Wermelinger 2005); in genere prediligono tronchi secchi in decomposizione di alberi con un diametro superiore ai 20 cm (Bense 1995, Castro et al. 2012). Occasionalmente depongono le loro uova anche nelle ceppaie o in grossi rami caduti a terra (Duelli e Wermelinger 2005, Campanaro et al. 2011, Castro et al. 2012). La preferenza osservata, per tronchi in piedi e di diametro maggiore tra quelli disponibili, può essere dovuta a diversi fattori: (i) una maggiore disponibilità di substrato per lo sviluppo in tronchi più grossi, (ii) un maggiore isolamento dall'umidità che caratterizza il legno morto caduto a terra e (iii) una maggiore disponibilità di cibo e condizioni di umidità adeguate in alberi più grossi (Castro et al. 2012).

Per l'ovideposizione, le femmine preferiscono legno privo di corteccia (anche se non disdegnano porzioni coperte da corteccia) e depongono le uova in profondità nelle fessure. Le larve si sviluppano a circa 1–1,5 cm sotto la superficie del legno e si spostano in profondità via via che crescono. Come conseguenza, la maggior parte delle gallerie si trovano alla profondità di 4–10 cm (Cizek L. osservazione personale). Lo sviluppo larvale si completa dopo due-tre anni, in funzione delle condizioni climatiche e della qualità del substrato di sviluppo (Sama 1988, 2002). In Europa, le larve sono state spesso trovate nel legno di faggio (*Fagus* spp.), ma in molti casi si sviluppano nel legno di altre specie di latifoglie, come acero, olmo, frassino, castagno, salice, nocciolo, tiglio e carpino (Sama 2002, Duelli e Wermelinger 2005, Ciach et al. 2007, Čížek et al. 2009, Horák et al. 2009, Simandl 2012, Michalcewicz et al. 2013, Trizzino et al. 2013). In diverse aree a bassa quota dell'Europa centrale e sud-orientale, come ad esempio in Russia (ad eccezione del Caucaso) le popolazioni di *R. alpina* non vivono sul faggio; inoltre, anche nelle foreste di faggio, la rosalia può regolarmente colonizzare aceri e olmi (Cizek L. osservazione personale). Prima dell'arrivo dell'ultimo inverno, la larva si sposta verso la superficie del legno (verso la corteccia) e, in primavera o all'inizio dell'estate, costruisce una cella pupale e un foro di uscita dal tronco. Il foro di uscita ha un diametro che varia da 4,9 a 12 mm in lunghezza e da 3 a 8 mm in larghezza (Campanaro et al. 2011, Ciach e Michalcewicz 2013). La forma del foro è generalmente ellissoidale lungo l'asse longitudinale e risulta parallela alla direzione delle fibre del legno (Campanaro et al. 2011). Larghezza e altezza dei fori di uscita sono positivamente correlati con le dimensioni degli adulti, in particolare con la larghezza del pronoto (Ciach e Michalcewicz 2013).

## Stato di conservazione e minacce

*Rosalia alpina*, elencata negli allegati II e IV della Direttiva Habitat, secondo la lista rossa italiana rientra nella categoria "Quasi minacciata" "*Near Threatened*" (NT) (Audisio et al. 2014, Carpaneto et al. 2015), mentre secondo la lista rossa europea appartiene nella categoria di "Minor preoccupazione" "*Least Concern*" (LC) (Nieto e Alexander 2010),

come anche per l'area mediterranea (Verdugo et al. 2016). Su scala globale, la specie è classificata come "Vulnerabile" "*Vulnerable*" (VU) (World Conservation Monitoring Centre 1996). Come scritto in precedenza, la distribuzione geografica di *R. alpina* appare molto frammentata (Sama 2002, Jurc et al. 2008) a causa della perdita di habitat idonei (Čížek et al. 2009, Drag et al. 2011, Russo et al. 2011, Michalcewicz e Ciach 2015). La frammentazione dell'habitat porta verso un graduale isolamento delle popolazioni rappresentando una minaccia per *R. alpina* come per altre specie di coleotteri saproxilici caratterizzati da una limitata capacità di dispersione (Drag et al. 2011, Bosso et al. 2013).

I fattori che influenzano maggiormente la dinamica di popolazione e che possono condurre all'estinzione locale di *R. alpina* sono: (i) l'abbandono di forme di gestione forestale a carattere tradizionale (come ad esempio la capitozzatura e la gestione dei pascoli alberati) e/o la loro conversione in foreste d'alto fusto, le quali riducono la disponibilità di alberi esposti al sole (Drag et al. 2011, Lachat et al. 2013), (ii) la rimozione di legno morto a terra o di alberi senescenti (Duelli e Wermelinger 2005, Čížek et al. 2009, Russo et al. 2010). Un albero senescente o morto in piedi può rappresentare un'importante risorsa per un elevato numero di larve e adulti, rappresentando un "albero chiave" per una popolazione o una comunità saproxilica (Audisio et al. 2014, Carpaneto et al. 2015), (iii) la pratica di accatastare tronchi di alberi caduti o tagliati in foresta, in quanto sono attrattivi per le femmine in fase di ovideposizione e quindi rappresentano una trappola ecologica una volta rimossi (Duelli e Wermelinger 2005, Adamski et al. 2016), (iv) incendi forestali (Duelli e Wermelinger 2005, Trizzino et al. 2013).

## Revisione delle esperienze di monitoraggio in Europa

In base alla revisione della letteratura scientifica disponibile, i protocolli finora proposti per il monitoraggio di *R. alpina* possono essere inseriti in due categorie: (i) conteggio dei fori di uscita degli adulti; (ii) conteggio degli adulti lungo transesti o plot (superficie di campionamento in genere quadrata o circolare) di riferimento. Nuovi protocolli per il monitoraggio di *R. alpina* potrebbero essere sviluppati in futuro qualora venisse identificato il feromone di aggregazione prodotto da questa specie. Negli USA, Ray et al. (2009) sono riusciti ad identificare e sintetizzare una sostanza volatile aggregante prodotta dal maschio di *Rosalia funebris* Motschulsky, 1845 [(Z)-3-decenyl (E)-2-hexenoate]. Gli autori americani hanno catturato un numero elevato di individui con trappole innescate con la sostanza identificata.

Nei successivi paragrafi vengono riportate le esperienze di campionamento e/o i protocolli standard di monitoraggio adottati in diversi paesi europei.

### Austria

I fori di sfarfallamento di *R. alpina* su faggi in piedi e caduti a terra sono stati studiati da Paill e Mairhuber (2010). Nel 2014, studi condotti nel parco nazionale Kalkalpen



da Friess et al. (2014) hanno permesso di individuare 79 “siti standard” (ognuno di dimensioni pari a: 141m × 141m), all’interno dei quali sono stati individuati fori di emergenza su faggi, ispezionando con i binocoli anche la parte alta dei tronchi. Le osservazioni di *R. alpina* sono state effettuate durante i mesi di luglio e agosto. Questo tipo di lavoro è stato svolto da due persone per un totale di 20 giorni lavorativi.

### ***Bulgaria***

Il protocollo di monitoraggio adottato in Bulgaria (Anonimo 2015) si basa su transesti della lunghezza di 1 km, percorsi da due persone che camminano l’una a fianco dell’altra, rilevando la presenza di *R. alpina* su entrambi i lati del transetto. All’interno dei transesti gli operatori si muovono in parallelo mantenendo tra loro una distanza pari a 1-1,5 m e cercando a vista micro-habitat potenzialmente idonei per la specie nel raggio di 10 m a partire da una linea immaginaria dal centro del transetto (il transetto ha una larghezza di circa 20 m). I micro-habitat idonei sono alberi con tronchi grandi, in piedi o a terra, morti o parzialmente morti, o anche grossi rami caduti o legna accatastata. Il monitoraggio di *R. alpina* deve essere svolto in giornate soleggiate, senza vento e durante le ore più calde, tra le ore 11:00 e 17:00, ma preferibilmente tra le 13:00 e le 15:00.

### ***Repubblica Ceca***

Il metodo standard adottato in Repubblica Ceca, si basa su transesti larghi 20 m. Il monitoraggio deve essere svolto quattro volte a settimana, preferibilmente tra la metà di luglio e la metà di agosto (Vávra e Drozd 2006). I transesti devono essere percorsi solo in una direzione nelle giornate calde e senza vento, registrando il numero di adulti osservati in volo o sui tronchi. Ogni transetto deve essere ispezionato ogni tre anni. Tale metodo può essere integrato con l’applicazione del protocollo di cattura-marcaggio-ricattura che permette di monitorare la dimensione della popolazione. Viene inoltre raccomandato di segnare i fori di uscita freschi, per avere ulteriori informazioni sullo stato della popolazione. L’applicazione del protocollo di cattura-marcaggio-ricattura è stata eseguita con successo da Cizek et al. (2009b) sull’ultima popolazione di *R. alpina* in Boemia, dove in totale sono stati marcati 598 individui. Nel 2011, in alcune vecchie foreste di faggio, individuate mediante foto aeree, Drag et al. (2011) hanno effettuato la ricerca degli adulti e dei fori di uscita. Sulla base dei risultati ottenuti, è stato possibile suddividere le diverse aree di studio in tre categorie, in base a stime di abbondanza di legno morto (basso, medio, alto) e allo stato della popolazione locale di *R. alpina*: (i) popolazione numerosa, con adulti e fori di sfarfallamento che si rinvenivano facilmente, (ii) popolazione ridotta, con adulti e fori di sfarfallamento rari, (iii) nessuna presenza né di adulti né di fori. Nelle aree caratterizzate da popolazioni numerose sono stati successivamente applicati protocolli di cattura-marcaggio-ricattura. In primo

luogo sono stati selezionati alberi idonei (vecchi, morti o con porzioni morte) e varie tipologie di legno in decomposizione (ad esempio ceppaie). Gli alberi selezionati e i substrati di legno marcescente sono stati ispezionati per l'individuazione degli adulti; tali indagini sono state condotte nel mese di luglio in condizioni meteorologiche idonee (temperature  $>15^{\circ}\text{C}$ , assenza di pioggia) tra le ore 10:00 e 18:00. Gli individui sono stati marcati sulle elitre con un pennarello indelebile nero, inoltre il margine distale delle elitre è stato tagliato per permettere il riconoscimento degli individui marcati qualora il codice riportato con il pennarello si fosse cancellato; gli individui sono stati anche fotografati.

### **Francia**

Bensettiti e Gaudillat (2004) hanno stabilito che l'osservazione di questa specie in campo è spesso occasionale e che pertanto è difficile definire un programma di monitoraggio quantitativo delle popolazioni. Recentemente, è stato condotto un censimento nazionale dei coleotteri saproxilici con lo scopo di stabilire l'attuale distribuzione di ogni specie presente in Francia (<http://saprox.mnhn.fr>). I primi risultati su *R. alpina* sono stati recentemente pubblicati (de Flores e Sueur 2015); circa 400 persone hanno preso parte al campionamento effettuato nel 2014, fornendo 979 punti di osservazione.

### **Germania**

In Baviera, il protocollo standard di monitoraggio per *R. alpina* consiste nel cercare i caratteristici fori di uscita sui tronchi. Nei primi mesi dopo lo sfarfallamento, i margini del foro di emergenza sono più chiari permettendo di riconoscere i fori dell'anno in corso rispetto a quelli degli anni passati. Questo metodo è stato testato per la prima volta nel 2004 e viene ormai usato dal 2006 come metodo standard per il monitoraggio nelle aree Natura 2000 in Baviera (Binner e Bußler 2006, Bußler et al. 2016). Prima del lavoro di campo, viene prodotta una mappa digitalizzata per individuare le aree potenzialmente idonee per la specie (Binner e Bußler 2006). Ogni 100 ettari di foresta, un sito caratterizzato da 5-10 alberi idonei (o altri tipi di substrato idoneo) viene ispezionato. L'area di ogni sito non è standardizzata, perché l'individuazione di essi è basata sul numero di substrati idonei che vengono individuati (Binner e Bußler 2006). Nel 2006 questo metodo è stato adottato come metodo standard in tutta la Germania (Binner e Bußler 2006) e si basa esclusivamente sulla ricerca dei fori di uscita; non necessariamente si devono trovare gli adulti, in quanto tali osservazioni sono ritenute solamente informative sui parametri di dispersione della specie. Anche per la regione del Baden-Württemberg (Biewald et al. 2014) il monitoraggio di *R. alpina* si basa sul conteggio dei fori di sfarfallamento distinguendo quelli recenti da quelli più vecchi. Più di 50 fori recenti indicano popolazioni numerose, da 6 a 50 fori indicano popolazioni di media grandezza, meno di 6 fori suggeriscono popolazioni assai scarse.

### ***Polonia***

Un metodo di monitoraggio standard è stato proposto da Ciach (2015). Il protocollo si basa sull'osservazione degli adulti (inclusi i resti) e sull'individuazione dei fori di sfarfallamento su alberi potenzialmente idonei, soprattutto faggi. Non vengono impiegate strutture attrattive, come ad esempio le cataste di legna, in quanto queste vengono considerate causa di errori nell'interpretazione dei dati. All'interno dell'area di studio viene individuata un'area potenzialmente idonea per la presenza della specie, in cui si seleziona una superficie di 1 km<sup>2</sup> che viene divisa in 4 settori. In ognuno dei 4 settori viene individuato un transetto lungo 500 m. Su ogni transetto vengono selezionate 5 aree circolari di 10 m di diametro, distanti tra loro 100 m. In queste aree circolari viene effettuata la ricerca di adulti e fori di uscita attraverso campionamenti su ogni substrato potenzialmente idoneo per la presenza di *R. alpina* (in genere alberi di faggio o altre specie di latifoglie).

### ***Romania***

Fusu et al. (2015) suggerisce di selezionare un'area di circa 1 ettaro (per esempio lunga 50 m e larga 20 m) e selezionare piante idonee (spesso faggio, ma anche acero o altre latifoglie) per l'osservazione degli adulti. Questi possono anche essere individuati su cataste formate da tronchi di alberi abbattuti di recente. Qualora siano individuati alberi idonei in numero sufficiente, le ricerche degli adulti possono essere estese fino a coprire un'area di un ettaro. Il numero minimo di operatori necessari è tre.

### ***Slovenia***

Vrezec et al. (2012) suggerisce un protocollo di monitoraggio basato su controlli giornalieri di tronchi di faggio recentemente tagliati, consigliando di controllare almeno 33 unità per stimare l'abbondanza, ma di utilizzarne 78 per confermare l'assenza della specie in una data area. Il periodo dell'anno più indicato per il lavoro di campo è tra la fine di luglio e l'inizio agosto. In parallelo a questo protocollo di monitoraggio, rilievi sulla presenza di *R. alpina* vengono raccolti dai cittadini tramite attività di Citizen Science. Quest'ultimo approccio è parte integrante del metodo di monitoraggio nazionale. Ogni anno, differenti sistemi di comunicazione (TV, giornali locali e nazionali, siti web, ecc.) vengono impiegati per raggiungere il pubblico, inoltre, vengono esposti pannelli informativi nelle scuole, aree protette, ecc. Tutti i dati pervenuti, vengono successivamente validati da esperti (Vernik M. osservazione personale).

### ***Spagna***

Pagola Carte (2007) ha monitorato la presenza di *R. alpina* su ceppaie, tronchi in piedi e a terra, in 7 aree di campionamento. Ciascuna area è stata ispezionata nove volte nei

mesi di luglio e agosto, con un tempo di controllo di ciascuna area pari a 10 minuti (senza contare il tempo di spostamento tra un'unità di campionamento e l'altra). Il monitoraggio viene condotto rilevando la presenza di esemplari vivi di *R. alpina* o resti (elitre, zampe, antenne, ecc.) fra le ore 13:00 e 16:00. Gli autori suggeriscono anche di fotografare gli individui per future identificazioni basate sul pattern elitale. Castro et al. (2012) hanno monitorato alberi di faggio in 81 aree potenzialmente idonee localizzate con una griglia di 1x1 km, lungo sentieri facilmente accessibili all'interno di aree boschive. Tutte le piante di faggio sono state ispezionate alla ricerca di adulti di *R. alpina* e fori di sfarfallamento; le attività di campionamento si sono svolte da giugno a settembre. Il seguente protocollo è stato invece seguito da Castro e Fernández (2016): (i) individuazione degli alberi idonei, (ii) ricerca di fori di sfarfallamento in porzioni di legno morto e secco, corrispondenti a un volume minimo di legno pari a un tronco di diametro 25 cm e lungo 2 m. Ogni albero è stato ispezionato anche per la ricerca di individui adulti o resti, per otto volte durante il mese di luglio e agosto, tra le ore 11:00 e 18:00. Infine, il numero di fori di sfarfallamento per ciascun albero è stato registrato da settembre a novembre.

### ***Svizzera***

Duelli e Wermelinger (2005, 2010) hanno posizionato dei tronchi di faggio in tre aree dove era nota la presenza di *R. alpina*. In ogni area, tronchi di varie dimensioni (lunghe 2 m e 1 m, e con diametri compresi fra 20 e 25 cm) sono stati posizionati a terra e in piedi per favorire la colonizzazione da parte di *R. alpina*. I risultati hanno dimostrato che individui di *R. alpina* (sia maschi che femmine) preferiscono i tronchi più lunghi e ancora in piedi.

### ***Italia***

Russo et al. (2010) ha monitorato 49 transetti caratterizzati dalla presenza di alberi parzialmente morti, tronchi in piedi, ceppaie e legno morto a terra per cercare individui di *R. alpina* nei mesi di luglio e agosto. Ogni transetto era costituito su entrambi i lati da una fascia marginale larga 50 m all'interno della quale si sono concentrate le ricerche. La lunghezza media di ciascun transetto era di  $366 \text{ m} \pm 134 \text{ m}$  deviazione standard (SD). In base dell'analisi dei fori di uscita, gli autori hanno concluso che *R. alpina* produce fori che possono essere confusi con quelli prodotti da altre specie di coleotteri saproxilici o possono risultare di difficile identificazione su alberi in cui sono presenti segni di beccate da parte dei picchi. Inoltre, la presenza di fori non indica necessariamente una colonizzazione da parte di *R. alpina* nell'anno in corso. A livello di paesaggio infine, la specie tende a preferire foreste aperte o semi-aperte, con frequenti interruzioni della volta arborea. Studi condotti in Calabria da Mazzei et al. (2013) hanno dimostrato la

presenza di *R. alpina* attraverso l'osservazione di fori, resti e adulti su alberi senescenti. Il monitoraggio proposto da Trizzino et al. (2013) si basa sull'applicazione del protocollo di cattura-marcaggio-ricattura di *R. alpina* monitorando substrati idonei (alberi morti e parzialmente morti in piedi, alberi a terra, ceppaie e rami a terra con diametro superiore ai 20 cm), in almeno cinque stazioni di campionamento tra le ore 11:00 e le 17:30, per otto volte durante i mesi di luglio e agosto. Un tempo di controllo di 5 minuti è richiesto per ciascuna stazione. Rossi de Gasperis et al. (2017), sempre nell'ambito del progetto MIPP, ha testato la probabilità di riconoscimento tra gli individui di *R. alpina* attraverso fotografie del pattern elitale con l'aiuto di un software. Tale metodo, condotto nell'ambito del protocollo di cattura-marcaggio-ricattura, si basa su caratteri individuo-specifici quali la forma e le dimensioni delle macchie nere sulle elitre. L'applicazione del protocollo di cattura-marcatura-ricattura utilizzando la fotointerpretazione è stato suggerito anche da Bologna et al. (2016). In quest'ultimo lavoro, si suggerisce di selezionare siti di monitoraggio rappresentati da alberi vecchi con evidenti segni di deperimento, successivamente di individuare dei transetti che collegano almeno cinque siti di monitoraggio. Gli individui di *R. alpina* devono essere catturati, fotografati e rilasciati. I campionamenti devono essere condotti per quattro settimane tra luglio e agosto in giornate di sole, fra le ore 13:00 e 17:30.

### Riassunto delle esperienze di monitoraggio

Nei precedenti paragrafi sono stati riportate le esperienze di monitoraggio e i protocolli di monitoraggio adottati per *R. alpina* in undici paesi europei. In sei di questi paesi, il monitoraggio si focalizza sulla ricerca degli adulti (Bulgaria, Romania, Slovenia, Spagna, Svizzera e Italia), mentre in due paesi si basa sulla ricerca dei fori di sfarfallamento (Austria e Germania). Nella Repubblica Ceca e in Polonia, il monitoraggio si basa sulla ricerca sia dei fori di sfarfallamento che di adulti. Infine in Francia non esiste un protocollo nazionale per il monitoraggio di *R. alpina*.

Analizzando i metodi di monitoraggio sopra esposti, tra i sei paesi che utilizzano un protocollo basato sull'osservazione degli adulti lungo transetti, tre hanno condotto le ricerche lungo transetti che variano in lunghezza da una media di 366 m (Italia) a 1 km (Bulgaria, Romania e ancora Italia) con delle fasce marginali di indagine su entrambi i lati di 20 m (Bulgaria e Romania) o di 50 m (Italia). Negli altri tre paesi si individuano siti di monitoraggio in base alla selezione di substrati idonei (ceppaie, tronchi in piedi e a terra, ecc.). Le strutture legnose variano in lunghezza, da 1 m a 2 m (Spagna e Svizzera) oppure, sono tronchi con un diametro minimo di 25 cm (Spagna).

Infine, tra i paesi che applicano un protocollo basato sulla ricerca dei fori di sfarfallamento, solo la Germania ha definito delle soglie per stabilire la dimensione delle popolazioni: 50 fori di uscita recenti indicano popolazioni numerose; da 6 a 50 fori recenti indicano popolazioni di media densità; meno di 6 fori recenti indicano popolazioni ridotte.



Metodi

I tre metodi testati per monitorare l’abbondanza di *R. alpina* durante il progetto MIPP si sono basati sulla ricerca visiva degli adulti, *visual encounter surveys* (VES), su alberi, tripodi e tronchi. Il protocollo VES consiste nel conteggio degli adulti osservati nella stazione di monitoraggio selezionata, anche con l’uso dei binocoli in caso di superfici localizzate ad una certa altezza.

Alberi potenzialmente idonei sono stati individuate in base alle seguenti caratteristiche: presenza di legno morto sul tronco (corteccia distaccata) ed esposizione al sole per almeno 1–2 ore al giorno (Figura 2 e Figura 3).

I tripodi sono costituiti da tre tronchi di faggio (del diametro di circa 20–25 cm), in parte scortecciati e posizionati a tenda indiana (Figura 4). Tali strutture sono state posizionate in aree facilmente accessibili (lungo strade forestali o radure) distanziati tra loro almeno 30 m. I tronchi di faggio con diametro compreso tra i 28 e i 75 cm, sono stati collocati a terra in gruppi o in singoli elementi (Figura 5).

I campionamenti di *R. alpina* sono state condotti in due aree di studio: le Foreste Casentinesi (FC) e il Parco Nazionale d’Abruzzo, Lazio e Molise (PA) negli anni 2014, 2015 e 2016 (vedi Carpaneto et al. 2017 in questo volume per la descrizione delle aree di studio). La Tabella 1 riporta, in sintesi, lo schema di monitoraggio seguito. Le schede di campo utilizzate per il monitoraggio sono riportate nelle informazioni supplementari 1. Le mappe delle aree di studio sono riportate nelle Figure 6 e 7.

Piano di campionamento

Foreste Casentinesi 2014

In questa area di studio sono stati individuati 3 transetti (uno per ogni sub-area) comprendenti gli alberi selezionati (N=23) e i tripodi (N=10, N=13, N=7 rispettivamente per le tre sub-aree). Il legno utilizzato per l’allestimento dei tripodi è stato tagliato nell’area di studio nell’inverno 2013–2014. Il campionamento è stato suddiviso in sette sessioni (una alla settimana) dal 1 luglio al 27 agosto. Ogni sessione consisteva in tre so-

Tabella 1. Caratteristiche principali dello schema di monitoraggio applicato per *R. alpina*.

| Area di studio | Anno | Numero di sub-aree | Numero di sessioni | Frequenza di campionamento | Numero di unità di campionamento |           |         |
|----------------|------|--------------------|--------------------|----------------------------|----------------------------------|-----------|---------|
|                |      |                    |                    |                            | Alberi                           | Tripodi   | Tronchi |
| FC             | 2014 | 3                  | 7                  | 3/settimana                | 23, 23, 23                       | 13, 10, 7 | -       |
|                | 2015 | 2                  | 16                 | 4/settimana                | 24, 24                           | 15, 15    | -       |
|                | 2016 | 2                  | 10                 | 4/settimana                | 15, 15                           | 15, 15    | -       |
| PA             | 2014 | 3                  | 7                  | 3/settimana                | 30,30,28                         | -         | -       |
|                | 2015 | 2                  | 14                 | 4/settimana                | 15, 15                           | 15, 15    | -       |
|                | 2016 | 2                  | 10                 | 4/settimana                | 15, 15                           | -         | 15      |



**Figura 2.** Albero utilizzato come unità di campionamento per il monitoraggio di *R. alpina* nelle Foreste Casentinesi tra il 2014 e il 2016.

pralluoghi preferibilmente condotti il lunedì, il mercoledì e il venerdì. Per ogni transetto la direzione di percorrenza è stata invertita nelle varie sessioni, per evitare di controllare alcuni alberi o tripodi sempre nello stesso orario. Ogni sopralluogo iniziava alle ore





**Figura 3.** Albero utilizzato come unità di campionamento per il monitoraggio di *R. alpina* nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise tra il 2014 e il 2016.

12:00 al fine di garantire che i controlli venissero eseguiti nelle ore più calde della giornata, cioè il momento migliore per intercettare gli adulti di *R. alpina* (Drag et al. 2011); questo protocollo è stato seguito negli anni successivi anche nell'area di studio PA.





**Figura 4.** Tripode allestito con tronchi di faggio e utilizzato come unità di campionamento per il monitoraggio di *R. alpina* nelle Foreste Casentinesi tra il 2014 e il 2016.

### **Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise 2014**

In quest'area di studio sono stati selezionati tre transetti comprendenti gli alberi idonei selezionati ( $N=30$ ,  $N=30$ ,  $N=28$ ). Il campionamento è stato suddiviso in sette sessioni (una alla settimana) dal 14 luglio al 27 agosto. Durante ogni sessione e per ogni area, i sopralluoghi sono stati realizzati in tre giorni consecutivi (uno per ogni sub-area, preferibilmente il lunedì, martedì e mercoledì).

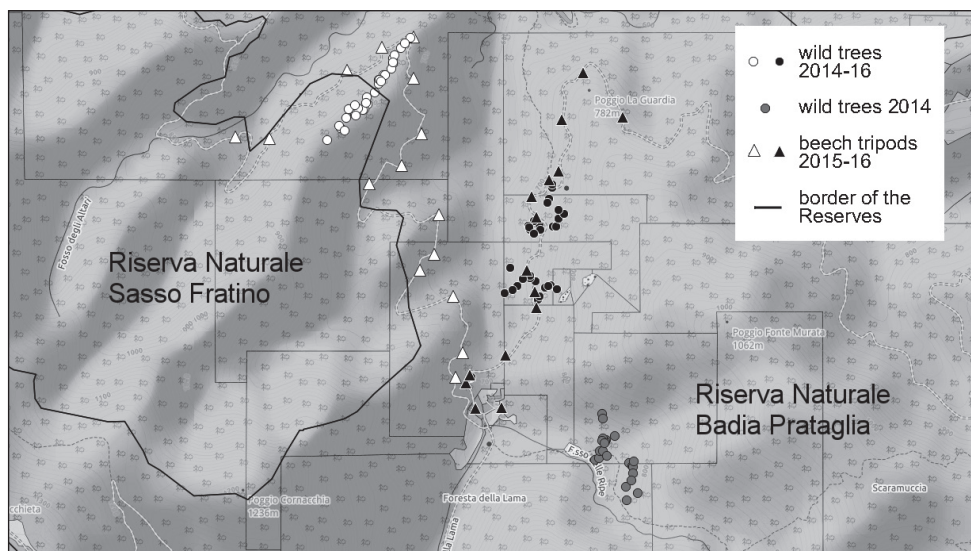
### **Foreste Casentinesi 2015**

Nel 2015, sono stati percorsi solamente due transetti comprendenti gli alberi ( $N=24$ ) e i tripodi ( $N=15$ ). I tripodi monitorati sono stati gli stessi del 2014 e di conseguenza il legno risultava invecchiato di un anno. Lo studio si è protratto dal 15 luglio al 30 agosto (16 sessioni in totale). Ogni sessione consisteva di due sopralluoghi (un sopralluogo al giorno); due sessioni venivano ripetute consecutivamente. Dopo due sessioni, le due successive venivano condotte dopo due giorni.

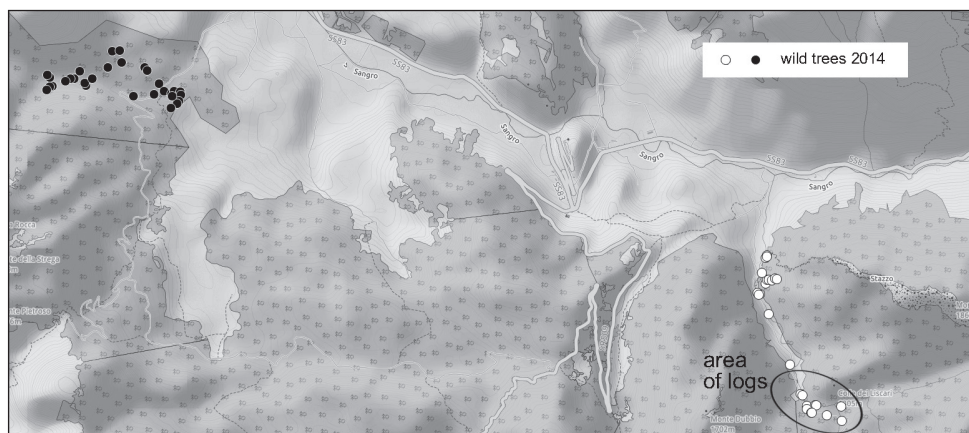




**Figura 5.** Gruppo di tronchi utilizzato come unità di campionaggio per il monitoraggio di *R. alpina* nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise tra il 2014 e il 2016.



**Figura 6.** Mappa dell'area di studio nelle Foreste Casentinesi. Simboli bianchi indicano la sub-area "Poggio Ghiaccione", simboli neri la sub-area "Strada per Badia", simboli grigi la sub-area "La Vetteria".



**Figura 7.** Mappa dell'area di studio nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. Simboli bianchi indicano la sub-area "Val Fondillo", simboli neri la sub-area "Difesa di Pescasseroli".

### Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise 2015

Nel 2015 sono stati percorsi due transesti, comprendenti gli alberi ( $N=15$ ) e i tripodi ( $N=15$ ). Il legno utilizzato per l'allestimento dei tripodi è stato tagliato nell'area di studio nel 2015. I campionamenti, suddivisi in 14 sessioni, sono stati effettuati tra il 21 luglio e il 28 agosto. Il protocollo utilizzato è stato lo stesso seguito nelle FC nel 2015.

### Foreste Casentinesi 2016

Nel 2016 sono stati percorsi due transesti e il numero di alberi da monitorare è stato ridotto da 25 a 15. Sono stati monitorati solamente gli alberi su cui nel 2014-2015 erano state registrate numerose osservazioni. Il campionamento, suddiviso in 10 sessioni, è stato condotto dal 4 luglio al 5 agosto. Ogni sessione era costituita da campionamenti consecutivi (uno al giorno); ogni settimana sono state condotte due sessioni di campionamento.

### Abruzzo, Lazio e Molise National Park 2016

Nel 2016 le unità di campionamento erano costituite soltanto da alberi e tronchi. I due transesti comprendenti i 15 alberi che erano stati monitorati l'anno precedente sono stati mantenuti, mentre i tripodi, a causa dei danni subiti dal bestiame al pascolo o dalle attività umane, sono stati sostituiti dai tronchi a terra. Complessivamente 70 tronchi a terra (tagliati nel 2015) organizzati in 15 unità di campionamento sono stati monitorati in una sola sub-area (Tabella 2). I campionamenti suddivisi in 10 sessioni sono stati effettuati tra il 18 luglio al 19 agosto. Ogni sessione consisteva di due campionamenti effettuati in giorni consecutivi. Il protocollo utilizzato è stato lo stesso seguito nelle FC nel 2015.



**Tabella 2.** Unità di campionamento costituite da tronchi di faggio per il monitoraggio di *R. alpina*.

| Unità di campionamento | Numero di tronchi | Volume di legno (m <sup>3</sup> ) | Diametro medio (cm) |
|------------------------|-------------------|-----------------------------------|---------------------|
| 1                      | 6                 | 3,768                             | 54                  |
| 2                      | 5                 | 5,505                             | 55                  |
| 3                      | 4                 | 2,114                             | 50                  |
| 4                      | 6                 | 4,401                             | 50                  |
| 5                      | 1                 | 0,428                             | 48                  |
| 6                      | 2                 | 1,256                             | 47                  |
| 7                      | 1                 | 0,622                             | 45                  |
| 8                      | 14                | 7,877                             | 54                  |
| 9                      | 1                 | 0,181                             | 62                  |
| 10                     | 2                 | 0,514                             | 52                  |
| 11                     | 3                 | 0,466                             | 44                  |
| 12                     | 1                 | 0,198                             | 47                  |
| 13                     | 3                 | 0,679                             | 46                  |
| 14                     | 1                 | 0,217                             | 49                  |
| 15                     | 1                 | 0,298                             | 54                  |

### Raccolta dei dati sulle variabili ambientali

Gli alberi, i tripodi e i tronchi, sono stati mappati e georeferenziati usando il sistema GPS (Global Positioning System) mediante dispositivi di geolocalizzazione (Garmin 60CSX, 62st e 64st). Per gli alberi e i tronchi, sono stati registrati sei variabili ambientali (cfr. Ranius e Jansson 2002) riportate in tabella 3. Tali variabili non sono state registrate per i tripodi in quanto presentavano tutti caratteristiche simili.

Il software Garmin MAP Source è stato utilizzato per misurare il parametro DNC; il DBH è stato misurato per gli alberi, a circa 1.30 m di altezza dal suolo; per i tronchi a terra, a metà della loro lunghezza; TS è stato stimato classificando gli alberi in tre categorie: morto, parzialmente morto e vivo; CC è stato misurato tramite una valutazione visiva in un'area di 5-10 m di raggio intorno ogni albero. La presenza o assenza di WA (ovvero fori di alimentazione dei picchi) è stata stabilita visivamente. Infine, WDC è stato misurato in accordo con Hunter (1990), sulla base del grado di penetrazione di un coltello (Opinel n° 8), attribuendo ad ogni albero una delle cinque categorie di decadimento del legno: I) morto di recente, nessuna evidenza di decadimento, corteccia intatta; II) legno solido, meno del 10% di legno in decadimento, la lama del coltello penetra meno di 1 cm, corteccia intatta; III) legno decomposto dal 10% al 25%, la lama del coltello penetra per 1 cm, legno tenero in superficie e corteccia in parte distaccata; IV) legno decomposto dal 26% al 75%, la lama del coltello penetra per più di 1 cm, porzioni di legno tenero al tatto e in profondità, corteccia mancante; V) legno decomposto dal 76% al 100%, tenero per tutto il suo spessore. Il coltello è stato inserito nel tronco in 4 differenti posizioni e poi definito un valore medio rappresentativo.

**Tabella 3.** Variabili ambientali registrate per alberi e tronchi.

| Variabili ambientali                             | Tipo di variabile             |
|--------------------------------------------------|-------------------------------|
| DNC = Distanza dal albero colonizzato più vicino | Continua (m)                  |
| DBH = Diametro a petto d'uomo                    | Continua (cm)                 |
| CC = Grado di copertura delle chiome             | Categorica (%)                |
| WA =Aattività dei picchi                         | Binaria                       |
| TS = Stato dell'albero                           | Categorica (tre categorie)    |
| WDC = Classe di decadimento del legno            | Categorica (cinque categorie) |

## Analisi dei dati

### Comparazione tra le aree di studio

Per comparare le aree di studio in relazione alle caratteristiche degli alberi monitorati (TS, DBH, WDC e CC) è stata utilizzata l'analisi multivariata MANOVA (Anderson, 2001) con 1.000 permutazioni. Inoltre, è stata svolta l'analisi delle component principali (PCA) e visualizzata usando un algoritmo di aggregazione.

### Preferenza di habitat per la specie

Per indagare le preferenze di habitat di *R. alpina* sono stati utilizzati i modelli lineari generalizzati, *Generalized Linear Models* (GLM) (distribuzione dei dati = poisson, link = log, funzione "glm" del pacchetto stats di R) tra il numero di osservazioni di individui (variabili di risposta) e le sei variabili ambientali registrate (variabili esplicative). L'analisi GLM è stata svolta sia per gli alberi che per i tronchi a terra monitorati, separatamente per ogni area di studio e anno. Per quegli anni in cui le conte di *R. alpina* sono state caratterizzate da un numero elevato di zeri, è stata usata la funzione glm.nb (pacchetto MASS di R). I modelli calcolati sono stati classificati sulla base del loro valore di AIC utilizzando il criterio di informazione di Akaike, *Akaike information criterion* (AIC). I modelli che si differenziano nel valore di AIC per un numero inferiore a 2 sono stati considerati indistinguibili nel loro supporto statistico (Burnham e Anderson 2002). Il fattore di inflazione della varianza, *Variance Inflation Factor* (VIF), è stata calcolato per evidenziare eventuali collinearità tra le variabili esplicative; tutte le variabili con valori di VIF inferiori a 4.0 sono stati considerate senza una rilevante collinearità e utilizzate nei modelli GLM.

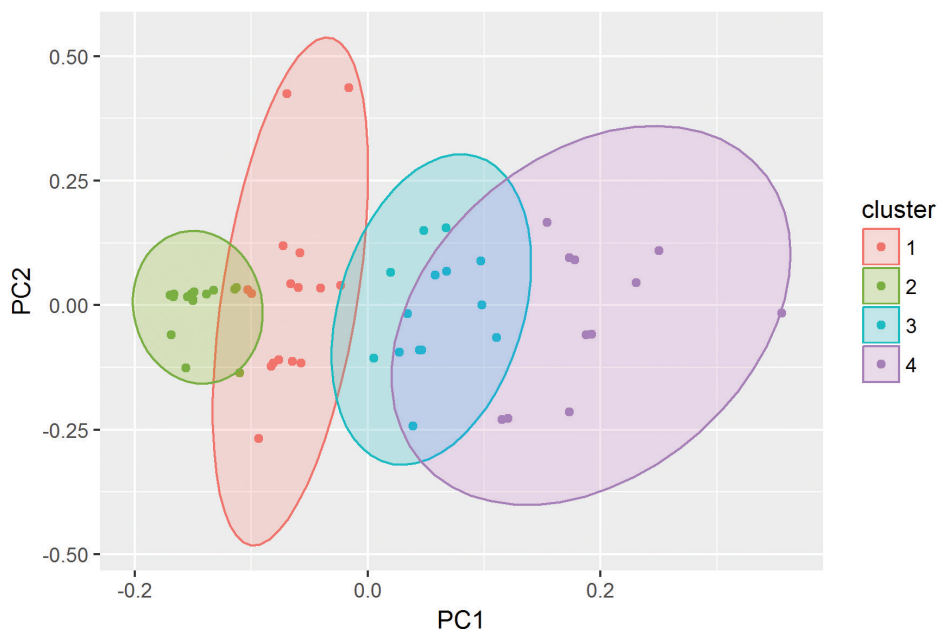
### Comparazione tra alberi, tripodi e tronchi

Il test statistico non parametrico Kruskal-Wallis, è stato usato per comparare il numero di individui osservati su alberi, tripodi e tronchi nelle due aree di studio. L'analisi di preferenza di habitat e il test non parametrico sono stati svolti mediante il software R3.3.2 software (R Development Core Team 2010); il valore di alpha per rifiutare l'ipotesi nulla, è stato fissato per tutte le analisi pari a 0.05.

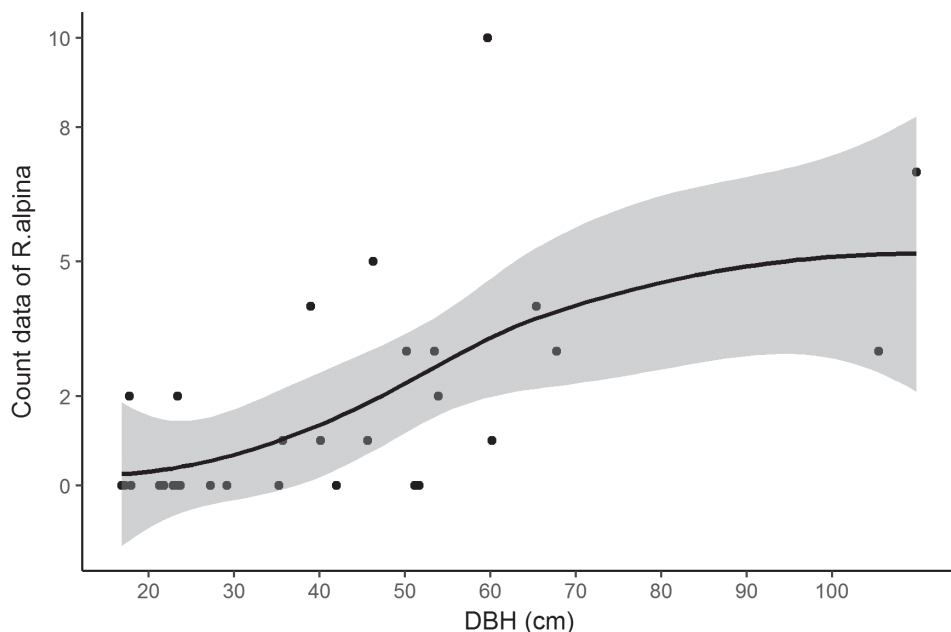
## Risultati

### Differenze tra le aree di studio

L'analisi PCA svolta sulle quattro variabili ambientali degli alberi (TS, DBH, WDC e CC) in entrambe le aree di studio, ha mostrato importanti differenze fra le aree monitorate nelle Foreste Casentinesi e nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. Dei quattro assi delle componenti principali, PC1:PC3 spiega il 90% della varianza. Tutte le variabili ambientali analizzate differiscono significativamente tra le aree di studio: CC = F: 19.54  $p < 0.001$ ; DBH = F: 217.59  $p < 0.001$ ; TS = F: 11.09  $p < 0.002$ ; WDC = F: 9.98  $p < 0.003$  (Figura 8). In particolare, nelle Foreste Casentinesi sono stati monitorati alberi con diametri inferiori (media e DS: 41.90 cm  $\pm$  23.77) rispetto a quelli dell'Abruzzo (Media e DS: 104.35 cm  $\pm$  35.71). Inoltre, nelle Foreste Casentinesi è stato monitorato un numero maggiore di alberi morti e in un precoce stadio di decadimento (TSmorto = 25, TSparzialmente morto = 4, TSvivo = 0; WDCclasse I = 0, WDCclasse II = 20, WDCclasse III = 6, WDCclasse IV = 1) rispetto all'Abruzzo, dove, è stato monitorato un numero maggiore di alberi appartenenti a uno stadio di decadimento intermedio e avanzato (TSmorto = 16, TSparzialmente morto = 7, TSvivo = 6; WDCclasse I = 0, WDCclasse II = 5, WDCclasse III = 20, WDCclasse IV = 4).



**Figura 8.** Plot ottenuto dall'analisi delle componenti principali PCA, sulle variabili ambientali registrate per gli alberi monitorati nelle due sub-aree per ogni area di studio: FC e PA. Il test MANOVA conferma le differenze tra le due aree di studio come mostrato dai margini sovrapposti dei cluster. I cluster corrispondono alle differenti sub-aree: cluster 1 “Strada per Badia”, cluster 2 “Poggio Ghiaccione”, cluster 3 “Difesa di Pescasseroli”, cluster 4 “Val Fondillo”.



**Figura 9.** Visualizzazione del modello GLM calcolato utilizzando la funzione LOESS (locally weighted scatter plot smoothing) per la media mobile. La figura mostra la relazione tra i valori di DBH registrati e le conte di *R. alpina* nelle FC nel 2016. Il maggior numero di individui è stato osservato su alberi con DBH maggiore di 60 cm.

### Numero di osservazioni e preferenza di habitat per gli alberi

Il numero totale di individui di *R. alpina* osservati sugli alberi monitorati nelle FC nel 2014, 2015 e 2016 sono stati rispettivamente 9, 15 e 52. A causa del basso numero di individui registrati nel 2014 e 2015 si è deciso di riportare solo i risultati dei modelli GLM relativi alle osservazioni del 2016. Dai modelli calcolati, considerando come variabili esplicative DBH, TS, CC e WDC, sono risultate significative soltanto due variabili: DBH ( $p < 0.01$ ) e CC ( $p < 0.01$ ). Partendo dal modello completo, comprendente tutte le variabili considerate ( $M1_{2016}^{FC}$ , AIC = 93.31), il miglior modello selezionato sulla base del valore di AIC è risultato essere  $M2_{2016}^{FC}$ , AIC = 89.32 (Tabella 4). La Figura 9 mostra la relazione tra le osservazioni di *R. alpina* e il DBH, per la quale il numero di individui osservati aumenta con l'aumentare del diametro.

Il numero di individui osservati sugli alberi nel PA nel 2014, 2015 e 2016 sono stati rispettivamente 140, 172 e 136. I GLM calcolati sui dati delle osservazioni di *R. alpina* nel PA per il 2014 (tre sub-aree), ha mostrato che il miglior modello finale selezionato sulla base del valore di AIC, è risultato essere  $M3_{2014}^{PA}$  (AIC = 707.1) con 4 variabili significative (DBH:  $p < 0.01$ ; TSparzialmente morto:  $p < 0.01$ ; WDC:  $p < 0.01$ ; CC:  $p < 0.01$ ) (Tabella 5). Nel 2015 e 2016 (due sub-aree) i migliori modelli finali sono risultati rispettivamente  $M3_{2015}^{PA}$ , AIC = 647.66 (variabili significative:

**Tabella 4.** Risultati dell’analisi dei modelli lineari generalizzati. **A)** selezione delle variabili esplicative e modello finale migliore per i dati di conta di *R.alpina* nelle FC nel 2016. Per ogni modello viene riportato la funzione usata per la costruzione del modello stesso, il valore AIC e Delta AIC per la selezione del modello migliore. **B)** Valori di stima e dell’errore standard (SE) delle due variabili esplicative del modello migliore; livelli di significatività: 0 ‘\*\*\*’, 0.001 ‘\*\*’, 0.01 ‘\*’, 0.05 ‘.’.

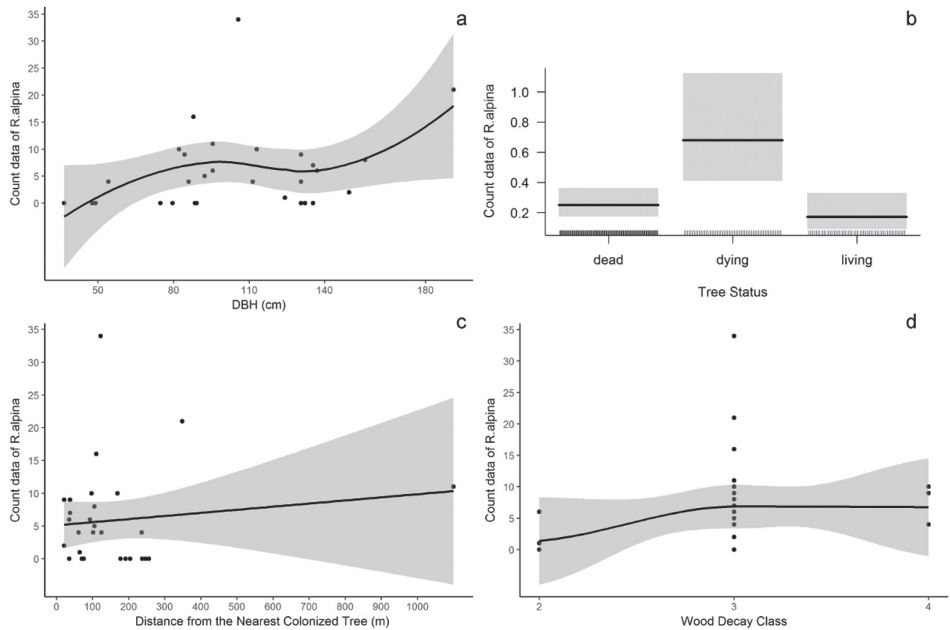
| A                                |                                                                        |          |          |            |       |           |
|----------------------------------|------------------------------------------------------------------------|----------|----------|------------|-------|-----------|
| Modello                          | Funzione                                                               |          |          |            | AIC   | Delta AIC |
| M2 <sub>2016</sub> FC.           | glm(dati di conta~ DBH + CC, famiglia = poisson(link=log))             |          |          |            | 89,32 | 0         |
| M1 <sub>2016</sub> FC            | glm(dati di conta ~ DBH + TS + WDC + CC, famiglia = poisson(link=log)) |          |          |            | 93,31 | 3,99      |
| B                                |                                                                        |          |          |            |       |           |
| Best Model M2 <sub>2016</sub> FC |                                                                        |          |          |            |       |           |
| Variabili Esplicative            | Stima                                                                  | S.E.     | Valore z | pr(> z )   |       |           |
| Intercetta                       | -1,07E+00                                                              | 7,86E-01 | -1,35    | 0,17       |       |           |
| DBH                              | 2,96E-02                                                               | 6,54E-03 | 4,52     | 0,00000060 | ***   |           |
| CC                               | -1,57E+00                                                              | 5,63E-01 | -2,78    | 0,0053     | **    |           |

**Tabella 5.** Risultati dell’analisi dei modelli lineari generalizzati. **A)** selezione delle variabili esplicative e modello finale migliore per i dati di conta di *R.alpina* nel PA nel 2014. Per ogni modello viene riportato la funzione usata per la costruzione del modello stesso, valore AIC e Delta AIC per la selezione del modello migliore. **B)** Valori di stima e dell’errore standard (SE) delle quattro variabili esplicative del modello migliore; livelli di significatività: 0 ‘\*\*\*’, 0.001 ‘\*\*’, 0.01 ‘\*’, 0.05 ‘.’.

| A                     |                                                                                 |       |           |          |     |
|-----------------------|---------------------------------------------------------------------------------|-------|-----------|----------|-----|
| Modello               | Funzione                                                                        | AIC   | Delta AIC |          |     |
| M3 <sub>2014</sub> PA | glm(dati di conta ~ DBH + TS + WDC + CC, family = poisson(link=log))            | 707,1 | 0         |          |     |
| M2 <sub>2014</sub> PA | glm(dati di conta ~ DBH + TS + WDC + CC + WA, family = poisson(link=log))       | 707,3 | 0,2       |          |     |
| M1 <sub>2014</sub> PA | glm(dati di conta ~ DBH + TS + WDC + CC + WA + DNC, family = poisson(link=log)) | 709,3 | 2,2       |          |     |
| B                     |                                                                                 |       |           |          |     |
| Variabili Esplicative | Stima                                                                           | S.E.  | Valore z  | pr(> z ) |     |
| Intercetta            | -5,194                                                                          | 0,613 | -8,47     | 2,00E-16 | *** |
| DBH                   | 0,014                                                                           | 0,002 | 5,99      | 2,03E-09 | *** |
| Spazialmente morto    | 1,706                                                                           | 0,288 | 5,917     | 3,28E-09 | *** |
| TSvivo                | -0,611                                                                          | 0,319 | -1,911    | 0,056    | .   |
| WDC                   | 0,882                                                                           | 0,164 | 5,366     | 8,04E-08 | *** |
| CC                    | -0,024                                                                          | 0,004 | -5,405    | 6,50E-08 | *** |

DBH:  $p < 0.01$ ; TSpazialmente morto:  $p < 0.01$ ; WDC:  $p < 0.01$ ; DNC:  $p < 0.05$ ) e M3<sub>2016</sub>PA, AIC = 496.22 (variabili significative: TSpazialmente morto:  $p < 0.01$ ; WDC:  $p < 0.01$ ; DNC:  $p < 0.05$ ) (Tabelle 6 e 7). La Figura 10 mostra la relazione tra il numero di individui osservati e le variabili di esplicative significative per il 2015 nel PA. Sulla base dei risultati ottenuti dai modelli GLM per l’Abruzzo, è possibile





**Figura 10.** La figura mostra le variabili ambientali risultate significative dai modelli GLM calcolati sui dati di conta di *R. alpina* nel PA nel 2015. Per le figure **A)**, **B)** e **D)** è stata utilizzata la funzione LOESS (locally weighted scatter plot smoothing) per la media mobile. Un maggior numero di individui è stato osservato su alberi con DBH maggiore di 80 cm, parzialmente morti, con legno in un stadio medio-avanzato di decadimento e distanti meno di 300 m da altri alberi colonizzati.

**Tabella 6.** Risultati dell'analisi dei modelli lineari generalizzati. **A)** selezione delle variabili esplicative e modello finale migliore per i dati di conta di *R. alpina* nel PA nel 2015. Per ogni modello viene riportato la funzione usata per la costruzione del modello stesso, valore AIC e Delta AIC per la selezione il miglior modello. **B)** Valori di stima e dell'errore standard (SE) delle quattro variabili esplicative del modello migliore; livelli di significatività: 0 '\*\*\*', 0.001 '\*\*', 0.01 '\*', 0.05 '.

A

| Modello               | Funzione                                                                        | AIC   | Delta AIC |
|-----------------------|---------------------------------------------------------------------------------|-------|-----------|
| M3 <sub>2015</sub> PA | glm.nb(dati di conta ~ DBH + TS + WDC + DNC, family = poisson(link=log))        | 647,6 | 0         |
| M2 <sub>2015</sub> PA | glm(dati di conta ~ DBH + TS + WDC + CC + DNC, family = poisson(link=log))      | 726,9 | 79.3      |
| M1 <sub>2015</sub> PA | glm(dati di conta ~ DBH + TS + WDC + CC + WA + DNC, family = poisson(link=log)) | 728.5 | 80.9      |

B

Best Model M3<sub>2015</sub> PA

| Variabili Eplicative | Stima  | S.E.   | Valore z | pr(> z ) |     |
|----------------------|--------|--------|----------|----------|-----|
| Intercetta           | -5,156 | 0,926  | -5,56    | 2,66E-08 | *** |
| DBH                  | 0,011  | 0,003  | 3,29     | 0,00098  | *** |
| TSparzialmente morto | 0,998  | 0,333  | 2,99     | 0,00278  | **  |
| TSvivo               | -0,374 | 0,352  | -1,065   | 0,2870   |     |
| WDC                  | 0,829  | 0,255  | 3,244    | 0,0011   | **  |
| DNC                  | 0,001  | 0,0006 | 2,207    | 0,0273   | *   |

**Tabella 7.** Risultati dell’analisi dei modelli lineari generalizzati. **A)** selezione delle variabili esplicative e modello finale migliore per i dati di conta di *R.alpina* nel PA nel 2016. Per ogni modello viene riportato la funzione usata per la costruzione del modello stesso, valore AIC e Delta AIC per la selezione del modello migliore. **B)** Valori di stima e dell’errore standard (SE) delle tre variabili esplicative del modello migliore; livelli di significatività: 0 ‘\*\*\*’, 0.001 ‘\*\*’, 0.01 ‘\*’, 0.05 ‘.’.

A

| Modello                | Funzione                                                                           | AIC   | Delta AIC |
|------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|-------|-----------|
| M3 <sub>2016</sub> _PA | glm.nb(dati di conta ~ TS + WDC + DNC, family = poisson(link=log))                 | 496,2 | 0         |
| M2 <sub>2016</sub> _PA | glm.nb(dati di conta ~ DBH + TS + WDC + CC + DNC, family = poisson(link=log))      | 497,9 | 1.7       |
| M1 <sub>2016</sub> _PA | glm.nb(dati di conta ~ DBH + TS + WDC + CC + WA + DNC, family = poisson(link=log)) | 498,2 | 2         |

B

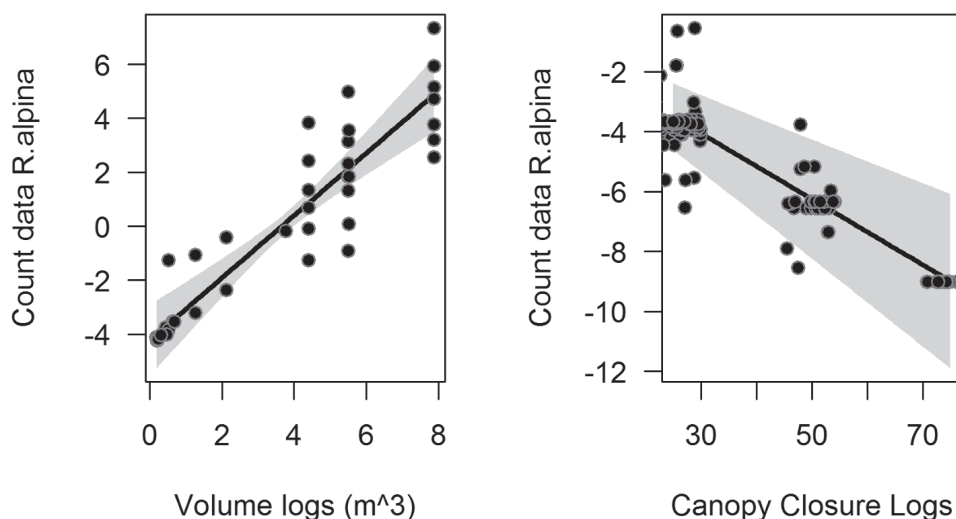
Best Model M3<sub>2016</sub>\_PA

| Variabili Esplicative | Stima  | S.E.   | Valore z | pr(> z ) |     |
|-----------------------|--------|--------|----------|----------|-----|
| Intercetta            | -0,599 | 0,215  | -2,78    | 0,00536  | **  |
| Spazialmente morto    | 1,307  | 0,433  | 3,01     | 0,00259  | **  |
| TSvivo                | -0,048 | 0,356  | -0,136   | 0,8916   |     |
| WDC                   | 0,829  | 0,255  | 3,244    | 0,0011   | *** |
| DNC                   | 0,001  | 0,0006 | 2,004    | 0,04505  | *   |

**Tabella 8.** Risultati dell’analisi dei modelli lineari generalizzati. **A)** selezione delle variabili esplicative e modello finale migliore per i dati di conta di *R.alpina* sui tronchi nel PA. Per ogni modello viene riportato la funzione usata per la costruzione del modello stesso, valore AIC e Delta AIC per la selezione del modello migliore. **B)** Valori di stima e dell’errore standard (SE) delle due variabili esplicative del modello migliore; livelli di significatività: 0 ‘\*\*\*’, 0.001 ‘\*\*’, 0.01 ‘\*’, 0.05 ‘.’.

| A                                      |                                                                                   |        |           |          |
|----------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|--------|-----------|----------|
| Modello                                | Funzione                                                                          | AIC    | Delta AIC |          |
| M2 <sub>logs</sub> _PA                 | glm(dati di conta ~ SU_DIAM + SU_VOL + SU_CC, family = poisson(link=log))         | 191,3  | 0         |          |
| M1 <sub>logs</sub> _PA                 | glm(dati di conta ~ SU_NL + SU_DIAM + SU_VOL + SU_CC, family = poisson(link=log)) | 193.2  | 1.9       |          |
| B                                      |                                                                                   |        |           |          |
| Miglior Modello M2 <sub>logs</sub> _PA |                                                                                   |        |           |          |
| Variabili Esplicative                  | Stima                                                                             | S.E.   | Valore z  | pr(> z ) |
| Intercetta                             | 4,529                                                                             | 3,,650 | 1,241     | 0,215    |
| SU_DIAM                                | -0,120                                                                            | 0,074  | -1,621    | 0,060    |
| SU_VOL                                 | 1,153                                                                             | 0,166  | 6,910     | 4,83E-12 |
| SU_CC                                  | -0,109                                                                            | 0,019  | -5,621    | 189E-08  |

descrivere l’albero con le caratteristiche migliori per monitorare *R. alpina*. Il numero di individui osservati aumenta con l’aumentare del DBH, quindi l’albero selezionato deve avere il diametro più grande fra quelli disponibili, deve essere parzialmente morto, con uno stadio medio-avanzato di decadimento del legno, e localizzato a una distanza inferiore a 300 m da altri alberi colonizzati.



**Figura 11.** Variabili ambientali significative del modello GLM in base al conteggio di *R. alpina* osservata sui tronchi nel PA nel 2016. Il numero di individui osservati aumenta all'aumentare del volume di legno e al diminuire della copertura delle chiome.

### Numero di osservazioni e preferenza verso l'habitat per i tronchi

Il numero totale degli individui osservati sui tronchi a terra nel 2016 nel PA è stato 122. Con lo scopo di valutare la preferenza di *R. alpina* verso questi tronchi, sono stati utilizzati i modelli GLM. Per ogni unità di campionamento (vedi Tabella 2) sono stati calcolati il diametro medio e il volume dei tronchi. Le variabili esplicative considerate nel modello sono state: il numero dei tronchi (SU\_NL), il diametro medio (SU\_DIAM), il volume medio (SU\_VOL), e la chiusura della copertura forestale (SU\_CC) per ogni unità di campionamento. Partendo dal modello completo ( $M1_{\log s}$  PA, AIC = 191.67) il miglior modello finale è risultato essere  $M2_{\log s}$  PA, AIC = 189.67 con due variabili esplicative significative (SU\_VOL:  $p < 0.01$ ; SU\_CC:  $p < 0.01$ ) (Tabella 8). La relazione tra le variabili significative e il numero di individui osservati viene mostrato in Figura 11.

### Comparazione tra il numero di individui osservati

Con lo scopo di confrontare il numero di individui di *R. alpina* osservati su alberi, tripodi e tronchi a terra per ogni area di studio, abbiamo utilizzato il test di Kruskal-Wallis. Il numero totale di individui osservati nelle FC durante il 2015 e il 2016 è stato rispettivamente, 15 e 52 per gli alberi, 19 e 16 per i tripodi. La comparazione del numero di osservazioni per il 2015 e il 2016 fra i tripodi e gli alberi ha mostrato differenze significative per entrambi gli anni (Kruskal-Wallis test 2015: chi-quadro = 6.32,

DF = 1,  $p$ -valore = 0.01; Kruskal-Wallis test 2016: chi-quadro = 4.9594, DF = 1,  $p$ -valore = 0.02). Il numero totale di individui osservati nel PA durante il 2015 su alberi e tripodi è stato rispettivamente 172 e 0, e quindi nessuna analisi è stata svolta. Durante il 2016 il numero totale degli individui osservati su alberi e su tronchi a terra è stato rispettivamente 136 e 122. Il test di Kruskal-Wallis ha mostrato differenze significative in termini di individui osservati tra i tronchi a terra e gli alberi (chi-quadro = 0.06, DF = 1,  $p$ -valore = 0.79).

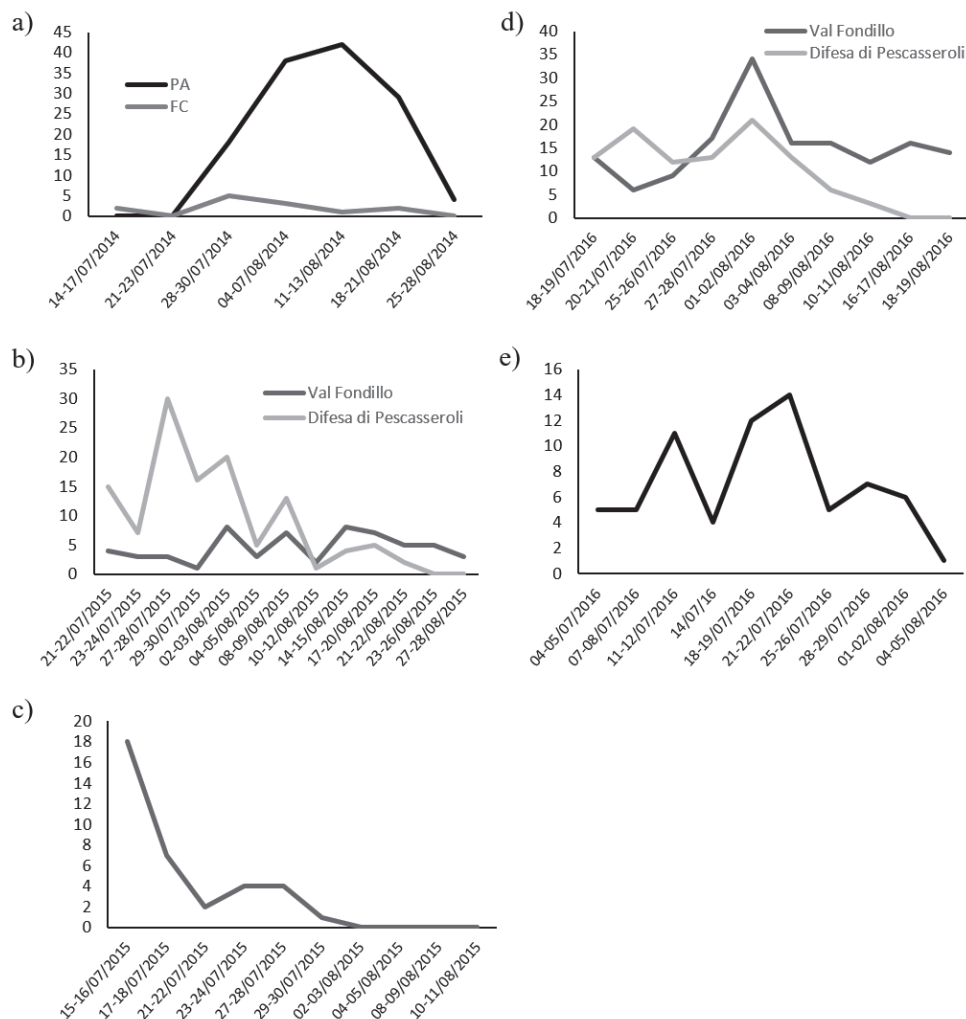
## Fenologia

I dati fenologici relativi ai tre anni di studio (2014-2015-2016) nelle due aree, hanno mostrato che in Abruzzo gli adulti di *R. alpina* sono stati osservati dalla fine di giugno alla fine di agosto (Figura 12a, b, d). Invece, nelle Foreste Casentinesi, l'attività degli adulti è iniziata nei primi giorni di luglio protraendosi fino ai primi di agosto (Figura 12a, c, e). I campionamenti non hanno coperto l'intero periodo di attività degli adulti, come si può facilmente evincere dal grafico della Figura 12.

## Discussione

I risultati mostrano che gli alberi idonei per il monitoraggio di *R. alpina* sono quelli con diametro maggiore, con legno in uno stadio medio/avanzato di decadimento e che distano non più di 300 m da altri alberi colonizzati dalla specie. Questi risultati sono in linea con altri lavori che hanno messo in luce come il diametro sia la variabile più positivamente correlata con la presenza di *R. alpina* (Duelli e Wermelinger 2005, Russo et al. 2010, Drag et al. 2011, Castro et al. 2012, Castro e Fernández 2016). Dal nostro studio è emerso che gli alberi con diametro pari a 110 cm sono stati quelli su cui è stato possibile osservare il maggior numero di individui in Abruzzo, dove il più basso valore di diametro misurato è stato di 40 cm. Invece, nelle Foreste Casentinesi il numero più alto di individui è stato registrato su alberi con diametro compreso tra i 20 e i 40 cm, in quanto in quest'area gli alberi sono in media più piccoli. Precedenti studi dimostrano che *R. alpina* si sviluppa raramente su tronchi con diametro inferiore ai 20 cm (Duelli e Wermelinger 2005, Castro et al. 2012).

Gli alberi selezionati per il monitoraggio, appartenevano a tre categorie: vivi, parzialmente morti e morti. Le analisi condotte, hanno mostrato che alberi in piedi e parzialmente morti vengono selezionati positivamente da *R. alpina*, in accordo con quanto riportato da Castro e Fernández (2016). Al contrario, Russo et al. (2010) non hanno osservato differenze nel tasso di colonizzazione tra alberi vivi e morti. La disponibilità di alberi morti in piedi, rappresenta comunque una risorsa chiave per *R. alpina*, mentre l'eccessiva chiusura della volta forestale può rendere inadatti tronchi potenzialmente idonei come volume e qualità del legno. Una variabile correlata con la presenza di alberi parzialmente morti è lo stato di decadimento del legno. Le analisi condotte, hanno



**Figura 12.** Fenologia di *R. alpina* nelle aree di studio. Nelle figure sono riportate le date dei campionamenti e i numeri di individui osservati. **A** anno 2014, area di studio PA e FC (dati delle differenti sub-aree sono stati sommati) **B** anno 2015, area di studio PA (i dati delle differenti sub-aree sono stati mantenuti separati); **C** anno 2015, area di studio FC (i dati delle differenti sub-aree sono stati sommati) **D** anno 2016, area di studio PA (i dati delle differenti sub-aree sono stati mantenuti separati) **E** anno 2015, area di studio FC (i dati delle differenti sub-aree sono stati sommati).

evidenziato che uno stadio di decadimento medio viene selezionato positivamente da *R. alpina*. Tale stato di decadimento si realizza in alberi in cui circa il 20% di legno è morto, presenta una consistenza tenera e corteccia in parte distaccata, caratteri ricercati anche da un altro cerambycidae protetto, *Cerambyx cerdo* (Döhning 1955, Buse et al. 2007).

Un risultato interessante è che alberi colonizzati distanziati meno di 300 m da altri alberi colonizzati sono positivamente correlati con la presenza di *R. alpina*. Ciò coincide



con le osservazioni di Russo et al. (2010), nel cui studio questa variabile è risultata essere il miglior predittore. Le distanze tra gli alberi colonizzati, riportate in altri studi, variano da meno di 212 m (Castro e Fernández 2016) fino a poco meno di 1000 m in Russo et al. (2010). Comunque, tali distanze sono tutte ben al di sotto della massima capacità di dispersione degli adulti osservata fino ad ora: 1628 m (Drag et al. 2011) e 1500 m (Rossi de Gasperis 2016).

Le analisi condotte tra il numero di osservazioni e le variabili ambientali dei tronchi a terra monitorati in Abruzzo nel 2016 hanno mostrato che il volume del legno morto e il grado di apertura della volta forestale sono positivamente correlati con la presenza di *R. alpina*. Il test di Kruskal-Wallis ha mostrato che non ci sono significative differenze in termini di individui osservati sui tronchi a terra e sugli alberi. Al contrario, Duelli e Wermelinger (2005), hanno mostrato che *R. alpina* preferisce alberi in piedi piuttosto che tronchi a terra. In accordo con i nostri risultati, Russo et al. (2010) non riportano dati a favore della minore attrattività di tronchi a terra rispetto ad alberi in piedi. Le nostre analisi hanno mostrato che un elevato volume di legno morto a terra è positivamente correlato con la presenza di *R. alpina*. La presenza di legno morto a terra, si traduce in una maggiore quantità di substrato disponibile per lo sviluppo delle larve, che preferiscono la parte più esterna del legno, l'alburno (Duelli e Wermelinger 2005). Infatti, su gruppi costituiti da grossi tronchi a terra, per un volume pari a circa 8 m<sup>3</sup>, sono state ritrovate molte femmine di *R. alpina* nella fase di ovideposizione. Comunque, l'influenza dello stato dell'albero e del volume di legno morto sulla presenza di *R. alpina*, dovrebbero essere oggetto di ulteriori studi.

Un'altra variabile che è risultata correlata positivamente con l'abbondanza di *R. alpina* è il grado di apertura della volta forestale, poiché la specie tende ad evitare ambienti ombrosi. Questi risultati sono in linea con le osservazioni di Russo et al. (2010) secondo cui l'esposizione al sole è uno dei fattori più importanti nella selezione dell'habitat da parte di *R. alpina*. Tra le due aree indagate, le Foreste Casentinesi sono caratterizzate da un elevato grado di copertura forestale e gli alberi esposti al sole sono stati quelli positivamente selezionati dalla specie. Al contrario in Abruzzo, dove i tronchi a terra sono stati posizionati sia in condizione di luce che di ombra, il maggior numero di individui è stato osservato in condizioni di piena luce o mezza ombra, mentre pochi individui sono stati osservati in condizione di totale ombra.

Sulla base dei risultati discussi sopra, nei successivi paragrafi viene proposto il metodo standard per il monitoraggio di *R. alpina*.

### **Descrizione del metodo di monitoraggio proposto**

Come metodo standard per il monitoraggio di *R. alpina*, viene proposto l'uso di alberi parzialmente morti di faggio con diametri maggiori fra quelli disponibili, che costituiscono il naturale substrato di sviluppo per le larve e sui quali è stato osservato il maggior numero di adulti. E' importante notare che però tali alberi non possono essere considerati un'unità standard di riferimento in quanto ogni albero, grazie alle

sue caratteristiche presenta un diverso grado di attrattività per gli adulti di *R. alpina*. Il fattore più importante correlato con la presenza degli adulti è il volume del legno (cioè il diametro) e l'esposizione al sole. Quindi, risulta ovvio che alberi morti di diametro relativamente piccolo (circa sotto i 30 cm), soprattutto se in ombra, sono meno attrattivi rispetto ad alberi più grossi (oltre i 120 cm di diametro) ed esposti al sole. Inoltre, è importante inoltre considerare che un albero morto (o parzialmente morto) idoneo per il monitoraggio, potrebbe non esserlo più dopo alcuni anni quando lo stato di degradazione del legno è troppo avanzato. Quindi, nel monitoraggio a lungo termine, è evidente che singoli alberi inizialmente scelti, debbano essere sostituiti in un secondo momento, da altri più attrattivi e quindi idonei. Per esempio, se in foresta sono presenti 5 alberi di faggio molto grandi e vecchi (con diametri superiori a 100 cm) giudicati idonei per il monitoraggio mentre il resto della foresta è costituito da alberi con diametri compresi tra i 20 e i 40 cm, può non essere opportuno selezionare solo gli alberi più grandi e vecchi come uniche unità di campionamento. Questo esempio dimostra come la selezione degli alberi naturalmente presenti in foresta può non essere un processo scontato. E' altrettanto evidente che tale processo di selezione degli alberi idonei per il monitoraggio deve necessariamente scendere a compromessi anche con le esigenze gestionali di un'area, quindi riuscire a individuare alberi tra loro simili per cercare di omogenizzare le unità di monitoraggio può risultare estremamente difficoltoso.

## Scelta degli alberi

Per il monitoraggio sono necessari 15 alberi (prevalentemente di *Fagus sylvatica*), parzialmente morti e con diametro elevato (almeno 30 cm misurati a 1,30 cm dal suolo). Inoltre, gli alberi dovrebbero essere esposti al sole almeno durante le ore centrali della giornata; per questo motivo, gli alberi in piedi sono da preferire agli alberi a terra. Questi ultimi possono comunque essere usati ma è molto importante che il legno del tronco sia sufficientemente asciutto. Le figure 2 e 3 mostrano esempi di alberi monitorati durante il progetto MIPP, su cui sono stati osservati adulti di *R. alpina*. Poiché in molte foreste di faggio, il numero di alberi esposti al sole è spesso limitato, le zone di crinale rappresentano spesso le aree migliori per trovare alberi idonei. Un'ulteriore importante considerazione è l'accessibilità. I 15 alberi individuati per il monitoraggio dovrebbero essere facili da raggiungere e abbastanza vicini tra loro, a una distanza che si riesce a coprire facilmente a piedi; idealmente dovrebbero essere dislocati lungo un transetto che si può percorrere passando da una pianta alla successiva in modo diretto. La selezione degli alberi per il monitoraggio richiede quindi un sopralluogo dettagliato dell'area, con l'aiuto del personale locale.

Si sconsiglia l'utilizzo di tripodi o tronchi a terra specificatamente allestiti per il monitoraggio (Figure 4 e 5), in quanto queste strutture sono risultate di scarsa praticità. Un importante fattore limitante è rappresentato dal volume di legno morto necessario per attrarre *R. alpina*. In accordo con Castro et al. (2012), gli alberi colonizzati possono avere anche un diametro minimo di 20 cm, purché il numero di alberi morti o

parzialmente morti sia sufficientemente elevato da fornire una grande quantità di legno morto. I nostri risultati hanno mostrato che la probabilità di osservare *R. alpina* è maggiore se il volume di legno morto è circa 8 m<sup>3</sup>. Le strutture allestite dagli operatori, in particolare i tronchi a terra, dovrebbero quindi raggiungere volumi pari a quello degli alberi in piedi. Considerando i tripodi, quelli usati nelle Foreste Casentinesi, allestiti senza utilizzo di strumenti meccanici, hanno attratto un basso numero di individui di *R. alpina*. Volumi maggiori di legno morto (fino a 8 m<sup>3</sup>), allestiti e monitorati in Abruzzo nel 2015 e 2016, hanno permesso di monitorare con successo *R. alpina*. Tuttavia, l'allestimento di così grandi quantità di legno morto richiede speciali attrezzature che, normalmente, non sono disponibili ai gestori forestali. Inoltre, considerando i volumi di legno morto necessari, l'allestimento di tali strutture per l'applicazione di un protocollo standard di monitoraggio, deve anche essere analizzato sotto il profilo finanziario. In presenza di grandi volumi di legno morto e dell'attrezzatura necessaria per il loro allestimento in posizioni soleggiate, tronchi a terra e tripodi possono essere utilizzati benissimo per il monitoraggio. Per la selezione dell'albero idoneo, devono essere registrati i seguenti parametri:

- DBH (diametro a petto d'uomo)
- Altezza
- Condizione della pianta (viva, morta, parzialmente morta)
- Livello di decadimento del legno (Hunter, 1990)
- Grado di copertura della volta forestale (0–25%, 26–50%, 51–75%, 76–100%)
- Coordinate geografiche

La distanza tra gli alberi dovrebbe essere tra i 50 ai 300 m.

### Controllo delle singole piante

In Tabella 9 viene riportato in sintesi il protocollo di monitoraggio per *R. alpina*. Gli alberi devono essere controllati una volta alla settimana durante il periodo di massima attività di *R. alpina*, con condizioni climatiche favorevoli: assenza di pioggia e temperatura media giornaliera superiore ai 20°C. Se le condizioni climatiche non sono favorevoli, il campionamento può essere condotto in giorni alternativi. Gli intervalli tra sessioni di monitoraggio successive dovrebbero essere di 5–9 giorni.

Il protocollo richiede la presenza di due operatori che simultaneamente ricercano la presenza di *R. alpina*, osservando la superficie della pianta su due lati opposti. Gli operatori dovrebbero comunicare ogni osservazione e particolari movimenti degli adulti osservati, in modo da evitare di conteggiare lo stesso individuo due volte. La parte superiore del tronco dovrebbe essere controllata con il binocolo. E' importante controllare con attenzione anche le cavità e le larghe fessure del legno, in quanto gli adulti possono rifugiarsi in tali spazi. Il controllo di un singolo albero in foresta dura circa 1-2 minuti. Alberi di grosse dimensioni possono richiedere più tempo. Una volta

**Tabella 9.** Sommario del protocollo di monitoraggio per *R. alpina*.

| Protocollo di monitoraggio |                                                  |
|----------------------------|--------------------------------------------------|
| Metodo                     | Alberi (morti o parzialmente morti)              |
| Numero di alberi           | 15 per ogni area da monitorare                   |
| Posizione degli alberi     | Lungo transetti                                  |
| Distanza tra alberi        | Tra 50 m e 300 m                                 |
| Periodo di monitoraggio    | Luglio-Agosto                                    |
| Numero delle repliche      | 5                                                |
| Frequenza                  | Una volta alla settimana                         |
| Oriario giornaliero        | 11:00–15:00                                      |
| Numero degli operatori     | 2                                                |
| Ore/persona                | 10                                               |
| Equipaggiamento            | foglio di campo, matita, orologio, binocolo, GPS |

che il controllo di ogni singolo albero è stato completato, il numero di individui osservati viene registrato sulla scheda di campo, specificando il numero di maschi e femmine (vedi Informazioni supplementari 1). L'equipaggiamento necessario è costituito da scheda di campo, matite, orologio, binocolo e GPS.

### Criticità, validità spaziale e possibili interferenze

Il protocollo di cattura-marcaggio-ricattura applicato da Rossi de Gasperis (2016) ha mostrato che gli adulti di *R. alpina* possono coprire distanze fino a 1,5 km nell'arco di 6 giorni. Pertanto, al momento, assumiamo che la validità dei risultati del monitoraggio possa estendersi a un'area fino a 1000 m intorno agli alberi selezionati. In altre parole, assumendo una distanza media di 150 m tra i 15 alberi selezionati, se si calcola l'area che si estende fino a 1000 m a partire da questi alberi, si ottiene una superficie di circa 290 ettari. Questa area rappresenta la superficie forestale per la quale i risultati del monitoraggio possono essere ritenuti validi. Se l'area monitorata è collocata all'interno di una foresta con caratteristiche omogenee in termini di composizione specifica, età delle piante, gestione forestale, presenza di legno morto, ecc., la validità si estende a tutta l'area.

Una possibile interferenza con l'attività di campionamento può essere rappresentata da cataste di tronchi spesso posizionate lungo le strade forestali, in quanto può portare a errori nell'interpretazione dei siti in cui la specie è naturalmente presente. Ciò è particolarmente vero in presenza di tronchi tagliati l'anno precedente a quello in cui si effettua il monitoraggio. Un aspetto finale da considerare sono le interazioni con altre attività di monitoraggio, ad esempio di *M. asperifunereus* e *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) (Coleoptera, Cucujidae), le quali possono impiegare cataste allestite con tronchi di faggio che possono interferire con il monitoraggio di *R. alpina*. A tal fine, si consiglia di mantenere una distanza di almeno 1000 m tra le aree monitorate per diverse specie di insetti saproxilici.

**Tabella 10.** Esempio di calcolo del valore di riferimento per il monitoraggio di *R. alpina* in un sito in un anno (*wild tree* Wt = alberi; S = sessione).

|                                                                              | Wt1 | Wt2 | Wt3 | Wt4 | Wt5 | Wt6 | Wt7 | Wt8 | Wt9 | Wt10 | Wt11 | Wt12 | Wt13 | Wt14 | Wt15 | Total |
|------------------------------------------------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|------|------|------|-------|
| S1                                                                           | 0   | 1   | 2   | 1   | 4   | 0   | 1   | 0   | 0   | 1    | 1    | 1    | 2    | 1    | 3    | 18    |
| S2                                                                           | 1   | 2   | 2   | 1   | 2   | 3   | 0   | 1   | 1   | 2    | 0    | 4    | 3    | 2    | 0    | 24    |
| S3                                                                           | 2   | 0   | 1   | 3   | 2   | 2   | 1   | 2   | 3   | 0    | 4    | 2    | 1    | 2    | 3    | 28    |
| S4                                                                           | 1   | 0   | 0   | 2   | 1   | 2   | 3   | 1   | 3   | 1    | 2    | 2    | 1    | 1    | 2    | 22    |
| S5                                                                           | 0   | 0   | 0   | 1   | 2   | 3   | 1   | 0   | 2   | 1    | 3    | 1    | 2    | 0    | 1    | 17    |
| Valore medio ottenuto dai quattro conteggi con i valori medi totali più alti |     |     |     |     |     |     |     |     |     |      |      |      |      |      |      | 23    |

**Conteggi, quantificazione e condivisione dei dati**

Per stabilire lo stato di conservazione delle popolazioni di *R. alpina* per una data area e un determinato tempo, viene calcolato un valore di riferimento ottenuto come di seguito:

- 1) per ogni sessione, calcolare il numero totale di individui (maschi + femmine) osservati su tutti gli alberi selezionati.
- 2) per ogni sessione, calcolare il valore medio del numero di individui osservati, escludendo comunque la sessione con il valore di conta più basso, come proposto per altre specie di insetti (Trizzino et al. 2013). Questo permette di eliminare eventuali valori fuori limite dovuti a condizioni climatiche non favorevoli (temperature basse e/o pioggia) o altri fattori che non sono rappresentativi della popolazione locale, al fine di ridurre la variabilità associata al valore finale medio del numero di individui osservato.

La Tabella 10 riporta un esempio di calcolo del valore medio degli individui conteggiati. Il valore medio è il valore di riferimento per stabilire lo stato di conservazione di una specie in un dato luogo e in un dato anno.

Il valore di riferimento permette di comparare dati a lungo termine e definire il trend delle popolazioni. Poniamo, ad esempio, che i valori ottenuti in tre anni di monitoraggio in un’area di studio fossero 12 (2014), 19 (2015) e 17 (2016). Questi valori indicano che nel corso dei tre anni la densità della popolazione di *R. alpina* in quest’area, oscillerà tra 12 e 17 individui. Le variazioni nel numero di individui osservati di anno in anno sono spesso dovute a fattori ambientali locali più che a un vero e proprio declino o incremento della popolazione. Solamente nell’arco di più anni e con variazioni sensibili di numerosità, si può ipotizzare un significativo declino dello stato di conservazione di *R. alpina*, o un suo miglioramento.

**Ringraziamenti**

Gli autori ringraziano tutto lo staff del MIPP e gli Enti coinvolti: Comando Unità Tutela Forestale Ambientale ed Agroalimentare Carabinieri; Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l’Analisi dell’Economia Agraria – Centro di ricerca Difesa e Certificazione; Sapienza - Università degli studi di Roma, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie; Università degli studi Roma Tre - Dipartimento di Scienze; Ministero



dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare; Regione Lombardia. Inoltre, gli autori sono grati agli uffici locali del Comando Unità Tutela Forestale Ambientale ed Agroalimentare Carabinieri che gestiscono le aree di studio, l'UTCB Castel di Sangro (Tiziana Altea, Federica Desprini, Lucia Eusepi, Mario Romano) e l'UTCB Pratovecchio (Silvia Bertinelli, Ester Giovannini, Angelo Lamberti, Sandro Aurelio Marsella, Valerio Mazzoli, Marcello Padula, Matteo Padula, Barbara Rossi, Giovanni Quilghini, Antonio Zoccola). Ringraziamo lo staff del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (Carmelo Gentile, Cinzia Sulli, Paola Tollis) e del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, la Cooperativa "In Quietè", Cooperativa "Oros" e le guide ambientali escursionistiche di "Quota 900". Siamo grati a tutti gli assistenti di campo che da volontari hanno contribuito nei sopralluoghi: Sara Amendolia, Livia Benedini, Marco Boscaro, Emilia Capogna, Giulia Caruso, Anna Cuccurullo, Luca Gallitelli, Patrizia Giangregorio, Federico Grant, Andrea Mancinelli, Gabriele Misereudino, Marco Molfini, Alessandro Morelli, Margherita Norbiato, Emma Pellegrini, Giulia Albani Rocchetti, Randi Rollins, Adriano Sanna, Rosaria Santoro, Ventura Talamo, Melissa Yslas, Ilaria Zappitelli.

Ringraziamo infine Lukas Cizek e Pierpaolo Rapuzzi per i commenti e suggerimenti forniti durante la stesura del manoscritto.

Per la manipolazione e la cattura di individui della specie target del progetto, è stato ottenuto dal Ministero dell'ambiente italiano un permesso (permesso di raccolta: Ministero dell'Ambiente e della Protezione del Territorio e del Mare - DG Protezione della Natura e del Mare, U.prot PNM 2012 -0010890 del 28/05/2012).

Il presente lavoro è stato sviluppato nell'ambito del progetto UE LIFE11 NAT/IT/000252 con il contributo finanziario LIFE dell'Unione Europea.



Con il contributo finanziario LIFE dell'Unione Europea.

## Bibliografia

- Adamski P, Bohdan A, Michalcewicz J, Ciach M, Witkowski Z (2016) Timber stacks: potential ecological traps for an endangered saproxylic beetle, the *Rosalia longicorn* *Rosalia alpina*. Journal of Insect Conservation 20: 1099–1105. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9932-4>
- Ali K, Rapuzzi P (2016) Second contribution to the knowledge of Longhorn Beetles of the Syrian Coastal Region (Coleoptera Cerambycidae). Biodiversity Journal 7: 261–272.
- Anonimo (2015) Operativna Programa "OKOLNA Sreda 2007–2013 G." Proekt "Terenni prouchvaniya na razprostranenie na vidove / otsenka na sŭstoyaniето na vidove i khabitati na teritoriyata na tsyalata strana – I faza", 1–14.
- Audisio P, Baviera C, Carpaneto GM, Biscaccianti AB, Battistoni A, Teofili C, Rondinini C (2014) Lista Rossa IUCN dei Coleotteri saproxilici Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 1–132.

- Bense U (1995) Longhorn Beetles: Illustrated key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe. Margraf Verlag, Weikersheim, 1–512.
- Bense U, Klausnitzer B, Bussler H, Schmidl J (2003) *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) Alpenbock. In: Petersen B, Ellwanger G, Biewald G, Hauke U, Ludwig G, Pretscher P, Schröder E, Ssymank A (Eds) Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 69/1: 426–432.
- Biewald G, Marx J, Dümas J (2014) Handbuch zur Erstellung von Management-Plänen für die Natura 2000 - Gebiete in Baden-Württemberg, Version 1.3. LUBW, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg, 1–461.
- Binner V, Bußler H (2006) Erfassung und Bewertung von Alpenbock-Vorkommen - Umsetzung von Natura 2000 in Bayern am Beispiel von *Rosalia alpina* (L., 1758). Naturschutz und Landschaftsplanung 38: 378–382.
- Bologna MA, Rovelli V, Zapparoli M (2016) *Morimus asper funereus* (Sulzer, 1776) (Morimo funereo). In: Stoch F, Genovesi P (Eds) Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Serie Manuali e linee guida 141/2016: 76–77.
- Bosso L, Rebelo H, Garonna AP, Russo D (2013) Modelling geographic distribution and detecting conservation gaps in Italy for the threatened beetle *Rosalia alpina*. Journal for Nature Conservation 21: 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.10.003>
- Bußler H, Schmidl J, Blaschke M (2016) Die FFH-Art Alpenbock (*Rosalia alpina* Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Cerambycidae) in Bayern. Naturschutz und Landschaftsplanung 48: 273–280.
- Burnham KP, Anderson DR (2002) Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, New York, 1–455.
- Caci G, Biscaccianti AB, Cistrone L, Bosso L, Garonna AP, Russo D (2013) Spotting the right spot: computer-aided individual identification of the threatened cerambycid beetle *Rosalia alpina*. Journal of Insect Conservation 17: 787–795. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9561-0>
- Campanaro A, Bardiani M, Spada L, Carnevali L, Montalto F, Antonini G, Mason F, Audisio P (2011) Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell'entomofauna saproxilica. Quaderni Conservazione Habitat, 6. Cierre Grafica, Verona, 1–8.
- Carpaneto GM, Baviera C, Biscaccianti AB, Brandmayr P, Mazzei A, Mason F, Battistoni A, Teofili C, Rondinini C, Fattorini S, Audisio P (2015) A Red List of Italian Saproxylic Beetles: taxonomic overview, ecological features and conservation issues (Coleoptera). Fragmenta Entomologica 47: 53–126. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.138>
- Carpaneto GM, Campanaro A, Hardersen S, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017a) The LIFE Project “Monitoring of insects with public participation” (MIPP): aims, methods and conclusions. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20: 1–35. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.35.12761>
- Campanaro A, Hardersen S, Redolfi De Zan L, Antonini G, Bardiani M, Maura M, Maurizi E, Mosconi F, Zauli A, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017b) Analyses of occurrence data of protected insect species collected by citizens in Italy. In: Car-

- paneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20: 265–297. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12704>
- Castro A, Martínez de Murgia L, Fernández J, Casis A, Molino-Olmedo F (2012) Size and quality of wood used by *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in beech woodlands of Gipuzkoa (northern Spain). Munibe, Ciencias Naturales-Natur Zientziak, 60: 77–100.
- Castro A, Fernández J (2016) Tree selection by the endangered beetle *Rosalia alpina* in a lapsed pollard beech forest. Journal of Insect Conservation 20: 201–214. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9854-1>
- Ciach M, Michalcewicz J, Fluda M (2007) The first report on development of *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in wood of *Ulmus* L. in Poland. Polish Journal of Entomology 76: 101–105.
- Ciach M, Michalcewicz J (2013) Correlation between selected biometric traits of adult *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) and size of their exit holes: New perspectives on insect studies? Polish Journal of Entomology 61: 349–355.
- Ciach M (2015) 1087 Nadobnica alpejska - *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758). In: Makomaska-Juchiewicz M, Bonk M (Eds) Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część IV. GIOŚ, Warszawa, 125–145.
- Čížek L, Schlaghamersky J, Borucký J, Hauck D, Helesic J (2009a) Range expansion of an endangered beetle: Alpine Longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) spreads to the lowlands of Central Europe. Entomologica Fennica 20: 200–206.
- Čížek L, Pokluda P, Hauck D, Roztočil O, Honců M (2009b) Monitoring Tesarika Alpskeho v Ralské Pahorkatine. Bezděz 18: 125–140.
- Danilevsky ML (2013) A check-list of Longicorn Beetles (Coleoptera, Cerambycoidea) of Europe. A.N. Severtsov Institute, Moscow, Russia, <http://www.cerambycidae.net/europe.pdf>
- de Flores M, Sueur A (2015) La Rosalie des Alpes - premiers résultats d'enquête. Insectes 176: 37–38.
- Di Santo D, Biscaccianti AB (2014) Coleotteri saproxilici in Direttiva Habitat del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga. Bollettino della Società Entomologica Italiana 146: 99–110. <https://doi.org/10.4081/BollettinoSEI.2014.99>
- Drag L, Hauck D, Pokluda P, Zimmermann K, Cizek L (2011) Demography and dispersal ability of a threatened saproxyllic beetle: a mark-recapture study of the rosalia longicorn (*Rosalia alpina*). PLoS ONE 6: e21345. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021345>
- Drag L, Hauck D, Bérces S, Michalcewicz J, Jelaska LS, Aurenhammer S, Cizek L (2015) Genetic differentiation of populations of the threatened saproxyllic beetle *Rosalia longicorn*, *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) in Central and South-east Europe. Biological Journal of the Linnean Society 116: 911–925. <https://doi.org/10.1111/bj.12624>
- Duelli P, Wermelinger B (2005) *Rosalia alpina* L.: Un Cerambicide raro ed emblematico. Sherwood 114: 19–23.
- Duelli P, Wermelinger B (2010) Der Alpenbock (*Rosalia alpina*) Ein seltener Bockkäfer als Flaggschiff-Art. WSL Merkbl. Prax. 39: 1–8.
- Friess T, Holzinger WE, Mairhuber C, Mehlmauer P, Pill W, Zimmermann P (2014) Der Alpenbockkäfer, *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Cerambycidae), im

- Nationalpark Kalkalpen (Österreich). Entomologische Nachrichten und Berichte 58: 113–119.
- Fusu L, Stan M, Dascălu MM (2015) Coleoptera. In: Iorgu IS (Ed.) Ghid Sintetic pentru Monitorizarea Speciilor de Nevertebrate de Interes Comunitar din România. Bucharest, 44–61.
- Harde KW (1996) Fam. Cerambycidae. In: Freude H, Harde KW, Lohse GA, Verlag G, Vergal E (Eds) Krefeld Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 9: Cerambycidae - Chrysomelidae, Einbeck.
- Hewitt G (2000) The genetic legacy of the Quaternary ice ages. Nature 405: 907–913. <https://doi.org/10.1038/35016000>
- Horák J, Tezcan S, Mico E, Schmidl J, Petrakis P (2009) *Rosalia alpina*. In: IUCN, Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>
- Hunter ML (1990) Wildlife, Forests, and Forestry. Principles of Managing Forests for Biological Diversity. Prentice Hall, Englewood Cliffs, 1–370.
- Jurc M, Ogris N, Pavlin R, Borkovic D (2008) Forest as a habitat of saproxylic beetles on Natura 2000 sites in Slovenia. Revue d'Ecologie 63: 53–66.
- Krasnobayeva TP (2008) List of the Longicorn Beetles (Coleoptera: Cerambycidae) from Samarskaya Luka. Russian Entomological Journal 17(3): 295–298.
- Lachat T, Ecker K, Duelli P, Wermelinger B (2013) Population trends of *Rosalia alpina* (L.) in Switzerland: a lasting turnaround? Journal of Insect Conservation 17: 653–662. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9549-9>
- Luce JM (1996) *Rosalia alpina* (Linnaeus 1758). In: Van Helsdingen PJ, Willemse L, Speight MCD (Eds) Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention: Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Council of Europe Publishing – Nature and Environment Series 79: 70–73.
- Mazzei A, Bonacci T, Gangale C, Pizzolotto R, Brandmayr P (2013) Nuovi dati faunistici ed ecologici di *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) in Calabria. Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna 38: 181–190.
- Michalciewicz J, Bodziarczyk J, Ciach M (2013) Development of the rosalia longicorn *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) in the sycamore maple *Acer pseudoplatanus* L.–the first report from Poland. Polish Journal of Entomology/Polskie Pismo Entomologiczne 82: 19–24. <https://doi.org/10.2478/v10200-012-0019-6>
- Michalciewicz J, Ciach M (2015) Current distribution of the Rosalia longicorn *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in Poland. Polish Journal of Entomology 84: 9–20. <https://doi.org/10.1515/pjen-2015-0002>
- Müller G (1950) I coleotteri della Venezia Giulia, Vol. II Coleoptera Phytophaga (Cerambycidae, Chrysomelidae, Bruchidae). Centro Sperimentale Agrario e Forestale Trieste, pubblicazione n. 4 (1949–1953). La Editoriale Libreria Trieste, Trieste, 1–685.
- Nieto A, Alexander KNA (2010) European Red List of saproxylic beetles. Publications office of the European Union, Luxembourg, 1–46.
- Özdikmen H (2007) The Longicorn beetles of Turkey (Coleoptera: Cerambycidae) Part I – Black Sea Region. Munis Entomology & Zoology 2(2): 179–422.

- Pagola Carte S (2007) Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiartzun, Parque Natural de Aiako Harria) - Campaña, 1–100. <http://www.lifeaiakoharria.net/datos/documentos/insectos%20Oieleku2007.pdf>
- Paill W, Mairhuber C (2010) Der Alpenbock (*Rosalia alpina*) im Lainzer Tiergarten – Erste Lokalisierung, Erhaltungszustand und Empfehlungen für Maßnahmen. Report for the Magistrat der Stadt Wien, Graz, 1–48.
- R Development Core Team (2010) R: a language and environment for statistical computing. <http://www.Rproject.org>
- Ranius T, Jansson N (2002) A comparison of three methods to survey saproxylic beetles in hollow oaks. *Biodiversity and Conservation* 11: 1759–1771. <https://doi.org/10.1023/A:1020343030085>
- Ray AM, Millar JG, McElfresh JS, Swift IP, Barbour JD, Hanks LM (2009) Male-produced aggregation pheromone of the cerambycid beetle *Rosalia funebris*. *Journal of Chemical Ecology* 35: 96–103. <https://doi.org/10.1007/s10886-008-9576-2>
- Rossi de Gasperis S (2016) Distribution patterns and population analysis of threatened longhorn beetles in forest habitats of Central Italy. PhD Thesis. Università degli Studi Roma Tre, Rome.
- Rossi de Gasperis S, Carpaneto GM, Nigro G, Antonini G, Chiari S, Cini A, Mancini E, Mason F, Mosconi F, Redolfi De Zan L, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Solano E, Campanaro A (2017) Computer-aided photographic identification of *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) applied to a mark-recapture study. *Insect Conservation and Diversity* 10: 54–63. <https://doi.org/10.1111/icad.12199>
- Russo D, Cistrone L, Garonna AP (2010) Habitat selection by the highly endangered longhorned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *Journal of Insect Conservation* 15: 685–693. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9366-3>
- Russo D, Cistrone L, Garonna AP (2011) Habitat selection in the highly endangered beetle *Rosalia alpina*: a multiple spatial scale assessment. *Journal of Insect Conservation* 15: 685–693. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9366-3>
- Sama G (1988) Coleoptera, Cerambycidae. *Catalogo Topografico e Sinonimico. Fauna d'Italia*, 36. Ed. Calderini, Bologna, 1–216.
- Sama G (2002) Atlas of the Cerambycidae of Europe and Mediterranean area. 1: northern, western, central and eastern Europe. British Isles and continental Europe from France (excl. Corsica) to Scandinavia and Urals. V. Kabourek, Zlin, 1–173.
- Sama G, Löbl I (2010) Cerambycidae, Western Palearctic taxa, eastward to Afghanistan excluding Oman and Yemen and the countries of the former Soviet Union. In: Löbl I, Smetana A (Eds) *Catalogue of Palearctic Coleoptera*. 6. Chrysomeloidea. Apollo Books, Stenstrup, 84–334
- Sama G, Rapuzzi P, Özdikmen H (2012) Preliminary report of the entomological surveys (2010, 2011) of G. Sama and P. Rapuzzi to Turkey (Coleoptera Cerambycidae). *Munis Entomology & Zoology* 7(1): 22–45.
- Shapovalov AM (2016) New data on the fauna of longicorn beetles (Coleoptera, Cerambycidae) of the Southern Urals. *Entomological Review* 96(1): 131–133.
- Švácha P, Danilevsky ML (1987) Cerambycoid larvae of Europe and Soviet Union (Coleoptera, Cerambycoidea), Part II. *Acta Universitatis Carolinae Biologica* 31: 121–284.



- Tavakilian G, Chevillotte H (2017) TITAN: Cerambycidae database (version Apr 2015). In: Roskov Y, Abucay L, Orrell T, Nicolson D, Bailly N, Kirk P, Bourgoin T, DeWalt RE, Decock W, De Wever A, Nieukerken E van, Zarucchi J, Penev L (Eds) Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 27th February 2017. Species 2000: Naturalis, Leiden. <http://www.catalogueoflife.org/col>
- Trizzino M, Audisio P, Bisi F, Bottacci A, Campanaro A, Carpaneto GM, Chiari S, Hardersen S, Mason F, Nardi G, Preatoni DG, Vigna Taglianti A, Zauli A, Zilli A, Cerretti P (2013) Gli artropodi italiani in Direttiva Habitat: biologia, ecologia, riconoscimento e monitoraggio. Quaderni Conservazione Habitat, 7. CFS-CNBFVR, Centro Nazionale Biodiversità Forestale. Cierre Grafica, Sommacampagna, VR, 1–256.
- Vávra J, Drozd P (2006) Metodika monitoringu evropsky významného druhu – tesarík alpský (*Rosalia alpina*). Agentura Ochrany Přírody A Krajiny Cr, 1–9.
- Verdugo A, Buse J, Bartolozzi L, Galante E, Mendez M (2016) *Rosalia alpina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T19743A21424012.
- Villiers A (1978) Faune des Coléoptères de France. 1. Cerambycidae. Editions Lechavalier, Paris, 1–611.
- Von Demelt C (1956) Beobachtungen und Bemerkungen über *Rosalia alpina* L. Entomologische Blätter 52: 170–175.
- Vrezec A, Ambrozic S, Kapla A (2012) An overview of sampling methods tests for monitoring schemes of saproxylic beetles in the scope of Natura 2000 in Slovenia. Maja Jurc and others (Eds) In: Saproxylic beetles in Europe: monitoring, biology and conservation. Slovenian Forestry Institute, Silva Slovenica, Ljubljana, 73–90.
- World Conservation Monitoring Centre (1996) *Rosalia alpina*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T19743A9009447.

## Informazioni supplementari I

### Scheda di campo per i campionamenti *Rosalia alpina*

Authors: Alessandro Campanaro, Lara Redolfi De Zan, Sönke Hardersen, Gloria Antonini, Stefano Chiari, Alessandro Cini, Emiliano Mancini, Fabio Mosconi, Sarah Rossi de Gasperis, Emanuela Solano, Marco A. Bologna, Giuseppino Sabbatini Peverieri

Data type: Field sheet

Explanation note: Il numero di individui osservati deve essere scritto nei riquadri grigi.

Informazioni aggiuntive da riportare: area di studio, data, rilevatore, ora di inizio e fine.

Copyright notice: This dataset is made available under the Open Database License (<http://opendatacommons.org/licenses/odbl/1.0/>). The Open Database License (ODbL) is a license agreement intended to allow users to freely share, modify, and use this Dataset while maintaining this same freedom for others, provided that the original source and author(s) are credited.

Link: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12728.suppl1>

## Linee guida per il monitoraggio di *Morimus asper funereus* e *Morimus asper asper*

Sönke Hardersen<sup>1</sup>, Marco Bardiani<sup>1,3</sup>, Stefano Chiari<sup>2,3</sup>, Michela Maura<sup>2,3</sup>,  
Emanuela Maurizi<sup>2,3</sup>, Pio Federico Roversi<sup>3</sup>, Franco Mason<sup>1</sup>,  
Marco Alberto Bologna<sup>2</sup>

**1** Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale “Bosco Fontana” – Laboratorio Nazionale Invertebrati (Lanabit). Carabinieri. Via Carlo Ederle 16a, 37126 Verona, Italia **2** Università Roma Tre, Dipartimento di Scienze, Viale Guglielmo Marconi 446, 00146 Roma, Italia **3** Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – Centro di ricerca Difesa e Certificazione, Via di Lanciola 12/a, Cascine del Riccio, 50125 Firenze, Italia

Corresponding author: Sönke Hardersen (s.hardersen@gmail.com)

---

Hardersen S, Bardiani M, Chiari S, Maura M, Maurizi E, Roversi PF, Mason F, Bologna MA (2017) Linee Guida per il monitoraggio di *Morimus asper funereus* e *Morimus asper asper*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Linee Guida per il monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 215–248.

---

### Abstract

*Morimus asper* is a morphologically variable longhorn beetle that occurs in large parts of southern and central Europe. Although this saproxylid beetle is widespread in old-growth forests or well-structured woodlands, its populations are currently threatened by forest practices, such as the removal of wood (branches and logs). *Morimus funereus* is considered a valid species by some authors and is included in Annex II of the Habitats Directive. However, a recent molecular study found that all European and Turkish populations should be referred to a single species, *M. asper*. In this paper, the monitoring methods proposed for *M. asper* (sensu lato) in the various European countries are reviewed and the research carried out in Italy, which was aimed at developing guidelines for its monitoring, is presented. The experiments conducted, mainly with log piles built from freshly cut wood, investigated, amongst other things, the importance of wood type, diameter of logs and age of wood for the number of individuals observed. Based on these results and on a literature review, a detailed monitoring method for *M. asper* is proposed here, together with a discussion on its constraints, spatial validity and possible interferences. In order to facilitate the assessment of the conservation status of populations of *M. asper* and to allow for comparisons between populations and over time, a method for the calculation of a reference value, based on the monitoring method, is also presented.

### Riassunto

*Morimus asper* è un coleottero longicorne con un'ampia variabilità nella colorazione elitale, distribuito nell'Europa centrale e meridionale. Questo coleottero saproxilico è legato alle foreste vetuste o a boschi ben

strutturati e le sue popolazioni sono minacciate da alcune pratiche forestali come la rimozione del legno (rami e tronchi). *Morimus funereus* è considerato una specie valida da alcuni autori ed è inclusa nell'allegato II della Direttiva Habitat. Da un recente studio molecolare è emerso però che le popolazioni europee e turche appartengono ad un'unica specie, *M. asper*, che include anche *funereus*. Viene presentata una rassegna dei metodi di monitoraggio proposti per *M. asper* (*sensu lato*) nei diversi stati Europei insieme alle le ricerche svolte in Italia, con l'obiettivo di definire delle linee guida per il monitoraggio della specie. Gli esperimenti condotti, principalmente utilizzando cataste di legna costruite con legname tagliato di recente, hanno lo scopo di analizzare sia l'importanza della tipologia di legno utilizzato sia il diametro dei tronchi e l'età del legno in relazione al numero di individui osservati. Sulla base dei risultati ottenuti sperimentalmente e su quelli estrapolati dalla letteratura, viene presentato in dettaglio un metodo di monitoraggio per *M. asper*, unitamente ad una discussione sui limiti del metodo stesso, la sua validità spaziale e le possibili interferenze con altre specie. Per facilitare la valutazione dello stato di conservazione delle popolazioni di *M. asper* e per permettere un confronto tra popolazioni diverse e l'analisi dell'andamento delle popolazioni nel tempo, è proposto anche una procedura per il calcolo di un valore di riferimento basato sul metodo di monitoraggio proposto.

### Keywords

Habitats Directive, saproxylic beetles, Coleoptera, Cerambycidae, monitoring methods, forest biodiversity

### Parole chiave

Direttiva Habitat, coleotteri saproxilici, Coleoptera Cerambycidae, metodi di monitoraggio, biodiversità forestale

## Introduzione

*Morimus* Brullé, 1832 è un genere di Coleotteri appartenente alla famiglia Cerambycidae, caratterizzato da una complessa situazione tassonomica. *Morimus funereus* Mulsant, 1863 e *M. asper* (Sulzer, 1776), un tempo considerate specie separate, ora sono considerate un'unica specie, geneticamente e morfologicamente variabile: *M. asper* (e.g., Sama e Löbl 2010, Sama e Rapuzzi 2011, Solano et al. 2013, Danilevsky 2015). Le popolazioni di questa specie sono legate a foreste mature e boschi ben strutturati. *Morimus funereus* è incluso nell'allegato II della Direttiva Habitat (92/43/CEE), che impone agli stati membri di fornire ogni sei anni un report sullo stato di conservazione delle specie presenti nei suoi allegati. Per facilitare la risposta a questa richiesta, il progetto Life "Monitoraggio degli Insetti con la Partecipazione del Pubblico" (LIFE11 NAT/IT/000252) (da qui in avanti: MIPP) si è occupato di svolgere esperimenti sul campo per sviluppare metodi standard di monitoraggio per le seguenti specie di coleotteri saproxilici: *Osmoderma eremita* (scarabeo eremita, Scarabaeidae), *Lucanus cervus* (cervo volante, Lucanidae), *Cerambyx cerdo* (cerambice della quercia, Cerambycidae), *Rosalia alpina* (rosalia alpina, Cerambycidae), *Morimus asper/funereus* (morimo scabroso, Cerambycidae).

Questo articolo fa parte di una pubblicazione speciale sul monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa ed è dedicato a *Morimus asper/funereus*. Il lavoro comincia con un'ampia revisione delle conoscenze attuali sulla sistematica, distribuzione, ecologia, etologia e conservazione di questa specie; in seguito viene descritto nel dettaglio il lavoro di campo svolto durante il progetto MIPP e si conclude con la descrizione del metodo di monitoraggio proposto.

## Sistematica e distribuzione

*Morimus* Brullé, 1832 è un genere di coleotteri appartenente alla numerosa famiglia dei Cerambycidae che, insieme a *Herophila*, costituisce l'unico rappresentante dei Phrisomini, una delle 14 tribù della sottofamiglia Lamiinae (Breuning, 1942): la principale caratteristica che contraddistingue questa sottofamiglia è rappresentata da ali posteriori poco sviluppate che non permettono il volo.

Alcuni ricercatori, in accordo con una tassonomia esclusivamente basata sulla morfologia, ritengono che questo genere includa in Europa cinque specie: *M. asper* (Sulzer, 1776), *M. funereus* Mulsant 1862, *M. orientalis* Reitter 1894, *M. verecundus* (Faldermann, 1836) e *M. ganglbaueri* Reitter 1894, con caratteristiche morfologiche molto simili. Ciò ha generato un'ampia discussione tra gli specialisti a causa della presenza di numerose forme cromatiche di passaggio che hanno sempre reso difficile la corretta identificazione degli individui e la definizione della loro posizione tassonomica. Le varie forme geografiche si distinguono fra loro in base ad alcune caratteristiche morfologiche quali le dimensioni dei granuli elitrali e la colorazione delle elitre, in particolare il colore di fondo, la forma e le dimensioni delle macchie nere elitrali (Stanić et al. 1985, Sama 1988, 2002, Koren 2010, Sama e Löbl 2010, Danilevsky 2013). Recentemente, molti autori hanno considerato *M. asper* e *M. funereus* come due sottospecie (e.g., Sama e Löbl 2010, Sama e Rapuzzi 2011, Solano et al. 2013, Danilevsky 2015, Danilevsky et al. 2016). Secondo Solano et al. (2013), in base ad analisi molecolari fondate su due marcatori molecolari, sia di DNA mitocondriale (citocromo ossidasi, subunità I: COI) sia nucleare (il secondo spaziatore interno trascritto - ITS2 - del DNA ribosomale), tutti i taxa attribuiti a questo genere sarebbero invece da ricondurre ad una sola specie, morfologicamente variabile e geneticamente ben strutturata a livello di macro-popolazioni, distribuita in tutta l'Europa meridionale, dalla Spagna alla Turchia. In base alle norme dell'International Code of Zoological Nomenclature (<http://www.iczn.org/iczn/index.jsp>) il nome valido, per priorità, risulta *M. asper* (Sulzer, 1776). Tutti gli altri taxa sono forme infraspecifiche che rappresentano variazioni di colorazione (ad esempio *ganglbaueri*) o possibili sottospecie che presentano anche aree di introgressione con la sottospecie nominale (ssp. *funereus*). Studi successivi (Danilevsky 2015, Danilevsky et al. 2016) hanno complicato ulteriormente la tassonomia del genere, con la descrizione di una nuova specie dalla Slovacchia (*M. gabzdili* Danilevsky, 2015), una nuova sottospecie di *M. asper* dalla Grecia e una nuova sottospecie di *M. verecundus* dalla Bulgaria (Danilevsky et al. 2016). Ulteriori studi molecolari sono necessari per chiarire questa complicata situazione nella tassonomia del genere *Morimus*.

*Morimus funereus* è stato incluso nell'allegato II della Direttiva Habitat come specie, in base alla letteratura dell'epoca (Dajoz 1976), ma alla luce delle nuove scoperte sistematiche, la protezione dovrebbe essere estesa anche a *M. asper* (*sensu lato*). Valutando la posizione sistematica del taxon *funereus* è importante considerare che fu descritto per il sud-est della Francia (Mulsant 1863), zona di presenza della forma nominale, e di conseguenza non può essere il nome valido per le forme est-europee, che probabilmente necessitano di un altro nome. Il problema tassonomico del genere *Morimus* non

può essere risolto in questa sede, ma si attende una revisione sistematica che avrebbe oltretutto importanti implicazioni per la conservazione di questo taxon.

In questa sede consideriamo i due taxa, *asper* e *funereus*, come due sottospecie di *M. asper*, in accordo con molti autori (e.g., Sama e Löbl 2010, Sama e Rapuzzi 2011, Solano et al. 2013, Danilevsky 2015, Danilevsky et al. 2016). *M. asper asper* è distribuito nella zona occidentale dell'Europa, mentre *M. asper funereus* nella zona orientale; *M. asper ganglebaueri* è considerata una forma di transizione dovuta a introgressione genica tra le due sottospecie (Rapuzzi, in prep.). Questa specie, nella definizione politipica assunta in questa sede, ha un'ampia distribuzione europea, ed è diffusa dalla Penisola Iberica alla Turchia europea. I dettagli distributivi desumibili dal sito <http://www.faunaeur.org/> ci indicano che la specie è segnalata nei seguenti territori europei: Spagna continentale, Francia continentale e Corsica, Svizzera, Italia (incluse Sicilia e Sardegna), San Marino, Austria, Ungheria, Repubblica Ceca, Slovacchia, Slovenia, Croazia, Bosnia ed Erzegovina, Serbia, Montenegro, Albania, Macedonia, Grecia continentale, Bulgaria, Turchia europea, Romania, Moldavia e Ucraina (si veda anche Bringmann 1996, Gnjatović e Žikić 2010, Vrezec et al. 2012).

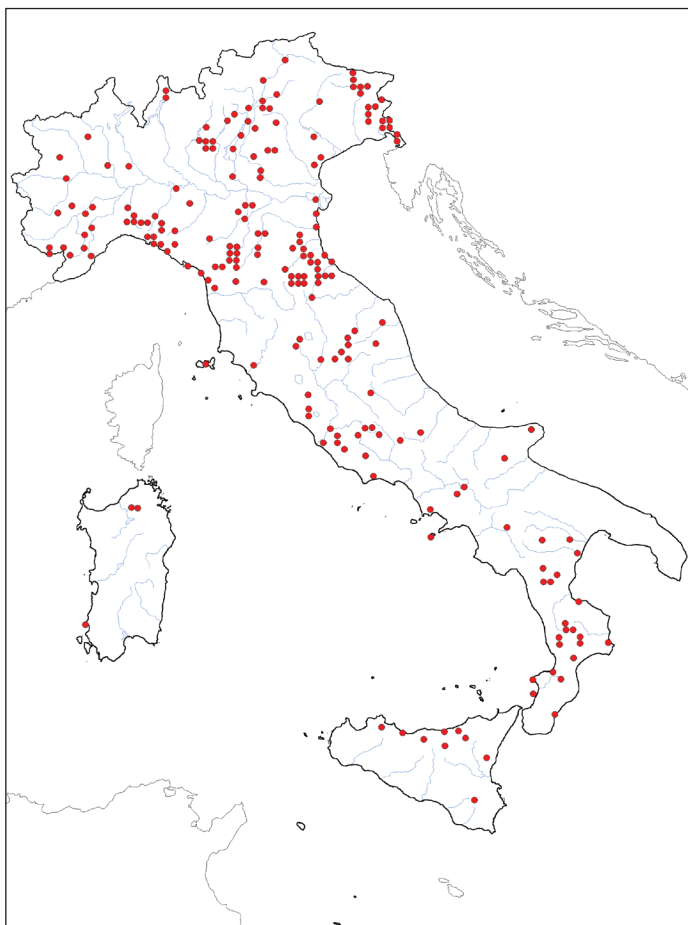
L'esatta distribuzione delle due sottospecie (*M. asper asper* e *M. asper funereus*) non è chiara a causa della scarsa affidabilità di molti dati in letteratura. In ogni caso, la distribuzione delle due sottospecie in Italia è abbastanza nota. *Morimus asper asper* è presente praticamente in tutte le regioni continentali, peninsulari ed insulari, con pochi siti noti in Sardegna. *Morimus asper funereus* è presente solo in poche località del Carso, nella Venezia Giulia (province di Trieste e Gorizia) e la varietà cromatica *ganglebaueri*, una forma di transizione tra le sottospecie precedenti, è distribuita in alcune zone della Carnia in Friuli (dal fiume Tagliamento fino alla suddetta area del Carso; Rapuzzi, comm. pers. 2016). La distribuzione di *M. asper*, sintetizzata dal MATTM, progetto ckmap, è riportata in Figura 1 (Sama 2007).

## Morfologia

L'uovo, di color avorio, ha dimensioni di circa  $4.5 \times 1.2\text{--}1.6$  mm, con la superficie del corion scolpita da rilievi che appaiono come strutture a stella irregolari (Romero-Samper e Bahillo 1993).

Lo sviluppo preimaginale di questa specie olometabola include una larva che sostanzialmente non varia moltissimo di forma nei diversi stadi, tranne per le dimensioni, ed una pupa (Pavan 1948a, 1948b). La larva ha la morfologia tipica dei cerambicidi saproxilofagi: è bianca, carnosa, apoda, con la testa sclerificata e con antenne molto piccole (Pavan 1948a, 1948b; Romero-Samper e Bahillo 1993). La larva neonata misura 5 mm di lunghezza (Romero-Samper e Bahillo 1993), ma all'ultimo stadio larvale può raggiungere 60 mm. La pupa possiede appendici libere (Pavan 1948a, 1948b) e di color bianco latte e si scurisce all'avanzare della metamorfosi (Romero-Samper e Bahillo 1993).



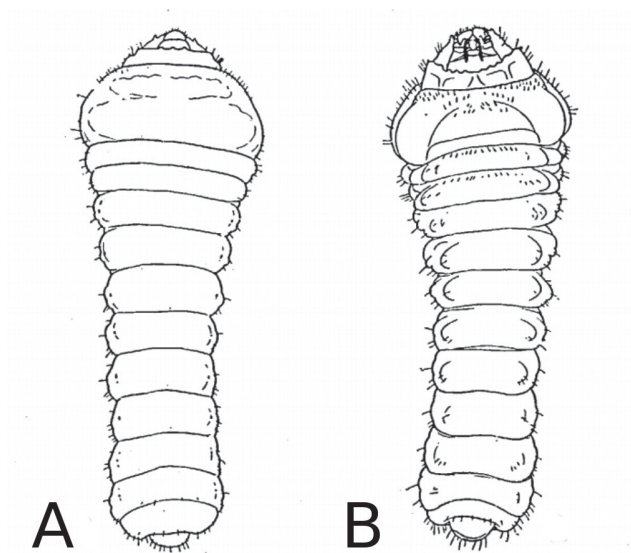


**Figura 1.** Mappa della distribuzione di *M. asper* in Italia (Sama 2007).

L'adulto (Figura 3) ha la tipica forma da cerambicide, ma è attero e quindi inetto al volo; ha una lunghezza di 15–40 mm (Parisi e Busetto 1992), con un corpo allungato, più ovale nella parte ricoperta dalle elitre (mesotorace, metatorace e addome). Le elitre sono saldate tra loro, hanno un aspetto granuloso e una tipica colorazione grigio scura o nera; sono presenti due macchie nere per elitra, a volte quasi invisibili se la colorazione di fondo è molto scura. Tale colorazione, come detto in precedenza, è variabile nelle diverse sottospecie e forme cromatiche intraspecifiche.

Tra i due sessi vi è un vistoso dimorfismo sessuale a carico delle antenne, decisamente più lunghe nel maschio (fino a più di 7,5 cm), in cui superano notevolmente la lunghezza del corpo (Parisi e Busetto 1992) (Figura 4).

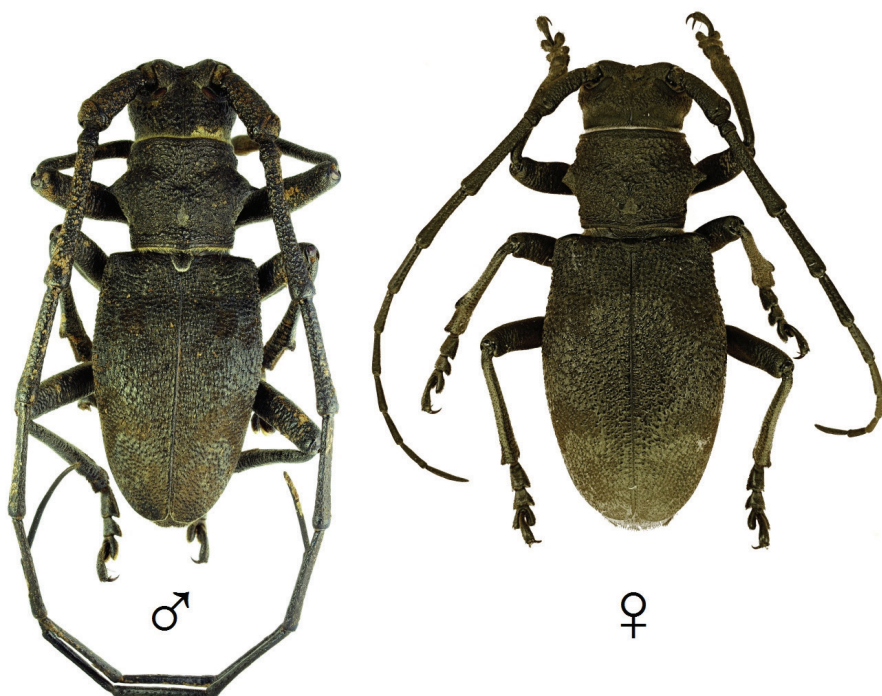
In un recente studio di Rossi de Gasperis (2015) viene analizzato nel dettaglio il dimorfismo sessuale di questa specie (coinvolto in aspetti eco-etologici), evidenziando in primo luogo che la lunghezza delle antenne varia grandemente tra i maschi della



**Figura 2.** Larva neonata di *Morimus asper asper*: **A** visione dorsale **B** visione ventrale (Pavan, 1948).



**Figura 3.** *Morimus asper funereus* (Foto di Kajetan Kravos).

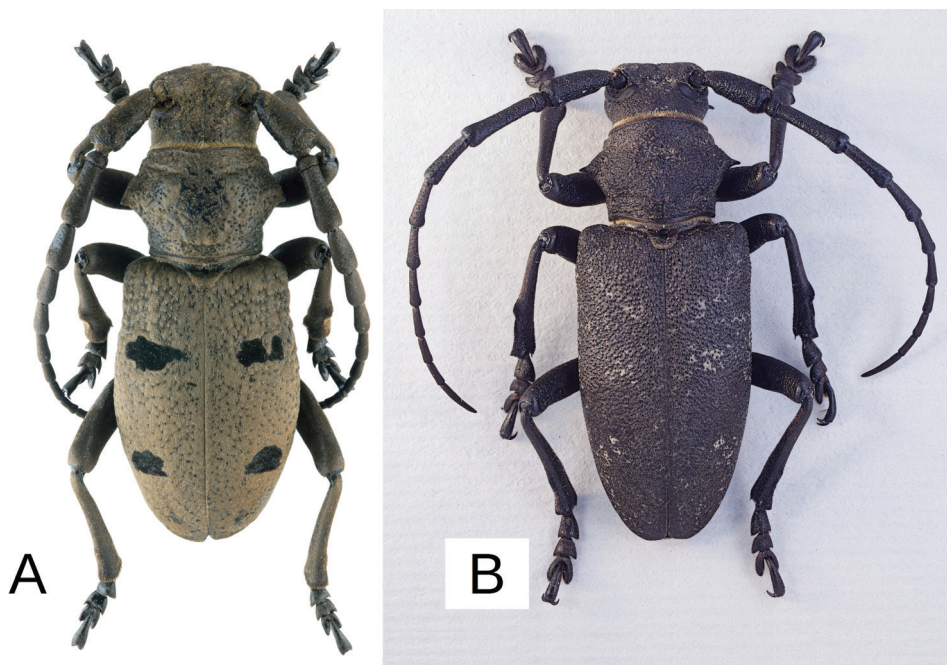


**Figura 4.** Dimorfismo sessuale in *Morimus asper asper* (Foto di Federico Romiti).

stessa popolazione e che i maschi ad antenne più lunghe risultano quelli che si accoppiano più frequentemente. Inoltre è emerso un dimorfismo anche nella lunghezza del pronoto, più lungo nei maschi e nella larghezza e lunghezza delle elitre, maggiore nelle femmine. I maschi sembrano quindi allocare maggiori risorse nello sviluppo della porzione anteriore del corpo, mentre le femmine in quella posteriore dove è presente l'apparato riproduttore.

### Caratteri diagnostici e comparazione con specie simili

La specie mostra una variabilità cromatica nell'ambito del suo areale. La forma tipica e la ssp. *funereus*, si distinguono per un diverso colore di fondo, più scuro e quasi nero nella forma nominale, più chiaro e grigio con macchie più evidenti e contrastate in quella balcanica (Figure 3, 4). Questa variabilità cromatica è accompagnata da alcune differenze nelle microsculture delle elitre, in particolare la forma e la grandezza dei granuli che coprono la superficie. Questa specie, nel suo complesso, è ben distinta per le caratteristiche cromatiche da tutti gli altri Cerambycidae italiani, tranne *Herophila tristis* (Linnaeus, 1767) (Fig. 5A) e *Lamia textor* (Fig. 5B). Rispetto alla prima specie, *M. asper* ha le dimensioni corporee di norma nettamente maggiori (*M. asper*: 16–38 mm; *H. tristis*: 13–26 mm); il riconoscimento è facile anche perché in *H. tristis* la



**Figura 5. A** *Herophila tristis* (Foto di Michal Hoskovec) **B** *Lamia textor* (Foto di Federico Romiti).

colorazione del corpo è chiaramente marrone anziché nero-grigio scuro, ed infine le antenne e le zampe sono più robuste e meno slanciate, con il I antennero più lungo del III anziché più corto o subeguale.

*Lamia textor*, specie assai più rara nel nostro paese, può essere distinta da *M. asper* da alcuni caratteri che possono essere difficili da osservare sul campo, in particolare per quel che riguarda le femmine.

*Morimus asper*, oltre ad essere attera (mentre *L. textor* ha ali ben sviluppate), ha il I antennero più corto del III anziché uguale o più lungo, invece in *L. textor* il primo antennero è lungo quanto il terzo. Inoltre in *M. asper* la carena circolare sullo scapo è molto marcata e completa, anziché poco marcata ed incompleta, il lobo sul lato esterno della tibia mediana è ben visibile anziché poco evidente (Picard 1929; Porta 1932). Un'ulteriore differenza riguarda la forma delle elitre; in *M. asper*, sono più gonfiate e il callo umurale è più sporgente (nonostante *M. asper* sia attero). Inoltre, in base ad osservazioni inedite (Carpaneto, com. pers. 2017), in *M. asper* le elitre mostrano granuli evidenti su tutta la superficie, più piccoli nel terzo apicale dove sono in parte ricoperti dalle setole (soprattutto nella ssp. *funereus*), mentre in *L. textor* i granuli sono evidenti nella metà anteriore e poi confluiscono gradualmente verso l'apice a formare una rugosità bassa ed indistinta. Un ulteriore carattere riguarda la superficie delle elitre di *L. textor* che è maggiormente appiattita e spesso mostra un pattern formato da granuli bianchi.



## Ecologia

### *Habitat*

*Morimus asper* è una specie stenotopica, silvicola, xilodetriticola, xilofaga e saproxilica ed il suo habitat tipico sono boschi di latifoglie e boschi misti (Jurc et al. 2008, Carpaneto et al. 2015). La specie vive prevalentemente in foreste vetuste o comunque preferisce boschi ben strutturati con una densità di legno morto medio-alta (Trizzino et al. 2013, Bărbuceanu et al. 2015). In boschi con una grande quantità di legno morto, come ad esempio nel Bosco della Fontana (Mantova), possono essere presenti popolazioni ad alta densità (Hardersen et al. 2017). In accordo con la letteratura, *M. asper* vive soprattutto nelle foreste decidue, spesso dominate da Querce (*Quercus* spp.) o dal Faggio (*Fagus sylvatica*) (López-Vaamonde et al. 1993, Romero-Samper e Bahillo 1993, Bărbuceanu et al. 2015, Rossi de Gasperis et al. 2016). Anche se, come detto precedentemente, si tratta di una specie silvicola legata a latifoglie mesofile, generalmente in quercete e faggete, con predilezione per le foreste mature, non di rado vive anche in cedui composti, caratterizzati dalla presenza di vecchie ceppaie e legno marcescente a terra (Cerretti 2008). In tutta Europa è stata riportata una certa preferenza della specie per le faggete come per esempio in Slovenia (Jurc et al. 2008) e nella Penisola Iberica (López-Vaamonde et al. 1993, Romero-Samper e Bahillo 1993). In Bulgaria è molto più comune nella fascia montana delle faggete, rispetto alle zone di quote più basse, dove predilige le zone più umide, in particolare le foreste ripariali (Anonimo 2015).

*Morimus asper*, a causa dell'impossibilità di volare, ha una capacità di dispersione molto limitata (Luce 1996, Bărbuceanu et al. 2015) e presenta popolazioni frammentate: come conseguenza di ciò vi sono numerosi habitat che sembrano idonei ma che non sono occupati dalla specie (Bărbuceanu et al. 2015). Le ricerche effettuate durante il progetto MIPP hanno confermato queste osservazioni in più aree italiane. In un recente studio è stata analizzata la dispersione di 13 individui (su un totale di 727 marcati) e le distanze coperte registrate variano tra 20 e 451 metri (Rossi de Gasperis et al. 2016).

### *Ecologia larvale*

Lo sviluppo larvale avviene in tronchi vecchi e nelle ceppaie e si presume che si completi in condizioni naturali in tre-cinque anni (Stanić 1985, Luce 1996), mentre in cattività si completa in minor tempo (Pavan 1948a, Romero-Samper e Bahillo 1993, Dojnov et al. 2012).

Tutti gli autori concordano sul fatto che *M. asper* s.l. sia una specie polifaga (es. Luce 1996, Sama 2002, Juillerat e Vögeli 2004, Polak 2012). Non sempre è chiaro se le specie di piante ospiti citate in letteratura sono state segnalate in seguito al semplice avvistamento di adulti su di esse oppure in seguito all'osservazione dello sviluppo completo o della fuoriuscita di individui adulti metamorfosati. La semplice osservazione di



un adulto su una determinata pianta non prova infatti che la specie possa riprodursi nel legno di quella specie arborea. Nella Penisola Iberica adulti sono stati avvistati su otto specie di alberi, ma stadi preimmaginali sono stati osservati solo su *Quercus robur*, *Q. faginea*, *Populus nigra*, *Alnus glutinosa* e *Pinus radiata* (Romero-Samper e Bahillo 1993). Sturani (1981), riporta nel suo lavoro i risultati ottenuti dalla raccolta di legno colonizzato da larve di longicorni poi allevati fino allo stadio adulto, specificando come *M. asper* sia estremamente polifago sfarfallando da legno di *Abies*, *Picea*, *Acer*, *Alnus*, *Castanea*, *Platanus*, *Juglans*, *Populus*, *Prunus*, *Quercus*, *Salix*, *Ulmus*, *Tilia*, e *Fagus*. Anche altri autori confermano la polifagia di questa specie (es. Luce 1996, Sama 2002, Juillerat and Vögeli 2004, Polak 2012) e hanno aggiunto nuove essenze alla lista degli alberi utilizzati dalla specie. Per la Slovenia, Polak (2012) indica preferenze della specie per *Fagus sylvatica*, *Quercus* spp., *Carpinus betulus*, *Acer* spp., *Castanea sativa*, *Abies alba* e altri, mentre Vrezec et al. (2010) riportano come specie selezionate *Quercus* spp. e *Abies alba*, in minor misura *Fagus sylvatica* e *Picea abies*. In Romania, Bărbuceanu et al. (2015) hanno osservato una netta preferenza delle femmine per *Quercus petraea*, avendo però osservato adulti di *M. asper* anche su *Quercus* spp., *Fagus sylvatica*, *Robinia pseudacacia* e *Prunus avium*. Altri autori romeni indicano che questo coleottero predilige il legno morto delle querce e dei faggi (Fusu et al. 2015).

Informazioni su predatori dello stadio adulto non sono state riscontrate nella letteratura consultata.

### **Ecologia degli adulti**

Questa specie vive in un'ampia fascia altitudinale e possiede una variegata fenologia correlata alla quota. Per esempio in Slovenia è stata osservata tra 150 m e 1240 m s.l.m., ma è evidente una prevalenza degli avvistamenti tra 300 e 900 m s.l.m. (Vrezec et al. 2009), mentre in Bulgaria è stata rinvenuta fino a 1500-1800 m s.l.m. (Bringmann 1996, Anonimo 2015). Invece per la Penisola Iberica Romero-Samper e Bahillo (1993) hanno osservato questa specie tra 10 e 1000 m di quota, ma riportano una cattura a quasi 1500 m s.l.m. effettuata da Pérez-Moreno e Herrera-Month (1987). Anche in Italia la distribuzione altitudinale è simile: infatti si estende dal livello del mare fino a 1800 m s.l.m. (Trizzino et al. 2013, Bologna et al. 2016) valori confermati anche dai dati ottenuti grazie al contributo dei cittadini nell'ambito del progetto MIPP, che hanno segnalato la specie tra 2 e 1870 m s.l.m. (Campanaro et al. 2017). E' generalmente accettato che si tratti di una specie longeva anche allo stadio adulto (Stanić et al. 1985, Polak 2012). Infatti, gli adulti che svernano sono i primi ad emergere in primavera e possono anche riprodursi nel secondo anno (Polak 2012, Rossi de Gasperis et al. 2016). In cattività gli adulti possono vivere fino a 560 giorni (Stanić et al. 1985).

La fase di attività degli adulti è molto lunga in relazione ad altri insetti e varia tra diversi paesi. Polak (2012) riporta per un sito sloveno a 630 m s.l.m. una durata estesa tra inizio maggio e fine agosto, con i maschi presenti leggermente prima delle femmine. Invece, sempre per la Slovenia, Drovenik e Pirnat (2003) hanno osservato che gli adulti sono attivi da maggio a luglio e Vrezec (2008) ha analizzato segnalazioni

raccolte in maniera non sistematica, la prima del 2 febbraio, e la più tardiva del 30 settembre. Nello stesso studio, la maggior parte delle osservazioni risultano effettuate tra il 19 maggio e l'11 luglio. In Romania gli adulti sono attivi tra aprile e la prima metà di agosto, con osservazioni sporadiche fino a ottobre inoltrato (Bărbuceanu et al. 2015); in Bulgaria tra aprile ed agosto (Brinkmann 1996); nella Penisola Iberica dalla seconda metà di aprile fino a metà settembre con un picco di sfarfallamento tra fine luglio e inizio agosto (López-Vaamonde et al. 1993, Romero-Samper e Bahillo 1993). In Slovenia Polak (2012) ha osservato due picchi d'attività: il primo a fine maggio-inizio giugno e il secondo a fine luglio-inizio agosto, perciò ipotizza che il secondo picco fosse dovuto agli individui sfarfallati più recentemente. Gli adulti entrano in diapausa nel mese di agosto o settembre (Stanić et al. 1985, Luce 1996). Nella pianura padana (Bosco della Fontana, Mantova), *M. asper* è stato osservato dalla fine di marzo a metà luglio con il picco dell'attività in aprile (Hardersen et al. 2017), mentre nelle Prealpi Giulie (circa 850 m s.l.m.) gli adulti sono stati osservati da metà maggio a metà agosto (Leonarduzzi 2016). In base a dati raccolti in Italia grazie alla Citizen Science, *M. asper* è stato osservato dall'8 gennaio fino al 29 ottobre, con il più alto numero di individui registrato tra metà aprile e metà agosto (Campanaro et al. 2017). Un importante risultato di questo studio è il fatto che il picco di attività osservato ritarda durante l'anno al crescere dell'altitudine: mentre il picco di attività osservato ad altitudini comprese tra 0 e 400 m corrisponde al 23 maggio, ad un'altitudine compresa tra 1200 e 1600 m corrisponde al 27 giugno (Campanaro et al. 2017).

Per sopravvivere nello stadio adulto per molti mesi è certamente necessario che la specie si nutra, ma osservazioni relative al cibo consumato in natura sono molto rare. Drovenik e Pirnat (2003) indicano che gli adulti si nutrono di linfa che fuoriesce da fratture e lesioni sul tronco degli alberi e in cattività si possono nutrire sulla corteccia di rami più piccoli (Vrezec et al. 2010, R. Fabbri, pers. com.).

*Morimus asper* s.l. è una specie attiva soprattutto la sera e la notte (es. Romero-Samper e Bahillo 1993, Merkl e Hegyessy 2008, Polak 2012). Al Bosco della Fontana il picco di attività giornaliera è stato osservato tra le 20:00 e le 24:00; comunque la specie è stata osservata anche durante il giorno, ma meno del 30% degli individui sono stati osservati a mezzogiorno se confrontati con il picco di abbondanza (Hardersen et al. 2017). Anche secondo Romero-Samper e Bahillo (1993) l'attività degli adulti è fondamentalmente crepuscolare e/o notturna, ma è frequente osservarli durante il giorno, tanto che sono stati visti spostarsi anche durante le ore più calde della giornata.

Stanić et al. (1985) hanno osservato come gli adulti siano inattivi dalle 12:00 alle 15:00, indipendentemente dalla temperatura. Invece, Polak (2012) ha osservato un picco d'attività a mezzogiorno in primavera, mentre durante le calde giornate calde estive, l'attività riproduttiva si sposta al pomeriggio ed alla notte, per cui l'attività giornaliera sarebbe più influenzata dalla temperatura che dall'orario. Gli adulti sono attivi tra 12 e 30 °C e sotto 12 °C non è stata osservata nessuna attività locomotoria o nutritiva (Stanić et al. 1985); si osservano con frequenze molto minori quando c'è vento e le temperature sono troppo basse, ma anche con temperature che eccedono 27 °C. Dati forniti da Leonarduzzi (2016) hanno mostrato una ridotta attività sotto 17 °C.

Quando il tempo non è idoneo, gli adulti si nascondono sotto la corteccia ed in cavità (Polak 2012).

Gli adulti sono attratti da sostanze odorose emesse da alberi feriti e legno recentemente tagliato (Drovenik e Pirnat 2003, Chiari et al. 2013) e la probabilità di osservarli aumenta con il volume del legno fresco presente (Chiari et al. 2013). Le femmine ovidepongono nel legno morto provvisto di corteccia *in situ*, con preferenza per grossi alberi in piedi, tronchi a terra, e grosse ceppaie. Frequentano spesso anche le cataste di tronchi (purché la corteccia sia ancora presente) (Campanaro et al. 2011).

Secondo Bărbuceanu et al. (2015) le strutture più importanti dove sono stati trovati gli adulti sono tronchi e ceppaie, alberi recentemente tagliati e tronchi di alberi vecchi. Romero-Samper e Bahillo (1993) riportano invece che le femmine scelgono ceppaie, tronchi recentemente morti o vivi ma debilitati, e alberi tagliati al massimo da due anni. Polak (2012) ha osservato che le ceppaie rappresentano punti d'incontro, di accoppiamento e siti riproduttivi, inoltre alcune nuove ceppaie erano preferite dai maschi rispetto ad altre. Ceppaie di alberi tagliati da più di un anno non sono quasi mai state visitate e quelle secche e prive di corteccia non sono attrattive (Polak 2012).

I maschi scelgono le ceppaie più attrattive per le femmine, le occupano e spesso si mettono in mostra con le antenne distese; quelli non in grado di difendere una ceppaia girovagano continuamente (Polak 2012). Invece le femmine non mostrano alcuna preferenza per una determinata ceppaia e sono state osservate frequentemente anche lontano dalle ceppaie, in accoppiamento con differenti maschi (Polak 2012). I maschi sono avvistati più frequentemente delle femmine e mostrano una maggiore percentuale di ricatture (Chiari et al. 2013, Bărbuceanu et al. 2015), in conformità con il comportamento specifico per i due sessi descritto precedentemente.

### ***Ciclo biologico***

L'ovideposizione può avvenire già dopo 16 giorni dallo sfarfallamento delle femmine (Stanić et al. 1985). Come accennato, la femmina depone singole uova all'interno di una fossetta incisa con le mandibole sulla corteccia del tronco scelto, mentre il maschio mette in atto un comportamento protettivo, mettendosi a "guardia" della partner per scoraggiare altri maschi che potrebbero avvicinarsi (Stanić et al. 1985, Romero-Samper e Bahillo 1993, Polak 2012). Le femmine depongono le uova nel legno morto, preferendo tronchi di grandi dimensioni, in piedi o a terra e sono poco attratte da tronchi con diametro inferiore a 13 cm (Hardersen et al. 2017). Le femmine sono attratte anche dalle cataste di legna (Anonimo 2015), ovideponendo anche in alberi fisiologicamente debilitati o in ceppaie che contengono larve in via di sviluppo nate nell'anno precedente (Dojnov et al. 2012, Polak 2012). Durante l'intera stagione, una femmina può deporre fino a un centinaio di uova (Stanić et al. 1985, Dojnov et al. 2012), accoppiandosi con più maschi (Polak 2012). Nel caso di femmine svernanti, queste possono presentare un secondo ciclo di ovideposizione dopo un periodo di diapausa di almeno 4 mesi in condizioni di laboratorio, ma che in natura può essere più lungo, dato che le femmine non depongono a temperature inferiori a 21 °C

(Stanić et al. 1985). Lo sviluppo ovulare si compie in circa 9-12 giorni, al termine dei quali esce una piccola larva che inizia ad alimentarsi e ad accrescersi scavando delle gallerie subcorticali (Romero-Samper e Bahillo 1993). Dojnov et al. (2012) hanno osservato in laboratorio da 5 a 6 stadi larvali (in alcuni casi fino a 12), rispettivamente con una durata media di 8, 11, 16, 23, 31 e 23 giorni; questi dati sono relativi a larve ottenute da uova deposte da individui raccolti in natura. In laboratorio il tasso medio di mortalità larvale, complessivo per la prima e la seconda generazione è del 9,7 % e del 20,6 %, mentre la mortalità per il completamento dello sviluppo larvale tra il 10,3% e il 34,9% (Dojnov et al. 2012). Al termine dell'ultimo stadio, la larva crea una celletta pupale lunga fino a 8 cm (Romero-Samper e Bahillo 1993). La pupa raggiunge la maturità dopo 18-23 giorni (Romero-Samper e Bahillo 1993, Dojnov et al. 2012). L'adulto, ormai formato, rimane all'interno della celletta pupale altri 14-20 giorni, per poi emergere dalla superficie del tronco producendo un foro d'uscita circolare di 8-12 mm di diametro (Romero-Samper e Bahillo 1993). Complessivamente, la durata del ciclo biologico rilevato in laboratorio varia tra 218 e 313 giorni (Dojnov et al. 2012) mentre in condizioni naturali la durata complessiva risulta di 3-4 anni (Stanić et al. 1985). Gli adulti di questa specie sono in grado di svernare (Stanić et al. 1985; Romero-Samper e Bahillo 1993; Dojnov et al. 2012; Polak 2012, Rossi de Gasperis et al. 2016). La longevità delle femmine rilevata in laboratorio è di 290 giorni (range di 72-560 giorni) (Stanić et al. 1985), mentre in natura può superare 400 giorni (Rossi de Gasperis et al. 2016).

### ***Minacce e conservazione***

Come detto, *M. funereus* (ora considerato una sottospecie di *M. asper*) è incluso nell'Allegato II della Direttiva Habitat e nel III Rapporto (ex. Art 17, 2013) che l'Italia ha inviato all'Unione Europea; il suo stato di conservazione e il trend delle popolazioni sono stati descritti come "favorevoli" (Genovesi et al. 2014). La specie è inserita nella IUCN Red List Italiana (Audisio et al 2014, Carpaneto et al 2015) e nella IUCN Globale (1996) nella categoria Vulnerabile (VU). Il World Conservation Monitoring Centre (1996) e Carpaneto et al. (2015) concordano che *M. funereus* debba essere trattata come sottospecie di *M. asper* (s.l.). Una revisione tassonomica del genere *Morimus* è da considerare urgente, dati soprattutto i recenti risultati già discussi (Solano et al. 2013) che evidenziano l'esistenza di un'unica specie in Europa (*M. asper*). La necessità di chiarire la posizione tassonomica di queste diverse "forme" del genere *Morimus* è sottolineata anche dal fatto che il taxon *asper* non è citato in nessuno dei documenti sopra descritti.

Una delle principali minacce per *M. asper* s.l. riportata in letteratura è la perdita di habitat idoneo, ossia la rimozione di rami e tronchi dal suolo boschivo, così come di alberi morti o morienti in piedi (Cerretti 2008; Dojnov et al. 2012, Trizzino et al. 2013, Rossi de Gasperis et al. 2016). Alcune pratiche di gestione forestale possono prevedere anche l'abbattimento e la rimozione di interi alberi vetusti in stato di deperimento, alberi che possono ospitare un numero elevato di larve (Audisio et al. 2014, Carpaneto

et al. 2015, Rossi de Gasperis et al. 2016). È stato osservato come la perdita di habitat idoneo abbia portato ad una sostanziale riduzione nell'abbondanza di individui in popolazioni e una riduzione nei siti di presenza (Dojnov et al. 2012, Rossi de Gasperis et al. 2016). La perdita di habitat idonei può anche determinare un isolamento delle aree occupate, un fattore particolarmente importante per *M. asper*, data la sua mobilità limitata (Cerretti 2008, Trizzino et al. 2013).

Un'ulteriore minaccia si ipotizza possa essere il mantenimento per numerosi giorni di legna accatastata nelle foreste sottoposte a gestione durante il periodo di riproduzione della specie, tra aprile ed agosto (Polak 2012). Tale legna potrebbe agire da "trappola ecologica" (*sensu* Robertson e Hutto 2006) per questa specie e per altri coleotteri saproxilici in quanto questi organismi vengono attratti da questo legname, dove si riproducono e depongono le uova, ma in cui il ciclo vitale non giungerà mai a compimento in quanto tale legna è destinata ad essere rimossa dal sito forestale per uso antropico. Le grosse cataste create per motivi commerciali dagli operatori forestali sono particolarmente attrattive per *M. asper* e la possibilità che vengano colonizzate dalla specie aumenta con l'aumentare del volume del legno morto (Chiari et al. 2013); ciò rappresenta un'ulteriore preoccupazione perché solitamente in queste aree la foresta circostante è stata in buona parte ripulita dal legno morto, in particolare di tronchi di grosse dimensioni. L'effetto negativo di questa pratica può essere mitigato rimuovendo le cataste prima che vengano colonizzate (Hedin et al. 2008). Allo stesso modo è bene ricordare che nelle aree naturali in cui verrà svolto il monitoraggio di *M. asper s.l.*, utilizzando il metodo delle cataste da noi proposto (si veda oltre nel testo), una volta terminato il monitoraggio, è necessario lasciare sul sito le cataste di legna colonizzate, per assicurare la sopravvivenza delle popolazioni di questa specie e degli altri organismi saproxilici (Chiari et al. 2013, Hardersen et al. 2017).

## **Metodi di monitoraggio della specie nei paesi Europei.**

Generalmente i metodi finora proposti per il monitoraggio di questa specie si basano su due strategie: (1) la ricerca/cattura di adulti, che sono attratti dal legno appena tagliato; (2) la ricerca di adulti lungo transetti. Il monitoraggio di *M. asper s.l.* ha ricevuto una attenzione limitata, ma un certo numero di metodi sono stati proposti in vari paesi. Tuttavia, nessuno di questi metodi è stato testato in diversi siti e/o per diversi anni, perciò la loro efficacia non è nota. Nei paragrafi che seguono viene tracciato un quadro riassuntivo dello stato dell'arte nei diversi paesi europei.

### ***Slovenia***

In questo paese è stato individuato un metodo standard per il monitoraggio della specie tramite l'utilizzo di trappole a caduta munite di un imbuto collettore, che impedisce la fuga degli individui catturati. Il protocollo prevede l'esposizione di due o tre





**Figura 6.** Trappola a caduta (pitfall-trap) usata da Vrezec et al. (2009).

trappole intorno a ceppaie fresche (fino ad un anno dal taglio), con controlli ogni due giorni; contemporaneamente sono controllate anche le ceppaie per registrare la presenza di individui (Vrezec et al. 2009). La combinazione di questi due metodi aumenta significativamente la probabilità di osservare la specie (Vrezec et al. 2009, 2012). Il metodo prevede di controllare le trappole per 5 giorni seguenti la loro installazione, che dovrebbe essere effettuata tra la seconda metà di maggio e giugno come periodo ottimale (Vrezec 2008). Ogni area selezionata è da monitorare utilizzando 25 unità di campionamento (una ceppaia, con 2 o 3 trappole). Il problema di questo metodo è che si basa su ceppaie create durante il taglio degli alberi, perciò non risulta applicabile in boschi in cui non si effettuano tagli (Vrezec 2012).

Un altro metodo di monitoraggio sperimentato in Slovenia da Polak (2012) prevede il controllo di ceppaie tra la prima settimana di maggio e l'ultima settimana di agosto, in aree in cui sono stati effettuati tagli, selezionando le ceppaie di alberi appena tagliati ed evitando ceppi vecchi e secchi. In particolare sono state scelte 14 ceppaie e dai 35 controlli effettuati è emerso che le femmine sono risultate meno visibili e quindi meno rilevabili dei maschi. Il numero di adulti osservati ha oscillato giornalmente e, probabilmente, queste fluttuazioni sono state influenzate dalle condizioni climatiche e dall'ora del giorno in cui venivano svolto il controllo.

Parallelamente all'applicazione dei metodi di monitoraggio, la presenza sul territorio della specie viene anche registrata raccogliendo segnalazioni del pubblico. Questo approccio della Citizen Science è parte integrante del monitoraggio nazionale. Per interessare il pubblico, vengono utilizzate numerose vie di comunicazione (televisione, giornali locali, giornali nazionali, siti internet, ecc.) e la realizzazione di poster che sono stati esposti nelle scuole, rifugi, aree protette, ecc. (Vernik 2014).

### **Bulgaria**

Il protocollo di monitoraggio utilizzato in questo stato si basa su transetti di lunghezza complessiva di 1 km, effettuati da due persone che camminano in parallelo, rilevando la presenza delle specie su ogni lato del sentiero. Il monitoraggio dovrebbe avere la durata di un'ora e dovrebbe essere effettuato nel pomeriggio-sera (15:00–19:00). Le osservazioni sono da annotare ogni 100 m, la ricerca va effettuata sui tronchi dei vecchi alberi morti in piedi, sui grossi rami a terra e sulle cataste di legno tagliato. Per ottenere dati ottimali, il monitoraggio è da ripetere 10 volte tra maggio e agosto (Anonimo 2015).

### **Romania**

In questo paese, il protocollo di monitoraggio si basa su transetti effettuati da due persone con una lunghezza complessiva di 500 m e larghezza di 20 m. Il tempo minimo per un transetto è 30 min e la distanza tra due transetti è di 100 m. Se possibile si devono effettuare 5 transetti in ogni area (Fusu et al. 2015).

### **Ungheria**

In base all'esperienza effettuata in questo stato, gli autori sostengono che il monitoraggio di questa specie sia problematico e pertanto sconsigliano di effettuarlo. Il metodo adottato prevede di effettuare un transetto lineare di larghezza 20 m in una zona boschiva di almeno 1 ha di estensione, lungo il percorso rettilineo più lungo nella zona prescelta. Camminando lungo il transetto viene registrato il numero degli adulti osservati. Poiché la specie è attiva principalmente di sera e di notte, sono da controllare le parti ombreggiate dei tronchi, delle ceppaie o delle cataste, le basi dei tronchi e delle ceppaie fresche, e anche legname di quercia recentemente tagliato, appoggiato contro il tronco. L'indagine dovrebbe essere effettuata una volta alla settimana per quattro settimane consecutive (Merkl e Hegyessy 2008).

### **Italia**

La prima proposta per il monitoraggio di *M. asper* s.l. in Italia è stata pubblicata da Campanaro et al. (2011) e si basa sul metodo di cattura-marcatura-ricattura (CMR). Gli individui sono da ricercare a vista principalmente sui vecchi alberi morti in piedi, sui tronchi e sui grossi rami abbattuti, sui grossi ceppi, nelle cataste di legna di grosso e medio calibro e sul tronco di alberi vetusti e senescenti. La ricerca può essere effettuata sia durante il giorno sia durante la notte, ma gli autori consigliano di eseguire il campionamento preferibilmente nell'arco del pomeriggio (es. dalle ore 15:00 alle 19:00). In seguito Chiari et al. (2013) hanno testato l'utilizzo di cataste di legno fresco (freshly cut log piles) come esca per il monitoraggio nella Riserva Naturale Statale "Bosco della Fontana". Complessivamente sono state controllate giornalmente 29 cataste di legno fresco tra il 3 e l'8 maggio 2010. Cataste di 0.50 m<sup>3</sup> e 0.25 m<sup>3</sup> sono risultate occupate con una probabilità cumulativa del 99 % e del 95 %, inoltre la probabilità di os-

servare individui aumentava con il volume delle cataste. Complessivamente le cataste costruite con legno fresco si sono rivelate un buon metodo per rilevare la presenza e l'abbondanza della specie. Chiari et al. (2013) hanno proposto di basare il metodo di monitoraggio su un totale di 33 cataste con un volume di  $0,25 \text{ m}^3$  e hanno suggerito che cinque controlli potrebbero essere sufficienti per il monitoraggio in habitat simili a quello della foresta di Bosco della Fontana. Al fine di ottenere accurate stime di presenza-assenza di *M. asper s.l.* a costi ragionevoli, sia di tempo sia di materiale, Trizzino et al. (2013) consigliano l'utilizzo di cataste di almeno  $0,25 \text{ m}^3$  (costituite da 15–30 tronchetti, lunghi 30–60 cm, di diametro tra 20–40 cm), disposte lungo transetti lineari, ad una distanza tra 30 m e 50 m. Gli autori propongono anch'essi di applicare il metodo cattura-marcatura-ricattura (CMR) e consigliano un minimo di 6 sessioni di monitoraggio da svolgere ogni 3 giorni. Anche Bologna et al. (2016) consigliano l'utilizzo di cataste di legna tagliata di recente.

## Metodi

Durante le ricerche del progetto MIPP cataste di legna utilizzate con un volume standard di  $0.3 \text{ m}^3$  sono state utilizzate per diversi scopi, in diversi anni e in diverse aree di studio. Le ricerche sono state effettuate nel periodo compreso tra gli anni 2014–2016 in due foreste protette entrambe dell'Italia settentrionale, Bosco della Fontana (provincia di Mantova, comune di Mortirolo, 25 m s.l.m.) e nel Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie (provincia di Udine, comune di Resia, ca. 850 m). A Bosco della Fontana, l'area di studio era situata tra  $45.19961^\circ\text{N}$ ,  $10.73476^\circ\text{E}$  e  $45.19848^\circ\text{N}$ ,  $10.74199^\circ\text{E}$ . Nelle Prealpi Giulie le ricerche sono state condotte in una foresta in località Sella Starmiza di Resia (tra  $46.343490^\circ\text{N}$ ,  $13.299400^\circ\text{E}$  e  $46.341420^\circ\text{N}$ ,  $13.307800^\circ\text{E}$ ). Le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando il programma R versione 3.3.1 (R Development Core Team 2015). Sono stati utilizzati modelli lineari generalizzati (GLM) per dati “overdispersed” con una distribuzione di Poisson, per testare le differenze tra le diverse classi di età, seguite da un test a due coppie Wilcoxon post-hoc. Sono stati testati i seguenti metodi: trappole a caduta con sostanze potenzialmente attrattive, ceppaie, tronchi e cataste di legno tagliato di recente. Le cataste sono state utilizzate per rispondere ad alcune domande: (i) la stagione e l'orario giornaliero influenzano la probabilità di rilevamento e/o l'abbondanza della specie? (ii) Il diametro dei tronchetti può influenzare il numero di individui osservati sulle cataste? (iii) Esiste un effetto dovuto all'età delle cataste sul numero di adulti osservati. (iv) L'attrattività varia in relazione alla specie arborea utilizzata?

## Bosco della Fontana 2014

Nel 2014 cataste di legna fresca e trappole a caduta innescate con sostanze chimiche potenzialmente attrattive sono state utilizzate per rispondere a queste domande:

(i) la stagione e l'orario giornaliero influenzano la probabilità di rilevamento e/o l'abbondanza della specie? (ii) le covariate del sito influenzano la probabilità di rilevazione e/o l'abbondanza? (iii) le sostanze chimiche utilizzate attraggono la specie? Queste ricerche, durante le quali è stato utilizzato legno di *Quercus robur* e di *Carpinus betulus*, appartenenti a tre classi di diametro, sono già state pubblicate (Hardersen et al. 2017). Inoltre, un esperimento particolare è stato svolto per indagare se le sostanze chimiche utilizzate attraevano *M. asper*. Le sostanze testate sono: Fuscumol, Fuscumol acetato, Etanolo e Isopropanolo (Hardersen et al. 2017).

### Bosco della Fontana 2015

Nel 2015 sono stati effettuati due esperimenti per indagare l'effetto dell'età del legno delle cataste sul numero di adulti osservati. Il primo esperimento ha coinvolto cataste costruite utilizzando alberi di Carpino che sono stati tagliati durante questi periodi: 19.02.-03.03.2014 (indicati con 03\_14), 16-17.12.2014 (indicati con 12\_14), 16-23.03.2015 (indicati con 03\_15). Queste cataste sono state costruite utilizzando tronchi tagliati da alberi e rami con diametri da 13 a 50 cm. Per ogni gruppo di età un totale di 10 cataste sono state posizionate in ordine random sui lati di strade forestali, lasciando tra una catasta e l'altra 50 m. La ricerca degli adulti si è svolta una volta a settimana dal 1 aprile al 27 maggio 2015 (per un totale di 9 sessioni) con partenza alle ore 20:00. Il secondo esperimento, iniziato dopo la fine del primo, ha coinvolto le stesse cataste di Carpino. In questo caso, le cataste più vecchie (03\_14) sono state sostituite da cataste nuove, costruite il 27.05-03.06.2015 (indicati con 05\_15) da legno con diametro tra 13 e 50 cm. L'obiettivo di questo secondo esperimento è stato di testare se le cataste costruite in dicembre e in marzo avevano già perso attrattività a giugno/luglio. La ricerca degli adulti è stata effettuata una volta a settimana dal 10 giugno all'8 luglio 2015 (per un totale di 5 sessioni). Anche in questo caso ogni sessione di lavoro è iniziata alle ore 20:00. Per entrambi gli esperimenti gli effetti dell'età delle cataste sul numero di individui osservati su di esse è stata analizzata utilizzando la somma di tutti gli individui di *M. asper* osservati durante i monitoraggi.

### Bosco della Fontana 2016

Nel 2016 è stata studiata la variazione di attrattività di diversi alberi per *M. asper*. A Bosco della Fontana, 28 cataste sono state costruite utilizzando 4 diverse specie di alberi: *C. betulus*, *Fraxinus ornus*, *Juglans nigra*, *Quercus rubra*, tagliati tra il 26.01 e il 21.03.2016 da tronchi o branche con diametri tra 13 e 45 cm. Queste sono state poi distribuite in modo random e posizionate lungo i lati delle strade forestali, ad intervalli di 50 m l'una dall'altra. Gli adulti sono stati cercati una volta a settimana dal 29.03 fino al 17.05.2016 (per un totale di 8 monitoraggi) partendo alle ore 20:00. I risultati di queste ricerche sono pubblicati da Leonarduzzi et al. (2017).

## Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie 2015

In letteratura sono citate diverse strutture che sono attrattive per *M. asper*: cataste di legna (Campanaro et al. 2011, Chiari et al. 2013, Anonymous 2015), tronchi caduti (Romero-Samper e Bahillo 1993, Polak 2012, Bărbuceanu et al. 2015) e ceppaie (Romero-Samper e Bahillo 1993, Dojnov et al. 2012, Polak 2012, Bărbuceanu et al. 2015). Per testare quali di queste strutture sia più attrattivo, in data 11.05.2015 è stato esposto legno di faggio tagliato di recente (*Fagus sylvatica*) in 6 siti presso Sella Starmiza (coordinate: 46.34344°N, 13.30040°E a 46.34063°N, 13.30829°E) ad un altitudine compresa tra 760 m e 870 m s.l.m. Ogni stazione è stata costruita utilizzando due faggi e consiste in due tronchi (tagliati ad un volume standard di 0.3 m<sup>3</sup>), due cataste (con un volume totale complessivo standard di 0.3 m<sup>3</sup>) e le due ceppaie lasciate dai tronchi precedentemente descritti. In ogni stazione, una catasta è stata costruita utilizzando parti basali del tronco mentre l'altra utilizzando la parte alta. Le stazioni sono state monitorate per la ricerca della presenza di adulti di *M. asper* durante le seguenti uscite: 29.06.2015 (08:15–13:10 e 18:20–21:50) 30.06.2015 (08:09–12:10 e 18:07–21:50) 01.07.2015 (08:03–11:18 e 18:15–20:15), 28.07.2015 (08:00–10:57 e 18:00–20:18), 30.07.2015 (08:39–11:12 e 17:37–20:21), 31.07.2015 (08:50–11:24 e 18:18–20:56).

## Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie 2016

Nel 2016 è stata studiata la differenza di attrattività di alberi diversi. Nella località di Starmiza l'esperimento è stato effettuato a partire dal 03.05.2016. Sapendo che *M. asper* non è distribuito uniformemente nella località in oggetto (dati inediti), il disegno statistico a blocchi randomizzati è stato applicato; posizionando le stazioni a distanze comprese tra 85 e 125 m. Ogni stazione (blocco randomizzato) consisteva in 3 cataste costruite con legno di *F. sylvatica*, *Fraxinus excelsior* e *Picea abies* con diametri compresi tra 13 e 30 cm. Gli adulti di *M. asper* sono stati cercati circa una volta a settimana dal 17.05 fino al 12.08.2016 (per un totale di 13 sessioni) partendo alle ore 18:00. I risultati di queste ricerche sono pubblicati da Leonarduzzi et al. (2017).

## Risultati

### Bosco della Fontana 2014

*Morimus asper* è stato osservato con il massimo valore di probabilità di rilevamento e abbondanza tra le ore 20:00 e le ore 24:00 (Hardersen et al. 2017). Gli adulti sono stati osservati anche durante il giorno, anche se alle ore 12:00 l'abbondanza era meno del 30% se confrontata con il valore massimo. Un altro risultato ottenuto è che il numero



di *M. asper* osservati è fortemente influenzato dalle caratteristiche delle cataste, con una netta preferenza del legno di *Q. robur* rispetto a *C. betulus* e con una minor attrattività dei tronchetti di piccole dimensioni (diametri < 12 cm), perciò si suggerisce di costruire le cataste con tronchetti di diametri > 13 cm (Hardersen et al. 2017). L'esperimento che ha analizzato l'attrattività di alcune sostanze chimiche nei confronti di *M. asper* ha mostrato che Fuscumol, Fuscumol acetato, Etanolo e Isopropanolo non attraggono *M. asper* nelle trappole a caduta (Hardersen et al. 2017).

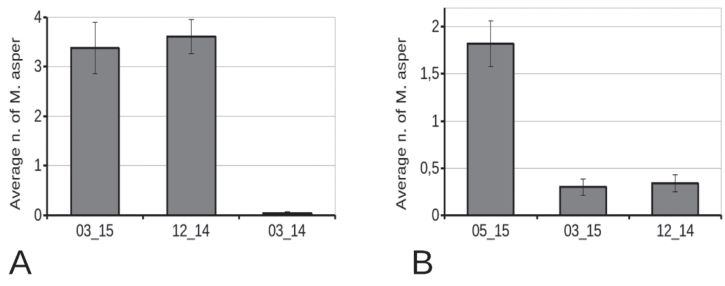
### Bosco della Fontana 2015

L'analisi dell'effetto delle età delle cataste sul numero di individui di *M. asper* osservati ha rivelato che l'età del legno è un fattore molto importante da considerare. Nel primo esperimento, il numero di individui osservato sulle cataste costruite utilizzando legno tagliato più di un anno prima (03\_04) era approssimativamente pari all'1% rispetto al numero osservato sulle cataste costruite con legno tagliato durante l'inverno (Figura 7A), una differenza altamente significativa (Wilcoxon signed rank test, 03\_14 vs. 12\_14:  $p=0.006$ ; 03\_14 vs. 03\_15:  $p=0.012$ ). Interessante notare come il numero di individui osservati sulle cataste tagliate in dicembre (12\_04) e in marzo (03\_15) fosse simile, con una differenza non significativa (Wilcoxon signed rank test, 03\_15 vs. 12\_14:  $p=0.49$ ).

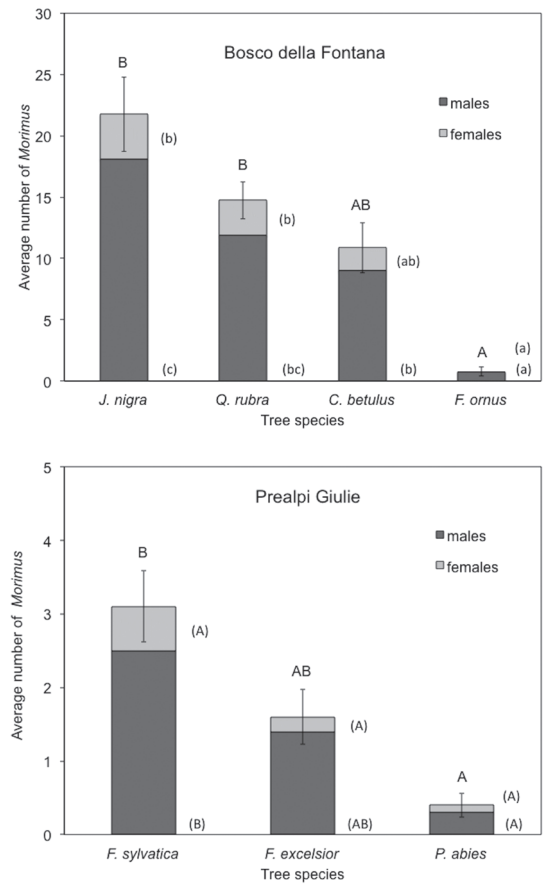
Per il secondo esperimento il GLM ( $z=2.188$ ,  $p=0.0287$ ) risulta significativo e sulle cataste costruite durante l'inverno (12\_04 e 03\_05) meno del 20% dei *M. asper* è stato osservato quando confrontato con le nuove cataste costruite tra il 27.05 e il 03.06.2015 (Figura 7B). Questa differenza è risultata significativa (Wilcoxon signed rank test, 03\_15 vs. 05\_15:  $p=0.017$ ; 12\_14 vs. 05\_15:  $p=0.017$ ). Così, durante i mesi estivi le cataste perdono la loro attrattività dopo due mesi, probabilmente perché il legno perde velocemente il suo contenuto di umidità. Al contrario, non sono state riscontrate differenze tra le cataste costruite in dicembre e in marzo (Wilcoxon signed rank test, 12\_14 vs. 03\_15:  $p=1.0$ ), come nell'esperimento precedente. Entrambi gli esperimenti mostrano che l'età del legno è importante per il numero di *M. asper* osservati. Solo il legno tagliato di recente è altamente attrattivo e le cataste perdono la loro attrattività molto più velocemente in estate rispetto che in inverno.

### Bosco della Fontana 2016

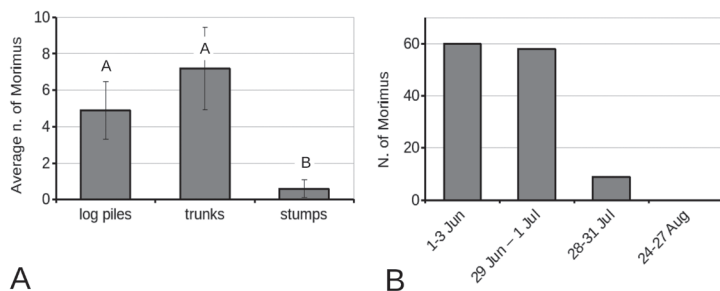
Questo esperimento ha dimostrato chiaramente che gli adulti sono stati osservati più frequentemente sul legno di alcune specie di alberi: molti individui sono stati osservati su legno di *J. nigra*, mentre la specie meno attrattiva si è rivelata *Fraxinus ornus* (Figura 8A), con *Q. rubra* e *C. betulus* che mostrano un'attrattività intermedia (Leonarduzzi et al. 2017).



**Figura 7.** Numero medio di *M. asper* osservati ogni settimana sulle singole cataste costruite con tronchetti tagliati in diversi periodi a Bosco della Fontana. **A** primo esperimento **B** secondo esperimento (per i dettagli vedere il testo). Le barre di errore rappresentano l'errore standard.



**Figura 8.** Numero medio ( $\pm$ errore standard) di adulti di *M. asper* osservati ogni giorno sulle singole cataste costruite con legno di diverse specie arboree. Le diverse lettere maiuscole e minuscole sulle colonne (totale degli adulti) e sulla destra (maschi e femmine) indicano una differenza significativa tra legname diverso ad un livello pari allo 0.01 e 0.05, rispettivamente (Dunn's Multiple Comparisons Test) (vedi nel testo per i dettagli). Figure da Leonarduzzi et al. (in press).



**Figura 9.** **A** Numero medio di *M. asper* osservati su differenti strutture nel 2015 nelle Prealpi Giulie. Le barre di errore rappresentano l'errore standard **B** Numero totale di *M. asper* osservati durante diversi periodi nel 2015 nelle Prealpi Giulie.

### Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie 2015

Le cataste, i tronchi e le ceppaie sono risultate attrattive per *M. asper*, ma le cataste e i tronchi hanno permesso di osservare un numero significativamente più alto di individui, se confrontate con le ceppaie (Figura 9A). Il modello GLM è risultato altamente significativo ( $z=9.570$ ,  $p<0.001$ ). Il numero di adulti osservati sui tronchi e sulle cataste è alto e significativamente differente rispetto al numero di osservati sulla ceppaia (catasta vs. ceppaia:  $p=0.028$ ; tronchi vs. ceppaia:  $p=0.027$ ). Il numero di individui osservati sulle cataste è più basso se confrontato con il numero di individui osservati sui tronchi, ma questa differenza non è significativa (cataste vs. tronchi:  $p=0.481$ ). I dati fenologici ottenuti da questo esperimento mostrano che gli adulti di *M. asper* sono stati osservati in maggior misura in giugno e all'inizio di luglio (Figura 9B).

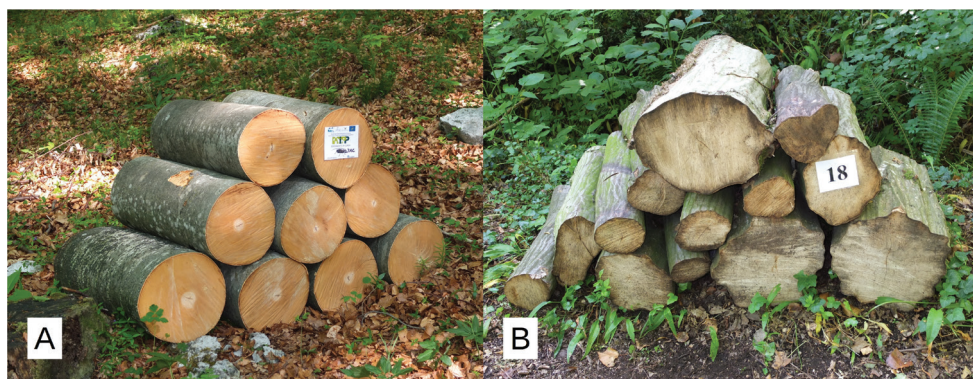
### Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie 2016

Analogamente all'esperimento svolto a Bosco della Fontana nel 2016, questo esperimento ha mostrato una chiara differenza nel numero di individui osservati sulle diverse essenze arboree. *F. sylvatica* si è dimostrata la specie più attrattiva, seguita da *F. excelsior* e da *P. abies* (Figura 8B) (Leonarduzzi et al. 2017).

## Discussione

### Descrizione del metodo di monitoraggio proposto

Si propone come metodo di monitoraggio per *M. asper s.l.* l'uso di cataste di legna di taglio recente, che funzionano da attrattivo per gli individui presenti nell'area d'indagine. L'attrazione delle cataste è risultata indistinguibile da quella di un unico tronco dello stesso volume e rappresenta un metodo idoneo per rilevare non solo la



**Figura 10.** Due cataste costruite utilizzando legname appena tagliato **A** *F. sylvatica* (taglio fresco) **B** *C. betulus*, due mesi dopo essere stata costruita.

presenza della specie ma anche per stimarne la dimensione delle popolazioni (Campanaro et al. 2011, Chiari et al. 2013). Un'importante considerazione pratica, che ha favorito la scelta delle cataste di legna, è che i tronchi tagliati possono essere trasportati abbastanza facilmente, mentre lo spostamento di un singolo grande tronco richiede l'utilizzo di macchine forestali.

Ogni catasta deve essere costruita con legno che proviene da una singola specie di albero (tronco e branche), recentemente tagliato o caduto. È importante che l'albero sia stato vivo all'inizio dell'inverno e che il monitoraggio inizi non appena gli adulti diventano attivi in primavera, in quanto l'attrattività del legname diminuirà dopo 1-2 mesi e i tronchetti di 60 cm perdono attrattività più velocemente rispetto a tronchi interi. E' perciò consigliato tagliare i tronchetti e costruire le cataste 2-3 settimane prima dell'inizio del monitoraggio, che corrisponde con l'inizio dell'attività da parte degli adulti della specie. Si consiglia di scegliere alberi o rami che permettano di costruire più cataste, in modo da minimizzare i tagli, soprattutto in un'area protetta. La scelta del legno da utilizzare dovrebbe essere guidata dalle seguenti considerazioni:

1. Preferire l'essenza arborea dominante nell'area di studio (se presenti: faggio (*F. sylvatica*), quercia (*Quercus* spp.) o carpino (*C. betulus*)).
2. Preferire una specie ben diffusa localmente che potrà essere disponibile anche in futuro, per evitare problemi logistici negli anni futuri in cui sarà previsto il monitoraggio.
3. Considerare se la specie potrà essere tagliata anche in futuro (nelle aree protette).
4. Preferire una specie che si sa essere attrattiva (è sperimentato che *F. ornus* e *P. abies* non sono attrattive su *M. asper*).

Il protocollo di monitoraggio standard (Tabella 1) necessita di essere ripetuto nello stesso sito negli anni successivi, evitando ogni cambiamento nella metodologia, per assicurare che i dati ottenuti siano in grado di fornire informazioni affidabili sulle popolazioni locali e che possano essere confrontati nel tempo o con i dati ottenuti da altri siti.

**Tabella 1.** Schema riassuntivo del protocollo di monitoraggio.

| <b>Protocollo di monitoraggio</b> |                                                                                                   |
|-----------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Metodo                            | Cataste di legna appena tagliata                                                                  |
| Numero di cataste                 | 7 per ogni sito di monitoraggio                                                                   |
| Localizzazione delle cataste      | Lungo transetti                                                                                   |
| Distanza tra le cataste           | 100 m                                                                                             |
| Periodo di monitoraggio           | Aprile-Luglio                                                                                     |
| Numero di sessioni                | 5                                                                                                 |
| Frequenza di ripetizione          | Una volta a settimana                                                                             |
| Orario giornaliero                | 20:00–24:00                                                                                       |
| Numero di operatori               | 2                                                                                                 |
| Ore per persona                   | 15 ore/persona                                                                                    |
| Equipaggiamento                   | Cartellina, scheda di campo, lampada frontale, matita, orologio, scatola di plastica, ginocchiere |

Complessivamente il volume di ogni catasta deve essere di  $0.30 \text{ m}^3$ , che è il volume delle cataste utilizzate durante il progetto MIPP in accordo con le indicazioni di Chiari et al. (2013). Si consiglia di tagliare gli alberi e costruire le cataste direttamente nel sito, il legno in eccesso che non può essere usato deve essere rimosso dall'area circostante perché costituendo a sua volta un attrattivo per *M. asper* potrebbe influenzare il numero di individui presenti sulle cataste per il monitoraggio. Se non è possibile utilizzare gli alberi del sito si raccomanda di trovare risorse nelle vicinanze, per ridurre il tempo necessario per il trasporto, per garantire che vengano usati gli eco-tipi locali e per facilitare l'accesso allo stesso tipo di legno in futuro.

La posizione delle cataste nell'area di studio deve rendere facile non solo la loro realizzazione ma anche il loro controllo durante il tardo pomeriggio/sera. L'allestimento ottimale delle cataste è lungo strade forestali o sentieri che attraversano gli habitat idonei o dove la specie è stata già osservata. La realizzazione delle cataste prevede di tener conto delle caratteristiche morfologiche dell'area di studio, della tipologia di habitat considerato ed anche delle esigenze dell'ente gestore. In aree con pendii scoscesi, i tagli possono essere compiuti nelle zone a monte e le cataste costruite a valle almeno a 50 m dalla ceppaia, facilitando in questo modo il trasporto in discesa.

Il protocollo di monitoraggio prevede che siano allestite nell'area di studio almeno 7 cataste, disposte lungo dei transetti lineari all'interno dell'area di studio, ad una distanza di 100 m l'una dall'altra. Il controllo deve essere iniziato con frequenza settimanale quando la specie inizia uscire, da aprile a maggio, per un minimo di 5 sessioni preferibilmente nella fascia oraria compresa tra le ore 20:00 e le ore 24:00. Se ci fossero dei problemi pratici per svolgere il lavoro in questi orari si consiglia di attuare il monitoraggio il più tardi possibile nella giornata. La durata complessiva di ogni sessione dipende non solo dal numero di individui avvistati, ma anche dalla distribuzione sul territorio delle cataste, e non deve essere inferiore a 45 min. Ad ogni sessione, l'ordine del controllo delle cataste deve essere variato per evitare l'errore dovuto al controllo



della stessa catasta sempre allo stesso orario. In questo modo la variabilità dei risultati per le singole cataste può essere ridotto.

Le cataste devono essere controllate una volta a settimana per 5 settimane: il controllo deve essere svolto in condizioni meteorologiche favorevoli, temperature maggiori di 12°C ed assenza di pioggia (cfr. “Ecologia”); è consigliabile rimandare il controllo delle cataste al giorno precedente o successivo a quello stabilito se le previsioni meteo sono sfavorevoli. L'intervallo di 5 settimane è abbastanza lungo per garantire che il picco dell'attività della specie cada nel periodo del monitoraggio, anche se condizioni climatiche inusuali dovessero portare ad uno spostamento temporale della fenologia di *M. asper*. Nel caso in cui la fenologia locale della specie non fosse ben conosciuta (e non possa nemmeno essere dedotta dai dati disponibili in letteratura), esclusivamente per il primo anno di monitoraggio si consiglia di estendere il periodo di attuazione del protocollo (per esempio fino a 7 settimane) per definire meglio il periodo di massima attività nella località stessa. Le 5 settimane coincidenti con il periodo di massima attività durante il primo anno saranno prese come riferimento per gli anni successivi, per garantire una comparabilità dei dati. Va considerato che il periodo di massima attività di questa specie ritarda durante la stagione riproduttiva all'aumentare dell'altitudine (Campanaro et al. 2017).

Il metodo standard qui descritto, si basa esclusivamente sul conteggio degli individui ed è il metodo “base”. Se si vogliono analizzare altri aspetti delle popolazioni locali (per es. dimensione della popolazione, dispersione degli individui, aspettativa di vita ecc.) il monitoraggio delle cataste può essere implementato utilizzando la tecnica della cattura-marcatura-ricattura. Durante il progetto MIPP, questa tecnica è stata applicata con successo utilizzando piccole etichette numerate normalmente utilizzate per le api regine, incollate sull'elitra dell'adulto con la colla Loctite Super Attack Power Flex Gel.

Ogni anno le cataste devono essere costruite ex-novo, perché il legname perde la sua attrattività dopo pochi mesi, e disposte nelle medesime stazioni identificate il primo anno di monitoraggio. Alla fine di ogni stagione si suggerisce di conservare il legname che costituisce le cataste spargendolo all'interno del bosco, in modo tale da garantire la sopravvivenza di *M. asper* s.l. e delle altre specie saproxiliche che si sviluppano al interno di queste strutture.

## Protocollo, equipaggiamento e materiali

### *Costruzione delle cataste* (Tabella 2)

Ogni catasta deve essere costruita con legno che proviene da una singola specie di albero (es. Faggio), vivo o caduto di recente, che al massimo risalga all'inverno precedente l'inizio del monitoraggio (per esempio alberi sradicati in seguito a forti nevicate). Si consiglia di scegliere alberi o rami che permettano di costruire più cataste, in modo da minimizzare i tagli nell'area protetta. Le cataste devono essere costruite un paio di settimane prima dell'inizio del monitoraggio, che corrisponde con l'inizio dell'attività da parte degli adulti della specie.

**Tabella 2.** Costruzione delle cataste (per i dettagli vedere nel testo).

| <b>Costruzione delle cataste</b>         |                                                                                              |
|------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------|
| Quando costruire le cataste              | Marzo-Maggio                                                                                 |
| Specie arboree testate:<br>da utilizzare | <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Quercus</i> spp., <i>Carpinus betulus</i> , <i>Juglans nigra</i> |
| Specie arboree testate:<br>da evitare    | <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Picea abies</i>                                                   |
| Volume del legno                         | 0.30 m <sup>3</sup>                                                                          |
| Diametro dei tronchi/branche             | 13–45 cm                                                                                     |
| Lunghezza dei tronchi                    | 60 cm                                                                                        |
| Giorni di lavoro                         | 1–2 giorni                                                                                   |
| Numero di operatori                      | 3 operatori, almeno un operatore forestale per taglio rami con motosega                      |
| Materiali                                | metro o cavalletto, GPS, lista codici numerici                                               |

In Italia, altitudine e latitudine sono i fattori determinanti per l'inizio dell'attività della specie, la quale normalmente è compresa tra Aprile e Maggio. Ad esempio, in un'area montuosa come le Prealpi Giulie (UD) (circa 850 m s.l.m.), la specie è attiva da metà maggio fino a fine luglio (Leonarduzzi 2016) e pertanto si consiglia l'allestimento delle cataste all'inizio di maggio. In aree pianeggianti come Bosco della Fontana (MN) (25 m. s.l.m.), localizzata nella pianura Padana, dove la specie è attiva già da aprile, bisogna costruire le cataste nel mese di marzo (Hardersen et al. 2017). La correlazione fra fenologia di *M. asper* e altitudine non è ben conosciuto, ma secondo Campanaro et al. (2017) il picco di attività di 4 specie di insetti (compreso *M. asper*) è ritardato in media di 10 giorni ad altitudini superiori a 400 m s.l.m.

I singoli tronchetti della catasta devono avere una lunghezza di 60 cm ed un diametro compreso tra 13–45 cm (Figura 10). Per ogni catasta deve essere presente almeno un tronchetto con diametro maggiore di 30 cm. Le misurazioni dei singoli tronchetti possono essere effettuate direttamente sul campo durante la realizzazione della catasta mediante l'uso di un metro o di un calibro forestale. I tronchetti devono essere disposti in strati sovrapposti (altezza di circa 50 cm), fino a 3-4 strati di legna o a piramide, per creare una struttura stabile. La catasta dovrà avere una larghezza di 60 cm, corrispondente alla lunghezza dei tronchetti, e una lunghezza di circa 70-100 cm (Figura 10).

Se l'area di studio è posta su un pendio o in una zona acclive, un lato della catasta può essere poggiato sul tronco di un albero o su una roccia per evitare che i tronchetti rotolino verso il basso.

Complessivamente, il volume di ogni catasta deve essere di 0.30 m<sup>3</sup>. Per il calcolo di questo valore si deve effettuare il calcolo volumetrico inserendo il diametro (e la lunghezza se diversa da 60 cm) dei tronchetti utilizzati (cfr. Supplementary material 1: Excel sheet, Volume of log piles). Ogni catasta rappresenta una stazione di monitoraggio, identificata da un codice numerico e da precise coordinate spaziali, registrate con un GPS, che può essere utilizzato durante le sessioni di monitoraggio per ritrovare le singole cataste nell'area di studio.

### **Controllo delle cataste**

Le cataste vanno controllate una volta a settimana durante il periodo di massima attività di *M. asper*, quando le condizioni metereologiche sono favorevoli: in assenza di pioggia con una temperatura media giornaliera compresa tra 15 e 26 °C (Rossi de Gasperis et al. 2016). L'attività degli adulti si ferma quando la temperatura scende sotto 12°C (Stanic et al. 1985). E' consigliabile rimandare il controllo delle cataste al giorno precedente o successivo a quello stabilito se le previsioni meteo sono sfavorevoli. L'intervallo tra sessioni di monitoraggio successive deve mantenersi tra 5-9 giorni.

Il protocollo di monitoraggio prevede la presenza di due operatori che in contemporanea effettuano la ricerca a vista degli individui sulla superficie delle cataste, tra gli spazi dei tronchetti ed alla base della catasta. È importante controllare attentamente gli spazi tra i vari tronchetti, utilizzando la torcia elettrica frontale, perché è proprio in queste zone che gli individui tendono a nascondersi, restando spesso in posizione di riposo. In particolare quando si utilizzano specie arboree con corteccia profondamente fessurata, gli individui risultano essere meno visibili perché possono nascondersi meglio nella corteccia. In questa fase è necessario direzionare bene il fascio luminoso su tutte le superfici interne. L'utilizzo di ginocchiere permette agli operatori di restare in ginocchio e poter controllare in posizione corretta gli spazi fra i tronchetti, evitando così il sollevamento di quest'ultimi. Quando gli operatori riscontrano un individuo, questo deve essere prelevato e posizionato all'interno di una scatola di plastica con un coperchio per evitare che gli esemplari escano dal contenitore. Per aumentare l'efficacia nell'individuazione, i due operatori invertono la loro posizione in modo che entrambi i lati lunghi delle catasta siano controllati da entrambi i ricercatori. Terminato il controllo della catasta, un operatore provvede al conteggio degli individui raccolti mentre l'altro ne annota il numero sulla Scheda di campo (cfr. Supplementary material 2: Field Sheet), specificando il numero di maschi e di femmine. Al termine della compilazione gli individui vengono rilasciati sulla medesima catasta. L'equipaggiamento necessario è composto da: scheda di campo, cartellina, orologio, torcia frontale, matita, scatola di plastica, ginocchiere.

### **Limiti, validità spaziale e possibili interferenze**

Le esperienze del progetto MIPP e le ricerche di Rossi de Gasperis et al. (2016) hanno dimostrato che la grande maggioranza degli adulti di questa specie si spostano meno di 200 m durante la fase adulta. Di conseguenza, la validità degli risultati dei monitoraggi si estende all'area che circonda le cataste fino a un massimo di 200 m. In altre parole, il monitoraggio qui proposto fornisce dati validi per una superficie di circa 36,5 ha. Se l'area monitorata ricade all'interno di un'area boscata omogenea per età degli alberi, gestione, legno morto, ecc., la validità si estende a questa superficie.

Il principale disturbo da valutare nelle aree in cui si effettua il monitoraggio della specie, e che può influire sullo stesso, è rappresentato dal taglio di alberi. Infatti, se tale attività viene effettuata nello stesso periodo del monitoraggio (o nei mesi immediata-

mente precedenti) e nei pressi della zona scelta per la disposizione delle cataste, la legna tagliata ed eventualmente accatastata in loco e le ceppaie residuali dei tagli entrano in “competizione” con le cataste stesse, inficiando così il risultato del monitoraggio. Invece, ceppaie e tronchi più vecchi di due anni non rappresentano un problema in quanto non sono attrattivi per la specie. Un altro aspetto da tenere in considerazione durante il monitoraggio è la possibilità che siano effettuati prelievi di legna dalle cataste da parte di privati cittadini. Questo può accadere se l'esposizione delle cataste avviene vicino a strade facilmente percorribili con un automezzo o in aree boscate dove è consentito l'uso civico del prelievo di legname. La miglior strategia per evitare questo problema è di posizionare le cataste in aree sotto sorveglianza oppure dove l'accesso è limitato. Potenzialmente, data la capacità attrattiva delle cataste, potrebbero sussistere inoltre problematiche legate al prelievo non autorizzato di individui di *M. asper* s.l. da parte di entomologi collezionisti. Laddove risulti impossibile posizionare le cataste in aree con accesso controllato o limitato, è fondamentale segnalare adeguatamente con cartellonistica l'attività di monitoraggio è l'uso delle cataste a tal fine. La cartellonistica e la vigilanza, se il monitoraggio vien svolto in aree tutelate, sono elementi necessari a prevenire questi rischi. Un ultimo aspetto è legato alle interazioni che possono intercorrere con attività di monitoraggio effettuate in contemporanea su altre specie e che potrebbero produrre effetti di attrazione non voluti su altri saproxilici protetti: per esempio i metodi utilizzati per il monitoraggio di *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) possono essere attrattivi anche per *M. asper* e viceversa, determinando interferenze nei monitoraggi. In tal senso è opportuno mantenere separate le aree di monitoraggio delle diverse specie, distanziandole di almeno 1000 m.

### Conteggio, quantificazione e condivisione dei dati

Per poter valutare lo stato di conservazione delle popolazioni di *M. asper* per una data stagione e per una specifica area, un valore di riferimento può essere calcolato come segue:

- 1) Per ogni sessione calcolare il numero totale di individui (maschi + femmine) sommando il numero di individui osservati per ogni catasta.
- 2) Calcolare il numero medio di individui per ogni sessione, escludendo la sessione con il numero più basso. Rimuovere la sessione con il numero medio di individui più basso, come proposto per altre specie di insetti (Trizzino et al. 2013) permette di eliminare eventuali outlier dovuti a condizioni climatiche avverse (per esempio basse temperature e/o pioggia) oppure dovuto ad altri fattori che non rappresentano la popolazione locale e serve anche per ridurre la variabilità del valore finale.

La Tabella 3 riporta un esempio di calcolo del valore di riferimento per un determinato sito. Il valore medio così ottenuto è il valore di riferimento per valutare lo stato di conservazione della specie in un dato anno e in una singola stazione di monitoraggio

**Tabella 3.** Esempio di calcolo del valore di riferimento per il monitoraggio di *M. asper* in un dato sito. Le sessioni rappresentano le singole uscite durante le quali sono state controllate le cataste. I numeri delle colonne da C.1 a C.7 rappresentano il numero totale di individui osservati sulla singola catasta (C. = catasta).

|                                                                                    | C. 1 | C. 2 | C. 3 | C. 4 | C. 5 | C. 6 | C. 7 | Totale |
|------------------------------------------------------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|--------|
| Sessione 1                                                                         | 1    | 2    | 4    | 3    | 2    | 3    | 1    | 16     |
| Sessione 2                                                                         | 3    | 6    | 5    | 5    | 6    | 3    | 3    | 31     |
| Sessione 3                                                                         | 3    | 5    | 7    | 7    | 7    | 4    | 5    | 38     |
| Sessione 4                                                                         | 2    | 4    | 3    | 2    | 2    | 0    | 0    | 13     |
| Sessione 5                                                                         | 4    | 7    | 8    | 5    | 3    | 5    | 4    | 36     |
| Valore medio calcolato sulle 4 sessioni con il più alto numero di individui totali |      |      |      |      |      |      |      | 30,25  |

(costituita da 7 cataste). Questo valore permette di confrontare i dati a lungo termine e di identificare il trend delle popolazioni, anche se le analisi statistiche per analizzare i trend nei dati ottenuti da monitoraggi sono complesse (e.g. Schmidt e Meyer 2008, Schmucki et al. 2016). Il range di valori di riferimento ottenuti durante il progetto MIPP varia tra 2,5 (Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie, nel 2016) e 32,75 (Bosco della Fontana, nel 2015).

## Ringraziamenti

Vorremmo ringraziare i colleghi, studenti e amici che ci hanno aiutato durante i monitoraggi: C. Baldi, A. Campanaro, S. Corezzola, A. Cuccurullo, S. Garcia, T. Gerritsen, P. Giangregorio, E. Minari, L. Redolfi De Zan, R. Rollins, L. Spada, I. Toni, A. Zauli. Un grazie particolare anche a M. Ascari e O. Conti che ci hanno aiutato a costruire le cataste nella Riserva Bosco della Fontana. Un ringraziamento speciale a Pierpaolo Rapuzzi (Cialla di Prepotto, UD) per la consulenza e i consigli sull'aspetto tassonomico. Esprimiamo gratitudine a I. Toni anche per l'aiuto con la traduzione del testo. Grazie a tutto lo staff del Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie, in particolare: Stefano Santi, Giulio Goi, Marco Micelli e Marco Di Lenardo. Vogliamo ringraziare anche Kajetan Kravos, Michal Hoskovec e Federico Romiti per averci concesso di utilizzare le proprie foto.

Il presente lavoro è stato condotto nell'ambito del Progetto EU project LIFE11 NAT/IT/000252, con il contributo dello strumento finanziario Life dell'Unione Europea.

Un permesso speciale è stato da noi ottenuto dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare per poter catturare e manipolare individui delle specie target (Permesso di raccolta: MATTM - DG Protezione della Natura e del Mare, U.prot PNM 2012-0010890 del 28/05/2012).



Con il contributo dello strumento finanziario Life dell'Unione Europea



## Bibliografia

- Anonimo (2015) Operativna Programa “OKOLNA Sreda 2007 – 2013 G.” Proekt “Terenni prouchvaniya na razprostranenie na vidove / otsenka na sŭstoyaniето na vidove i khabitati na teritoriyata na tsyalata strana – I faza”, 1–14.
- Audisio P, Baviera C, Carpaneto GM, Biscaccianti AB, Battistoni A, Teofili C, Rondinini C (2014) [Eds] Lista Rossa IUCN dei Coleotteri saproxilici Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 1–132.
- Bărbuceanu D, Niculescu M, Boruz V, Niculescu L, Stoleriu C, Ursu A (2015) Protected saproxylic Coleoptera in “the Forests in the southern part of the Căndești Piedmont”, a Romanian Natura 2000 Protected Area. *Analele Universității din Craiova, seria Agricultură Montanologie Cadastru (Annals of the University of Craiova – Agriculture, Montanology, Cadastre Series)* 45: 18–25.
- Bologna MA, Rovelli V, Zapparoli M (2016) *Morimus asper funereus* (Sulzer, 1776) (Morimo funereo). In: Stoch F, Genovesi P (Eds) Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 141/2016, 76–77.
- Breuning S (1942) Études sur les Lamières. 11 Tribus: Phrissomini. *Novitates Entomologicae* 23(85–88): 102–139.
- Bringmann HD (1996) Die *Morimus* – und *Acanthoderes*-Arten Bulgariens (Col., Cerambycidae). *Entomologische Nachrichten und Berichte* 40(4): 237–239.
- Campanaro A, Bardiani M, Spada L, Carnevali L, Montalto F, Antonini G, Mason F, Audisio P (2011) Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell’entomofauna saproxilica. Quaderni Conservazione Habitat 6, Cierre Grafica, Verona, 1–8. [with CD-rom]
- Carpaneto GM, Campanaro A, Hardersen S, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017) The LIFE Project “Monitoring of insects with public participation” (MIPP): aims, methods and conclusions. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 1–35. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12761>
- Carpaneto GM, Baviera C, Biscaccianti AB, Brandmayr P, Mazzei A, Mason F, Battistoni A, Teofili C, Rondinini C, Fattorini S, Audisio P (2015) A Red List of Italian Saproxylic Beetles: taxonomic overview, ecological features and conservation issues (Coleoptera). *Fragmenta Entomologica* 47: 53–126. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.138>
- Cerretti P (2008) *Morimus (asper) funereus*. In: Manuale di indirizzo per la gestione delle aree tutelate del Friuli Venezia Giulia, Progetto “SARA Sistema Aree Regionali Ambientali – Costituzione del Sistema regionale delle aree naturali”. ALLEGATO B. <http://www.regione.fvg.it/rafv/g/cms/RAFVG/>
- Chiari S, Bardiani M, Zauli A, Hardersen S, Mason F, Spada L, Campanaro A (2013) Monitoring of the saproxylic beetle *Morimus asper* (Sulzer, 1776) (Coleoptera: Cerambycidae) with freshly cut wood piles. *Journal of Insect Conservation* 17: 1255–65. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9606-4>
- Danilevsky ML (2013) A check-list of longicorn beetles (Coleoptera, Cerambycoidea) of Europe, 1–41. <http://www.cerambycidae.net/europe.pdf>

- Danilevsky ML (2015) A new species of the genus *Morimus* Brullé, 1832 (Coleoptera, Cerambycidae) from Central Europe. *Humanity Space International Almanac* 4: 215–219.
- Danilevsky ML, Gradinarov D, Sivilov O (2016) A new subspecies of *Morimus verecundus* (Faldermann, 1836) from Bulgaria and a new subspecies of *Morimus asper* (Sulzer, 1776) from Greece (Coleoptera, Cerambycidae). *Humanity Space International Almanac* 5: 187–191.
- Dojnov B, Vujčić Z, Božić N, Margetić A, Vujčić ZM, Nenadović V, Ivanović J (2012) Adaptations to captive breeding of the longhorn beetle *Morimus funereus* (Coleoptera: Cerambycidae); application on amylase study. *Journal of Insect Conservation* 16: 239–247. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9411-x>
- Drovenik B, Pirnat A (2003) Strokovna izhodišča za vzpostavljanečje omrežja NATURA 2000 (Hrošči – Coleoptera). Biološki inštitut Jovana Hadžija ZRC SAZU, Ljubljana, 1–88.
- Fusu L, Stan M, Dascălu MM (2015) Coleoptera. In: Iorgu IS (Ed.) Ghid Sintetic pentru Monitorizarea Speciilor de Nevertebrate de Interes Comunitar din România, București, 44–61.
- Genovesi P, Angelini P, Bianchi E, Dupré E, Ercole S, Giacanelli V, Ronchi F, Stoch F (2014) [Eds] Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend. ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014, Roma, 1–330.
- Gnjatović I, Žikić V (2010) Cerambycids of southeast Serbia (Coleoptera, Cerambycidae). *Biologica Nyssana*, 1(1–2): 111–115.
- Hardersen S, Cuccurullo A, Bardiani M, Bologna MA, Mason F, Maura M, Maurizi E, Roversi PF, Sabatini Peverieri G, Chiari S (2017) Monitoring the saproxylic longhorn beetle *Morimus asper* – investigating wood characteristics, season, time of the day and odour traps. *Journal of Insect Conservation* 21: 231–242. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9970-6>
- Hedin J, Isacson G, Jonsell M, Komonen A (2008) Forest fuel piles as ecological traps for saproxylic beetles in oak. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23: 348–357. <https://doi.org/10.1080/02827580802269991>
- Juillerat L, Vögeli M (2004) Gestion des vieux arbres et maintien des Coléoptères saproxyliques en zone urbaine et periurbaine. Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchatel, 1–20.
- Jurc M, Ogris N, Pavlin R, Borkovic D (2008) Forest as a habitat of saproxylic beetles on Natura 2000 sites in Slovenia. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)* 63: 53–66.
- Koren T (2010) Longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) in Central Istria. *Entomologia Croatica* 14: 77–84.
- Leonarduzzi G (2016) Applicazione di un nuovo metodo di monitoraggio di *Morimus asper/funereus*, specie protetta dalla Direttiva Habitat: caso di studio nel Parco Naturale delle Prealpi Giulie. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Udine, Dipartimento di Scienze Agroalimentari, Ambientali e Animali (tutors: Zandigiacomo P, Maurizi E), Udine, 1–56.
- Leonarduzzi G, Onofrio N, Bardiani M, Maurizi E, Zandigiacomo P, Bologna MA, Hardersen S (2017) Attraction of different types of wood for adults of *Morimus asper* (Coleoptera, Cerambycidae). In: Campanaro A, Hardersen S, Sabbatini Peverieri G, Carpaneto GM (Eds) Monitoring of saproxylic beetles and other insects protected in the European Union. *Nature Conservation* 19: 135–148. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.19.12659>.
- López-Vaamonde C, Pino-Pérez JJ, Martínez-Fernández A, Fernández Abelleira JC, Devesa-Regueiro S (1993) Contribución al conocimiento de los Cerambycidae Latreille, 1804

- de interes forestal (I): *Morimus asper* (Sulz., 1776) en Galicia (Coleóptera, Polyphaga). Congreso Forestal Español, Lourinzán, I.1993, Ponencias y comunicaciones 3: 317–322.
- Luce J-M (1996) *Morimus funereus* Mulsant, 1863. In: Helsdingen PJ van, Willemse L, Speight MCD (Eds) Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Nature and Environment 79: 59–63.
- Merkel O, Hegyessy G (2008) *Morimus funereus*. In: A madárvédelmi (79/409/EK) és az élőhelyvédelmi (92/43/EK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése című Átmeneti Támogatás projekt (2006/018–176–02–01), Unpublished Final report, 29–38.
- Mulsant E (1863) Histoire naturelle des Coléoptères de France. Longicornes, Annales de la Societe d'Agriculture, Histoire naturelle et Arts utiles de Lyon: 97–320.
- Parisi V, Busetto A (1992) Scarabaeidae, Lucanidae, Cerambycidae. Revisione dei coleotteri presenti nella collezione “A. Leosini”. Museo di Storia Naturale, Università di Parma, 1–70.
- Pavan M (1948a) Sulla durata del ciclo biologico di *Morimus asper* Sulz. (Col. Cerambycidae). Bollettino di Zoologia 15: 33–36. <https://doi.org/10.1080/11250004809440056>
- Pavan M (1948b) Uovo, stadio ovulare e primo stadio larvale, in *Morimus asper* e *Lamia textor*. Bollettino di Zoologia 15: 49–64. <https://doi.org/10.1080/11250004809440059>
- Picard F (1929) Faune de France, 20. Cerambycidae. P. Lechevalier, Paris, 1–167.
- Polak S (2012) Phenology and mating behaviour of *Morimus funereus* (Coleoptera, Cerambycidae). In: Maja J (Ed.) Saproxylic beetles in Europe: monitoring, biology and conservation. Studia Forestalia Slovenica 137: 43–52.
- Porta A (1932) Fauna Coleopterorum Italica. Vol. V, Rhynchophora-Lamellicornia. Stabilimento Tipografico Piacentino (Piacenza), 1–476.
- R Development Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Robertson BA, Hutto RL (2006) A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. Ecology 87: 1075–1085. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1075:AFFUET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1075:AFFUET]2.0.CO;2)
- Romero-Samper J, Bahillo P (1993) Algunas observaciones sobre la distribución y biología de *Morimus asper* (Sulzer, 1776) (Coleoptera: Cerambycidae) en la Península Ibérica. Boletín de la Asociación Española de Entomología 17: 103–122.
- Rossi de Gasperis S (2015) Distribution patterns and population analysis of threatened long-horn beetles in forest habitats of Central Italy. PhD Thesis, Department of Science, Roma Tre University, 1–119.
- Rossi de Gasperis S, Passacantilli C, Redolfi De Zan L, Carpaneto GM (2016) Overwintering ability and habitat preference of *Morimus asper*: a two-year mark-recapture study with implications for conservation and forest management. Journal of Insect Conservation 20: 821–835. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9913-7>
- Sama G (1988) Coleoptera, Cerambycidae. Catalogo Topografico e Sinonimico. Fauna d'Italia, 36. Ed. Calderini, Bologna, 1–216.
- Sama G (2002) Atlas of the Cerambycidae of Europe and Mediterranean area. 1: northern, western, central and eastern Europe. British Isles and continental Europe from France (excl. Corsica) to Scandinavia and Urals. V. Kabourek, Zlin, 1–173.

- Sama G (2007) Insecta Coleoptera Cerambycidae. In: Ruffo S, Stoch F (Eds) Checklist and distribution of the Italian fauna. Memorie del Museo civico di Storia naturale di Verona , Sezione Scienze della Vita, 17: 217–219. [with CD-ROM]
- Sama G, Löbl I (2010) Cerambycidae, Western Palaearctic taxa, eastward to Afghanistan excluding Oman and Yemen and the countries of the former Soviet Union. In: Löbl I, Smetana A (Eds) Catalogue of Palaearctic Coleoptera. 6. Chrysomeloidea. Apollo Books, Stenstrup 84–334.
- Sama G, Rapuzzi P (2011) Una nuova Checklist dei Cerambycidae d'Italia (Insecta Coleoptera Cerambycidae). Quaderni di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna 32: 121–164.
- Schmidt BR, Meyer AH (2008) On the analysis of monitoring data: Testing for no trend in population size, Journal for Nature Conservation 16(3): 157–163. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2008.05.001>
- Schmucki R, Pe'er G, Roy DB, Stefanescu C, Van Swaay CAM, Oliver TH, Kuussaari M, Van Strien AJ, Ries L, Settele J, Musche M, Carnicer J, Schweiger O, Brereton TM, Harpke A, Heliölä J, Kühn E, Julliard R (2016) A regionally informed abundance index for supporting integrative analyses across butterfly monitoring schemes. Journal of Applied Ecology 53: 501–510. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12561>
- Solano E, Mancini M, Ciucci P, Mason F, Audisio P, Antonini G (2013) The EU protected taxon *Morimus funereus* Mulsant, 1862 (Coleoptera: Cerambycidae) and its western Palaearctic allies: systematics and conservation outcomes. Conservation Genetics 14: 683–69. <https://doi.org/10.1007/s10592-013-0461-3>
- Stanić V, Ivanović J, Janković-Hladni M, Nenadović V, Marović R (1985) Feeding habits, behavior, oviposition and longevity of the adult cerambycid beetle *Morimus asper funereus* Muls. (Col., Cerambycidae) under laboratory condition. Acta Entomologica Jugoslavica 21: 87–94.
- Sturani C (1981) Notizie biologiche e corologiche su alcuni Coleotteri Cerambicidi d'Italia, specialmente delle regioni settentrionali, insulari e limitrofe. Rivista Piemontese di Storia Naturale 2: 17–54.
- Trizzino M, Audisio P, Bisi F, Bottacci A, Campanaro A, Carpaneto GM, Chiari S, Hardersen S, Mason F, Nardi G, Preatoni DG, Vigna Taglianti A, Zauli A, Zilli A, Cerretti P (2013) Gli artropodi italiani in Direttiva Habitat: biologia, ecologia, riconoscimento e monitoraggio. Quaderni Conservazione Habitat, 7. CFS-CNBFVR, Centro Nazionale Biodiversità Forestale. Cierre Grafica, Sommacampagna, Verona, 1–256.
- Vernik M (2014) Collecting data of distribution for four Natura 2000 species of beetles (Coleoptera) in Slovenia – website [www.sporocivrsto.si](http://www.sporocivrsto.si) (Poster), 4. Slovenski entomološki simpozij, 9. in 10. maja 2014, Fakulteti za naravoslovje in matematiko Univerze v Mariboru, Koroška.
- Vrezec A (2008) Fenološka ocena pojavljanja imagoov štirih vrst varstveno pomembnih saproksilnih hroščev v sloveniji: *Lucanus cervus*, *Cerambyx cerdo*, *Rosalia alpina*, *Morinus* (sic) *funereus* (Coleoptera: Lucanidae, Cerambycidae). Acta Entomologica Slovenica 16: 117–126.
- Vrezec A, Ambrožič Š, Polak S, Pirnat A, Kapla A, Denac D (2009) Izvajanje spremljanja stanja populacij izbranih ciljnih vrst hroščev v letu 2008 in 2009 in zasnova spremljanja stanja populacij izbranih ciljnih vrst hroščev. *Carabus variolosus*, *Leptodirus hochenwartii*, *Lucanus cervus*, *Morimus funereus*, *Rosalia alpina*, *Bolbelasmus unicornis*, *Stephanopachys substriatus*, *Cucujus cinnaberinus*, *Rhyssodes sulcatus*. Nacionalni inštitut za biologijo, Ljubljana.

- Vrezec A, Ambrožič Š, Kapla A (2010) Biology and ecology of flightless cerambycid *Morimus funereus* (Mulsant, 1862) as a background for monitoring application: laboratory and large-scale field study. In: Jurc M, Repe A, Meterc G, Borkovič D (Eds) 6<sup>th</sup> European Symposium and Workshop on Conservation of Saproxylic beetles, June 15–17, 2010, Ljubljana.
- Vrezec A, Ambrožič Š, Kapla A (2012) An overview of sampling method tests for monitoring schemes of saproxylic beetles in the scope of Natura 2000 in Slovenia. In: Jurc M (Ed.) Saproxylic beetles in Europe: monitoring, biology and conservation. – Ljubljana: Slovenian Forestry Institute, Silva Slovenica, Studia Forestalia Slovenica 13: 73–90.
- World Conservation Monitoring Centre (1996) *Morimus funereus*. In: The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T13875A4359886. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T13875A4359886.en> [06 April 2016]

## **Materiale supplementare 1**

### **Foglio Excel, volume delle cataste**

Autori: Sönke Hardersen, Marco Bardiani, Stefano Chiari, Michela Maura, Emanuela Maurizi, Pio Federico Roversi, Franco Mason, Marco Alberto Bologna

Tipo di dati: dati relativi agli individui

Copyright notice: This dataset is made available under the Open Database License (<http://opendatacommons.org/licenses/odbl/1.0/>). The Open Database License (ODbL) is a license agreement intended to allow users to freely share, modify, and use this Dataset while maintaining this same freedom for others, provided that the original source and author(s) are credited.

Link: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12676.suppl1>

## **Materiale supplementare 2**

### **Scheda di campo *Morimus asper***

Autori: Sönke Hardersen, Marco Bardiani, Stefano Chiari, Michela Maura, Emanuela Maurizi, Pio Federico Roversi, Franco Mason, Marco Alberto Bologna

Tipo di dati: scheda di campo

Copyright notice: This dataset is made available under the Open Database License (<http://opendatacommons.org/licenses/odbl/1.0/>). The Open Database License (ODbL) is a license agreement intended to allow users to freely share, modify, and use this Dataset while maintaining this same freedom for others, provided that the original source and author(s) are credited.

Link: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12676.suppl2>



## Addestramento di un cane per il monitoraggio di *Osmoderma eremita*

Fabio Mosconi<sup>1,2</sup>, Alessandro Campanaro<sup>1,3</sup>, Giuseppe Maria Carpaneto<sup>4</sup>, Stefano Chiari<sup>1,4</sup>, Sönke Hardersen<sup>3</sup>, Emiliano Mancini<sup>3</sup>, Emanuela Maurizi<sup>1,3</sup>, Simone Sabatelli<sup>2</sup>, Agnese Zauli<sup>1,3</sup>, Franco Mason<sup>3</sup>, Paolo Audisio<sup>2</sup>

**1** Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – Centro di ricerca Difesa e Certificazione, Via di Lanciola 12/a, 50125 Cascine del Riccio, FI, Italia **2** Università di Roma “La Sapienza”, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie “Charles Darwin”, Via A. Borelli 50, 00161 Roma, Italia **3** Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale “Bosco Fontana” – Laboratorio Nazionale Invertebrati (Lanabit). Carabinieri. Via Carlo Ederle 16a, 37126 Verona, Italia **4** Università Roma Tre, Dipartimento di Scienze, Viale Guglielmo Marconi 446, 00146 Roma, Italia

Corresponding author: Fabio Mosconi (fabio.mosconi@gmail.com)

Mosconi F, Campanaro A, Carpaneto GM, Chiari S, Hardersen S, Mancini E, Maurizi E, Sabatelli S, Zauli A, Mason F, Audisio P (2017) Addestramento di un cane per il monitoraggio di *Osmoderma eremita*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Linee Guida per il monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 249–279.

### Abstract

One aim of the MIPP Project (<http://www.lifemipp.eu>) was to develop non-invasive monitoring methods for selected saproxyllic beetles. In this paper, a method is proposed for monitoring the larvae of *Osmoderma eremita* in their natural habitat (i.e. hollow trees), using a conservation detection dog (CDD). Wood mould sampling (WMS), the standard method to detect hermit beetles and other saproxyllic insects inside tree hollows, is time-consuming and exposes the target species and the whole saproxyllic communities to some risks. In contrast, CDDs pose no risk to the species living inside trees while, at the same time, offer a powerful tool for surveying the insects. In this paper, the methods applied to train the dog are presented, together with the results for accuracy (the overall proportion of correct indications), sensitivity (the proportion of correct positive indications) and specificity (the proportion of correct negative indications) obtained once the CDD had been fully trained. Results are presented for nitrocellulose filters with the odour of the target species, for larvae living inside hollow trees, for frass and for the remains of adults. A comparison of the efficiency between CDD and WMS showed that employing the dog was much less time-consuming than WMS. The literature on training CDDs for nature conservation tasks, with particular reference to cases involving Coleoptera, was also reviewed.

## Riassunto

Il progetto LIFE “Monitoraggio degli insetti con partecipazione del pubblico” (LIFE11 NAT / IT / 000252) ha avuto come obiettivo principale lo sviluppo e la sperimentazione di metodi per il monitoraggio di cinque specie di coleotteri elencate negli allegati della Direttiva Habitat (92/43/CEE): *Osmoderma eremita* (scarabeo eremita, Scarabaeidae), *Lucanus cervus* (cervo volante europeo, Lucanidae), *Cerambyx cerdo* (cerambice della quercia, Cerambycidae), *Rosalia alpina* (rosalia alpina, Cerambycidae) e *Morimus asper / funereus* (morimo, Cerambycidae). I dati raccolti rappresentano un importante contributo al monitoraggio di queste specie in Italia. I metodi sviluppati per il loro monitoraggio sono destinati ad essere utilizzati dalle autorità di gestione e dal personale delle aree protette, in quanto garantiscono nello stesso tempo validità scientifica, facilità di esecuzione e costi limitati. La descrizione dettagliata dei metodi e dei risultati per ciascuna specie sono pubblicati in articoli separati di questo volume speciale di Nature Conservation. Un secondo obiettivo del progetto era quello di raccogliere dati faunistici con un approccio di Citizen Science (scienza dei cittadini), utilizzando il web e un software applicativo mobile (app) appositamente costruito per cellulari e tablet. La convalida dei documenti raccolti dai cittadini è stata effettuata da esperti, basandosi su fotografie, obbligatorie per tutte le segnalazioni. Le attività di divulgazione hanno rappresentato la via principale per contattare e coinvolgere i cittadini nella raccolta dei dati e hanno anche offerto la possibilità di disseminare cultura e informazioni su temi come Natura 2000, la Direttiva Habitat, il ruolo del monitoraggio nella conservazione della natura, l'importanza degli ecosistemi forestali e il ruolo degli insetti saproxilici. Un metodo innovativo testato durante il progetto si è basato sull'addestramento di un cane per la ricerca e il monitoraggio del scarabeo eremita, specie particolarmente elusiva. Il cane addestrato è anche servito per attirare l'attenzione del pubblico verso questo raro insetto e gli argomenti suddetti.

## Keywords

Conservation detection dog, *Osmoderma eremita*, saproxilic beetles, Habitats Directive, monitoring methods, conservation biology, Coleoptera Scarabaeidae

## Introduzione

### Addestramento di un cane per il monitoraggio di *Osmoderma eremita*

Negli ultimi decenni i cani da ricerca per la conservazione (Conservation Detection Dog, in seguito CDD) (Beebe et al. 2016) vengono sempre più utilizzati per la protezione della fauna selvatica a causa del loro fiuto assai efficiente per la localizzazione di target biologici. Queste abilità dei cani nella raccolta dati sulla fauna selvatica sono ben riconosciute e documentate in recenti lavori di sintesi (Helton 2009, Dahlgren et al. 2012, Johnen et al. 2013, Beebe et al. 2016). Il primo caso noto di cani impiegati nella conservazione della natura risale al 1890 quando furono utilizzati in Nuova Zelanda per localizzare alcune specie di uccelli minacciate: il kiwi (*Apteryx* sp.) e il kakapo (*Strigops habroptila* Gray, 1845) (Hurt e Smith 2009, Beebe et al. 2016). Attualmente l'uso dei cani da ricerca per la conservazione è diffuso in tutto il mondo per supportare diverse attività, tra cui l'individuazione di specie selvatiche (piante e animali vivi), più raramente carcasse, escrementi, agenti patogeni e altri materiali biologici (Beebe et al. 2016). Nella maggior parte dei progetti sono stati utilizzati cani per l'individuazione di escrementi, ma la ricerca diretta degli animali selvatici è il secondo uso più importante; solo in pochi casi i cani sono stati utili per rilevare carcasse (Beebe et al. 2016). I due motivi

principali per la ricerca e il monitoraggio delle specie sono: i) la conservazione di specie rare e minacciate, ii) e il controllo di specie aliene. Nella gestione di specie minacciate, i cani vengono utilizzati per la ricerca di mammiferi (Wasser et al. 2004, Browne et al. 2006, Hurt e Smith 2009, Long et al. 2007, Coppelillo et al. 2015), uccelli (Browne et al. 2006, Hurt e Smith 2009) e rettili (Browne 2005, Cablk e Heaton 2006, Cablk et al. 2008, Nussear et al. 2008, Hurt e Smith 2009). I cani sono stati utilizzati per la ricerca di specie aliene importate accidentalmente, con particolare riferimento a rettili (Savidge et al. 2011), a roditori (Gsell et al. 2010) e nematodi (Richards et al. 2008). I CDD sono anche stati impiegati per individuare uccelli e pipistrelli uccisi dalle turbine per valutare l'impatto delle centrali eoliche sulla fauna selvatica (Arnett 2006, Paula et al. 2011). Per quanto riguarda gli invertebrati, le specie target sono stati generalmente i parassiti e gli insetti introdotti, in particolare quelli invasivi. Infatti, i primi cani per la ricerca sono stati utilizzati per rilevare la limantria *Lymantria dispar* (Linnaeus, 1758), un lepidottero defogliatore (Wallner e Ellis 1976). Da allora, molte specie appartenenti a diversi ordini di insetti sono state cercate dai cani: coleotteri (Nakash et al. 2011, Errico 2012, Hoyer-Tomiczek e Sauseng 2013, Kelley 2013, Hoffman 2014, Suma et al. 2014, Coppelillo et al. 2015, Hoyer-Tomiczek et al. 2016), ditteri (Welch 1990), emitteri (Pfister et al. 2008, Rolón et al. 2011), imenotteri (Lin et al. 2011, Brocos and González 2015), isotteri (Brooks et al. 2003, Zahid et al. 2012) e lepidotteri (Wallner and Ellis 1976). Finora, per quanto riguarda gli insetti minacciati e/o protetti, i cani sono stati utilizzati in un numero molto limitato di progetti, in particolare i bombi (Waters et al. 2011, O'Connor et al. 2012).

Nel progetto LIFE MIPP (Monitoraggio degli Insetti con Partecipazione Pubblica, [www.lifemipp.eu](http://www.lifemipp.eu), Azione A.4: Acquisizione e addestramento di Osmodog), un CDD è stato addestrato per individuare le larve dello scarabeo eremita, *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763), nel loro habitat naturale (vedi Mason et al. 2015 e Carpaneto et al. 2017). *O. eremita* è un coleottero scarabeide saproxilico minacciato di estinzione, protetto nella Comunità Europea dalla Convenzione di Berna e presente sia negli allegati II e IV della Direttiva Habitat 92/43/CEE sia nella Lista Rossa delle Specie Minacciate della IUCN, dove è stato assegnato alla categoria delle specie "quasi minacciate" (Nieto et al. 2009, Nieto e Alexander 2010). Questa specie è associata ad alberi di latifoglie vetusti con cavità, sia in ecosistemi forestali maturi che al di fuori di contesti boschivi (ad esempio pascoli alberati) (Ranius et al. 2005, Giangregorio et al. 2015, Maurizi et al. 2017). Il CDD del progetto MIPP è il primo esempio di un cane addestrato per la ricerca di un coleottero minacciato, *O. eremita*. Infatti, una speciale caratteristica dei CDD è quella di riuscire a localizzare specie criptiche e/o difficili da individuare (Hurt e Smith 2009) e questo li rende strumenti eccellenti per lavorare con gli insetti. In generale, l'uso dei CDD offre molti vantaggi. Ad esempio, può facilitare la localizzazione delle specie target in microhabitat irraggiungibili o in ambienti difficilmente accessibili (Chambers et al. 2015, Hoyer-Tomiczek et al. 2016), riducendo il rischio di disturbo ed effettuando campionamenti non distruttivi (Chambers et al. 2015), con particolare riferimento alle specie saproxiliche con larve che vivono all'interno degli alberi cavi (Hoyer-Tomiczek et al. 2016). Inoltre, l'uso dei cani minimizza lo sforzo di campionamento, in termini di numero di personale coinvolto nel lavoro e di tempo impiegato sul

campo (Browne et al. 2006, Harrison 2006, Duggan et al. 2011, Paula et al. 2011) e riduce gli errori nei campionamenti (Wasser et al. 2004, Browne et al. 2006). Tutte queste caratteristiche si adattano bene al caso-studio di *O. eremita*. Infatti, senza l'aiuto di un cane, i metodi di campionamento finora utilizzati per rilevare (e monitorare) lo scarabeo eremita si basano sulla tecnica *Wood Mould Sampling* (in seguito: WMS) (Ranius et al. 2005, Chiari et al. 2014) e trappole passive o attive (Ranius 2001, Svensson e Larsson 2008, Chiari et al. 2013, Maurizi et al. 2017), che presentano gli svantaggi suddetti. Individuare le larve all'interno dei tronchi utilizzando il WMS è il metodo principale che consente l'identificazione dei siti di riproduzione dello scarabeo eremita e di altri insetti saproxilici. Questo metodo consiste nello scavare dentro le cavità degli alberi per trovare gli esemplari o i loro resti. Tuttavia, spesso non permette di indagare in tutte le cavità di un albero; in particolare, le cavità situate in alto o con aperture strette sono molto difficili da esplorare. Un altro inconveniente di questo metodo è il rischio fisico per la specie bersaglio e per tutta la comunità saproxilica che vive all'interno del tronco (Tikkamäki e Komonen 2011, Chiari et al. 2014). Infine, il WMS è una tecnica dispendiosa in termini di tempo impiegato (Chiari et al. 2014) mentre una squadra cane-conduttore impiega solo pochi minuti per analizzare un singolo albero, come dimostrato nel presente lavoro. La ricerca delle larve presenta alcuni vantaggi aggiuntivi in quanto gli adulti hanno un breve periodo di attività (Maurizi et al. 2017) e la dimensione delle popolazioni degli adulti fluttua durante il loro periodo di attività e in correlazione con i fattori ambientali. Al contrario, le larve sono sempre presenti negli alberi cavi durante il loro ciclo di sviluppo che dura circa 3 anni. Nel presente lavoro viene fornito un riassunto delle tecniche di addestramento per i CDD, con particolare riferimento ai casi che coinvolgono i coleotteri. Le informazioni ottenute da questa revisione della letteratura sono state utilizzate per pianificare e perfezionare la strategia di addestramento del cane.

### **Razza del cane e addestramento**

La scelta del cane giusto è fondamentale per il successo nell'addestramento alla ricerca di insetti. Prima di tutto, un cane deve disporre di una drive idonea per lo specifico compito richiesto e queste caratteristiche motivazionali differiscono tra le razze. Come indicato da Cablk e Heaton (2006), per un CDD sarebbe preferibile scegliere una razza dotata di una combinazione tra pulsione venatoria (*hunt drive*) e pulsione ludica (*play drive*). In generale, i cani di razza pura sono da preferire alle razze miste, dato che le caratteristiche dei cani non puri potrebbero essere imprevedibili (Dahlgren et al. 2012). Infatti, recentemente, è stato messo in evidenza che le razze originariamente e specificamente selezionate per lavorare con l'olfatto, ad esempio il beagle, il pointer tedesco e il bracco italiano, dimostrano una maggiore capacità olfattiva rispetto a razze non selezionate per tale scopo, ad esempio il levriero inglese (*greyhound*) e l'Husky siberiano (Polgár et al. 2016). Inoltre, sarebbe preferibile scegliere un cane proveniente da un ceppo che ha già mostrato di possedere tratti e abilità adatte allo specifico lavoro richiesto. Infine, i tratti individuali sono molto importanti in una determinata razza: i cani

possono differire nelle caratteristiche fisiche e psicologiche (ad esempio agilità, idoneità fisica, vari aspetti dell'intelligenza, predisposizione alla collaborazione e alla curiosità) che possono influenzare molto la qualità del lavoro (Dahlgren et al. 2012). Negli studi precedenti, le razze più utilizzate nella ricerca di coleotteri sono stati: il golden retriever (Nakash et al. 2000, Suma et al. 2014), il labrador Retriever (Errico 2012, Coppolillo et al. 2015) e il border collie (Hoffman 2014, Hoyer-Tomiczek et al. 2016).

Per il lavoro sul campo è sempre preferibile utilizzare cani adulti poiché quelli giovani possono avere livelli più bassi di attenzione e concentrazione (Hurt e Smith 2009). Inoltre, i cani adulti possono eseguire le routine di ricerca meglio di quelli giovani (Suma et al. 2014). Secondo le indicazioni di Hurt e Smith (2009), alcuni cani possono essere pronti a lavorare dopo i 12 mesi di età, altri non prima dei 24 mesi. Tuttavia, la formazione può essere iniziata prima (Dahlgren et al. 2012). In particolare, prima di iniziare l'addestramento, il cane deve affrontare una formazione all'obbedienza di base (Welch 1990, Richards et al. 2008) e deve essere introdotto alle routine di lavoro attraverso semplici giochi di ricerca incoraggiando il cane a trovare oggetti per lui interessanti o altri target che lo facciano divertire (Dahlgren et al. 2012).

I target vivi, in questo caso larve di insetti, hanno un odore caratteristico per ogni specie e per l'ambiente in cui vivono. Questo è un parametro molto importante da considerare quando si sceglie l'odore target da utilizzare per l'addestramento. Infatti, le specie saproxilofaghe e xilofaghe, che vivono all'interno della rosura negli alberi o creano gallerie nei tronchi, hanno un ampio bouquet odoroso dovuto a diversi tipi di odore presenti nel loro habitat (ad esempio funghi, particolato di legno e altri materiali organici) (Hoyer-Tomiczek et al. 2016). Per questo motivo le routine di addestramento del cane comprendono come obiettivo esemplari vivi e materiale proveniente dal loro habitat, attraverso una formazione che procede presentando al cane odori di crescente complessità (Errico 2012, Suma et al. 2014, Hoyer-Tomiczek et al. 2016). Dopo il primo target, un cane può imparare a riconoscere ulteriori odori (vedi sotto) e, in alcuni casi, possono essere riconosciuti più di 20 odori (Long et al. 2007, Coppolillo et al. 2015).

Il metodo per addestrare CDD alla ricerca di animali vivi è simile a quello utilizzato per la ricerca di obiettivi inanimati e non biologici e si basa sul rinforzo positivo del comportamento del cane (Hurt e Smith 2009, Braun 2013, Johnen et al. 2013). Il metodo è basato sul ricompensare il cane con del cibo o con un gioco, come rinforzo primario subito dopo una segnalazione corretta. Questo metodo è stato usato in tutti gli studi in cui i cani vengono utilizzati per la ricerca di coleotteri (Nakash et al. 2011, Errico 2012, Kelley 2013, Hoffman 2014, Suma et al. 2014, Hoyer-Tomiczek et al. 2016). Un clicker, dispositivo che emette un doppio click quando azionato (Smith e Davis 2008), può essere utilizzato come rinforzo secondario positivo quando l'addestratore è lontano dal cane e non può premiare il cane con il rinforzo primario subito dopo una segnalazione corretta (Braun 2013). Anche se il clicker è principalmente un "predittore di cibo" (Johnen et al. 2013), possiede altre complesse implicazioni per il cane (Smith e Davis 2008). L'addestramento con rinforzo positivo dovrebbe essere un processo progressivo. Durante la prima fase della formazione, il cane deve ricevere un imprinting per l'odore bersaglio (Hoyer-Tomiczek et al. 2016); in pratica, il cane

deve imparare che il riconoscimento di un odore specifico è legato a una ricompensa. In questo contesto, l'imprinting ha il significato di "insegnare le abilità di discriminazione degli odori a un cane" come riportato da Fjellanger (2003). L'imprinting inizia quando il cane entra per la prima volta in contatto olfattivo con l'odore bersaglio e riceve subito la ricompensa. Questo routine di rilevamento dell'odore dovrebbe essere ripetuta fino a quando il cane ha imparato chiaramente e inequivocabilmente come trovare e segnalare il suo target al conduttore (Hoyer-Tomiczek et al. 2016). L'obiettivo può essere presentato al cane "nudo", cioè direttamente, oppure all'interno di un piccolo contenitore forato.

Durante la seconda fase dell'addestramento, quella di discriminazione dell'odore, il cane impara a riconoscere l'odore del suo target tra altri odori, consolidando contemporaneamente il comportamento di ricerca e il display di segnalazione; questo processo è anche chiamato "generalizzazione" di un odore (Hurt e Smith 2009). La generalizzazione può essere stimolata offrendo al cane contemporaneamente l'odore bersaglio e altri materiali odorosi e premiandolo solo dopo una corretta segnalazione. È possibile organizzare diversi scenari durante le sedute di addestramento: l'odore target e odori non target possono essere presentati contemporaneamente al cane oppure uno o più target possono essere nascosti in ambienti naturali o in aree di addestramento recintate (Braun 2013). Anche se l'area di addestramento deve avere caratteristiche simili a quelle in cui si svolgerà il vero lavoro di ricerca, occorrerà scegliere un'area in cui sicuramente la specie target non è presente in natura, per evitare di confondere il cane (Errico 2012). Durante la fase di discriminazione, è molto importante costruire una corretta forma di comunicazione tra il cane e il conduttore, per sviluppare il comportamento di ricerca del cane e per rafforzare l'attenzione sull'odore bersaglio (Hurt e Smith 2009). Tutte le routine di ricerca e il comportamento devono essere modellate e rafforzate dall'addestratore incoraggiando il cane fino a che questo non riesce a eseguire lunghe sessioni di ricerca senza perdere attenzione (Johnen et al. 2013, Hoyer-Tomiczek et al. 2016). Per attivare il comportamento di ricerca del cane, una specifica parola del conduttore (ad esempio "cerca" o "trova") deve essere associata allo specifico lavoro che il cane deve eseguire (Wallner e Ellis 1976, Welch 1990, Rolón et al. 2011, Hoyer-Tomiczek et al. 2016).

Johnen et al. (2013) suggeriscono che la durata dell'addestramento per i cani da ricerca può variare tra 7 giorni e 16 mesi, ma per i CDD questo periodo può essere più lungo, dato che la ricerca di target biologici in natura è probabilmente complicata dalla presenza di numerosi stimoli olfattivi o dall'odore di specie affini a quella target (Wallner e Ellis 1976, Hurt e Smith 2009). Secondo altri autori, la lunghezza del periodo di addestramento di base (fase di imprinting) per i cani privi di esperienza che devono essere educati alla ricerca di insetti varia da 1 a 3 mesi e la successiva fase di discriminazione dura altri 6 o 7 mesi (Wallner e Ellis 1976, Suma et al. 2014, Hoyer-Tomiczek et al. 2016). I cani che hanno già ricevuto un addestramento alla ricerca di bersagli biologici sul campo richiedono meno tempo per essere pronti a lavorare su nuovi odori (Brooks et al. 2003, Lin et al. 2011). La lunghezza totale dell'addestramento è legata a numerosi fattori, come l'esperienza e le capacità dell'addestratore, le caratteristiche



della razza e le caratteristiche dei singoli cani (Hurt e Smith 2009, Johnen et al. 2013). Il ritmo di addestramento settimanale e la durata delle sessioni giornaliere di lavoro possono variare in funzione del livello di addestramento, della familiarità con il lavoro sul campo e dell'abilità dell'addestratore. Diversi autori indicano un ritmo da 3 a 5 sessioni di addestramento a settimana: ciascuna sessione può durare da 2 a 4 ore con interruzioni relative al livello di affaticamento nel cane e alla temperatura atmosferica (Harrison 2006, Hurt e Smith 2009, Lin et al. 2011, Suma et al. 2014).

Un cane può essere addestrato per reagire con una risposta attiva o passiva all'odore target (Braun 2013). Una risposta passiva consiste nel puntare con il naso verso il target e/o fermarsi e sedersi vicino alla fonte dell'odore (Long et al. 2007). Questa risposta è preferibile nei casi in cui il cane può arrecare disturbo o spaventare la specie target e anche nei casi in cui il cane può essere a messo a rischio da parte di specie aggressive o pericolose (Braun 2013). La segnalazione attiva comprende vari comportamenti di rinforzo oltre a quello di puntare, come graffiare, abbaiare o sedersi e guardare la fonte dell'odore e il conduttore (Hoyer-Tomiczek et al. 2016). Se necessario, tutti questi comportamenti possono essere intensificati e modellati ritardando la ricompensa dopo una corretta segnalazione (Johnen et al. 2013, Hoyer-Tomiczek et al. 2016). In generale, una risposta attiva è adatta per i CDD che cercano coleotteri che non presentano un comportamento molto reattivo (come l'involto immediato) alla presenza di un potenziale predatore.

La creazione di una coppia cane-conduttore affiatata ed efficiente è fondamentale per il successo del lavoro. Il cane deve essere in grado di cercare, individuare e segnalare il bersaglio, mentre il conduttore deve permettere che questo possa accadere gestendo il cane sul campo e, allo stesso tempo, interpretando correttamente il suo comportamento. È importante sapere che la capacità di ricerca varia in diverse coppie cane-conduttore (Johnen et al. 2013, Hoyer-Tomiczek et al. 2016). In particolare, il conduttore deve: 1) motivare e gestire il cane durante il lavoro; 2) creare un rapporto di fiducia con l'animale e mantenere un'atmosfera rilassata durante ogni sessione di ricerca; 3) capire il comportamento di ricerca del cane e le sue reazioni in presenza di un possibile bersaglio, visto che le reazioni dell'animale possono dipendere da diversi fattori, come le sue condizioni psicofisiche o le condizioni atmosferiche (Long et al. 2007, Hurt e Smith 2009, Dahlgren et al. 2012); 4) ricompensare adeguatamente il cane dopo una corretta segnalazione, poiché ogni attività sul campo è contemporaneamente una sessione di allenamento e 5) avere cura del cane durante le ricerche sul campo, tenendo conto delle sue esigenze e di altri fattori che possono causare fatica e perdita di concentrazione, come la sete, le lunghe sessioni di lavoro su terreni ripidi o le condizioni meteorologiche avverse che potrebbero compromettere la qualità del lavoro (Dahlgren et al. 2012).

Diversi autori suggeriscono che i migliori parametri utilizzabili per descrivere la capacità dei CDD nell'individuare correttamente il loro target siano la percentuale complessiva di indicazioni corrette e la percentuale di target correttamente rilevati rispetto al numero totale di target (Wallner e Ellis 1976, Welch 1990, Engeman et al. 2002, Brooks et al. 2003, Cablk e Heaton 2006, Long et al. 2007, Richards et al. 2008,

Gsell et al. 2010, Lin et al. 2011, Waters et al. 2011, Suma et al. 2014, Hoyer-Tomiczek et al. 2016). Poiché questi parametri sono stati spesso indicati con termini diversi, nel presente lavoro è stata adottata la definizione di Allouche et al. (2006) in relazione alla valutazione dei modelli predittivi di presenza-assenza, cioè *Accuracy* (la proporzione complessiva di indicazioni corrette), *Sensitivity* (la proporzione di indicazioni positive corrette) e *Specificity* (la proporzione di indicazioni negative corrette). Questi termini possono essere tradotti in italiano con “accuratezza”, “sensitività” e “specificità” ma si consiglia di utilizzare quelli originali inglesi, per evitare confusione fra i parametri e l'eventuale uso degli stessi come sostantivi nel discorso.

Nella maggior parte dei casi precedentemente elencati, l'accuracy media per i CDD è stata di circa il 90%, anche se variabile. Una bassa accuracy può essere determinata da diversi fattori, quali: età del cane, addestramento insufficiente, problemi nella comunicazione fra cane e conduttore, inesperienza dell'addestratore e/o del conduttore (Savidge et al. 2011, Johnen et al. 2013). L'esercizio e l'addestramento possono aumentare l'accuracy del cane: le coppie cane-conduttore con più esperienza hanno una maggiore accuracy (Savidge et al. 2011). Inoltre, i cani impiegati in nuovi ambienti hanno una bassa accuracy iniziale, anche se questa può essere aumentata progressivamente con l'addestramento (Wallner e Ellis 1976). Mentre si lavora sul campo, diverse fonti di disturbo possono ulteriormente diminuire l'accuracy della ricerca: temperatura, vento, affaticamento e presenza di animali selvatici o di umani (Hurt e Smith 2009, Dahlgren et al. 2012, Hoyer-Tomiczek et al. 2016). È importante considerare che l'accuracy può essere aumentata artificialmente dal conduttore; infatti, un conduttore che conosce i luoghi dove sono nascosti i target può fornire inconsciamente questa informazione al cane (effetto Clever Hans) oppure il cane può seguire il percorso odoroso lasciato dall'addestratore mentre nasconde i target (Lin et al. 2011, Johnen et al. 2013). Per questo motivo, l'accuracy deve essere valutata con un *double blind test* in cui la posizione dei target è sconosciuta sia al cane che al conduttore e devono essere adottate speciali precauzioni per evitare di condizionare il cane nelle sue risposte (Brooks et al. 2003, Cablk e Heaton 2006, Johnen et al. 2013, Hoyer-Tomiczek et al. 2016).

## Metodi

### Scelta della razza e metodo di addestramento

La razza selezionata come cane da ricerca per la conservazione, adatta alla ricerca di *O. eremita*, è il Golden Retriever, una razza ampiamente utilizzata per la ricerca di target biologici. Infatti, le capacità olfattive di questi cani e la loro natura li rendono facili da addestrare e da gestire durante il lavoro sul campo. Il cane impiegato dal Progetto MIPP, chiamato Teseo (Figura 1), è stato scelto da una linea (ceppo) particolare, da cui molti esemplari sono stati selezionati e impiegati come CDD per trovare animali e parti del loro corpo importati illegalmente (Servizio CITES per il Comando



**Figura 1.** Teseo che indossa la pettorina (Foto di Fabio Mosconi).

Unità Tutela Forestale Ambientale e Agroalimentare Carabinieri - CUTFAA, ex Corpo Forestale dello Stato). Teseo ha iniziato a lavorare con il suo addestratore/conduuttore all'età di 6 mesi e il vero lavoro sul campo è stato iniziato solo dopo il raggiungimento dell'età adulta (24 mesi), al momento in cui l'addestratore ha ritenuto che il cane fosse ben addestrato.

L'addestramento è stato effettuato per passi successivi, in funzione dell'età del cane e in dipendenza del suo livello di abilità (Tabella 1). Un permesso di raccolta e manipolazione di esemplari (adulti e larve) di *O. eremita* per l'addestramento del cane è stato rilasciato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - DG Protezione della Natura e del Mare (U.prot PNM 2012-0010890 del 28/05/2012).

**Tabella 1.** Sintesi del percorso di addestramento di Teseo.

| Età del cane (mesi) | Tipologia ambientale                              | Addestramento                                                                                                                                                                                        | Ritmo                      |
|---------------------|---------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------|
| 6–9                 | Aree di addestramento recintate e parchi pubblici | Addestramento all'obbedienza di base<br>Giochi di ricerca<br>Attività motoria (muoversi sul campo)                                                                                                   | 2 o 3 volte a settimana    |
| 9–16                | Aree recintate                                    | Fase di imprinting (target: larve vive)                                                                                                                                                              | Da 2 a 5 volte a settimana |
| 16–24               | Aree naturali senza <i>Osmo-derma</i>             | Fase di discriminazione (target: filtri di nitrocellulosa con l'odore target)<br>Test di discriminazione preliminare (target: larve vive di <i>Oryctes nasicornis</i> , <i>Gnorimus variabilis</i> ) | 5 volte a settimana        |

### 6–9 mesi di età: addestramento di base

Durante i primi mesi di vita del cane, sono state effettuate alcune attività preparatorie per i successivi passi dell'addestramento: i) addestramento all'obbedienza di base, in cui il cane ha appreso alcuni comandi fondamentali (per esempio “fermo”, “vieni qui”, “siediti” ecc.); ii) giochi di ricerca, cercando e trovando piccoli giocattoli o pezzi di cibo nascosti con ottenimento di un premio; iii) attività di *agility*, allo scopo di migliorare la comunicazione orale e gestuale tra il cane e il conduttore. Durante questa fase, ogni settimana sono state eseguite 2 o 3 sessioni di allenamento in una zona recintata. Ogni sessione è durata non più di 2 ore con diverse pause per evitare di stressare il cucciolo.

### 9–16 mesi di età: fase di imprinting

Da questa fase in poi, il cane ha indossato una pettorina durante il lavoro (Figura 1), sia durante l'addestramento sia durante il lavoro sul campo. Inoltre, il cane è stato condizionato con un clicker e una parola specifica (“cerca”), associati con l'inizio delle sessioni di lavoro. Per ottenere l'imprinting del cane all'odore bersaglio, sono state utilizzate alcune larve di *O. eremita*. Queste larve sono state allevate in contenitori riempiti con la rosura raccolta dal loro habitat naturale. Durante le prime prove, la larva è stata lavata con acqua e inserita in una scatola forata. Contemporaneamente, sono state presentate come controllo alcune scatole vuote. Il lavaggio è stato necessario per essere sicuri che il cane ricevesse l'imprinting solo per l'odore puro del suo target eliminando altri odori legati al microhabitat specifico in cui si trovavano le larve. Il cane è stato ricompensato con il clicker, delle lodi e piccoli pezzi di cibo solo quando è entrato in contatto con l'odore target e quando ha mostrato una reazione. Quando il cane ha imparato a riconoscere l'odore target, l'addestramento è proseguito nascondendo la larva in luoghi facilmente accessibili per il cane (cioè dentro le cavità basali degli alberi, sotto le foglie a terra o sotto la corteccia), all'interno di una zona di addestramento recintata. Durante la manipolazione delle larve sono stati utilizzati guanti in lattice monouso, per evitare di trasferire l'odore bersaglio sulle mani dell'addestratore. Questa fase della formazione si è conclusa quando Teseo ha imparato a individuare e segnalare il target





**Figura 2.** Le fiale perforate in cui le larve sono state inserite per proteggerle durante l'addestramento (Foto di Fabio Mosconi).

al conduttore. Più avanti, la segnalazione da parte del cane è stata modellata e rinforzata ritardando la ricompensa come descritto da Hoyer-Tomiczek et al. (2016) fino a quando Teseo ha imparato correttamente il display di segnalazione.

Nelle fasi successive, le larve sono state collocate all'interno di fiale perforate, senza essere lavate, per proteggerle meglio durante il lavoro (Figura 2). Ciò consente di posizionare il target in profondità all'interno delle cavità senza il rischio di perdere le larve e il cane può imparare il bouquet odoroso delle larve (cioè il profumo della larva più l'odore della rosura). Durante ogni sessione di addestramento, il cane ha cercato in un albero alla volta ed è stato ricompensato solo a seguito di una segnalazione dell'albero corretto. Durante ogni giorno di addestramento, sono state eseguite da 1 a 5 sessioni di lavoro consecutive con un singolo bersaglio nascosto in un albero e questo è stato ripetuto da 2 a 5 volte alla settimana. Il numero e la lunghezza delle sessioni di lavoro quotidiane sono aumentati gradualmente, così come il numero di alberi senza il target. Dopo 1 o 2 sessioni, il cane è stato lasciato riposare e giocare per 5-15 minuti. La fase di imprinting è terminata quando il cane ha imparato a cercare e segnalare inequivocabilmente il target.

## 16-24 mesi di età: fase di discriminazione

Durante la fase di discriminazione, le sessioni di addestramento sono state svolte come simulazioni del reale lavoro sul campo. L'addestramento è stato condotto in aree naturali e semi-naturali adatte alla presenza di *O. eremita* (Tabella 2). In alcune aree, sono state individuate alcune sub-aree indipendenti per aumentare il numero di siti di addestramento e che sono state utilizzate in ordine casuale per evitare la familiarizzazione del cane alle singole aree. La scelta dei siti di addestramento è stata effettuata fra aree in cui, pur essendo state esplorate entomologicamente, non era mai stata rilevata la presenza di *O. eremita*.

Piccoli filtri di nitrocellulosa sono stati impregnati con l'odore target ponendo la larva in piccoli contenitori riempiti di filtri per almeno 8 ore. I filtri, preparati in questo modo, possono mantenere l'odore bersaglio per un lungo periodo, se conservati in contenitori ermetici. Date le loro piccole dimensioni, questi filtri possono essere facilmente nascosti in cavità molto piccole e sono quindi invisibili al cane. I filtri permettono anche di intraprendere lunghe sessioni di addestramento con obiettivi multipli, simulando aree con una bassa o alta densità di popolazione di *O. eremita*. Un altro punto importante a favore dei filtri è il fatto che l'uso di larve vive della specie bersaglio (cioè un insetto protetto) può essere sostanzialmente ridotto. Guanti di lattice monouso e pinzette sono stati utilizzati per manipolare i filtri, per evitare di trasferire l'odore target alle mani del conduttore e degli assistenti di campo.

In questa fase, durante ogni sessione di addestramento, sono stati nascosti da 3 a 15 filtri in alberi selezionati in modo casuale. Per evitare che l'odore lasciato dall'addestratore durante il posizionamento dei filtri possa influenzare il cane, tutti gli alberi da indagare (con e senza bersaglio) sono stati toccati dall'addestratore prima

**Tabella 2.** Sintesi delle aree in provincia di Roma (Lazio, Italia) dove sono stati effettuati l'addestramento e i test di *accuracy*. SA: sub-aree per le sessioni di addestramento; TREES: specie di alberi presenti nelle aree in cui sono stati nascosti i target (Qi: *Quercus ilex*; Qs: *Quercus suber*; Pt: *Populus tremula*); TR: aree di addestramento (*training areas*); AC: aree dei test su *accuracy* (accuracy test); PRU = Parco Regionale Urbano; RN = Riserva Naturale.

| AREA                      | SA | TREES  | TR | AC |
|---------------------------|----|--------|----|----|
| RN Monte Mario            | 1  | Qi; Qs | x  | x  |
| RN Monte Mario            | 2  | Qi     | x  |    |
| Villa Doria Pamphilj      | 1  | Qi; Qs | x  | x  |
| Villa Doria Pamphilj      | 2  | Qi; Qs | x  | x  |
| Villa Doria Pamphilj      | 3  | Qi     | x  | x  |
| Villa Doria Pamphilj      | 4  | Qi; Qs | x  |    |
| PRU del Pineto            | 1  | Qs     | x  | x  |
| PRU del Pineto            | 2  | Qs     | x  | x  |
| PRU del Pineto            | 3  | Pt     | x  |    |
| RN Insugherata            | 1  | Qi; Qs | x  |    |
| Oasi LIPU Castel di Guido | 1  | Qi     | x  |    |



della sessione effettiva. Solo allora è stato permesso a Teseo di cercare in un albero alla volta, alternando alberi con e senza target (Figura 3). Il cane è stato ricompensato con il clicker, la lode, e piccoli pezzi di cibo ogni volta che ha eseguito una segnalazione corretta. Quando il cane segnalava un albero che non conteneva il bersaglio, non riceveva la ricompensa e il conduttore portava subito il cane all'albero successivo. Ogni sessione di addestramento è sempre terminata con la ricerca di un target. A tal fine, un filtro era stato nascosto all'interno di un albero in un luogo facile da trovare, in modo che Teseo ricevesse una ricompensa e trascorresse alcuni minuti di gioco alla fine di ogni sessione.

La lunghezza e la complessità delle singole sessioni sono state gradualmente aumentate fino a un massimo di 50 minuti di lavoro con circa 60 alberi indagati. Durante questa fase, il lavoro sul campo è durato fino a un massimo di 5 giorni alla settimana, con 1-3 sessioni di addestramento intervallate da 15–20 minuti di riposo. Alcune sessioni di addestramento “double blind” sono state eseguite con l'aiuto di un assistente di campo per evitare errori indotti dal conduttore nella routine di ricerca. I “double blind test” sono stati utili anche per valutare il raggiungimento da parte del cane di un livello di addestramento adeguato a lavorare in uno studio sul campo, cioè quando il cane, durante una sessione di 50 minuti, era al di sotto del 15% come tasso di errore.

### Test di discriminazione preliminare

Sono state effettuate alcune prove per verificare se Teseo potesse identificare erroneamente larve di specie strettamente correlate a *O. eremita* e potenzialmente sintopiche in natura. Sono stati eseguiti alcuni test preliminari utilizzando larve di *Oryctes nasicornis* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Scarabaeidae: Dynastinae) e *Gnorimus variabilis* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae). In ogni prova, una larva di *O. eremita* è stata presentata al cane contemporaneamente ad una appartenente alle altre specie elencate in precedenza. Le larve sono state nascoste in scatole forate e mescolate casualmente con scatole vuote. Ogni giorno sono state effettuate da 2 a 4 prove con un intervallo di 10 minuti tra due prove consecutive. Il cane è stato ricompensato solo dopo aver effettuato una segnalazione corretta.

### Misura di Accuracy

Accuracy, sensitivity e specificity sono state calcolate secondo le indicazioni di Allouche et al. (2006) come riportato nella Tabella 3, da dati raccolti in 8 aree boschive con due diversi approcci.

Una prima serie di prove è stata effettuata in 6 siti privi di popolazioni di *O. eremita*, ma contenenti alberi cavitati o fratturati idonei alla presenza di larve della specie (Tabella 4). I target (filtri con l'odore target) sono stati nascosti da un assistente di campo in alberi scelti in modo casuale e sconosciuti sia al cane che al conduttore (*double blind test*). Prima dell'inizio della sessione di ricerca, l'assistente di campo ha toccato



**Figura 3.** Teseo cerca in un albero secondo l'indicazione del conduttore (Foto di Emilia Capogna).

**Tabella 3.** Definizioni e formule per il calcolo di *Accuracy*, *Sensitivity* e *Specificity*. CPS: segnalazioni positive corrette (*correct positive signalling*) (n° totale di target presenti negli alberi e correttamente individuati e segnalati dal cane); CNS: segnalazioni negative corrette (*correct negative signalling*) (n° totale di alberi senza target non segnalati); NT: n° totale di alberi indagati; TT: n° totale di target presenti negli alberi; TND: target non individuati (*target not detected*) (n° totale di target presenti negli alberi e non individuati); NR: nessuna reazione; TWD: target individuato erroneamente (*target wrongly detected*) (n° totale di alberi senza il target segnalati dal cane come se il target fosse presente).

|                    |                                                                                                                                                |                 |
|--------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|
| <b>Accuracy</b>    | Proporzione totale di indicazioni corrette<br>(overall proportion of correct indications)<br>("rate of correct classification", Allouche 2006) | CPS+CNS/NT      |
| <b>Sensitivity</b> | Proporzione di indicazioni positive corrette<br>("probability that the model will correctly classify a presence"<br>(Allouche 2006)            | CPS/TT(CPS+TND) |
| <b>Specificity</b> | Proporzione di segnalazioni negative corrette<br>("probability that the model will correctly classify an absence"<br>(Allouche, 2006)          | CNS/NR(CNS+TWD) |

| Scheda di campo<br>Sessione ID: |                      |                      | Data:                       |    |    |    | Orario iniziale e finale:<br>...../..... |      |
|---------------------------------|----------------------|----------------------|-----------------------------|----|----|----|------------------------------------------|------|
| Area                            |                      |                      |                             |    |    |    | Operatori:                               |      |
| Condizioni meteorologiche       | T°C inizio sessione: |                      | H% Umidità inizio sessione: |    |    |    | Vento m/sec                              | Note |
|                                 | T°C fine sessione:   |                      | H% Umidità fine sessione:   |    |    |    | Vento m/sec                              |      |
|                                 |                      | Indicazioni del cane |                             |    |    |    | Risultati                                |      |
| Albero ID                       | Trg                  | NR                   | PS                          | CS | TP | FS | Note                                     |      |
|                                 |                      |                      |                             |    |    |    |                                          |      |
|                                 |                      |                      |                             |    |    |    |                                          |      |
|                                 |                      |                      |                             |    |    |    |                                          |      |
|                                 |                      |                      |                             |    |    |    |                                          |      |
|                                 |                      |                      |                             |    |    |    |                                          |      |
|                                 |                      |                      |                             |    |    |    |                                          |      |

**Tabella XXX.** ID: codice di identificazione; Trg: target già presente nell'albero (no, filtro, larva, larva in provetta, frass, resti, ecc.); NR: nessuna reazione; PS: segnalazione parziale; CS: segnalazione completa; TP: target presente; FS: falsa segnalazione.

tutti gli alberi da indagare per evitare di fornire aiuto olfattivo per il cane. Durante le sessioni di ricerca, il conduttore ha comunicato all'assistente di campo l'interpretazione del comportamento del cane, distinguendo tra: nessuna reazione (NR, *no reaction*, il cane non ha mostrato reazioni che indicano la presenza del target); segnalazione completa (CS, *complete signalling*, il cane punta il target, si siede, abbaia e guarda la fonte dell'odore ed il conduttore). A volte il cane ha eseguito segnalazioni parziali (PS, *partial*



*signalling*, ad esempio il cane non si è seduto o ha abbaiato solo debolmente). In questi casi, il conduttore ha riconosciuto la reazione come “falsa segnalazione” (FS, *false signalling*) e ha riferito che il target non era presente (considerato come “NR”). Tutti i risultati sono stati registrati in una scheda di campo (vedi alla fine della Tabella 4). Il cane è stato ricompensato solo per una segnalazione corretta. Ancora una volta, tutte le sessioni sono terminate con l’individuazione di un target (filtro), architettata dal conduttore.

L’accuracy di Teseo è stata misurata anche in due aree (San Vito e Forcella Buana) dove la presenza di *O. eremita* era stata accertata in studi precedenti attraverso la tecnica WMS (Chiari et al. 2014). In queste due aree, nel 2013 e nel 2016, la presenza della specie target nei singoli alberi era stata registrata attraverso la verifica della presenza di larve di *O. eremita*, di frass o di resti di esemplari adulti. Inoltre, era stata registrata anche la presenza di larve di altre specie di Cetoniini. Questi dati sono stati usati per eseguire una serie di double blind tests. La coppia cane-conduttore ha cercato nei singoli alberi e ha comunicato il risultato all’assistente del campo (Figura 4). Teseo è stato ricompensato solo se la presenza di *O. eremita* è stata segnalata correttamente.

L’accuracy complessiva, la sensitivity e la specificity (Tabella 3) sono state calcolate considerando come “presenza” di *O. eremita* in un albero l’individuazione di larve in ogni anno (2013 e 2016) e l’individuazione di frass e di resti di adulti. Accuracy, sensitivity e specificity sono state calcolate sia considerando come segno di presenza i ritrovamenti di frass e resti che non considerandoli (Tabelle 5 e 6). Inoltre, per verificare se il cane segnala la presenza di larve di altri specie di Cetoniini, la sensitivity è stata calcolata in un’analisi separata considerando come “presenza” qualsiasi record di larve di Cetonini negli alberi senza *O. eremita*, come accertato precedentemente con il WMS (Tabella 7). Il risultato atteso era che Teseo non avrebbe riconosciuto le larve di Cetoniini come target e, quindi, si sarebbero ottenuti bassi valori di sensitivity. Tutti i risultati sono stati registrati in una scheda di campo (Figura 4). Il contributo del conduttore all’accuracy totale è stato calcolato come differenza tra il valore di accuracy includendo le segnalazioni parziali come NR (dopo la correzione del gestore) e il valore di accuracy includendo le PS come “target erroneamente rilevato” (Tabella 8). I risultati della valutazione dell’accuracy sono riassunti nella Tabella 8.

## Efficiency

I valori di efficiency della coppia cane-conduttore nel rilevare le larve *O. eremita* all’interno degli alberi nelle aree di Forcella Buana e San Vito sono stati confrontati con quelli ottenuti mediante la tecnica WMS nelle stesse aree. Il tempo medio impiegato nel 2016 per indagare un singolo albero con i due metodi è stato calcolato come la proporzione tra la quantità totale di tempo trascorsa sul campo da tutti gli operatori e il numero totale di alberi indagati. Sono necessari due operatori per lavorare con il cane e sono stati necessari due operatori per ogni albero anche per il WMS.

**Tabella 4.** Aree (AREA) e subaree (SA) in provincia di Roma dove sono stati condotti i test di accuracy con filtri di nitrocellulosa. TREES: specie di alberi in cui sono stati nascosti i target (Qi: *Quercus ilex*; Qs: *Quercus suber*); NT: n° totale di alberi indagati; TT: n° totale di filtri. Indicazioni di Teseo: NR = n° totale di risposte “nessuna reazione”, riconosciute come “target non presente”; PS = n° totale di risposte “nessuna reazione” riconosciute come “false segnalazioni”; CS = n° totale di risposte “segnalazione completa” riconosciute come “target individuato”. Risultati: CPS = n° totale di segnalazioni positive corrette (n° totale di target correttamente individuati dal cane); TND = n° totale di target non individuati, CNS = segnalazioni negative corrette (nessuna reazione per un albero senza target); TWD = target individuato erroneamente (segnalazione completa ma errata per un albero senza target). ACC: *accuracy* (CPS+CNS/NT); SEN: *sensitivity* (CPS/CPS+TND); SPE: *specificity* (CNS/CNS+TWD). Alla fine della Tabella: Scheda di Campo in cui sono stati registrati i dati.

| AREA                 | SA | TREES  | NT | TT | NR | PS | CS | CPS | TND | CNS | TWD | ACC   | SEN   | SPE   |
|----------------------|----|--------|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-------|-------|-------|
| RN Monte Mario       |    | Qi; Qs | 49 | 6  | 44 | 3  | 5  | 4   | 2   | 42  | 1   | 93,87 | 66,66 | 97,67 |
| Villa Doria Pamphili | 1  | Qi; Qs | 37 | 5  | 27 | 6  | 10 | 5   | 0   | 27  | 5   | 86,49 | 100   | 84,37 |
| Villa Doria Pamphili | 2  | Qi; Qs | 46 | 6  | 36 | 8  | 10 | 6   | 0   | 36  | 4   | 91,30 | 100   | 90,00 |
| Villa Doria Pamphili | 3  | Qi     | 60 | 7  | 49 | 8  | 11 | 6   | 1   | 48  | 5   | 90,00 | 85,71 | 90,57 |
| PRU del Pineto       | 1  | Qs     | 20 | 4  | 16 | 2  | 4  | 4   | 0   | 16  | 0   | 100   | 100   | 100   |
| PRU del Pineto       | 2  | Qs     | 51 | 6  | 45 | 1  | 6  | 3   | 3   | 42  | 3   | 94,18 | 50,00 | 93,33 |
| MEDIA                |    |        |    |    |    |    |    |     |     |     |     | 92,64 | 83,73 | 92,66 |





**Figura 4.** La squadra CDD: il cane, il conduttore e l'assistente di campo pronti per una sessione di lavoro (Foto di Emilia Capogna).

**Tabella 5.** Misurazione di *Accuracy* a Forcella Buana (FB) e San Vito (SV) considerando insieme la presenza di larve e frass (F) e resti di adulti (R) come target. NT: n° totale di alberi indagati; TT: n° totale di target presenti negli alberi; L13 e L16: n° totale di alberi colonizzati da larve di *O. eremita* rispettivamente nel 2013 e nel 2016; F+R: n° totale di alberi in cui sono stati trovati frass (F) e/o resti di adulti nel 2013 e nel 2016; NR: nessuna reazione; PS: segnalazione parziale; CS: segnalazione completa; CPS: segnalazione positiva corretta; TND: target non individuato; CNS: segnalazione negativa corretta; TWD: target individuato erroneamente.

| AREA | TT  |     |     |     | Indicazioni di Teseo |    |    |    | CPS |     |     |     | TND |     |     |     | CNS |    | TWD |
|------|-----|-----|-----|-----|----------------------|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|-----|
|      | NT  | L13 | L16 | F+R | TOT                  | NR | PS | CS | L13 | L16 | F+R | TOT | L13 | L16 | F+R | TOT |     |    |     |
| FB   | 84  | 4   | 4   | 15  | 23                   | 61 | 7  | 23 | 4   | 1   | 4   | 9   | 0   | 3   | 11  | 14  | 47  | 14 |     |
| SV   | 48  | 2   | 2   | 6   | 10                   | 32 | 8  | 16 | 1   | 2   | 4   | 7   | 1   | 0   | 2   | 3   | 29  | 9  |     |
| TOT  | 132 | 6   | 6   | 21  | 33                   | 93 | 15 | 39 | 5   | 3   | 8   | 16  | 1   | 3   | 13  | 17  | 76  | 23 |     |

**Tabella 6.** Misurazione di *Accuracy* a Forcella Buana (FB) e San Vito (SV) considerando solo le larve come target. NT: n° totale di alberi indagati; TT: n° totale di target presenti negli alberi; L13 e L16: n° totale di alberi colonizzati da larve di *O. eremita* rispettivamente nel 2013 e nel 2016; F+R: n° totale di alberi in cui sono stati trovati frass (F) e/o resti di adulti nel 2013 e nel 2016; NR: nessuna reazione; PS: segnalazione parziale; CS: segnalazione completa; CPS: segnalazione positiva corretta; TND: target non individuato; CNS: segnalazione negativa corretta; TWD: target individuato erroneamente.

| AREA | TT  |     |     |     | Indicazioni di Teseo |    |    |     | CPS |     |     | TND |     |    | CNS |  | TWD |
|------|-----|-----|-----|-----|----------------------|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|-----|--|-----|
|      | NT  | L13 | L16 | TOT | NR                   | PS | CS | L13 | L16 | TOT | L13 | L16 | TOT |    |     |  |     |
| FB   | 84  | 4   | 4   | 8   | 61                   | 7  | 23 | 4   | 1   | 5   | 0   | 3   | 3   | 58 | 18  |  |     |
| SV   | 48  | 2   | 2   | 4   | 32                   | 8  | 16 | 1   | 2   | 3   | 1   | 0   | 1   | 31 | 13  |  |     |
| TOT  | 132 | 6   | 6   | 12  | 93                   | 15 | 39 | 5   | 3   | 8   | 1   | 3   | 4   | 89 | 31  |  |     |

**Tabella 7.** Misurazione di *Accuracy* per larve di Cetonini. NT: n° totale di alberi indagati; TT: n° totale di target presenti negli alberi. Indicazioni di Teseo: NR: nessuna reazione; PS: segnalazione parziale; CS: segnalazione completa; Risultati: CPS: segnalazione positiva corretta; TND: target non individuato; CNS: segnalazione negativa corretta; TWD: target individuato erroneamente.

| AREA           | NT  | TT | NR | PS | CS | CPS | TND | CNS | TWD |
|----------------|-----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|
| Forcella Buana | 84  | 32 | 60 | 6  | 24 | 7   | 25  | 35  | 17  |
| San Vito       | 48  | 14 | 30 | 5  | 18 | 5   | 9   | 21  | 13  |
| TOT            | 132 | 46 | 90 | -  | 42 | 12  | 34  | 56  | 30  |

Risultati

Scelta della razza e metodo di addestramento

Al termine del periodo di addestramento previsto, Teseo è stato ritenuto pronto per il lavoro sul campo; il cane era in grado di individuare le larve di *O. eremita* e di segnalare la presenza del suo target all'interno degli alberi sedendosi, abbaiando e guardando la fonte dell'odore e il conduttore (Figura 5). A volte, Teseo graffiava la corteccia se la



**Tabella 8.** Sintesi di *accuracy* (ACC), *sensitivity* (SEN) e *specificity* (SPEC) di Teseo. Filtri: I filtri con l'odore delle larve di *O. eremita*; L13, L16: larve trovate nel 2013 e nel 2016; F+R: frass e resti di adulti; FC: larve di Cetonini; FB: Forcella Buana; SV: San Vito.

| Target    | Area | Accuracy complessiva |         |          | Accuracy senza correzione del conduttore |         |         | Contributo del conduttore |         |
|-----------|------|----------------------|---------|----------|------------------------------------------|---------|---------|---------------------------|---------|
|           |      | ACC (%)              | SEN (%) | SPEC (%) | ACC (%)                                  | SEN (%) | SPE (%) | ACC (%)                   | SPE (%) |
| Filtri    |      | 92,64                | 83,73   | 92,66    | 80,81                                    | 83,73   | 80,07   | 11,83                     | 12,59   |
| L13, L16, | FB   | 66,67                | 39,13   | 77,05    | 58,33                                    | 39,13   | 65,57   | -                         | -       |
| F+R       | SV   | 75,00                | 70,00   | 76,31    | 58,33                                    | 70,00   | 55,26   | -                         | -       |
| Media     |      | 70,83                | 54,56   | 76,68    | 58,33                                    | 54,56   | 60,41   | 12,50                     | 16,27   |
| L13, L16  | FB   | 75,00                | 62,50   | 76,31    | 66,67                                    | 62,50   | 67,10   | -                         | -       |
|           | SV   | 70,83                | 75,00   | 70,45    | 54,17                                    | 75,00   | 52,27   | -                         | -       |
| Media     |      | 72,91                | 68,75   | 73,38    | 60,42                                    | 68,75   | 59,68   | 12,49                     | 13,70   |
| FC        | FB   | -                    | 21,87   | -        | -                                        | -       | -       | -                         | -       |
|           | SV   | -                    | 35,71   | -        | -                                        | -       | -       | -                         | -       |
| Media     |      | -                    | 28,79   | -        | -                                        | -       | -       | -                         | -       |



**Figura 5.** Teseo che segnala il bersaglio al conduttore: **A** si siede accanto a un albero che contiene il target, abbaia e guarda la fonte dell'odore e il conduttore **B** punta il target, abbaia e guarda il conduttore **C** gratta il tronco e abbaia (foto **A** e **B** di Emilia Capogna, foto **C** di Sönke Hardersen).

fonte dell'odore si trova nella parte più alta di un albero. In una singola sessione di campo, il cane è stato in grado di lavorare per circa 50 minuti, dopo di che ha bisogno di riposare per 15-60 minuti prima di riprendere il lavoro. La fatica e le alte temperature ambientali causano una diminuzione generale della capacità lavorativa del cane.

## Test di discriminazione preliminare

I test di discriminazione con le larve di *Oryctes nasicornis* e *Gnorimus variabilis* hanno mostrato risultati simili. Teseo ha segnalato correttamente le larve di *O. eremita* e qualche volta ha mostrato alcune deboli reazioni alle larve delle altre specie (ad esempio, sedendo accanto alla fonte dell'odore o abbaiano debolmente). Dopo 2 o 3 ripetizioni dei test, Teseo non ha più mostrato reazioni alle larve di *O. nasicornis* e *G. variabilis*. Tuttavia, durante alcune delle sessioni di allenamento successive a queste prove di discriminazione, il cane ha commesso un tasso maggiore di errori per poi riprendere il suo solito livello di accuracy. Per questo motivo è stato deciso di interrompere questi test.

## Misurazione di Accuracy

Durante il lavoro con i filtri di nitrocellulosa, Teseo ha mostrato valori di accuracy del 93%, sensitivity dell'84% e specificity del 93% (Tabella 8). Durante la ricerca di alberi con cavità occupate da *O. eremita*, valori di accuracy del 71%, sensitivity del 55% e specificity del 77% sono stati calcolati tenendo conto della presenza di larve, frass e resti di adulti *O. eremita* (Tabella 8). Se la presenza di frass e resti di adulti non viene presa in considerazione, i valori stati del 73% per accuracy, 69% per sensitivity e 73% per la specificity (Tabella 8). Nel testare se Teseo fosse anche in grado di segnalare la presenza di larve di altre specie di Cetoniini, il cane ha mostrato una sensitivity del 29% (Tabella 8). I contributi diretti del conduttore ai valori di accuracy e specificity sono rispettivamente del 12% e del 13% per il lavoro con i filtri e del 13% e del 14% per le larve (Tabella 8).

## Efficiency

Il tempo totale speso dai due operatori per indagare 149 alberi con la tecnica del WMS è stato 198 ore (11.880 minuti) (48 alberi in 96 ore a San Vito e 101 alberi in 138 ore a Forcella Buana). Il tempo totale speso dai due operatori per indagare 132 alberi con Teseo è stato di 855 minuti (48 alberi in 376 minuti a San Vito e 84 alberi in 479 minuti a Forcella Buana). Il tempo medio complessivo speso da due operatori per albero per il WMS e con il cane ammontano rispettivamente a circa 80 minuti ed a 6 minuti e 50 secondi.

## Discussione

Il protocollo sviluppato per l'addestramento del cane da ricerca per la conservazione nel Progetto MIPP ha avuto successo nell'insegnare al cane il compito specifico richiesto, cioè individuare le larve dello scarabeo eremita (*O. eremita*) che vivono all'interno

di alberi cavi. I risultati hanno dimostrato che questo raro ed elusivo scarabeo può essere facilmente monitorato con l'aiuto di un cane addestrato. Questi risultati sono in linea con le ricerche su altre specie animali che vivono nel legno o in tane (Brooks et al. 2003, Hoyer-Tomiczek et al. 2016, Nielsen et al. 2016) e che vengono individuati con l'aiuto di cani. Nel caso di Teseo, i valori ottenuti per accuracy, sensitivity e specificity in condizioni naturali sono elevati e vicini a quelli ottenuti con filtri di nitrocellulosa impregnati dell'odore delle larve di *O. eremita* in condizioni controllate (Tabella 8). Questo supporta il fatto che il programma di addestramento con l'uso di filtri, fosse adatto per l'obiettivo da raggiungere nel progetto. I filtri sono stati importanti perché minimizzano il numero di larve impiegate per l'addestramento. Inoltre, per l'addestratore, l'uso di filtri è molto più semplice rispetto all'uso di larve vive durante le sessioni di lavoro. Un ulteriore punto importante è che il cane ha mostrato un'alta sensitivity all'odore bersaglio (cioè l'odore delle larve di *O. eremita*) e che riesce a distinguere in modo affidabile tra alberi che ospitano le larve e alberi non colonizzati (Tabella 8).

I valori più alti sono stati ottenuti se soltanto le larve vengono considerate come target (cioè escludendo frass e resti) (Tabella 8) e questa è un'ulteriore indicazione che Teseo ha segnalato solo la presenza di larve. Livelli simili di accuracy sono stati riportati da Hoyer-Tomiczek et al. (2016) per test sul campo con un coleottero longicorno alieno. È importante sottolineare che non tutti gli alberi in cui sono stati trovati frass e resti erano anche colonizzati da larve; solo le larve di osmoderma indicano in modo affidabile la presenza della specie in un albero. La conferma che il cane ha ricevuto un corretto imprinting è fornita anche dai risultati del test di discriminazione preliminare e dalla bassa sensitivity nella segnalazione di larve di altre specie di Cetoniini che spesso condividono la stessa cavità con *O. eremita*. In particolare, Teseo ha mostrato una sensitivity molto più bassa alle larve dei Cetoniini (29%) rispetto alle larve di *O. eremita* (69%). Questo risultato è simile a quello ottenuto da Brooks et al. (2003), accertando che i cani addestrati segnalano erroneamente la presenza di termiti nel 25% delle prove in cui viene presentato loro del legno danneggiato ma privo di termiti. Al contrario, Lin et al. (2011), lavorando sulle formiche, hanno segnalato falsi positivi solo nel 4% dei test e Pfester et al. (2008) hanno trovato un tasso di falsi positivi del 3% per le feci delle cimici dei letti.

Questi risultati su accuracy e sensitivity di Teseo sono coerenti con quelli ottenuti in altri studi che coinvolgono cani nella ricerca di coleotteri xilofagi. Ad esempio, è stata ottenuta una sensitivity del 78% per i cani addestrati per trovare il punteruolo rosso, *Rhynchophorus ferrugineus* (Suma et al. 2014) e Hoyer-Tomiczek et al. (2016) hanno ottenuto valori di accuracy tra l'81% e il 94% per le larve di *Anoplophora glabripennis*, un coleottero cerambicide. Inoltre, entrambi i lavori hanno mostrato che i cani avevano una accuracy inferiore quando cercavano la rosura di legno e il frass senza larve della specie bersaglio, come è stato osservato anche per Teseo. La differenza tra i valori di accuracy misurata con i filtri di nitrocellulosa e le larve può dipendere da diversi fattori. In generale, lavorare in un ambiente naturale con target viventi è certamente



più complicato che cercare i filtri posizionati dagli operatori. Altri studi hanno anche dimostrato che la sensitivity è più bassa in condizioni naturali (Hoyer-Tomiczek et al. 2016). Infatti, le popolazioni naturali di insetti possono avere una distribuzione non omogenea e alberi diversi possono contenere un numero variabile di larve e di conseguenza una diversa concentrazione di odore. Durante il lavoro sul campo, è risultato evidente che, in presenza di forti fonti di odori, il cane può individuare il target da diversi metri di distanza. Questo effetto può essere aumentato dal vento che può portare l'odore bersaglio lontano dalla sorgente. Chambers et al. (2015) e Hoyer-Tomiczek et al. (2016) hanno anche riportato che l'odore delle specie che vivono negli alberi viene trasportato dal vento e che questo può condurre a segnalare l'albero errato. Queste due variabili (alta concentrazione di odore e vento) possono confondere i risultati e portare a segnalare alberi che non contengono il target, ma che sono vicini agli alberi contenenti larve di *O. eremita*.

Un altro punto importante da tenere in considerazione è quali fattori aumentano il livello di fatica del cane e, di conseguenza, diminuiscono la sua affidabilità (DeShon et al. 2016). Ad esempio, alberi lontani l'uno dall'altro, sottobosco molto denso, terreno ripido e temperature elevate o piogge estive possono costringere la coppia cane-conduttore a lavorare in condizioni non certo ottimali. Occorre quindi prendere precauzioni per ridurre al minimo gli effetti di questi fattori, ad esempio: i) effettuare ricognizioni preliminari per consentire al cane di familiarizzare con l'area di lavoro e per scegliere, se possibile, gli itinerari meno difficoltosi; ii) scegliere l'orario della giornata più adatto per l'attività del cane (per esempio evitare le ore con le temperature più alte, le giornate piovose e il vento forte); iii) prestare attenzione al livello di fatica nel cane, diminuendo la durata delle sessioni di lavoro e aumentando la lunghezza delle pause se necessario o addirittura interrompendo il lavoro quotidiano se il cane non mostra un adeguato livello di concentrazione.

La minore accuracy misurata per alberi colonizzati da larve di *O. eremita* può anche dipendere da fattori legati alla probabilità di rilevamento (*detection probability*), cioè la probabilità di rilevare le larve in un albero con il metodo WMS, anche quando esse sono presenti. A Forcella Buana e San Vito, i risultati ottenuti con WMS sono stati utilizzati per convalidare l'accuracy, la sensitivity e la specificity delle segnalazioni di Teseo. Tuttavia, Chiari et al. (2014) hanno mostrato che la probabilità di rilevamento con WMS può variare fra 34% e 50%. Ciò significa che un'alta percentuale di alberi che ospitavano *O. eremita* non sono stati assegnati correttamente con questo metodo. Infatti, alcune segnalazioni complete del cane sono state erroneamente conteggiate come errori (false segnalazioni). Un altro fattore molto importante da tenere in considerazione è la relazione tra il cane e il conduttore (cfr Beebe et al. 2016). Un conduttore che interpreta correttamente il comportamento del cane durante il lavoro sul campo può aumentare il valore di accuracy totale di oltre il 10%. Anche se il miglioramento della comunicazione tra il cane e il gestore può essere ottenuto attraverso sessioni di addestramento "double blind", è chiaro che esistono differenze nella capacità di ricerca di diverse coppie cane-conduttore (Hoyer-Tomiczek et al. 2016).

## Confronto tra i metodi: cani da ricerca e WMS

I risultati dei test effettuati hanno dimostrato che l'uso di CDD è un metodo migliore per rilevare le larve di *O. eremita* rispetto al WMS. Infatti, il cane ha mostrato una probabilità complessiva di individuare alberi colonizzati nell'area di Forcella Buana e San Vito del 73%, che è superiore alla detection probability con WMS (34-50%) nelle stesse aree (Chiari et al. 2014). Inoltre, l'uso di un cane richiede molto meno tempo rispetto al WMS. La durata media necessaria per esaminare un singolo albero da parte di 2 operatori è stata di circa 80 minuti per il WMS e di 6 minuti e 50 secondi per il CDD, rispettivamente. Ciò è dovuto al fatto che il cane, durante una giornata con idonee condizioni meteorologiche, può effettuare fino a 4 sessioni di lavoro della durata di 50 minuti ciascuna (con opportune pause) per un totale di circa 60 alberi. Quindi il cane può trovare larve di *O. eremita* con alta accuracy impiegando meno di 1/10 del tempo rispetto al WMS. Inoltre, le ricerche con il cane eliminano completamente il rischio di danneggiare le larve, gli adulti o altre specie che vivono negli alberi cavi.

## Protocolli, materiali ed equipaggiamento

Per l'addestramento di base e la fase di imprinting, è stato utilizzato un guinzaglio da addestramento di 3 metri. Successivamente, quando il cane ha imparato a prestare attenzione all'addestratore quando aveva la pettorina, il guinzaglio non è più stato utilizzato. Allo stesso modo, il guinzaglio è stato usato durante il condizionamento iniziale con il clicker: sono state condotte sessioni di condizionamento della durata di 5 minuti, dando al cane piccoli pezzi di cibo saporito (diverso da quello usato per premiarlo dopo una corretta segnalazione) come ricompensa contemporaneamente al click. Dopo che il cane ha imparato ad associare il suono del clicker con il cibo, le sessioni giornaliere (fino a 15 minuti) sono state eseguite senza guinzaglio. I clicker metallici sono da preferire in quanto sono più resistenti e producono un suono più forte. Come ricompensa per un target individuato con successo, sono stati utilizzati piccoli pezzi di würstel di pollo. Per la manipolazione di filtri o larve, devono essere utilizzati guanti in lattice monouso per evitare di trasferire l'odore del target alle mani dell'addestratore, cosa che potrebbe confondere il cane.

## Vincoli, validità spaziale e possibili interferenze

Per evitare interferenze sul campo durante le sessioni di addestramento o di monitoraggio bisogna tenere conto dei seguenti fattori:

- ci dovrebbe essere il minor numero di persone possibile e sarebbe preferibile se il cane avesse familiarità con tutte le persone presenti;

- mentre si lavora, l'assistente di campo deve rimanere distante e fuori dalla traiettoria della coppia cane-conduttore per non creare disturbi;
- se possibile, evitare di lavorare durante i giorni piovosi e ventosi;
- se è necessario lavorare in periodi con temperature molto alte, evitare le ore più calde del giorno e preferire le prime ore del mattino o quelle del tardo pomeriggio.

Quando gli alberi sono vicini l'uno all'altro e in boschi molto fitti, è stato osservato che il cane può rimanere confuso visto che l'odore target può apparentemente spostarsi dall'albero-sorgente. In questi casi, il cane può percepire l'odore accanto a un altro albero e questo effetto è aumentato dal vento. Quando queste condizioni si verificano, potrebbe essere meglio lavorare su gruppi di alberi piuttosto che su singoli alberi. È stato notato che Teseo lavora meglio quando vengono eseguite un massimo di 5 sessioni di addestramento a settimana, alternate a 2 giorni di riposo. Quando il cane era pienamente addestrato (cioè ha raggiunto il livello di accuracy previsto), il ritmo di addestramento è stato ridotto a 2 o 3 sessioni a settimana (addestramento di mantenimento). Tuttavia, prima di lavorare sul campo, il ritmo di addestramento dovrebbe essere aumentato di nuovo a 5 volte alla settimana. Sarà necessario iniziare almeno 6 settimane prima e aumentare gradualmente i seguenti parametri: il numero di sessioni di addestramento settimanali, il numero di sessioni giornaliere, il numero di alberi esaminati (con e senza target) e la complessità generale delle sessioni. Si raccomanda di eseguire alcune sessioni di allenamento in cui viene utilizzato solo un bersaglio (nell'ultimo albero indagato durante la sessione) al fine di abituare il cane a lavorare in aree con bassa densità di popolazione della specie target (o dove la specie target potrebbe non essere presente).

## Conclusioni

Un cane da ricerca è risultato un potente strumento per individuare *O. eremita*, suggerendo che gli stessi risultati potrebbero essere utili anche per le altre specie europee di *Osmoderma* (Audisio et al. 2007, 2009, Zauli et al. 2016) e in generale per altri insetti saproxilici. Infatti, l'uso di un cane addestrato è un metodo veloce, preciso e non invasivo che consente di individuare una specie target in una zona e di identificare gli alberi colonizzati. Ciò significa che un CDD può individuare nuove popolazioni, confermare la presenza delle specie target e contribuire alla mappatura della distribuzione degli alberi colonizzati in un'area, in modo preciso ed efficace. Inoltre, il monitoraggio mediante cani può essere eseguito ripetutamente nella stessa area e ciò consente di ottenere valori di probabilità di rilevamento per questo metodo, che possono essere confrontati con quelli di altri metodi (ad esempio WMS). Ripetere i campionamenti con un CDD nella stessa area ma in anni successivi consentirebbe di effettuare un monitoraggio della variazione del numero e della distribuzione degli alberi occupati dal coleottero.

## Ringraziamenti

Con grande piacere, ringraziamo le seguenti persone per l'aiuto fornito durante il lavoro sul campo: Bianchi E., Capogna E., Cini A., Cuccurullo A., Frangioni F., Gallitelli L., Garzuglia F., Grant F., Khroa S., Mancini K., Mantoni C., Nigro G., Petruccelli L., Piermaria L., Redolfi De Zan L., Santoro R. Siamo inoltre grati a Altea T., Romano M., Eusepi L., Desprini F., Filippone I. (Comando Unità Tutela Forestale Ambientale e Agroalimentare Carabinieri – CUTFAA, Ufficio territoriale per la biodiversità di Castel di Sangro), Quilghini G., Zoccola A., Marsella S., Rossi B., Bertinelli S. (CUTFAA, Ufficio territoriale per la biodiversità di Pratovecchio), Fedrigoli L. e Mazzocchi F. (CUTFAA, Ufficio territoriale per la biodiversità di Verona) Febbo D., Sulli C., Tollis P. (Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise) per il lavoro sul campo e/o l'aiuto logistico. Lo staff MIPP è grato a Di Marzio V. e Tommasini Degna M. (Centro Veterinario Gregorio VII [www.gregoriovii.com](http://www.gregoriovii.com)) per il costante monitoraggio della salute di Teseo, a Paoletti S. e Sauseng G. per gli insegnamenti e i consigli sulle tecniche di addestramento e di lavoro sul campo, a De Cato C., Gasparri S. (A.N.U.C.S.S. [www.anucss.org](http://www.anucss.org)) e a Hoyer-Tomiczek U. (Department of Forest Protection, BFW – Austrian Research Centre for Forests). Vogliamo ringraziare Emilia Capogna che ci ha permesso di utilizzare le sue fotografie. Fabio e Teseo vogliono ringraziare in modo particolare Silvia, Gabriele e Valerio per il loro inestimabile aiuto nella crescita fisica e professionale di Teseo.

Il presente lavoro è stato sviluppato nell'ambito del progetto UE LIFE11 NAT/IT/000252 con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione europea.

Per la manipolazione e la cattura di individui della specie target del progetto, è stato ottenuto dal Ministero dell'ambiente italiano un permesso (permesso di raccolta: Ministero dell'Ambiente e della Protezione del Territorio e del Mare - DG Protezione della Natura e del Mare, U.prot PNM 2012 -0010890 del 28/05/2012).



Con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea.

## Bibliografia

- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Arnett EB (2006) A preliminary evaluation on the use of dogs to recover bat fatalities at wind energy facilities. *Wildlife Society Bulletin* 34(5): 1440–1445. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[1440:APEOTU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[1440:APEOTU]2.0.CO;2)

- Audisio P, Brustel H, Carpaneto GM, Coletti G, Mancini E, Piattella E, Trizzino M, Dutto M, Antonini G, De Biase A (2007) Updating the taxonomy and distribution of the European *Osmoderma*, and strategies for their conservation (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae). *Fragmenta entomologica* 39(1): 273–290. <https://doi.org/10.4081/fe.2007.124>
- Audisio P, Brustel H, Carpaneto GM, Coletti G, Mancini E, Trizzino M, Antonini G, De Biase A (2009) Data on molecular taxonomy and genetic diversification of the European Hermit beetles, a species-complex of endangered insects (Coleoptera: Scarabaeidae, Cetoniinae, *Osmoderma*). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 47(1): 88–95. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.2008.00475.x>
- Beebe SC, Howell TJ, Bennett PC (2016) Using scent detection dogs in conservation settings: a review of scientific literature regarding their selection. *Frontiers in Veterinary Science* 3: 1–13. <https://doi.org/10.3389/fvets.2016.00096>
- Braun B (2013) Wildlife detector dogs - A guideline on the training of dogs to detect wildlife in trade. WWF Germany, Berlin, 1–16.
- Brocos G, González D (2015) Velucan: os cans que detectan niños de Vespa Velutina. <http://www.campogalego.com/agroalimentacion/velucan-os-cans-que-detectan-ninos-de-vespa-velutina/>
- Brooks SE, Oi FM, Koehler PG (2003) Ability of canine termite detectors to locate live termites and discriminate them from non-termite material. *Journal of Economic Entomology* 96(4): 1259–1266. <https://doi.org/10.1093/jee/96.4.1259>
- Browne C, Stafford K, Fordham R (2006) The use of scent-detection dogs. *Irish Veterinary Journal* 59(2): 97–104.
- Browne CM (2005) The use of dogs to detect New Zealand reptiles scent. Master Thesis of Science in Zoology. Massey University: Palmerston North, New Zealand.
- Cablk ME, Heaton S (2006) Accuracy and reliability of dogs in surveying for desert tortoise (*Gopherus agassizii*). *Ecological Applications* 16(5): 1926–1935. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1926:AARODI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1926:AARODI]2.0.CO;2)
- Cablk ME, Sagebiel JC, Heaton JS, Valentin C (2008) Olfaction-based detection distance: a quantitative analysis of how far away dogs recognize tortoise odor and follow it to source. *Sensors* 8: 2208–2222. <https://doi.org/10.3390/s8042208>
- Carpaneto GM, Campanaro A, Hardersen S, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017) The LIFE Project “Monitoring of insects with public participation” (MIPP): aims, methods and conclusions. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) *Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe*. *Nature Conservation* 20: 1–35. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.35.12761>
- Chambers CL, Vojta CD, Merign ED, Davenport B (2015) Efficacy of scent-detection dogs for locating bat roosts in trees and snags. *Wildlife Society Bulletin* 39(4): 780–787. <https://doi.org/10.1002/wsb.598>
- Chiari S, Zauli A, Mazziotto A, Luiselli L, Audisio P, Carpaneto GM (2013) Surveying an endangered saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands: a comparison between different capture methods. *Journal of Insect Conservation* 17(1): 171–181. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9495-y>



- Chiari S, Zauli A, Audisio P, Carpaneto GM (2014) Interactions between larvae of the threatened saproxylic beetle *Osmoderma eremita* and other flower chafers in Mediterranean woodlands: implications for conservation. *Insect Conservation and Diversity* 7(5): 462–469. <https://doi.org/10.1111/icad.12069>
- Coppolillo P, Parker M, Woollett D, Hurt A, Whitelaw A, Richards N, Homan M, Happel H, Rasker R, Richey M (2015) Working Dog For Conservation. <http://wd4c.org/>
- Dahlgren DK, Elmore RD, Smith DA, Hurt A, Arnett EB, Connelly JW (2012) Use of dogs in wildlife research and management. In: Silvy N (Ed.) *Wildlife Techniques Manual* vol. 1. The Wildlife Society, Washington DC, 140–153.
- DeShon DL, Wong WH, Farmer D, Jensen AJ (2016) The ability of scent detection canines to detect the presence of quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) veligers. *Management of Biological Invasions* 7: 419–428. <https://doi.org/10.3391/mbi.2016.7.4.11>
- Duggan JM, Heske EJ, Schooley RL, Hurt A, Whitelaw A (2011) Comparing detection dog and livetrapping surveys for a cryptic rodent. *The Journal of Wildlife Management* 75(5): 1209–1217. <https://doi.org/10.1002/jwmg.150>
- Engeman RM, Vice DS, York D, Gruver KS (2002) Sustained evaluation of the effectiveness of detector dogs for locating brown tree snakes in cargo outbound from Guam International Biodeterioration & Biodegradation 49(2-3): 101–106.
- Errico M (2012) Asian longhorned beetle detector dog pilot project. In: McManus F, Gottschalk KW (Eds) *Proceedings 23rd U.S. Department of Agriculture Interagency Research Forum on Invasive Species*, Annapolis (USA), January 10–13, 2012. U.S. Forest Service, Newtown Square, 1–18.
- Fjellanger R (2003) The REST concept. In: McLean IG (Ed.) *Mine Detection Dogs: Training, Operations and Odour Detection*. Chapter 2 Case studies on training mine detection dogs. Geneva International Centre for Humanitarian Demining, Geneva, 53–104.
- Giangregorio P, Audisio P, Carpaneto GM, Marcantonio G, Maurizi E, Mosconi F, Campanaro A (2015) Updated distribution of *Osmoderma eremita* in Abruzzo (Italy) and agro-pastoral practices affecting its conservation (Coleoptera: Scarabaeidae). *Fragmenta entomologica* 47(2): 139–146. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.142>
- Gsell A, Innes J, de Monchy P, Brunton D (2010) The success of using trained dogs to locate sparse rodents in pest-free sanctuaries. *Wildlife Research* 37: 39–46. <https://doi.org/10.1071/WR09117>
- Harrison RL (2006) A comparison of survey methods for detecting bobcats. *Wildlife Society Bulletin* 34(2): 548–552. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[548:ACOSMF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[548:ACOSMF]2.0.CO;2)
- Helton WS (2009) *Canine ergonomics. The science of working dogs*. Taylor & Francis Group, LLC, 1–332.
- Hoffman E (2014) Canine scent detection of an invasive wood-boring insect, the Brown Spruce Longhorn Beetle, *Tetropium fuscum*, in laboratory conditions. Environmental Science Undergraduate Honours Thesis. Dalhousie University, Halifax, 1–90.
- Hoyer-Tomiczek U, Sauseng G (2013) Sniffer dogs to find *Anoplophora* spp. infested plants. In: Lozzia GC (Ed.) *Anoplophora chinensis* & *A. glabripennis*: new tools for predicting, detecting and fighting. How to save our forests and our urban green spaces. *Journal of Entomological and Acarological Research* 45(1) Special Issue: 10–12.

- Hoyer-Tomiczek U, Sauseng G, Hoch G (2016) Scent detection dogs for the Asian longhorn beetle, *Anoplophora glabripennis*. EPPO Bulletin 46(1): 148–155. <https://doi.org/10.1111/epp.12282>
- Hurt A, Smith DA (2009) Conservation dogs. In: Helton WS (Ed.) Canine ergonomics. The science of working dogs. Taylor & Francis Group, LLC, 175–194. <https://doi.org/10.1201/9781420079920.ch9>
- Johnen D, Heuwieser W, Fischer-Tenhagen C (2013) Canine scent detection – Fact or fiction? Applied Animal Behaviour Science 148: 201–208. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2013.09.002>
- Kelley P (2013) Dogs detect pheromone. Fumigants & Pheromones 105: 6.
- Larsson MC, Hedin J, Svensson GP, Tolasch T, Francke W (2003) Characteristic odor of *Osmoderma eremita* identified as a male-released pheromone. Journal of Chemical Ecology 29: 575–587. <https://doi.org/10.1023/A:1022850704500>
- Lin HM, Chi WL, Lin CC, Tseng YC, Chen WT, Kung YL, Lien YY, Chen YY (2011) Fire ant-detecting canines: a complementary method in detecting red imported fire ants. Journal of Economic Entomology 104(1): 225–231. <https://doi.org/10.1603/EC10298>
- Long RA, Donovan TM, Paula M, Zielinski WJ, Buzas JS (2007) Effectiveness of scat detection dogs for detecting forest carnivores. Journal of Wildlife Management 71(6): 2007–2017. <https://doi.org/10.2193/2006-230>
- Mason F, Roversi PF, Audisio P, Bologna MA, Carpaneto GM, Antonini G, Mancini E, Sabbatini Peverieri G, Mosconi F, Solano E, Maurizi E, Maura M, Chiari S, Sabatelli S, Bardiani M, Toni I, Redolfi De Zan L, Rossi de Gasperis S, Tini M, Cini A, Zauli A, Nigro G, Bottacci A, Hardersen S, Campanaro A (2015) Monitoring of insects with public participation (MIPP; EU LIFE project 11 NAT/IT/000252): overview on a citizen science initiative and a monitoring programme (Insecta: Coleoptera; Lepidoptera; Orthoptera). Fragmenta entomologica 47: 51–52. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.134>
- Maurizi E, Campanaro A, Chiari S, Maura M, Mosconi F, Sabatelli S, Zauli A, Audisio P, Carpaneto GM (2017) Guidelines for the monitoring of *Osmoderma eremita* and closely related species. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20: 79–128. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12658>
- Nakash J, Osem Y, Kehat M (2000) A suggestion to use dogs for detecting red palm weevil (*Rhynchophorus ferrugineus*) infestation in date palms in Israel. Phytoparasitica 28(2): 153–155. <https://doi.org/10.1007/BF02981745>
- Nielsen TP, Jackson G, Bull CM (2016) A nose for lizards; can a detection dog locate the endangered pygmy bluetongue lizard (*Tiliqua adelaidensis*)? Transactions of the Royal Society of South Australia 140: 234–243. <https://doi.org/10.1080/03721426.2016.1218698>
- Nieto A, Alexander KNA (2010) European Red List of Saproxylic Beetles. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 1–46.
- Nieto A, Mannerkoski I, Putchkov A, Tykarski P, Mason F, Dodelin B, Tezcan S (2010) *Osmoderma eremita*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-1.RLTS.T15632A4926651.en>
- Nussear KE, Esque TC, Heaton JS, Cablk ME, Drake KK, Valentin C, Yee JL, Medica PA (2008) Are wildlife detector dogs or people better at finding desert tortoises (*Gopherus agassizii*)? Herpetological Conservation and Biology 3(1): 103–115.

- O'Connor S, Park KJ, Goulson D (2012) Humans versus dogs; a comparison of methods for the detection of bumble bee nests. *Journal of Apicultural Research* 51(2): 204–211. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.51.2.09>
- Paula J, Leal MC, Silva MJ, Mascarenhas R, Costa H, Mascarenhas M (2011) Dogs as a tool to improve bird-strike mortality estimates at wind farms. *Journal for Nature Conservation* 19(2): 202–208. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.01.002>
- Pfister M, Koehler PG, Pereira RM (2008) Ability of bed bug-detecting canines to locate live bed bugs and viable bed bug eggs. *Journal of Economic Entomology* 101(4): 1389–1396. <https://doi.org/10.1093/jee/101.4.1389>
- Polgár Z, Kinnunen M, Újváry D, Miklósi Á, Gácsi M (2016) A test of canine olfactory capacity: comparing various dog breeds and wolves in a natural detection task. *PLoS ONE* 11(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154087>
- Richards KM, Cotton SJ, Sandeman RM (2008) The use of detector dogs in the diagnosis of nematode infections in sheep feces. *Journal of Veterinary Behavior* 3: 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.jveb.2007.10.006>
- Rolón M, Vega MC, Román F, Gómez A, Rojas De Arias A (2011) First report of colonies of sylvatic *Triatoma infestans* (Hemiptera: Reduviidae) in the Paraguayan Chaco, using a trained dog. *Plos Neglected Tropical Disease* 5(5): e1026. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0001026>
- Savidge JA, Stanford JW, Reed RN, Haddock GR, Yackel Adams AA (2011) Canine detection of free-ranging brown treesnakes on Guam. *New Zealand Journal of Ecology* 35(2): 174–181.
- Smith SM, Davis ES (2008) Clicker increases resistance to extinction but does not decrease training time of a simple operant task in domestic dogs (*Canis familiaris*). *Applied Animal Behaviour Science* 110(3–4): 318–329. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2007.04.012>
- Suma P, La Pergola A, Longo S, Soroker V (2014) The use of sniffing dogs for the detection of *Rhynchophorus ferrugineus*. *Phytoparasitica* 42(2): 269–274. <https://doi.org/10.1007/s12600-013-0330-0>
- Tikkamäki T, Komonen A (2011) Estimating population characteristics of two saproxylic beetles: a mark-recapture approach. *Journal of Insect Conservation* 15: 401–408. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9313-3>
- Wallner WE, Ellis TL (1976) Olfactory detection of gypsy moth pheromone and egg masses by domestic canines. *Environmental Entomology* 5(1): 183–186. <https://doi.org/10.1093/ee/5.1.183>
- Wasser SK, Davenport B, Ramage ER, Hunt KE, Parker M, Clarke C, Stenhouse G (2004) Scat detection dogs in wildlife research and management: application to grizzly and black bears in the Yellowhead Ecosystem, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82: 475–492. <https://doi.org/10.1139/z04-020>
- Waters J, O'Connor S, Park KJ, Goulson D (2011) Testing a detection dog to locate bumblebee colonies and estimate nest density. *Apidologie* 42: 200–205. <https://doi.org/10.1051/apido/2010056>
- Welch JB (1990) A detector dog for screwworms (Diptera: Calliphoridae). *Journal of Economic Entomology* 83(5): 1932–1934. <https://doi.org/10.1093/jee/83.5.1932>

- Zahid I, Grgurinovic C, Zaman TK, De Keyzer R, Cayzer L (2012) Assessment of technologies and dogs for detecting insect pests in timber and forest products. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 492–502. <https://doi.org/10.1080/02827581.2012.657801>
- Zauli A, Carpaneto GM, Chiari S, Mancini E, Nyabuga FN, Redolfi De Zan L, Romiti F, Sabbani S, Audisio P, Hedenström E, Bologna MA, Svensson GP (2016a) Assessing the taxonomic status of *Osmoderma cristinae* (Coleoptera: Scarabaeidae), endemic to Sicily, by genetic, morphological and pheromonal analyses. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 54(3): 206–214. <https://doi.org/10.1111/jzs.12127>





## Analisi dei dati faunistici raccolti dai cittadini su specie protette di insetti in Italia

Alessandro Campanaro<sup>1,2</sup>, Sönke Hardersen<sup>1</sup>, Lara Redolfi De Zan<sup>1,2</sup>, Gloria Antonini<sup>3</sup>, Marco Bardiani<sup>1,2</sup>, Michela Maura<sup>2,4</sup>, Emanuela Maurizi<sup>2,4</sup>, Fabio Mosconi<sup>2,3</sup>, Agnese Zauli<sup>2,4</sup>, Marco Alberto Bologna<sup>4</sup>, Pio Federico Roversi<sup>2</sup>, Giuseppino Sabbatini Peverieri<sup>2</sup>, Franco Mason<sup>1</sup>

**1** Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale “Bosco Fontana” – Laboratorio Nazionale Invertebrati (Lanabit). Carabinieri. Via Carlo Ederle 16a, 37126 Verona, Italia **2** Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – Centro di ricerca Difesa e Certificazione, Via di Lanciola 12/a, Cascine del Riccio, 50125 Firenze, Italia **3** Università di Roma “La Sapienza”, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie “Charles Darwin”, Via A. Borelli 50, 00161 Roma, Italia **4** Università Roma Tre, Dipartimento di Scienze, Viale G. Marconi 446, 00146 Roma, Italia

Corresponding author: Alessandro Campanaro (ale.naro@gmail.com)

Campanaro A, Hardersen S, Redolfi De Zan L, Antonini G, Bardiani M, Maura M, Maurizi E, Mosconi F, Zauli A, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017) Analisi dei dati faunistici raccolti dai cittadini su specie protette di insetti in Italia. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Linee Guida per il monitoraggio dei coleotteri saproxilici protetti in Europa. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 281–315.

### Abstract

Citizen science, the engagement of people in a research project, has grown rapidly in recent years, also for mapping of species of conservation interest. The Life Project “Monitoring Insects with Public Participation” (MIPP) actively promoted collaboration amongst scientists, public administrations and citizens in the collection of occurrence data of nine insect species listed in the Habitats Directive: *Lucanus cervus*, *Osmoderma eremita*, *Cerambyx cerdo*, *Rosalia alpina*, *Morimus asper/funereus*, *Lopinga achine*, *Parnassius apollo*, *Zerynthia cassandra/polyxena* and *Saga pedo*. These species were selected because they share two main characteristics: (i) they are listed in Annexes II and IV of the Habitats Directive and (ii) they are large and relatively easy to identify. From 2014 to 2016, many different strategies were applied to contact and engage the public and approximately 14,000 citizens were reached directly. Additionally, printed and online material informed the public about this project. Citizens could transmit data on the target species, accompanied by a photograph, via the web-site of the project or through a dedicated application (app) for smartphones and tablets. All records were validated by experts based on the photographs sent by citizens. A total number of 2,308 records were transmitted and 1,691 (73.2%) of these were confirmed. Most of the reports were submitted via the website, although the submission via the app increased over time. The species most commonly recorded was *L. cervus*, followed by *M. asper/funereus* and *R. alpina*. Data collected by citizen scientists allowed a detailed analysis to be made on altitudinal distribution and phenology of the

species and the results obtained were compared with literature data on altitudinal distribution and phenology. For example, for *L. cervus*, 67% of the records collected were from the altitudinal range 0–400 m a.s.l. Interestingly, the data showed that the phenology of this species changed with altitude.

## Riassunto

La Citizen Science (“Scienza dei cittadini” o “Scienza Partecipata”), che si identifica con il coinvolgimento dei cittadini in qualsiasi progetto di ricerca scientifica, ha conosciuto negli ultimi anni una crescita notevole incrementando le conoscenze della distribuzione spaziale delle specie animali e vegetali di interesse conservazionistico. Il progetto LIFE “*Monitoring Insects with Public Participation*” (MIPP, “Monitoraggio di Insetti con la partecipazione dei cittadini”) ha promosso la collaborazione tra scienziati, amministrazioni pubbliche e cittadini per la raccolta di dati di presenza di nove specie di insetti protetti dalla Direttiva europea “Habitat”: *Lucanus cervus*, *Osmoderma eremita*, *Cerambyx cerdo*, *Rosalia alpina*, *Morimus asper/fulvipes*, *Lopinga achine*, *Parnassius apollo*, *Zerynthia cassandra/polyxena* e *Saga pedo*. Queste specie sono state scelte per le loro caratteristiche comuni: (i) sono incluse negli allegati II e IV della Direttiva Habitat; (ii) hanno dimensioni cospicue che rendono relativamente più facile la loro identificazione. Dal 2014 al 2016, circa 14.000 cittadini sono stati coinvolti dal progetto grazie a una cospicua mole di materiale didattico sia su carta sia on-line, che li invitava a trasmettere dati e fotografie delle specie alla banca dati del Progetto attraverso un sito web dedicato o tramite un’APP per smartphones e tablets. I dati raccolti dai cittadini sono stati validati da esperti: su un totale di 2.308 segnalazioni, ben 1.691 (73,2%) sono risultate corrette. La maggior parte delle segnalazioni sono state ricevute con il sito web, anche se quelle effettuate con smartphones e tablets sono aumentate progressivamente. La specie più segnalata è *L. cervus*, seguita da *M. asper/fulvipes* e da *R. alpina*. I dati dei cittadini hanno permesso di analizzare la distribuzione altitudinale e la fenologia delle specie, effettuando comparazioni con i dati della letteratura scientifica pregressa: ad esempio il 67% delle segnalazioni di *L. cervus* è stato segnalato tra 0 e 400 m s.l.m., mentre la fenologia delle specie è risultata essere correlata all’altitudine.

## Keywords

Citizen Science, Habitats Directive, Phenology, Altitudinal distribution

## Parole chiave

Scienza dei Cittadini, Direttiva Habitat, fenologia, distribuzione altitudinale, coleotteri saproxilici

## Introduzione

La Citizen science (acronimo: CS) è basata sul coinvolgimento di persone comuni nella raccolta di dati scientifici di qualsiasi tipo, anche nel settore della flora e della fauna. In questo modo “scienziati e pubblico lavorano insieme su tematiche emergenti della ricerca in campo ambientale” (Kobori et al. 2016). La CS fa riferimento a un ampio ventaglio di attività svolte con il contributo del pubblico nelle diverse fasi della ricerca, dalla sua impostazione teorica alla raccolta diretta dei dati (Bonney et al. 2009) fino alle elaborazioni finali (Raddick et al. 2010) per poi arrivare alle attività di diffusione ed educazione (Wiggins e Crowston 2011). La CS ha visto una crescita impetuosa nel corso degli ultimi anni, con più di 500 progetti in lingua inglese (Kobori et al. 2016) e con un numero significativo di banche dati associate (ad esempio, CitizenScience.org, SciStarter.com). Anche il numero di articoli scientifici

pubblicati su riviste internazionali e ottenuti da progetti di CS risulta essere in netta crescita (Theobald et al. 2015).

L'approccio della CS è stato già applicato al monitoraggio di insetti, in numerosi progetti di monitoraggio dedicati a diversi taxa e a differente scala geografica; ad esempio:

- Su scala urbana: farfalle diurne a Chicago, New York e Tokyo (Matteson et al. 2012, Washitani et al. 2013); una specie aliena invasive del genere *Bombus* a Hokkaido, Giappone (Kadoya et al. 2009);
- Su scala nazionale: farfalle diurne in Germania ([www.science4you.org](http://www.science4you.org)), Irlanda (Donnelly et al. 2014) e Malesia (Wilson et al. 2015); invertebrati delle acque correnti tramite i pescatori nel Regno Unito ([www.riverflies.org](http://www.riverflies.org)); distribuzione delle specie di Coccinellidi nel Regno Unito (UKLS; [www.ladybird-survey.org](http://www.ladybird-survey.org)); invertebrati di savana nel Sud Africa (Lovell et al. 2009; numerosi gruppi tassonomici interessati da Artportalen, il sistema svedese di rilevamento di flora e fauna ([www.artportalen.se](http://www.artportalen.se))).
- Su scala continentale: migrazioni e demografia delle farfalle monarca nel Nord America (<http://monarchlab.org/mlmp>) (Oberhauser e Prysby 2008, Howard e Davis 2009, Davis 2015); demografia delle lucciole (Firefly Watch USA) e delle coccinelle (LLP; <http://lostladybug.org>) nel Nord America; progetto svizzero e pan-Europeo per lo studio del comportamento migratorio della farfalla *Vanessa atalanta* (<https://insectmigration.wordpress.com/red-admiral-migration/>).

La CS è stata anche utilizzata per stimare l'impatto dei cambiamenti climatici sulle farfalle diurne e notturne (Parmesan et al. 1999, Warren et al. 2001, Fox et al. 2014), nello studio degli insetti impollinatori (Great Pollinator Project (<http://greatpollinatorproject.org/>), rassegne recenti in Toomey e Domroese 2013, Kremen et al. 2011) e per l'analisi delle preferenze di insetti floricoli nei diversi tipi di uso del suolo (De-guines et al. 2012, Fox et al. 2014).

L'impegno richiesto ai cittadini per il monitoraggio degli insetti varia dal rapporto su una semplice osservazione all'applicazione di protocolli standard di monitoraggio. Esempi recenti di ricerche standardizzate di CS si trovano tra le farfalle diurne delle radure erbose (European Grassland Butterfly Indicator: van Swaay et al. 2008, 2013) e nel monitoraggio dei bombi in Irlanda (Donnelly et al. 2014).

Malgrado l'elevato numero di progetti di monitoraggio degli insetti, se confrontati con il numero totale di specie animali considerate nell'insieme dei programmi di ricerca, gli invertebrati sono ancora largamente sotto-campionati con la CS. Vice versa, tra gli invertebrati, le farfalle diurne sono sovra-campionate mentre i coleotteri sono nettamente sotto-campionati, sempre tenendo conto del numero di specie esistenti (Theobald et al. 2015).

In questo scenario internazionale, il Progetto LIFE11 NAT/IT/000252 (Monitoraggio di Insetti con la Partecipazione del Pubblico: MIPP) si è inserito promuovendo la collaborazione fra ricercatori, amministrazioni pubbliche e cittadini nella raccolta di dati sulla presenza di nove specie di insetti protetti dalla Direttiva Habitat (Mason et al. 2015, Zapponi et al. 2017). Le finalità della CS nel progetto MIPP sono state: (i) educazione:

diffusione delle conoscenze al grande pubblico sugli habitat e la biologia delle specie target, nonché sulle minacce che le riguardano; (ii) accrescere la consapevolezza del grande pubblico sulle tematiche ecologiche relative agli insetti; (iii) incrementare le conoscenze faunistiche con mappatura della distribuzione delle specie target.

Il programma di CS del MIPP potrebbe essere ascritto alla categoria dei *cross sectional surveying* (Tulloch et al. 2013), ricerche in cui i volontari possono scegliere in piena autonomia dove e quando raccogliere i dati. Questo tipo di “approccio indiretto”, se comparato con un approccio basato su protocolli di campionamento standardizzati, può essere più veloce ed efficiente nella raccolta dei dati (fattore chiave in un progetto di durata limitata e focalizzato su specie relativamente rare), anche se potrebbe essere di minore affidabilità (Matteson et al. 2012). Tuttavia, il progetto MIPP rappresenta un programma di *verified citizen science* (Gardiner et al. 2012), in quanto la validazione scientifica dei dati è assicurata da un gruppo di specialisti che esaminano le fotografie trasmesse dai cittadini. I dati raccolti dai cittadini rappresentano un validissimo strumento per studi di taglio ecologico e faunistico sulla distribuzione di insetti (Widenfalk et al. 2014). Ad esempio Zapponi et al. (2017) hanno dimostrato come *set* di dati ottenuti in due soli anni dai cittadini in uno studio svolto in Italia, abbia incrementato a livello nazionale le conoscenze distributive di almeno tre specie di insetti in maniera maggiore rispetto a quelle ottenute con i dati raccolti unicamente da esperti.

Il progetto ha utilizzato tecnologie di informazione e comunicazione (*information and communication technology*, ICT) per una raccolta di dati faunistici geo-referenziati mentre i dati ecologici erano considerati opzionali. Semplici applicazioni per dispositivi wireless (smartphones e tablets) possono quindi far diventare chiunque un “cittadino scienziato”, abilitandolo ad agire come un vero e proprio “sensore remoto” per qualsiasi tipologia di dati. Questi dispositivi raccolgono dati in modo efficiente e automatizzato, limitando l'errore umano e arricchendo ogni reperto di ulteriori dati, ad esempio con immagini fotografiche, registrazione di suoni e informazioni testuali. Tutte queste informazioni sono quindi acquisite con un unico strumento in grado di fornire in una stessa annotazione virtuale diversi elementi come la data, l'orario e le coordinate geografiche del sito della segnalazione (Teacher et al. 2013). Lo sviluppo e la diffusione di Internet è pertanto una sorta di *new wave* per i progetti di CS, tanto da essere talvolta definita “scienza cibernetica dei cittadini”, con la possibilità di ampliare il numero dei partecipanti e di interagire attivamente con loro. Internet ha consentito la partecipazione alla raccolta di dati anche da parte delle comunità locali che in passato erano rimaste escluse dai progetti scientifici, interagendo positivamente nel miglioramento della diffusione della scienza tra i cittadini (Graham et al. 2011, Haklay 2013, Kobori et al. 2016, Newman et al. 2012). Il progetto MIPP ha utilizzato diversi *social media*, con benefici a lungo termine sia per il progetto che per gli scopi della conservazione (Jue e Daniels 2015). Alcuni esempi sono il reclutamento di volontari per le attività di campo, la diffusione di informazioni “pubblicitarie” sulle attività di progetto, e la richiesta ai cittadini di condividere con il MIPP le immagini caricate su altri social media. Le “ricompense simboliche” distribuite ai cittadini dal MIPP incentivano i legami di fiducia con i progetti di CS, e quindi possono incrementare il numero complessivo di dati forniti (Hochachka et al. 2012).

## Le specie target

*Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera, Scarabaeidae) è elencata come specie prioritaria negli Allegati II e IV della Direttiva Habitat. Il suo ambiente di elezione è l'interno delle cavità di alberi senescenti di latifoglie. Questa specie è trattata in dettaglio (biologia, ecologia e metodi di monitoraggio) da Maurizi et al. (2017, nel presente volume).

*Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Lucanidae) è specie inclusa nell'Allegato II della Direttiva Habitat. Le sue larve si sviluppano nel legno morto di differenti specie di latifoglie, perlopiù a contatto con il terreno. Biologia, ecologia e metodi di monitoraggio del cervo volante sono presentati in dettaglio da Bardiani et al. (2017, nel presente volume).

*Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758 (Coleoptera, Cerambycidae) è specie prioritaria degli Allegati II e IV della Direttiva Habitat. Il suo ambiente di elezione è rappresentato da grandi alberi senescenti (soprattutto querce) che siano almeno in parte esposti alla luce solare. Redolfi de Zan et al. (2017, nel presente volume) ne trattano in dettaglio la biologia, l'ecologia e i metodi di monitoraggio.

*Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Cerambycidae) è elencata come specie prioritaria negli Allegati II e IV della Direttiva Habitat. Le sue larve si sviluppano tipicamente nel legno di grandi esemplari di faggio (*Fagus sylvatica*) e di altre latifoglie. Biologia, ecologia e metodi di monitoraggio di questa specie sono presentati in dettaglio da Campanaro et al. (2017, nel presente volume).

*Morimus funereus* Mulsant, 1863 (Coleoptera, Cerambycidae) è elencata nell'Allegato II della Direttiva Habitat. In un recente studio su base molecolare (Solano et al. 2013) è stato dimostrato come tutte le popolazioni europee e anatoliche riferibili al genere *Morimus* Brullé, 1832 risulterebbero riferibili a *M. asper* (Sulzer, 1776), una specie caratterizzata da elevata variabilità morfologica e genetica. In questo quadro, *M. funereus* potrebbe quindi essere considerato una sottospecie di *M. asper* (Solano et al. 2013). Lo sviluppo larvale ha luogo nel legno tagliato o morto recentemente, in particolare in ceppi e tronchi di alberi deperenti. Biologia, ecologia e metodi di monitoraggio della specie sono presentati in dettaglio da Hardersen et al. (2017, nel presente volume).

*Lopinga achine* (Scopoli, 1763) (Lepidoptera, Nymphalidae) è elencata nell'Allegato IV della Direttiva Habitat e si osserva principalmente nelle radure e ai margini della foresta. Le larve si sviluppano su specie erbacee del genere *Brachypodium*. In Italia la presenza della specie è limitata all'arco alpino.

*Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera, Papilionidae) è elencata nell'Allegato IV della Direttiva Habitat e si trova principalmente in radure e margini di foreste, perlopiù in aree montane, lungo pendii soleggiati e sassosi, con vegetazione sparsa. Le larve si sviluppano su *Sedum* spp. e *Sempervivum* spp.

*Zerynthia polyxena* (Geyer, 1828) (Lepidoptera, Papilionidae) è elencata nell'Allegato IV della Direttiva Habitat. Studi recenti (Dapporto 2010, Zinetti et al. 2013) hanno dimostrato che, in Italia centrale e meridionale (a sud del Po), essa viene sostituita da una "specie gemella" endemica, *Z. cassandra*. Le larve di entrambe le specie si sviluppano su piante del genere *Aristolochia* e sono generalmente associate a radure forestali o praterie al margine della foresta.



*Saga pedo* Pallas, 1771 (Orthoptera, Tettigonidae) è una specie partenogenetica, elencata nell'Allegato IV della Direttiva Habitat. Si tratta di un'entità xerothermofila, associata a prati aridi, pascoli e versanti collinari con vegetazione sparsa e bassi arbusti. *S. pedo* è specie predatrice, che si nutre principalmente di altri ortotteri.

## Obiettivi della ricerca

Gli obiettivi del presente lavoro sono: i) descrivere le differenti strategie adottate per il coinvolgimento di cittadini nel Progetto LIFE MIPP e analizzare i risultati ottenuti attraverso la partecipazione dei volontari; ii) utilizzare i dati raccolti con la CS per aggiornare le conoscenze sulla distribuzione altitudinale e sulla fenologia delle specie *target*, confrontandone i risultati con la letteratura.

## Materiali e metodi

### Coinvolgimento dei volontari

Il coinvolgimento dei cittadini come volontari per il monitoraggio e la gestione delle risorse naturali, per segnalare specie a rischio o per la conservazione di aree protette, è un'attività in costante crescita, stimolata soprattutto da organizzazioni "non governative". Il contributo di volontari nelle scienze della natura non è peraltro una novità; nei musei, ad esempio, sono conservate centinaia di milioni di esemplari di piante e di animali raccolti da volontari e dilettanti. Con la CS, d'altra parte, il coinvolgimento di volontari è in forte crescita, tanto da poter realizzare importanti programmi di monitoraggio, che rappresentano una nuova frontiera per la scienza (Bordogna et al. 2014, Cathy et al. 2011). Con il progetto MIPP ai volontari è stato chiesto di fornire dati di presenza delle specie *target*, accompagnandoli da fotografie, tramite un sito WEB dedicato o tramite applicazioni per Smartphone e Tablet.

Per coinvolgere il pubblico, tra il 2014 e il 2016 sono state applicate diverse strategie. Personale del progetto MIPP ha incontrato un grande numero di cittadini attraverso seminari, incontri tematici e di divulgazione scientifica, in città, musei scientifici o in riserve naturali. Altre modalità di approccio per contattare il pubblico sono state le comunicazioni orali e i poster presentati nell'ambito di congressi scientifici e le visite guidate. E' stato anche svolto uno specifico programma di divulgazione e di educazione dedicato ai ragazzi delle scuole medie in molte regioni italiane (si veda Carpaneto et al. 2017, nel presente volume, per ulteriori dettagli). Complessivamente, nel periodo 2014-2016 sono state effettuate 403 attività con il coinvolgimento di circa 14.000 cittadini (Tabella 1).

Le attività hanno coinvolto ragazzi delle scuole sia primarie che secondarie, studenti universitari, docenti e personale tecnico delle riserve naturali. Attività di comunicazione associate all'uso dei media hanno compreso il sito WEB del progetto, i social network (Facebook, YouTube, Twitter), due documentari trasmessi da reti TV nazio-

**Tabella 1.** Numero delle attività di divulgazione e numero di cittadini contattati tra il 2014 e il 2016.

|                                        | 2014     |           | 2015     |           | 2016     |           | Totale   |           |
|----------------------------------------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|
|                                        | Attività | Cittadini | Attività | Cittadini | Attività | Cittadini | Attività | Cittadini |
| Seminari e convegni                    | 25       | 642       | 31       | 2100      | 26       | 652       | 82       | 3394      |
| Eventi di divulgazione                 | 19       | 715       | 20       | 968       | 18       | 1539      | 57       | 3222      |
| Conferenze                             | 5        | 130       | 2        | 140       | 3        | 0         | 10       | 270       |
| Visite guidate                         | 8        | 257       | 54       | 1496      | 4        | 170       | 66       | 1923      |
| Attività di insegnamento presso scuole | 58       | 1923      | 70       | 1862      | 60       | 1370      | 188      | 5155      |
| Totale                                 | 115      | 3667      | 177      | 6566      | 111      | 3731      | 403      | 13964     |

**Tabella 2.** Attività di divulgazione attraverso i media realizzate tra il 2014 e il 2016.

|                                   | 2014 | 2015 | 2016 | Totale |
|-----------------------------------|------|------|------|--------|
| Documentari                       | 1    | 1    | 0    | 2      |
| Comunicati stampa                 | 9    | 12   | 13   | 34     |
| Articoli su riviste e giornali    | 42   | 37   | 48   | 127    |
| Interviste in televisioni o radio | 4    | 5    | 4    | 13     |
| Totale                            | 56   | 55   | 65   | 176    |

nali, 13 interviste televisive o radiofoniche, 34 comunicati stampa a frequenza mensile e 127 articoli pubblicati su riviste o giornali (Tabella 2).

Oltre a queste attività, è stato distribuito gratuitamente materiale a stampa e on-line con la descrizione del progetto e per l'identificazione delle specie target. Il materiale includeva: guide di identificazione (disponibili on-line), poster (950 copie), volantini (70.000 copie), opuscoli informativi (15.000 copie), vignette (36 serie, disponibili on-line) e cartelloni informativi (35, installati presso 10 Riserve Naturali dello Stato). Il pubblico è stato tenuto costantemente aggiornato sullo sviluppo del progetto mediante la pubblicazione di rapporti, notizie e bollettini informativi con cadenza bisettimanale.

I dati inseriti sono stati restituiti attraverso il WEB sulle mappe di distribuzione con indicazione dello stato della segnalazione (ricevuta, in attesa di conferma, validata). Ai cittadini segnalatori sono stati assegnati anche piccoli *gadget* in relazione al numero delle segnalazioni da loro inviate.

### Raccolta dei dati raccolti dai volontari e procedure di verifica

Sono stati adottati due diversi metodi di raccolta e trasmissione dei dati delle specie target: (i) il sito WEB del Progetto ([www.lifemipp.eu](http://www.lifemipp.eu)); (ii) l'applicazione "MIPP" per Smartphones e Tablet. Il sistema è finalizzato alla raccolta di dati di presenza delle specie nel territorio nazionale. Il sito WEB è stato sviluppato utilizzando i linguaggi J2EE,

Servlet e JSP. I linguaggi di codifica sono stati basati su HTML5 con JavaScript, LESS e SASS. Apache Tomcat è stato utilizzato come WEB server. La prima versione del sito WEB è stata messa on-line a settembre del 2013, seguita da 97 aggiornamenti. Lo sviluppo delle applicazioni per smartphone è iniziato a settembre del 2013 ed è stato svolto all'Università del Molise. Lo sviluppo delle applicazioni per Android è iniziato a marzo del 2014, mentre le prime versioni per iOS e Windows Phone sono state rilasciate a Maggio 2015. Complessivamente, sono state rilasciate 13 versioni per Android, 5 per iOS e 5 per Windows Phone. Il sito WEB e le applicazioni per telefoni cellulari o tablet includono anche le istruzioni su "Come fare una segnalazione". Per tutte le specie sono state fornite schede di identificazione e informazioni su tassonomia, distribuzione geografica, biologia, ecologia e stato di conservazione.

Per formalizzare la segnalazione, il cittadino compilava un modulo on-line (attraverso il sito WEB o l'applicazione per smartphone e tablet) con campi obbligatori ed opzionali. Gli obbligatori comprendono: *nick name*, indirizzo di posta elettronica, coordinate geografiche (con inserimento automatico o manuale), data e ora della segnalazione, foto dell'esemplare avvistato e nome presunto della specie target (è presente anche il campo "non identificato" per reperti di identificazione dubbia). I campi opzionali erano: informazioni sulla località di osservazione, posizione dell'insetto, tipologia di habitat e note addizionali.

In accordo con le raccomandazioni di Lovell et al. (2009) si è cercato di minimizzare le componenti soggettive richiedendo obbligatoriamente la foto dell'esemplare da sottoporre allo specialista MIPP per validazione. I reperti non fotografati di norma non sono stati presi in considerazione. Fanno eccezione le segnalazioni da parte di "esperti" riconosciuti e, per certe specie, le segnalazioni fornite di un'accurata descrizione dell'insetto, che non lasci comunque dubbi sulla corretta identificazione. In automatico viene associata la data della segnalazione.

Una volta inserita la segnalazione, il sistema invia automaticamente una notifica all'indirizzo e-mail del cittadino e a quella dell'esperto MIPP. Quest'ultimo provvede ad assegnare uno specifico stato ad ogni reperto: (i) confermato (specie correttamente identificata e altre informazioni attendibili); (ii) respinto (foto non corrisponde alla specie target o le altre informazioni sono inattendibili); (iii) non pubblicabile (l'esemplare fa parte di una collezione entomologica o è stato segnalato in precedenza, o le coordinate geografiche risultano palesemente erronee, oppure la fotografia non è sufficientemente chiara); (iv) segnalazione interessante ma non riferibile a una delle specie target (ad esempio si tratta di una specie interessante ai fini della conservazione, come *Lucanus tetraodon*); (v) in attesa (valutazione in corso).

Le segnalazioni confermate sono trasferite su una mappa geografica nel sito WEB. La georeferenziazione di ciascuna segnalazione è appuntata con un margine di errore di 10 Km nell'intorno delle sue coordinate reali. L'esatto posizionamento dei reperti è appositamente "oscurato" al pubblico al fine di assicurare la protezione delle specie. Il volontario può tuttavia accedere con le proprie credenziali al sito WEB e consultare l'esatto posizionamento della propria segnalazione. Le segnalazioni sono archiviate con il sistema relazionale MySQL DBMS (DataBase Management System); i dati sono

esportabili in formato CSV. Alla conclusione del progetto, i dati saranno disponibili al pubblico sul Network Nazionale della Biodiversità (NNB) (<http://www.naturaItalia.it/banchedati.do>) del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, la cui gestione per gli Invertebrati terrestri è affidata al Centro Nazionale Biodiversità Forestale Carabinieri "Bosco Fontana" di Verona che ne è Centro di Eccellenza.

### **Analisi statistiche della fenologia e della distribuzione geografica**

I dati faunistici validati dagli esperti sono stati inseriti nella banca dati del Progetto (CS-MIPP) il 14.12.2016. Il set di dati CS-MIPP conteneva, insieme ad altre informazioni, la data di ciascuna osservazione pervenuta e le relative coordinate geografiche. Per estrapolare l'altitudine di ciascun reperto, sono stati seguiti due differenti approcci, ciascuno dei quali ha prodotto un valore. Il primo approccio ha usato il software Google Maps API per rilevare l'altitudine di ciascun sito indicato, utilizzando GPS Visualizer (<http://www.gpsvisualizer.com/geocoder/elevation.html>). Il secondo approccio ha utilizzato strumenti informatici nel campo della geomorfologia (DEM) implementati in QGIS (versione 2.14.3-Essen). La media tra i due valori così ottenuti è stata arrotondata al metro superiore e i valori medi sono stati utilizzati per tutte le analisi successive. Per analizzare la distribuzione altitudinale delle specie segnalate, i reperti sono stati ripartiti in cinque diverse fasce altitudinali (0–400; 401–800; 801–1.200; 1.201–1.600; 1.601–2.000 m). Questa risoluzione ha permesso di mappare la distribuzione altitudinale di tutte le specie target e di effettuare un'analisi statistica che comparasse tra loro i limiti altitudinali di presenza di quattro specie (quelle con più dati). I limiti di distribuzione altitudinale di ciascuna specie sono stati quindi sovrapposti alla proporzione della superficie delle aree del territorio italiano comprese entro i limiti trovati. Queste sono state a loro volta ottenute utilizzando lo strumento informatico di riclassificazione implementato in QGIS (versione 2.14.3-Essen).

Per analizzare la fenologia delle specie target, sono stati seguiti due diversi metodi. I reperti di ciascuna specie sono stati assegnati a intervalli temporali di 10 giorni in ciascun mese ed espressi in termini percentuali. Successivamente, sono state analizzate le variazioni della fenologia in funzione dell'altitudine. A tal fine, i reperti di ciascuna specie sono stati assegnati alle medesime cinque fasce altitudinali utilizzate in precedenza (0–400; 401–800; 801–1.200; 1.201–1.600; 1.601–2.000 m) e le singole date sono state trasformate in un numero indicante il giorno dell'anno (ad esempio 1 per il 1° gennaio). Per ciascuna fascia di variazione altitudinale sono stati quindi realizzati dei *boxplot* con i giorni dell'anno riuniti tra loro, all'interno dei quali è stata calcolata la mediana, definendo quindi il giorno dell'anno che ha rappresentato il picco di attività di ciascuna specie nelle differenti fasce altitudinali.

Per confrontare la lunghezza del periodo di attività delle differenti specie alle diverse altitudini, si sono calcolati i giorni compresi tra il primo e il terzo quartile, che indicano il periodo entro il quale sono state effettuate il 50 % delle segnalazioni. I dati fenologici per le diverse fasce altitudinali sono stati analizzati con il *rank sum test* di Kruskal-Wallis, implementato nel software R (version 3.1.3; R Development Core

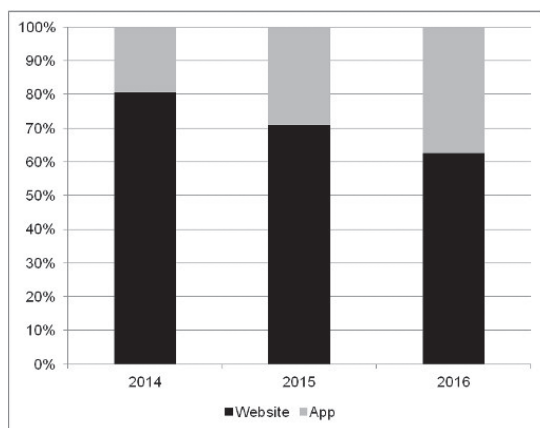
Team 2010). Le variazioni fenologiche in funzione dell'aumento dell'altitudine sono state calcolate solo per le specie presenti in almeno due fasce altitudinali, ciascuna con più di 25 reperti complessivi. In considerazione di queste limitazioni, le analisi sono state condotte solo per le seguenti specie: *L. cervus*, *M. asper*, *R. alpina* e *P. apollo*.

## Risultati

Nella banca dati del Progetto (CS-MIPP) sono state inserite complessivamente 2.308 segnalazioni. La maggior parte di esse ( $n=1.653$ , 71,6%) sono state segnalate attraverso il sito WEB, mentre solo il 28,4% ( $n=655$ ) con le applicazioni per smartphone e tablet (Tabella 3). Il numero di segnalazioni per anno è cresciuto costantemente dal 2014 al 2016 (Tabella 3). La maggior parte degli avvistamenti fa riferimento all'arco temporale compreso nell'azione di CS del progetto (2014-2016), mentre solo una piccola parte ( $n=206$ , 8,9%) sono stati effettuati prima del 2014 (Tabella 3). La percentuale di segnalazioni inviate al sito WEB è diminuita dal 2014 al 2016 (passando dall'80,6% al 69,2%), mentre gli invii attraverso le applicazioni per smartphone e tablet sono parallelamente aumentati (dal 19,4% al 37,4%) (Figura 1).

**Tabella 3.** Numero di segnalazioni trasmesse attraverso il sito WEB, attraverso le applicazioni per smartphone e tablet, o entrambi, per ciascun anno, in relazione alla data di invio.

| Data di trasmissione   | Avvistamenti prima del 2014 |     |      | Avvistamenti nel periodo 2014–2016 |     |      | Tutti gli avvistamenti |     |      |
|------------------------|-----------------------------|-----|------|------------------------------------|-----|------|------------------------|-----|------|
|                        | Sito web                    | App | Tot. | Sito web                           | App | Tot. | Sito web               | App | Tot. |
| 2014                   | 117                         | 1   | 118  | 350                                | 84  | 434  | 467                    | 85  | 552  |
| 2015                   | 58                          | 6   | 64   | 513                                | 210 | 723  | 571                    | 216 | 787  |
| 2016                   | 23                          | 1   | 24   | 592                                | 353 | 945  | 615                    | 354 | 969  |
| Tutte le date di invio | 198                         | 8   | 206  | 1455                               | 647 | 2102 | 1653                   | 655 | 2308 |



**Figura 1.** Rapporto percentuale di segnalazioni trasmesse attraverso il sito web e le applicazioni per smartphone e tablet (sono state considerate le osservazioni effettuate nel periodo 2014–2016).



**Tabella 4.** Numero di segnalazioni inviate attraverso il sito WEB, attraverso le applicazioni per smartphone e tablet, o entrambi, suddivise nelle cinque categorie di stato e sulla base della data dell'avvistamento.

| Categoria di stato delle segnalazioni | Avvistamenti prima del 2014 |     |      | Avvistamenti nel periodo 2014–2016 |     |      | Tutti gli avvistamenti |     |      |
|---------------------------------------|-----------------------------|-----|------|------------------------------------|-----|------|------------------------|-----|------|
|                                       | Sito web                    | App | Tot. | Sito web                           | App | Tot. | Sito web               | App | Tot. |
| Confermata                            | 164                         | 4   | 168  | 1169                               | 354 | 1523 | 1333                   | 358 | 1691 |
| Non pubblicabile                      | 6                           | 0   | 6    | 7                                  | 5   | 12   | 13                     | 5   | 18   |
| Non specie target                     | 9                           | 0   | 9    | 46                                 | 61  | 107  | 55                     | 61  | 116  |
| Respinta                              | 19                          | 4   | 23   | 200                                | 207 | 407  | 219                    | 211 | 430  |
| In attesa                             | 0                           | 0   | 0    | 33                                 | 20  | 53   | 33                     | 20  | 53   |
| Tot.                                  | 198                         | 8   | 206  | 1455                               | 647 | 2102 | 1653                   | 655 | 2308 |

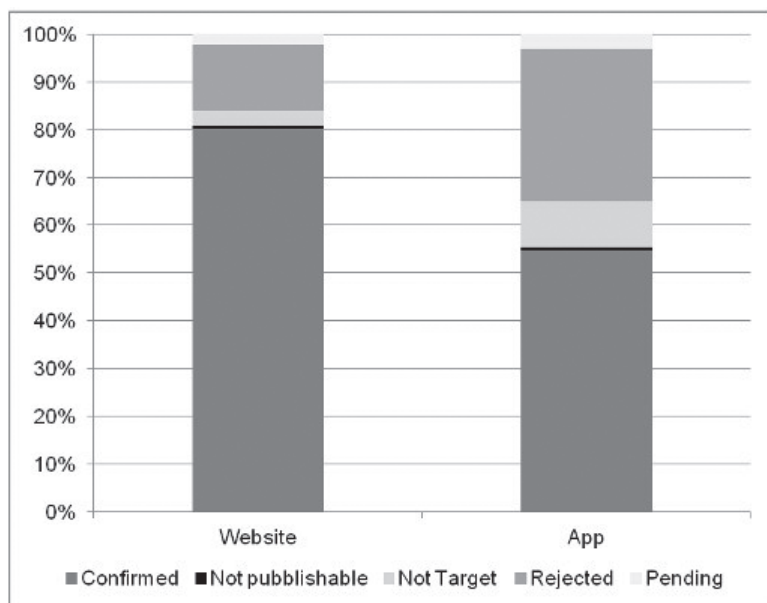


**Figura 2.** Mappa di distribuzione delle segnalazioni validate delle specie target, raccolte dai cittadini nel corso del progetto LIFE MIPP.

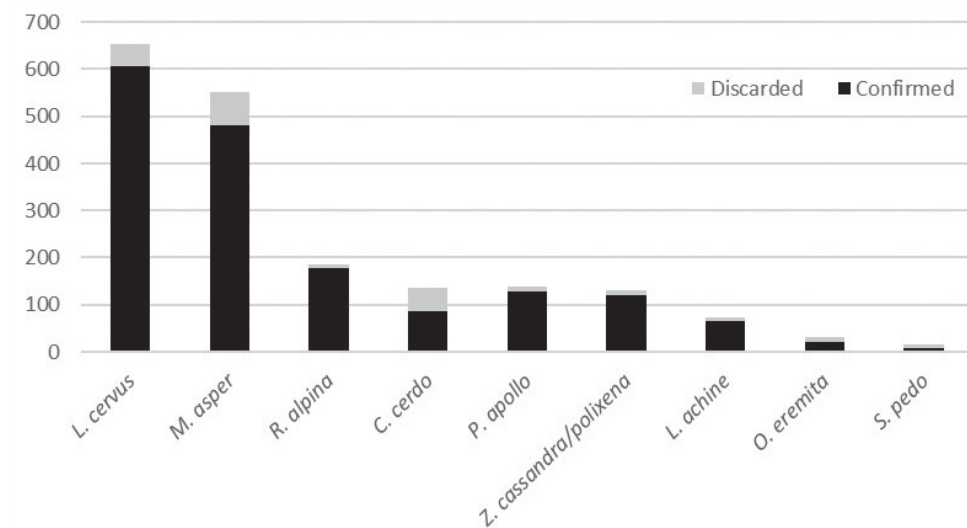
Alla maggior parte delle segnalazioni è stato assegnato lo stato “confermato” dagli esperti MIPP (1.691 su 2.308 per l'intero *set* di dati) (Tabella 4); la distribuzione dei dati validati in Italia è rappresentata nella Figura 2. Le percentuali delle cinque categorie di stato (confermato, respinto, non pubblicabile, non specie target, in attesa) assegnate alle segnalazioni negli anni tra il 2014 e il 2016 sono riportate nella Figura 3.

La specie segnalata più frequentemente è *L. cervus*, seguita da *M. asper* e da *R. alpina*. La proporzione relativa di dati confermati o respinti è risultata variare tra l'87% per *M. asper* e il 96% per *L. cervus*, *M. asper*, *R. alpina*, *P. apollo*, *Z. cassandra/polyxena* e *L. achine*. Al contrario, per *C. cerdo*, *O. eremita* e *S. pedo* solo una percentuale variabile tra il 44% e il 64% delle segnalazioni è stata confermata dagli esperti MIPP.

Il numero di avvistamenti per anno è stato calcolato per tutte le specie target (Figura 5). In generale, il numero di segnalazioni è risultato in crescita, sebbene con alcune eccezioni. Ad esempio, per *L. cervus* il numero di segnalazioni per il 2014 è risultato superiore a quello del 2015. Analogamente, per *C. cerdo* e *P. apollo* il numero di segna-

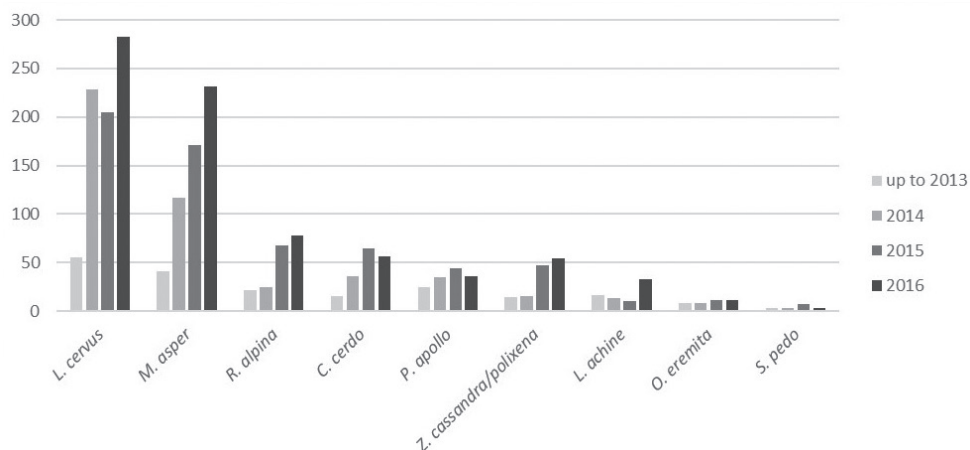


**Figura 3.** Rapporto percentuale tra le cinque categorie di segnalazioni (sono state considerate le osservazioni effettuate nel periodo 2014–2016) trasmesse attraverso il sito web e le applicazioni per smartphone e tablet.

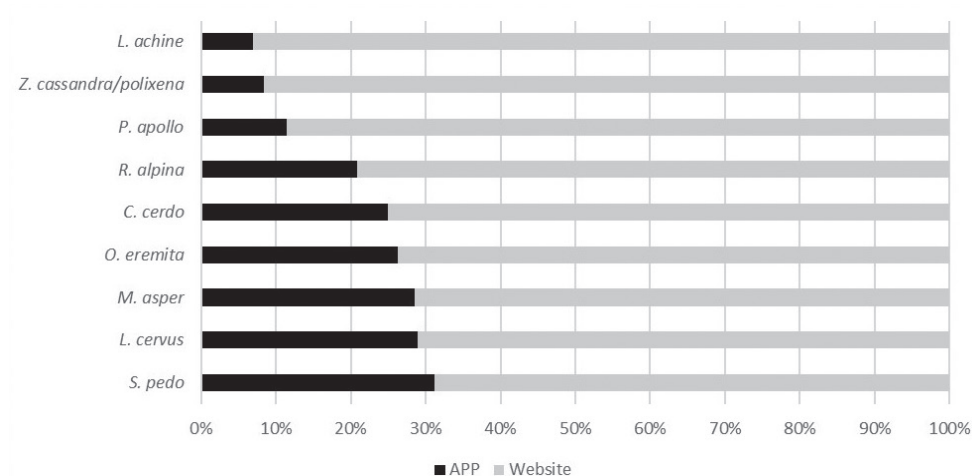


**Figura 4.** Numero di segnalazioni confermate e scartate, inviate dai cittadini, per le nove specie target.

lazioni per il 2015 è risultato superiore a quello del 2016. Anche le percentuali dei dati inviati attraverso le App e il sito WEB sono state calcolate per tutte le nove specie target (Figura 6). Le App sono state utilizzate per l'invio dei dati delle cinque specie di cole-



**Figura 5.** Numero di segnalazioni per anno, inviate dai cittadini, delle nove specie target.

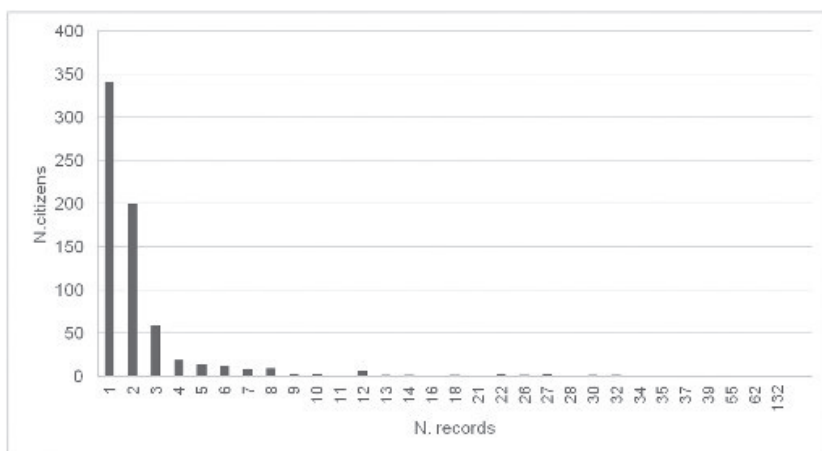


**Figura 6.** Percentuale di segnalazioni trasmesse attraverso il sito web e le applicazioni per smartphone e tablet per le nove specie target.

otteri con una percentuale compresa tra il 21% e il 31%. Al contrario, per le farfalle è stata trasmessa via App solo una percentuale compresa tra il 7 e l'11%.

Nel complesso, 695 cittadini hanno inviato almeno una segnalazione durante i tre anni analizzati. Il numero di partecipanti al progetto è cresciuto di anno in anno (2014: n=182; 2015: n=295; 2016: n=335).

La maggior parte dei cittadini (n=603) ha inviato i propri dati nello stesso anno, mentre solo pochi (n=92) li hanno inviati in più anni. La maggior parte dei cittadini (n=600) ha inviato da 1 a 3 segnalazioni, un numero più ridotto (n=68) da 4 a 10, un altro gruppo (n=34) ha inviato da 11 a 62 segnalazioni, e infine un singolo cittadino ha inviato ben 132



**Figura 7.** Relazione fra il numero di segnalazioni trasmesse e il numero di cittadini.

segnalazioni. La Figura 7 visualizza il numero di segnalazioni in relazione al numero dei cittadini coinvolti. Come dianzi anticipato, alcune segnalazioni senza fotografia ma effettuate da esperti riconosciuti (naturalisti con esperienza entomologica) sono state accettate, e rappresentano il 4,6% del set di dati complessivo. Le segnalazioni prive di foto hanno riguardato principalmente *L. cervus* (70 segnalazioni su un totale di 605 confermate).

### Variazioni altitudinali

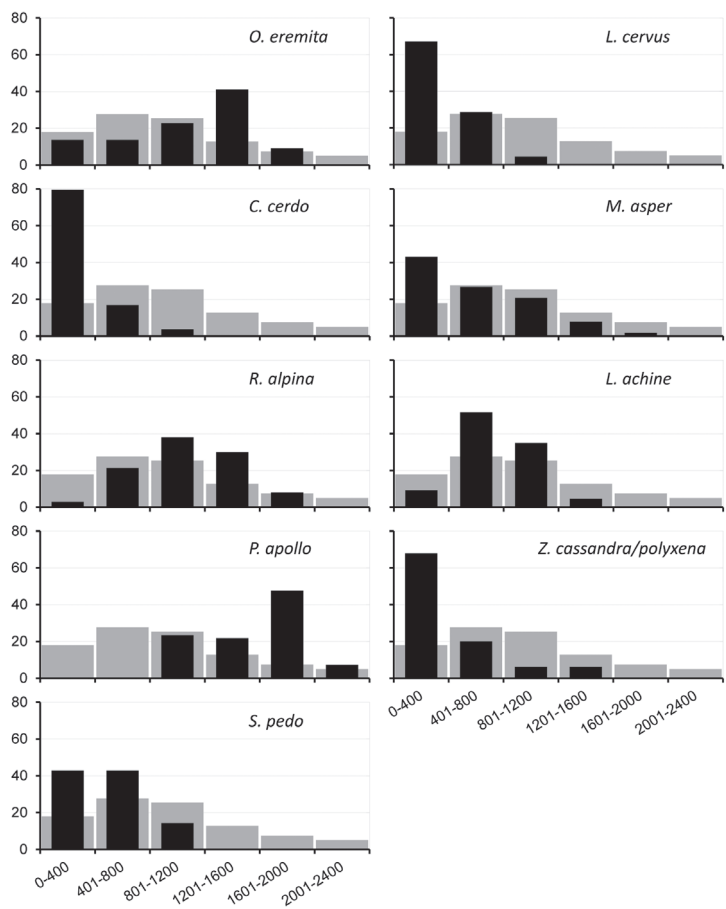
La differenza media nella definizione delle altitudini dei reperti utilizzando i due diversi metodi descritti è risultata di 8,1 m (deviazione standard SD: 8,8 m). Le distribuzioni altitudinali delle diverse specie, sono rappresentate nella Figura 8.

Tali distribuzioni hanno manifestato marcate differenze tra le diverse specie, e per ciascuna di esse la distribuzione altitudinale è risultata differire anche in modo molto significativo rispetto alla distribuzione altitudinale media dell'insieme del territorio italiano (Figura 8). Ad esempio, per *L. cervus* il 67% delle osservazioni di CS è stata effettuata in un ambito altitudinale compreso tra 0 e 400 m, sebbene in Italia solo il 18% della superficie dell'intero territorio nazionale rientri in questa fascia altitudinale. Ne risulta pertanto che la specie è stata osservata assai più frequentemente alle basse altitudini, rispetto a quanto ci si sarebbe potuti attendere nel caso di una sua distribuzione randomizzata a livello dell'intero territorio nazionale.

La specie più frequentemente segnalata alle basse altitudini è *C. cerdo*, con il 79,5% di tutte le segnalazioni comprese tra 0 e 400 m s.l.m. Il reperto a più bassa quota è stato registrato a 2 m s.l.m., mentre quello a maggiore altitudine a 1.147 m s.l.m.

La specie che ha raccolto il maggior numero di segnalazioni a quote elevate è *P. apollo*, con il 47,6% dei reperti tra 1.601 e 2.000 m s.l.m.; la segnalazione a più bassa quota è 722 m s.l.m., mentre quella più elevata è a 2.252 m s.l.m.

I limiti altitudinali complessivamente risultanti per tutte le specie target sono riportati nella Tabella 5.



**Figura 8.** Distribuzione altitudinale delle specie target ottenuta dai dati di Citizen Science. Le distribuzioni sono espresse come numero percentuale sul totale delle segnalazioni e sono presentate in associazione con la distribuzione altitudinale del territorio italiano visibile nello sfondo.

**Tabella 5.** Le altitudini più basse e più alte, espresse in metri, alle quali ciascuna specie target è stata segnalata.

| Specie                                | Altitudine minima (m) | Altitudine massima (m) |
|---------------------------------------|-----------------------|------------------------|
| <i>Osmoderma eremita</i>              | 3                     | 1.836                  |
| <i>Lucanus cervus</i>                 | 6                     | 1.065                  |
| <i>Cerambyx cerdo</i>                 | 2                     | 1.147                  |
| <i>Morimus asper</i>                  | 2                     | 1.870                  |
| <i>Rosalia alpina</i>                 | 3                     | 1.997                  |
| <i>Lopinga achine</i>                 | 179                   | 1.526                  |
| <i>Parnassius apollo</i>              | 722                   | 2.252                  |
| <i>Zerynthia cassandra / polyxena</i> | 1                     | 1.482                  |
| <i>Saga pedo</i>                      | 90                    | 860                    |



## Variazioni nella fenologia

La fenologia delle specie è rappresentata nella Figura 9. L'analisi della fenologia delle specie in relazione all'altitudine è stata effettuata per *L. cervus*, *M. asper*, *R. alpina*, e *P. apollo*, attraverso un insieme di nove comparazioni nelle diverse fasce altitudinali (si veda oltre). In tutti i casi, il picco di attività di ciascuna specie è risultato essere spostato in avanti nella stagione, in relazione all'altitudine, di circa 10 giorni in corrispondenza di uno spostamento verso l'alto di 400 m.

Per *O. eremita* la prima segnalazione è del 12 giugno (2012), mentre l'ultima è dell'11 settembre (2016). Poiché l'istogramma relativo (Figura 9) non evidenzia una chiara strutturazione, è stata semplicemente calcolata la porzione centrale corrispondente al 50% delle osservazioni relative a *O. eremita*. Questa analisi ha evidenziato come il periodo di maggiore attività di questa specie sia compreso tra il 19 luglio e il 18 agosto.

Per *L. cervus* la prima segnalazione è del 6 maggio (2015), mentre l'ultima è del 17 settembre (2016); i più elevati numeri di segnalazioni si sono concentrati tra la fine di giugno e i primi di agosto. In questa analisi non sono stati considerati i resti di individui adulti rinvenuti in settembre e ottobre, poiché in realtà essi possono essere rinvenuti anche varie settimane dopo la fine del periodo di volo (Campanaro et al. 2011). La fenologia di *L. cervus* varia in modo molto significativo ( $\chi^2 = 167.3$ ,  $DF = 108$ ,  $p < 0.001$ ) con l'aumento dalla quota delle segnalazioni (Figura 10). L'analisi ha evidenziato come il picco di attività di *L. cervus* è intorno al 9 luglio nella fascia tra 0 e 400 m s.l.m., mentre è intorno al 20 luglio nella fascia tra 401 e 800 m s.l.m. Ad altitudini più elevate (801-1.200 m s.l.m.) il picco di attività è stato osservato intorno al 24 luglio. Anche la lunghezza del periodo di attività è risultata variare in modo considerevole nelle diverse fasce altitudinali. Il 50% delle osservazioni si è infatti concentrato in un arco di 27 giorni tra 0 e 400 m, di 26 giorni tra 401 e 800 m, e di soli 19 giorni nella fascia tra 801 e 1.200 m.

La prima segnalazione di *C. cerdo* è del 18 aprile (2013) e l'ultima il 30 agosto (2016), mentre il maggiore numero di osservazioni si è concentrato tra la fine di maggio e gli inizi di luglio.

La prima segnalazione di *M. asper* è dell'8 gennaio (2015) e l'ultima del 29 ottobre (2016), mentre il più grande numero di osservazioni di questo cerambicide si colloca in un ampio arco temporale compreso tra la metà di aprile e la metà di agosto. Come nel caso di *L. cervus*, sono state osservate rilevanti variazioni fenologiche nelle diverse fasce altitudinali. Il picco di attività di *M. asper* è sempre spostato in avanti nella stagione con il crescere dell'altitudine (Figura 11) ( $\chi^2 = 209.2$ ,  $DF = 157$ ,  $p = 0.003$ ). Tra 0 e 400 m, il picco di attività è intorno al 23 maggio; tra 401 e 800 m è intorno al 5 giugno; infine, tra 801 e 1.200 m il picco si colloca intorno al 22 giugno. Nella fascia tra 1.201 e 1.600 m, la stessa mediana è intorno al 27 giugno. La lunghezza del periodo di attività è risultata diminuire con il crescere dell'altitudine. Infatti, mentre il 50% delle osservazioni è risultato compreso in un arco temporale di 83 giorni nella fascia 0-400 m, lo stesso si colloca in un arco di soli 65 giorni tra 401 e 800 m, di 44 giorni tra 801 e 1.200 m, e di appena 29 giorni tra 1.201 e 1.600 m.

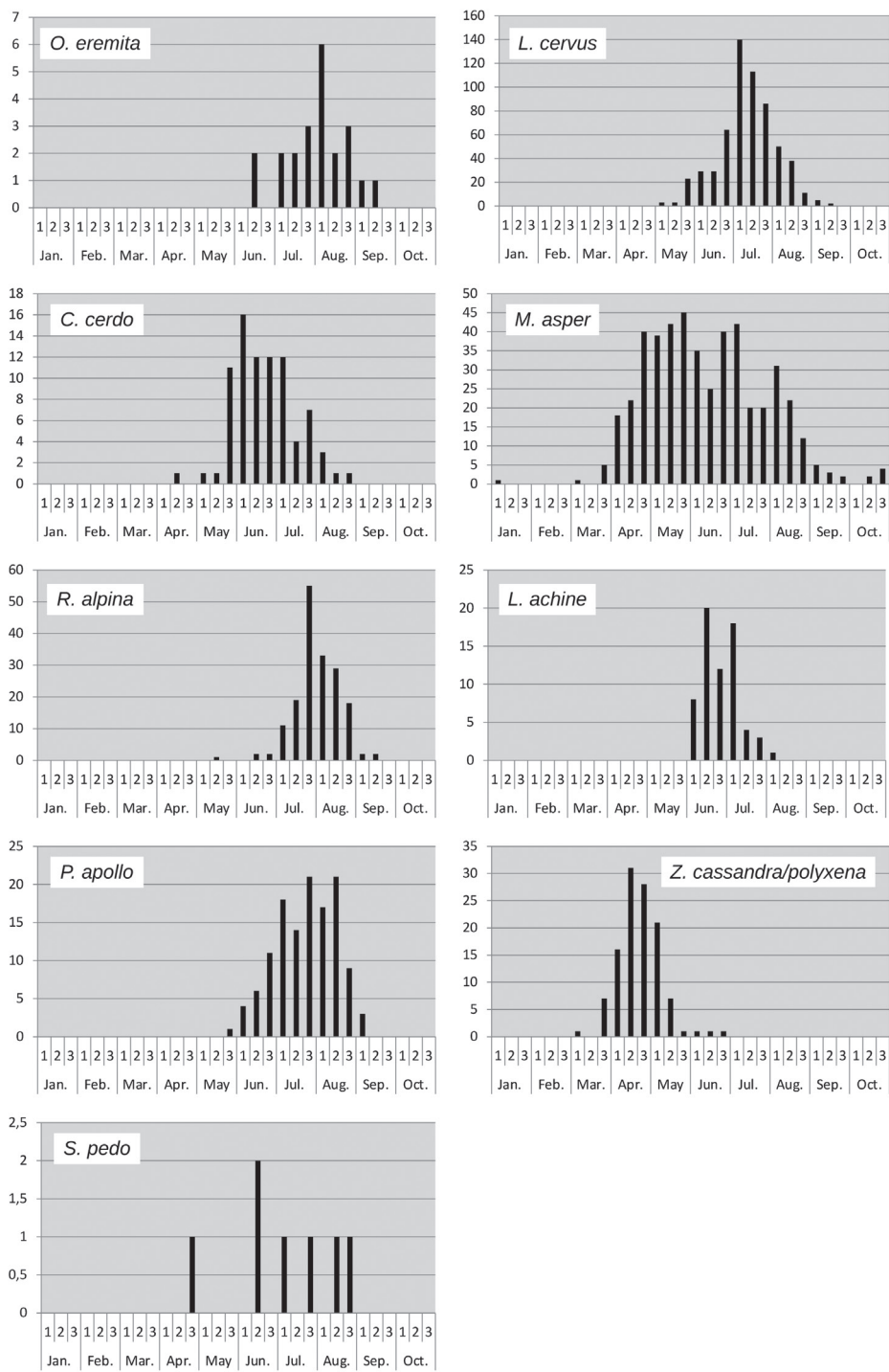
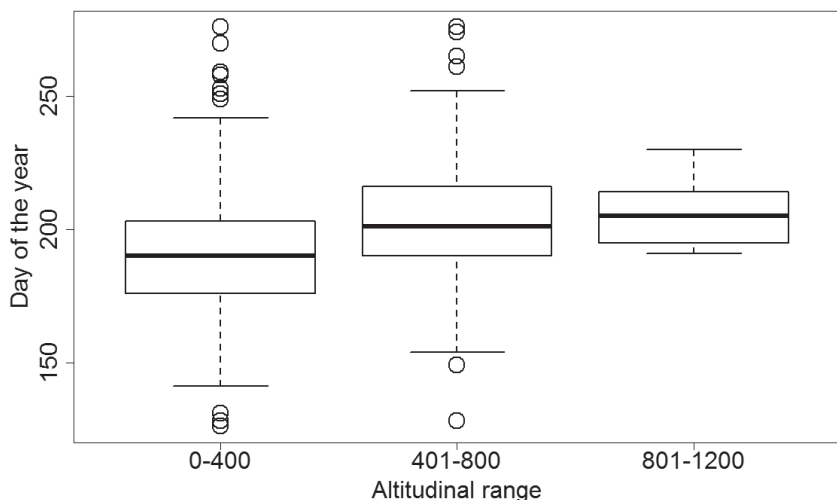
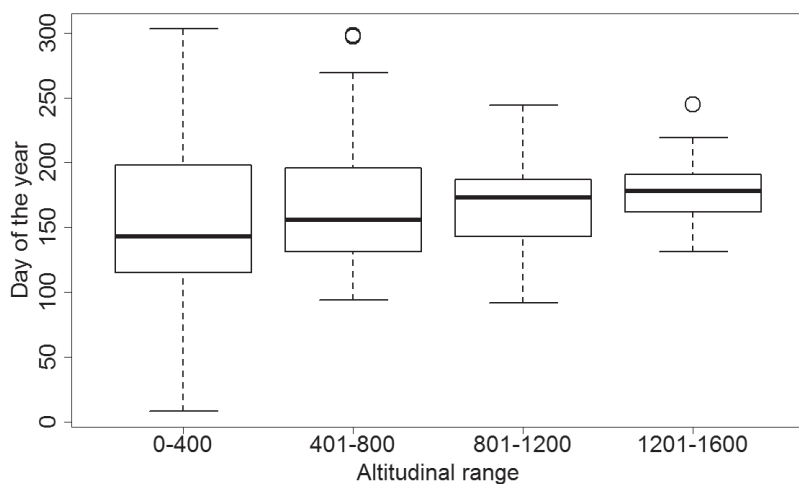


Figura 9. Fenologia delle specie target ottenuta dai dati di citizen science.

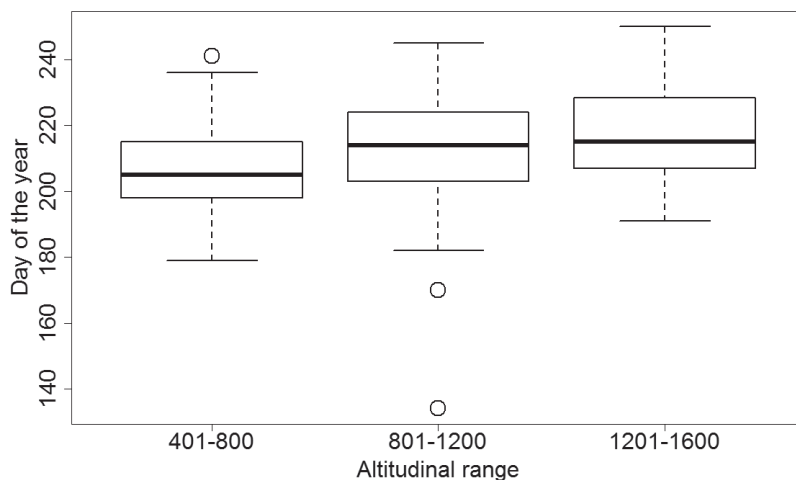


**Figura 10.** Fenologia di *L. cervus* in differenti fasce altitudinali, ottenuta sulla base di dati di citizen science.



**Figura 11.** Fenologia di *M. asper* in differenti fasce altitudinali, ottenuta sulla base di dati di citizen science. I boxplot rappresentano la distribuzione delle date espresse come “giorni dell’anno”. Le mediane per ogni fascia altitudinale sono: 143 (23 maggio) (0–400 m s.l.m.); 156 (05 giugno) (401–800 m s.l.m.); 173 (22 giugno) (801–1.200 m s.l.m.); 178 (27 giugno) (1.201–1.600 m s.l.m.).

Il primo reperto di *Rosalia alpina* è del 13 maggio (2016), mentre l’ultimo è del 17 settembre (2015). Il maggior numero di segnalazioni di questo cerambicide è in un arco temporale tra i primi di luglio e la fine di agosto. Anche in questa specie la lunghezza del periodo di attività varia con il crescere dell’altitudine (Figure 12) ma con



**Figura 12.** Fenologia di *R. alpina* in differenti fasce altitudinali, ottenuta sulla base di dati di citizen science. I boxplot rappresentano la distribuzione delle date espresse come “giorni dell’anno”. Le mediane per ogni fascia altitudinale sono: 205 (24 luglio) (401–800 m s.l.m.); 214 (2 agosto) (801–1.200 m s.l.m.); 215 (3 agosto) (1.201–1.600 m s.l.m.).

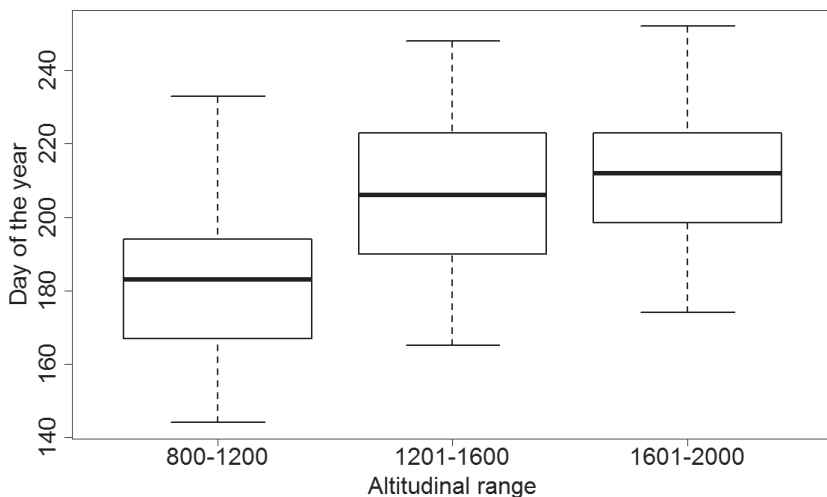
scarsa significatività ( $\chi^2=51.7$ ,  $DF=58$ ,  $p=0.706$ ). Il picco di attività è intorno al 24 luglio nella fascia altitudinale compresa tra 401 e 800 m, intorno al 2 agosto tra 801–1.200 m e intorno al 3 agosto tra 1.201–1.600 m. La lunghezza del periodo di attività non ha mostrato una chiara correlazione con l’altitudine. L’insieme centrale del 50% delle osservazioni di *R. alpina* è risultato infatti compreso in 17 giorni tra 401 e 800 m, in 21 giorni tra 801 e 1.200 m e 21 giorni tra 1.201 e 1.600 m.

*L. achine* è stata osservata tra il 2 giugno (2011) e il 1 agosto (2013), con la maggior parte delle osservazioni concentrate tra metà giugno e i primi di luglio.

Il primo reperto di *P. apollo* è stato segnalato il 24 maggio (2015); l’ultimo il 9 settembre (2014). La maggior parte delle segnalazioni sono state registrate tra i primi di luglio e la metà di agosto. La fenologia di *P. apollo* sembra seguire l’aumento della quota (Figura 13), sebbene la tendenza non sia statisticamente significativa ( $\chi^2=68.5$ ,  $DF=58$ ,  $p<0.162$ ). Il picco di attività è intorno al 2 luglio tra 801 e 1.200 m s.l.m., intorno al 25 luglio tra 1.201–1.600 m, mentre alle quote più elevate (1.601–2.000 m) si è intorno al 31 luglio. Anche la lunghezza del periodo di attività varia con le diverse quote, sebbene non in modo significativo. La porzione centrale del 50% delle osservazioni è infatti compresa in un arco di 27 giorni tra 801 e 1.200 m s.l.m., di 33 giorni tra 1.201 e 1.600 m, e di 25 giorni tra 1.601 e 2.000 m.

Per *S. pedo* il numero di segnalazioni è risultato troppo basso ( $n=7$ ) per consentire qualsiasi analisi significativa dei dati di fenologia.

Per il complesso *Z. cassandra / polyxena*, il primo reperto è del 9 marzo (2016) mentre l’ultimo è del 30 giugno (2014). Il numero più elevato numero di segnalazioni è compreso tra i primi di aprile e i primi di maggio.



**Figura 13.** Fenologia di *P. apollo* in differenti fasce altitudinali, ottenuta sulla base di dati di citizen science. I boxplot rappresentano la distribuzione delle date espresse come “giorni dell’anno”. Le mediane per ogni fascia altitudinale sono: 183 (2 luglio) (801–1.200 m s.l.m.); 206 (25 luglio) (1.201–1.600 m s.l.m.); 212 (31 luglio) (1.601–2.000 m s.l.m.).

## Discussione

Il presente studio rappresenta la prima applicazione della Citizen Science agli insetti della Direttiva Habitat e uno dei primi approcci di CS applicata a specie rare di difficile individuazione o elusive (e.g., *R. alpina*, *O. eremita*, *S. pedo*, *L. achine*).

Si può ritenere che la CS svolta nel MIPP abbia avuto successo per la risposta positiva dei cittadini, il numero di reperti inviati, i risultati scientifici e le ricadute sociali. Anche il numero delle segnalazioni è da considerare elevato in relazione all’ecologia e alla biologia delle specie target generalmente localizzate in siti specifici e per periodi di attività limitati. I cittadini hanno mantenuto l’interesse per il progetto oltre il primo anno, dimostrato sia dal crescente numero di segnalazioni che del numero di cittadini aderenti al progetto. I contatti dello staff di progetto con i volontari, garantiti da feedback mediante posta elettronica, organizzazione di eventi e strumenti di divulgazione, hanno contribuito sostanzialmente a questo risultato in accordo con le conclusioni di Kobori et al. (2016) per i quali “il senso di identità e le motivazioni sono un punto essenziale per conservare i volontari impegnati”.

Come si è dianzi osservato, il veicolo preferenziale delle segnalazioni è stato il sito WEB, sebbene il numero di segnalazioni effettuate con le App per smartphone e tablet sia progressivamente aumentato con il progredire del progetto. Una delle possibili motivazioni della preferenza per il sito WEB è dovuta al fatto che le foto di qualità si scattano con l’uso di obiettivi macro, mentre le fotocamere dei cellulari sono di norma meno adatte per la macrofotografia.

L'aumento dell'utilizzo delle App durante il progetto potrebbe essere da imputare a diversi fattori, tra i quali l'uso più facile delle App con il miglioramento delle versioni rilasciate, la velocità delle connessioni Internet, la pubblicità effettuata con il progetto per incentivare l'uso delle App. L'aumento dell'uso delle App segue l'andamento generale che vede incrementare il numero di utenti anche delle fasce di età più avanzata, considerando che l'età media degli utenti che inviano segnalazioni è attualmente di 44 anni.

L'elevato numero di validazioni positive (73%) ha confermato che la maggioranza dei dati CS-MIPP siano corretti. Questo dato è in accordo con Gardiner et al. (2012) che rilevano come la CS applicata al monitoraggio delle coccinelle fornisce dati corretti nell'81–100% dei casi; Ratnieks et al. (2016) hanno accertato che i volontari identificano correttamente fino al 94% di specie di insetti. Questi due autori hanno anche dimostrato come i metodi e i materiali impiegati per l'addestramento e il trasferimento di informazioni ai volontari abbiano avuto un ruolo determinante nell'accuratezza delle identificazioni.

L'abilità dimostrata dai cittadini nel riconoscere correttamente le specie target potrebbe essere quindi dovuta sia alle istruzioni messe a disposizione dal MIPP che a un buon livello di conoscenza entomologica già precedentemente acquisita. Il 27% di segnalazioni non corrette, dimostrano che la validazione della segnalazione rappresenta un punto cruciale di qualsiasi progetto di CS per garantire la qualità dei dati (cfr. Delaney et al. 2008, Zapponi et al. 2017).

*L. cervus* è risultata la specie segnalata più frequentemente, probabilmente per le sue cospicue dimensioni e la sua larga diffusione in Italia settentrionale e centrale. L'elevato numero di segnalazioni di *R. alpina* è un dato piuttosto sorprendente sia per la sua distribuzione frammentata in Italia sia per essere presente quasi esclusivamente nelle foreste aperte di faggio. In ogni caso la specie è facilmente riconoscibile grazie al suo colore grigio-celeste vellutato con macchie nere. È anche possibile che le segnalazioni siano più frequenti per via della fase di espansione in cui si troverebbe attualmente la specie, come osservato recentemente in Svizzera (Lachat et al. 2013).

Pochi sono i cittadini che hanno contribuito con un elevato numero di segnalazioni. Infatti, la maggioranza ha contribuito in modo occasionale con 1-3 segnalazioni, mentre solo pochi hanno segnalato in modo costante, con più di qualche dozzina di segnalazioni.

Lo stesso tipo comportamento è stato rilevato da Boakes et al. (2016), che hanno analizzato la composizione delle banche dati di tre diversi progetti di CS, dimostrando come la maggior parte dei cittadini avessero contribuito con pochi dati, raccolti magari in un solo giorno di attività. Inoltre, Boakes et al. (2016) hanno anche messo in evidenza che nella CS è fondamentale incoraggiare i volontari a migliorare le loro abilità di riconoscimento e individuazione delle specie target e a stimolare altri cittadini a collaborare.

Un esempio dell'importanza delle iniziative scientifiche della CS è riportato da Zapponi et al. (2017). Questi autori, utilizzando un sottoinsieme del set di dati complessivo presentato nel presente articolo (2 anni di attività progettuali, 3 specie), hanno



dimostrato l'elevato valore dei dati della CS. Infatti, la qualità dei dati raccolti dai volontari è risultata comparabile con l'insieme dei dati raccolti in precedenza dagli specialisti. Ancora, Widenfalk et al. (2014) dimostrano come i dati della CS rappresentano un valido strumento per gli studi ecologici e faunistici.

Possiamo affermare che la CS sia in grado di fornire dati scientificamente validi e rappresenti un modo efficace per relazionare il pubblico generico con le tematiche naturalistiche, contribuendo anche ad aumentare le conoscenze collettive nel campo della conservazione degli ambienti naturali e dei rischi cui questi ultimi sono sottoposti (Devictor et al. 2010).

### **Variazioni nella fenologia e nella distribuzione altitudinale**

I dati CS-MIPP hanno consentito di effettuare un'analisi di dettaglio sulla distribuzione altitudinale e la fenologia delle specie target, in particolare per le specie con un elevato numero di segnalazioni. Anche Polgar et al. (2013) hanno dimostrato come, nell'ambito di studi fenologici sugli insetti, i dati desunti da progetti di CS rappresentino un contributo importante.

Confronti tra i protocolli tradizionali di raccolta di dati biologici e quelli di CS sono stati effettuati da van der Wall et al. (2015). I due diversi tipi di approccio hanno rivelato abbondanze relative simili nelle popolazioni di bombi, ma diverse distribuzioni geografiche delle specie. I dati desunti dalla CS hanno infatti dimostrato di poter raggiungere una maggiore copertura geografica, in parallelo con la densità delle locali popolazioni umane, offrendo quindi maggiori possibilità di ottenere buoni risultati sotto l'aspetto dello sforzo di campionamento (van der Wall et al. 2015).

La nostra analisi dei dati raccolti dai cittadini ha dimostrato come gli schemi di distribuzione altitudinale di tutte le specie target differiscano dai valori altitudinali medi della superficie complessiva del territorio nazionale italiano. Questa osservazione implica che le segnalazioni delle specie non abbiano seguito uno schema casuale, ma rispondano a diversi schemi distributivi altitudinali specie-specifici. Questi modelli distributivi potrebbero essere influenzati da fattori quali le differenti frequenze di visitazione delle differenti fasce altitudinali da parte dei cittadini. I nostri dati non consentono tuttavia l'analisi di questa ipotesi. I numerosi dati raccolti su *L. cervus*, *M. asper*, *R. alpina* e *P. apollo* hanno consentito di stabilire che i picchi di attività delle specie sono ritardati mediamente di circa 10 giorni su intervalli progressivi di 400 m. Queste informazioni fenologiche di dettaglio non risultano da precedenti studi. Nei paragrafi che seguono, si confronteranno i risultati CS-MIPP con quelli disponibili in letteratura.

I cittadini hanno segnalato *O. eremita* ad altitudini comprese tra 3 e 1.836 m s.l.m. Il limite superiore risulta ben più elevato rispetto a quello riportato in letteratura per l'Italia (Ranius et al. 2005), dove la specie (s.l.) era stata segnalata fino a 1.500 m s.l.m., e, analogamente per Bosnia-Herzegovina (50–1.350 m) e Grecia (100–1.200 m) (Tauzin 1994, Ranius et al. 2005). Va peraltro ricordato come una popolazione di osmoderma sia stata recentemente scoperta in Calabria (Italia meridionale) a circa 2.000

m s.l.m. (Mazzei e Brandmayr, comunicazione personale, 2016). La CS del MIPP ha segnalato *O. eremita* per un intervallo compreso tra il 12 giugno e l'11 settembre, in accordo con i dati italiani presenti nella letteratura e raccolti da Bologna et al. (2016a). Schaffrath (2003) riporta per la Germania periodi di attività compresi tra giugno e l'inizio di agosto, mentre Ranius et al. (2005) indicano a livello pan-europeo limiti fenologici compresi di norma tra luglio e settembre. Va peraltro ricordato come in alcune aree europee (Germania, Slovenia, Italia) sono state riportate segnalazioni per il mese di giugno, e persino reperti isolati tra aprile e maggio (Ranius et al. 2005).

La distribuzione altitudinale di *L. cervus* va da 6 a 1.065 m s.l.m., con più del 65% delle segnalazioni a disotto dei 400 m s.l.m. Questa distribuzione altitudinale è molto simile a quella riportata da Campanaro et al. (2011) dal livello del mare fino a circa 1.000 m s.l.m. In Europa, la specie è presente tra 5 e 1.700 m s.l.m. in Bulgaria (Harvey et al. 2011) ed è generalmente abbondante al di sotto dei 200 m s.l.m. Infine, nel nord della Spagna non sembra essere presente sopra degli 800 m s.l.m. (Alvarez Laó e Alvarez Laó 1995).

In base ai dati CS-MIPP, *L. cervus* è stato osservato tra il 6 maggio e il 17 settembre, periodo più esteso rispetto a quanto riportato dalla maggioranza della letteratura. Fa eccezione lo studio di Vrezec (2008), basato su dati raccolti non sistematicamente e compresi tra il 19 marzo e il 19 settembre. Ad esempio, Campanaro et al. (2016) hanno riportato segnalazioni tra la fine di maggio e la fine di agosto; analogamente Harvey et al. (2011) ricordano date comprese tra il 24 maggio e il 5 agosto. Sprecher Übersax e Dürer (1998) hanno invece osservato *L. cervus* in Svizzera tra il 25 maggio e il 4 luglio.

I dati fenologici CS-MIPP vanno tra la fine di giugno e gli inizi di agosto, con un evidente picco agli inizi di luglio. La maggior parte degli autori è d'accordo sul fatto che in Europa gli adulti di questa specie possono essere osservati tra la metà di giugno e la fine di luglio (e.g., Vrezec 2008, Chiari et al. 2014, Campanaro et al. 2016, Scaccini e Anaclerio 2016, Tini et al. 2017, Bardiani et al. 2017, nel presente volume), con un picco di attività tra la fine di giugno e gli inizi di luglio (Campanaro et al. 2016). I dati CS-MIPP hanno confermato i risultati di precedenti ricerche ecologiche sulla specie (Chiari et al. 2014, Tini et al. 2017, Bardiani et al. 2017, nel presente volume) e hanno dimostrato una evidente correlazione tra fenologia e altitudine. Come nelle aspettative, infatti, ad altitudini più elevate, la lunghezza del periodo di attività decresce, mentre il picco di attività si sposta più avanti nella stagione.

In base ai dati CS-MIPP, *C. cerdo* è stato osservato tra 2 e 1.147 m s.l.m. ma circa l'80% delle osservazioni sono riferite alla fascia altitudinale compresa tra 0 e 400 m s.l.m. Questi limiti altitudinali sono simili a quelli noti per la Francia, dove la specie è citata per siti al di sotto dei 900 m s.l.m. (Horák et al. 2010). I dati CS-MIPP hanno dimostrato come *C. cerdo* sia attivo dal 18 aprile al 30 agosto, con un elevato numero di esemplari osservati tra la fine di maggio e gli inizi di luglio. Nella Penisola Iberica gli adulti di *C. cerdo* sono stati osservati in attività tra gli inizi di maggio e la fine di agosto, mentre nella Spagna sudorientale, dove le temperature medie sono più alte, l'attività degli adulti si svolge tra febbraio e giugno (Peris-Felipo et al. 2011). In Francia gli adulti sono attivi tra giugno e settembre (Bensetti e Gaudillat 2002).

In base ai dati CS-MIPP, *M. asper* è stato osservato tra 2 e 1.870 m s.l.m. Questo intervallo altitudinale è in accordo con quanto riportato da Anonimo (2015) e da Bologna et al. (2016b). Altri autori indicano una quota inferiore per quanto concerne la massima altitudine occupata dalla specie (Romero-Samper e Bahillo 1993, Bringmann 1996, Vrezec et al. 2009). I dati CS-MIPP hanno evidenziato come *M. asper* sia attivo tra l'8 gennaio e il 29 ottobre. Questo periodo, che copre un intervallo temporale di oltre 10 mesi, è risultato molto più esteso rispetto al periodo di attività normalmente riportato in letteratura (López-Vaamonde et al. 1993, Romero-Samper e Bahillo 1993, Bringmann 1996, Drovenik e Pirnat 2003, Polak 2012, Bărbuceanu et al. 2015). Vrezec (2008), che ha analizzato analoghi dati raccolti in modo non sistematico, ha invece trovato che *M. asper* sarebbe attivo per un periodo di lunghezza simile, tra il 2 febbraio e il 30 settembre. Il lungo periodo di attività osservato con l'approccio della CS è in linea con le osservazioni sulla capacità della specie di svernare (Polak 2012, Rossi de Gasperis et al. 2016). Il fatto che il picco di attività della specie sia stato osservato più avanti nella stagione ad altitudini maggiori, mentre la lunghezza del periodo di attività è più breve con l'aumentare dell'altitudine, è in accordo con i principi dell'ecologia, sebbene dati comparabili sulla fenologia di *M. asper* non siano finora stati pubblicati. Si ricorda infine che a "Bosco Fontana" (25 m s.l.m.), in Pianura Padana (nord Italia), il picco di attività della specie è in anticipo rispetto ai dati citati in precedenza, collocandosi tra la metà e la fine di aprile (Hardersen et al. 2017, e dati inediti). Al contrario, i dati di CS del MIPP indicano un picco di attività intorno al 23 maggio in una fascia altitudinale compresa tra 0 e 400 m s.l.m.

In base ai dati CS-MIPP, le osservazioni relative a *R. alpina* indicano la presenza della specie fra 3 e 1.997 m s.l.m., intervallo simile a quello indicato da Lachat et al. (2013) in Europa, dove la specie è diffusa dalle aree costiere fino a circa 2.000 s.l.m. Altri autori indicano limiti inferiori delle quote massime raggiunte dalla specie. Ad esempio, Duelli e Wermelinger (2005) citano la presenza della specie in Svizzera fino a circa 1.500 m s.l.m., come anche la sintesi dei dati bibliografici riportata da Bologna et al. (2016c). I dati di CS-MIPP indicano un'attività degli adulti dal 13 maggio al 17 settembre, con il più elevato numero di osservazioni tra gli inizi di luglio e la fine di agosto. Questi dati sono simili a quelli presentati da Vrezec (2008) per la Slovenia, basati anch'essi su osservazioni raccolte in modo non sistematico. *R. alpina* è stata osservata in attività tra il 4 maggio e il 22 settembre, con il 50% delle osservazioni concentrate tra il 14 luglio e l'8 agosto. Le analisi hanno dimostrato come anche nel caso di *R. alpina* il picco di attività alle altitudini più elevate si verifichi più avanti nella stagione.

In base ai dati CS-MIPP, la farfalla *L. achine* è stata osservata tra il 2 giugno e il 1 agosto, con la maggior parte delle segnalazioni compresa tra la metà di giugno e l'inizio di luglio. Questa fenologia corrisponde a quanto riportato in Italia, per il Veneto, da Bonato et al. (2014), che indicano come la specie sia stata osservata frequentemente tra la metà di maggio e gli inizi di luglio. I dati CS-MIPP indicano la presenza della specie tra 179 m e 1.526 m s.l.m., un intervallo simile a quello (300–1.430 m) riportato per il Veneto da Bonato et al. (2014) e per le Alpi italiane da Villa et al. (2009) che segnalano un limite massimo di 1.600 m s.l.m. Anche Tolman e Lewington (2008) indicano un

intervallo altitudinale di presenza piuttosto simile (200-1.500 m s.l.m.) per l'Europa in generale.

In base ai dati CS-MIPP, la farfalla *P. apollo* è presente nell'intervallo compreso tra 722 m e 2.252 m s.l.m., similmente a quanto noto per l'Italia (600-2.300 m s.l.m.) (Villa et al., 2009) e in generale, per l'intero areale europeo (Tolman e Lewington 2008). Le osservazioni per il Veneto indicano tuttavia quote leggermente inferiori, da 400 a 2.000 m s.l.m. (Bonato et al. 2014). La specie è stata osservata dal 24 maggio al 9 settembre; il più elevato numero di segnalazioni si verifica tra metà luglio e metà agosto. Tale fenologia è molto simile a quella del Veneto, dove gli adulti sono stati osservati tra il 13 maggio e il 10 settembre, con un picco nella seconda metà di luglio (Bonato et al. 2014). Il picco di attività di *P. apollo*, secondo i dati CS-MIPP, sembra essere ritardato dall'aumento dell'altitudine, tendenza che non risulta essere stata segnalata prima di oggi.

I dati CS-MIPP congiunti sulle farfalle del gruppo *Z. cassandra / polyxena* indicano una distribuzione altitudinale dal livello del mare a 1.482 m, con il 68% delle segnalazioni in siti al di sotto dei 400 m s.l.m. Questi dati sono in linea con quelli pregressi per la regione Veneto, dove le farfalle del genere *Zerynthia* sono state segnalate dalla pianura fino a circa 1.200 m s.l.m. (Bonato et al. 2014). Tolman e Lewington (2008) hanno riportato la presenza di *Z. polyxena* (sensu lato) tra 0 e 1700 m s.l.m., anche se generalmente tende a trovarsi sotto i 900 m. Villa et al. (2009) indicavano la presenza di *Z. polyxena* (s.l.) fino a circa 1.000 m s.l. Secondo i dati CS MIPP (congiunti fra le due specie), la segnalazione più precoce è stata il 9 marzo (2016), mentre la più tardiva è stata il 30 giugno (2014), mentre il massimo numero di osservazioni è caduto tra i primi di aprile e i primi di maggio.

Infine, sempre in base ai dati CS-MIPP, *S. pedo* è stata segnalata tra 90 e 860 m s.l.m.; tuttavia l'esiguo numero di reperti (n= 7) non consente analisi significative dei dati.

In generale, il picco di attività è risultato essere più tardivo alle quote più elevate, con uno spostamento in avanti nella stagione di circa 10 giorni su circa 400 m di incremento altitudinale. Nei due casi in cui il programma di CS del MIPP ha permesso la raccolta di un grande numero di segnalazioni (*L. cervus*, *M. asper*), rispettivamente 604 e 476, la lunghezza del periodo di attività è risultata più breve in relazione all'aumento dell'altitudine dei siti di presenza. Queste indicazioni risultano di notevole importanza per programmare i protocolli di monitoraggio a scala locale, in quanto forniscono indicazioni significative sulla tempistica ottimale e la durata complessiva dei periodi annuali di monitoraggio alle differenti altitudini (Bardiani et al. 2017, Hardersen et al. 2017).

In generale, i dati CS-MIPP, sebbene raccolti in modo non sistematico, hanno consentito di analizzare la distribuzione altitudinale e la fenologia almeno per quelle specie che sono state oggetto di un cospicuo numero di segnalazioni. Analogamente, Zapponi et al. (2017) hanno dimostrato come i progetti di CS possano fornire dati affidabili di distribuzione anche per specie poco conosciute ma con elevate priorità di conservazione. Vrezec (2008) ha utilizzato con successo dati raccolti in modo non sistematico per inferenze sulla fenologia di alcune specie di coleotteri saproxilici. Schmeller et al. (2009) hanno riportato come i protocolli di raccolta dati basati sulla CS possano pro-

durre risultati oggettivi. La creazione e il mantenimento di una rete di CS funzionale su larga scala è un processo pluriennale che necessita di importanti investimenti al fine di assicurare la sua operatività e funzionalità, la sua espansione e la sostenibilità nel tempo (Delaney et al. 2008).

Nell'insieme, i nostri risultati hanno confermato come un approccio di CS, se basato su un adeguato sforzo di disseminazione e divulgazione, rappresenta uno strumento affidabile per ottenere dati sulla distribuzione e sulla fenologia di specie rare e protette, per le quali una conoscenza estesa a vasti ambiti territoriali (ad esempio a livello nazionale) può risultare mancante o incompleta. Il principale vantaggio dell'approccio della CS in campo entomologico è rappresentato dal fatto che la raccolta dei dati non parte da assunzioni preconcepite e che può quindi fornire dati e nuovi siti di presenza sulle specie target del tutto inattesi anche dagli specialisti.

## Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato sviluppato nell'ambito del progetto europeo LIFE11 NAT/IT/000252, con il contributo dello strumento finanziario LIFE della Comunità Europea. Gli autori ringraziano lo staff del progetto MIPP e le numerose istituzioni coinvolte: Comando Unità Tutela Forestale Ambientale ed Agroalimentare Carabinieri (CUTFAA, Roma); Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria Difesa e Certificazione; Università di Roma La Sapienza, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie; Università Roma Tre, Dipartimento di Scienze; Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare; Regione Lombardia. Gli autori sono grati allo staff dei Raggruppamenti per la Biodiversità di Pratovecchio, Castel di Sangro e Punta Marina. Inoltre, ringraziano Martina Saporiti, incaricata delle relazioni con i media del Progetto MIPP e Roberto Budinho, per l'aiuto nell'analisi geografica dei dati. Si ringraziano anche Stefano Martellos (università di Trieste) e un anonimo revisore per i loro costruttivi commenti.

Il presente lavoro non avrebbe visto la luce senza la collaborazione dei cittadini che hanno segnalato sul territorio nazionale la presenza delle nove specie target del progetto MIPP. Riportiamo, ringraziandoli, i loro nomi o i loro "nick names" registrati sul sito WEB del progetto MIPP: A. Frattura, achille peri, ade, Adele Bordoni, Adriano De Faveri, Agotrip, Alberto Gaburro, Ale Forti, ale.riccieri, Aleks, Alessandra, Alessandra Ferrari, Alessandro, Alessandro Alterini, Alessandro Benzoni, Alessandro Bloise, Alessandro Fiorillo, Alessandro Foscari, Alessandro Noacco, Alessandro Rapella, Alessia, Alessia De Lorenzis, Alessia Valmorbida, Alessio Giovannini, alex, Alexandra Mareschi, alice, Alvaro, Amalia Tantalo, AmbraS, Andalamala, Andrea, Andrea Baldi, Andrea Caboni, Andrea Pulvirenti, Andrea Scala, Andrea Verdelli, Andrea21190, andreaungaro, Angela Tomei, Angelica lippolis, Angelina Iannarelli, Anna, Anna Bia, Anna Biasotto, Anna Fracassi, Anna Maria Raineri, anna moratti, annamantomery, Annavittoria Bruschi, Annina, Annino Petrella, Antonella, Antonino, Antonino Calderone, Antonio, Antonio Borgo, antonio damato, Antonio Milione, Antonio Monaco, Antonio

Sicuro, aquila41, Ausf Napoli, Barbara, barbera antonio, bcgsfn, Benedetta e Alessandro, Bernardo Reolon, betelges, Betta petro, Bolla, Bruno Massa, Bruno Petriccione, Cadoni Luciano, Calogero Lombardo, camaldolese, candida, Capaldi Giovanni Francesco, Carla Corazza, Carla La Barbera, carlo, Carloccia, Carlotta Leone, Carmelo, casadelmonte, cbellari, ccdc, cecca312, celeste, Cesare Sent, CfS Posto fisso UTB Pieve S. Stefano, CFS San Godenzo, Charles, checco, chiandet, Chiara, Chiara Giraud, Chiara L., chiara moretti, Chiara zorretto, chiarag86, ChondroCasteddu, chopper, Christian Gervasoni, CiakNatura, ciliegia, cirucci, classe II B Scuola Primaria Turolfo Tolmezzo, Claudia, Claudio berselli, Claudio Cagnan, claudio necci, Claudio Nieddu, Cocci Marco, coleottero, Cooperativa In Quietè - Foreste Casentinesi, Corrado Zanini, Cosimo, cosmin latan, Costantino, cristian.1977, Cristiana Cocciufa, Cristiana Merli, Cristina, Cristina Lamana Sanz, Cristina Martellotti, Cutone Luciano, Cuzziol Simone, daghaffio, dagonet, Damianvalerio Barca, daniel parkour, Daniela, Daniela Frattura, Daniele Birtele, Daniele Di Santo, Daniele Nasci, Daniele Salvi, DaniGP, Dario Cancian, dav, David GuixÀ©, davide, Davide Mosetti, Davide Scaccini, davideboz, Debora Pelosi, Denise, Destroyer99, detta, Dianne Poulin, Diego Giacomuzzi, Diego Lunardi, Dilkia, Dino Caliaro, domenico, Domenico vinci, Domenico Vitale, dusky&checco, E.Cavallini, edo, Eduardo Quarta, Edy, efisio cabula, El Griso, Elena, Elena Lupoli, Elena vigano, eli mordasini, Eliaferro, elipela, Elisa, Elisa Mangolini, elisa leger, Elisa Torretta, Elisabetta, Elvire, Emanuela, emanuela c., emanuela vanda, Emanuele, emanuele lucioli, Emilia, Emilio, Emilio Acone, Emma Minari, Enrico, Enrico Busato, Enrico Dolgan, enrico.fr, Eraldo Bocca, Ermes Fuzzi, Eugenio Ferrari, F.D.S., fabiana, Fabio, Fabio Cianferoni, Fabio Garzuglia, Fabio Marconcini, Fabio Mastropasqua, fabio romiti, FabioMinati, fabrichris, Fabrizio, Fabrizio Bulgarini, Fausto Leandri, Fede, Federica, Federica Candelato, Federica Valli, Federico, Federico Romiti, federico80, federicocastellano, Felice Puopolo, ferrogt, Ferron Giancarlo, Filippo La Civita, Fioretto Mauro, Flavio, Flavio Marzialetti, -FRA'-, FraMars, France, Francesca, Francesca Galli, francesca graziani, Francesca Mattei, Francesca Tantalo, francesca26, francesco, Francesco Boldrin, francesco cancellieri, Francesco Chiappetta, Francesco e Edoardo Pozzi, Francesco Ferreri, francesco iacoella, francesco maria sabatini, Francesco Paoli, Francesco Pilat, francesco rossi, Francesco Tortorici, franco, franco amata, FraPinUTBCZ, frignano, Fulvio Fraticelli, Fulvio Tolazzi, Gabriele, Gabriele Bano, Gabriele Cristiani, gabriele oddi, Gabriele Semboloni, gabriele senczuk, Gabriella Marconi, Gabrio Alberini, gaetano lombardo, gaia.marani, genzano2014, germano, Germano Commessatti, Germano Ferrando, Gessica, Giacomo Bruni, Giacomo Galli, Giampiero Tirone, Giampio D'Amico, Gian Luca Tonelli, Gianantonio Governatori, Giancarlodidio, gianluca bonavigo, Gianluca Doremi, Gianluca Governatori, Gianluca Marchi, gianluca scaglioni, Gianni Ciabattini, Gianni De Marco, Gianni De Marco 2, Gil, Gilli, ginger, Gino, giomatLTER, giorgia, Giorgiangela, Giorgio, Giorgio de Simon, Giorgio Mariottini, Giorgio Venturini, giosue08, Giovanna Misiano, Giovanna Saija, Giovanni, Giovanni Bettacchioli, Giovanni Degrati, Giovanni Magno, Giovanni Corbino, Giulia Albani Rocchetti, Giulia Assogna, Giulia Leonarduzzi, Giulia Ricciardi, giuliaflowers, GiuliaLuzi, giuliana, Giulio, Giulio Pic-



chi, Giuseppe Cillis, Giuseppe Cosenza, Giuseppe Martino, Giuseppe Parenti, Giuseppe Saba, Giuseppe Volta, grazia salvadori, Graziana Talamonti, Gregory, guernica, Guglielmotti M. Teresa - CFR FVG, guido granello, hulotte, Il tornia, ilaria, Ilaria Alice Muzzolon, Ilaria Filippone, Ilaria Franco, Ilaria Zappitelli, Inge, insettoprogetto, Irene lisi, Ivan Mattana, Ivan Mazzon, Ivano, Ivo Pecile, Jacopo Cristoni, Jacopo Cuciolillo, Juliane, Kajetan Kravos, katebog, KatonÃ¿nÃ¿ KovÃ¿cs Erika, Katty Giacomini, kekko, kinny, L.M., Laga, lara, laura, Laura Riva, laura roca, Laura Spada, Laurent Sonet, Ibertoldi, lelly\_chelli?, leo, leo.pacenti, leon, Leonardo Gelli, Leonardo Paolo Lastilla, leonardoancillotto, Leonetti Daniele, leosong, Letizia Di Biase, Letterio Ferrara, liana, Lidia follesa, Lijsje, linda, lisa causin, livia ferrante, Livia M, livza, Lore-dana Olivieri, Lorenzi Alberto e Ferron Giancarlo, Lorenzo, Lorenzo Panella, Lorenzo Petrizzelli, Lorenzo Rapa, Lorenzo72, Loreto Giordani, Loris Matani, luca, Luca Bartolozzi, luca coppari, Luca Girauda, Luca Paglia, Luca Fabrizio, luca gio, Luca Gallitelli, lucagio, Lucia Eusepi, Luciano, Luciano Caporale, Luciano cutone, luciob, luigi, Luigi Vatta, Luisa Tomarelli, lukeddu, lupi, lupo85, Mae, Makka, Manuela, Marcello Casetta, Marcello Miozzo, Marco, Marco Antonelli, Marco Azzusi, Marco Bascietto, Marco Chiarini, Marco Corradi, Marco Del Principe, Marco Di Lenardo, Marco Doneda , Marco Falconi, Marco Giovanardi, Marco Lucchesi, Marco Maggesi, marco mattei, marco mencuccci, marco muraro, Marco Uliana, Marco Vaccari, Marco Villani, marco632, marco64, marco70, marcobaldini66, MarcoBaldo, Marcodaga, Marcogallo, MarcoMolfini, marcone, Mare, Margherita Norbiato, Maria, maria ida spinaci, Maria Teresa Cernoia, Maria Trombetta, Maria-Caterina Sighel, Mariangela, marianna, Mariano Ciaravolo, maricozza, Marilena Izzo, Marino Bellini, mario, Mario D'Agostino, Mario Posillico, Mario Romano, marta villa, martina, Martino Vallazza, Massaro Franco, Massimiliano, Massimiliano Centorame, Massimiliano Luppi, Massimiliano Pitea, Massimiliano Proietti, MassimilianoA, Massimo, Massimo Pettavino, Massimo Tessiore, massishots, Matteo, Matteo Magnani, Matteo Silvestri, mattia sterza, Maurizio Brunelli, Maurizio Di Marco, Maurizio Mercati, Maurizio Sighele, Maurizio Teruzzi, Maurizio Toniolo, mauro, Mauro Barbazza, Mauro Caldana, Mauro Fabbro , mauro menghini, Mauro Varaschin, maz, mela, mellow, mercury27, micans, michele, Michele Cassol, Michele Dall'O', Michele forestaumbra, Michele Iannizzotto, Michele Selis, Mick Allen, micmas, micpera, Midori7, \_milo\_, mippnik85, Mirco Per-villi, miri, modigliani, Moreno Nalin, Mureddu Costantino, Natalia, Nicholas, nic-nan, Nico, Nicola Bartolone, Nicola Destefano, Nicola Di Ponzio, Nicola Mazzolini, Nicola Regine, NicolÃ¿ Borgianni, Nicolix84, nube che corre, nunzioalessandrolippa, Omar, Ornella Sclauzero, Oryctes, Paola, paola candotti, paola di falco, Paola Paolicchi, paolafazzi, paolarosini, Paolo Casula, paolo marenzi, Paolo Tizzoni, PaoloV, paperinik, Pasquale Buonpane, Patrizia DelCol, Paul A. Smith, Perla Cateni, persial, Peter, Petit Matteo, Petrucci stefano, phileas, piacerematteo, Piergiorgio Branca, Pierpaolo Sassano, Pietro Vio, pino, Pino Marrocco, Pisegna Giovanna, ponza, prova, psycho lush, puffetta, quesito, RacheleN, remo, retlav, Reziero, ricca miche, riccardo, Riccardo Bartoli, Riccardo Bonazzo, Riccardo Galbiati, Riccardo Mancinone, Riccardo Missagia, Riccardo Santoro, RiccardoPoli, Richardsson, Riserva Naturale Cratere degli Astroni - Andrea Vitolo, Rita, Roberta, Roberta Formentini, Roberta Morselli, Roberta rigo cfr,

robertino81, Roberto, Roberto Rinaldi Cooperativa SO.R.T. Opi (AQ), roberto.ciafaroni, Robi, Roby, rocco viggiani, roma rossano , Romanin Celeste, rosaria , Rosella. Salari, Rossi Enrico Annibale, rossi giovanni, rosy fezzardi, Sabba, Sabine Ment, Salvatore, Salvatore Caiazza, Salvatore campanaro, Salvatore Ferraro, salvatore Murgia, Salvatore Travagliante, sam200176, Samantha De Bernardin, Samuele, sandro 57, sara, Sara Barbarossa, Sara Castiglia, Sara Ceccoli, Sara Petracchini , sarettacon, SarettaConnor, Sari, saverio, Saverio Rocchi, scarso.federico, Sebastian k., Sebastian kr., sere876, Serena Corezzola, Sergio Muratore, Sergio Pagani, Silvia Biondini, Silvia Biscaccianti, silvia furlan, silvia romano, silvio valenti, Simona Spaziani, Simonazzi Fabio, Simone Duranti, Simone Giovacchini, Simone Marcato, Simone Sabatelli, Simonr, simottico, Spider691, sslinky, Stazione Forestald di Seneghe, Stazione Forestale Oschiri (Sardegna), Stefania, Stefania Agresti, Stefanie Hermesen, Stefano Belacchi, Stefano Bigiarini, , Stefano Ghiano, Stefano mancinelli, Stefano Piazzini, Stefano Tito, Stefano Tribuzi, Stella, Strato2006, Strider, SuperSimo, tama, tamara, Tamburini Pietro, TeoStone, Thomas, tipula, TizNordEst, Tjitske Lubach, Tommaso Baldrati, Tonci.m, tonino, Tony la spina, tore62, Totonno, tribal71, ttttt, Tuomaz Mauro, UTB Foresta Umbra, Valar, Valentina, Valentina Carracoi, Valentina Amorosi, Valentina Colaoni, Valentino Galasso, Valentino Mastrella, valeria, Valy, vega, veronica, vicente avola, vilmavla, Virgilio Caleca, Vito78, Vittorio Sandoni, viviana , viza, Vlad, Vulcano13, Walter Romanelli, willy, wolf1983, xxxx, yuri2001, zamarian rosanna, Ziguli.



Con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea.

## Bibliografia

- Álvarez Laó CM, Álvarez Laó DJ (1995) Análisis de la mortalidad de ciervos volantes *Lucanus cervus* en carreteras asturianas. Boletín de Ciencias de la Naturaleza – Real Instituto De Estudios Asturianos 43: 15–25.
- Anonimo (2015) Operativna Programa “OKOLNA Sreda 2007- 2013 G.” Proekt “Terenni prouchvaniya na razprostranenie na vidove / otsenka na sŭstoyaniето na vidove i khabitati na teritoriyata na tsyalata strana – I faza”: 1–14.
- Bărbuceanu D, Niculescu M, Boruz V, Niculescu L, Stoleriu C, Ursu A (2015) Protected saproxylic Coleoptera in “the Forests in the southern part of the Căndești Piedmont”, a Romanian Natura 2000 Protected Area. Analele Universității din Craiova, seria Agricultură Montanologie Cadastru (Annals of the University of Craiova - Agriculture, Montanology, Cadastre Series) 45: 18–25.
- Bardiani M, Chiari S, Maurizi E, Tini M, Toni I, Zauli A, Campanaro A, Carpaneto GM, Audisio P (2017) Guidelines for the monitoring of *Lucanus cervus*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles

- protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 37–78. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12687>
- Bensetti F, Gaudillat V (2002) *Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire – Tome 7 : Espèces animales*. La documentation Française, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 1–353.
- Boakes EH, Gliozzo G, Seymour V, Harvey M, Smith C, Roy DB, Haklay M (2016) Patterns of contribution to citizen science biodiversity projects increase understanding of volunteers' recording behaviour. *Scientific reports*. 6. <https://doi.org/10.1038/srep33051>
- Bologna MA, Rovelli V, Zapparoli M (2016a) *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Scarabeo eremita), *O. italicum*, *O. cristinae*. In: Stoch F, Genovesi P (Eds) *Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali*. ISPRA, Serie Manuali e linee guida: 141/2016, Roma, 64–65.
- Bologna MA, Rovelli V, Zapparoli M (2016b) *Morimus asper funereus* (Sulzer, 1776) (Morimo funereo). In: Stoch F, Genovesi P (Eds) *Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali*. ISPRA, Serie Manuali e linee guida: 141/2016, Roma, 76–77.
- Bologna MA, Rovelli V, Zapparoli M (2016c) *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Rosalia alpina). In: Stoch F, Genovesi P (Eds) *Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali*. ISPRA, Serie Manuali e linee guida: 141/2016, Roma, 74–75.
- Bordogna G, Carrara P, Criscuolo L, Pepe M, Rampini A (2014) A linguistic decision making approach to assess the quality of volunteer geographic information for citizen science. *Information Sciences* 258: 312–327. <https://doi.org/10.1016/j.ins.2013.07.013>
- Bonato L, Uliana M, Beretta S (2014) *Farfalle del Veneto – Atlante distributivo*. Regione Veneto, Fondazione Musei Civici di Venezia, Marsilio Editori, Venezia, 1–391.
- Bonney R, Cooper CB, Dickinson J, Kelling S, Phillips T, Rosenberg KV, Shirk J (2009) Citizen Science: A Developing Tool for Expanding Science Knowledge and Scientific Literacy. *BioScience* 59: 977–984. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.9>
- Bringmann HD (1996) Die *Morimus*- und *Acanthoderes*-Arten Bulgariens (Col., Cerambycidae). *Entomologische Nachrichten und Berichte* 40: 237–239.
- Campanaro A, Bardiani M, Spada L, Carnevali L, Montalto F, Antonini G, Mason F, Audisio P (2011) *Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell'entomofauna saproxilica*. Quaderni Conservazione Habitat 6, Cierre Grafica, Verona, 1–8. [+CD-ROM]
- Campanaro A, Redolfi De Zan L, Hardersen S, Antonini G, Chiari S, Cini A, Mancini E, Mosconi F, Rossi de Gasperis S, Solano E, Bologna MA, Sabbatini Peverieri G (2017) Guidelines for the monitoring of *Rosalia alpina*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) *Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe*. *Nature Conservation* 20: 165–203. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12728>
- Campanaro A, Zapponi L, Hardersen S, Méndez M, Al Fulaij N, Audisio P, Bardiani M, Carpaneto GM, Corezzola S, Della Rocca F, Harvey D, Hawes C, Kadej M, Karg J, Rink M, Smolis A, Sprecher E, Thomaes A, Toni I, Vrezec A, Zauli A, Zilioli M, Chiari S (2016) European monitoring protocol for the stag beetle, a saproxylic flagship species. *Insect Conservation and Diversity* 9: 574–584. <https://doi.org/10.1111/icad.12194>

- Carpaneto GM, Campanaro A, Hardersen S, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F (2017) The LIFE Project “Monitoring of insects with public participation” (MIPP): aims, methods and conclusions. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxyllic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20: 1–35. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.35.12761>
- Chiari S, Zauli A, Campanaro A, Donzelli PF, Romiti F, Svensson GP, Tini M, Audisio P, Carpaneto GM (2014) Monitoring presence, abundance and survival probability of the stag beetle, *Lucanus cervus*, using visual and odour-based capture methods: implications for conservation. Journal of Insect Conservation 18: 99–109. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9618-8>
- Dappporto L (2010) Speciation in Mediterranean refugia and post-glacial expansion of *Zerynthia polyxena* (Lepidoptera, Papilionidae). Journal Of Zoological Systematics And Evolutionary Research 48: 229–237.
- Davis AK, Dyer LA (2015) Long-term trends in eastern North American monarch butterflies: a collection of studies focusing on spring, summer, and fall dynamics. Annals of the Entomological Society of America 108: 661–663. <https://doi.org/10.1093/aesa/sav070>
- Deguines N, Julliard R, de Flores M, Fontaine C (2012) The whereabouts of flower visitors: contrasting land-use preferences revealed by a country-wide survey based on citizen science. PLoS ONE 7: 1–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045822>
- Delaney DG, Sperling CD, Adams CS, Leung B (2008) Marine invasive species: validation of citizen science and implications for national monitoring networks. Biological Invasions 10: 117–128. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9114-0>
- Devictor V, Whittaker RJ, Beltrame C (2010) Beyond scarcity: citizen science programmes as useful tools for conservation biogeography. Diversity and Distributions 16: 354–362. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00615.x>
- Donnelly A, Crowe O, Regan E, Begley S, Caffarra A (2014) The role of citizen science in monitoring biodiversity in Ireland. International Journal of Biometeorology 58: 1237–1249. <https://doi.org/10.1007/s00484-013-0717-0>
- Drovenik B, Pirnat A (2003) Strokovna izhodišča za vzpostavljanečje omrežja NATURA 2000 (Hrošči – Coleoptera). Biološki inštitut Jovana Hadžija ZRC SAZU, Ljubljana, 1–88.
- Duelli P, Wermelinger B (2005) *Rosalia alpina* L.: Un Cerambicide raro ed emblematico. Sherwood 114: 19–23.
- Fox R, Oliver TH, Harrower C, Parsons MS, Thomas CD, Roy DB (2014) Long-term changes to the frequency of occurrence of British moths are consistent with opposing and synergistic effects of climate and land-use changes. Journal of Applied Ecology 51: 949–957. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12256>
- Gardiner MM, Allee LL, Brown PMJ, Losey JE, Roy HE, Smyth RR (2012) Lessons from lady beetles: accuracy of monitoring data from US and UK citizenscience programs. Frontiers in Ecology and the Environment 10: 471–476. <https://doi.org/10.1890/110185>
- Graham EA, Henderson S, Schloss A (2011) Using Mobile Phones to Engage Citizen Scientists in Research. Eos 92: 313–315. <https://doi.org/10.1029/2011EO380002>
- Haklay M (2013) Citizen Science and Volunteered Geographic Information – overview and typology of participation. In: Sui DZ, Elwood S, Goodchild MF (Eds) Crowdsourcing geographic

- knowledge: Volunteered Geographic Information (VGI) in theory and practice. Springer, Berlin, 105–122. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4587-2\\_7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4587-2_7)
- Hardersen S, Bardiani M, Chiari S, Maura M, Maurizi E, Roversi PF, Mason F, Bologna MA (2017) Guidelines for the monitoring of *Morimus asper funereus* and *Morimus asper asper*. In: Campaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20: 205–236. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12676>
- Harvey DJ, Gange AC, Hawes CJ, Rink M (2011) Bionomics and distribution of the stag beetle, *Lucanus cervus* (L.) across Europe. Insect Conservation and Diversity 4: 23–38. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00107.x>
- Hochachka WM, Fink D, Hutchinson R, Sheldon D, Wong W-K, Kelling S (2012) Data-intensive science applied to broad-scale citizen science. Trends in Ecology & Evolution 27: 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.11.006>
- Howard E, Davis AK (2009) The fall migration flyways of monarch butterflies in eastern North America revealed by citizen scientists. Journal of Insect Conservation 13: 279–286. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9169-y>
- Horák J, Büche B, Dodelin B, Alexander K, Schlaghamersky J, Mason F, Istrate P, Méndez M (2010) *Cerambyx cerdo*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010. <http://http://www.iucnredlist.org/details/4166/1> [downloaded on 28.02.2016]
- Jue DK, Daniels JC (2015) A successful model for citizen scientist involvement in building a statewide at-risk butterfly database. Journal of Insect Conservation 19: 421–431. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9733-6>
- Kadoya T, Ishii HS, Kikuchi R, Suda SI, Washitani I (2009) Using monitoring data gathered by volunteers to predict the potential distribution of the invasive alien bumblebee *Bombus terrestris*. Biological Conservation 142: 1011–1017. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.012>
- Kobori H, Dickinson JL, Washitani I, Sakurai R, Amano T, Komatsu N, Kitamura W, Takagawa S, Koyama K, Ogawara T, Miller-Rushing AJ (2016) Citizen science: a new approach to advance ecology, education, and conservation. Ecological Research 31: 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1314-y>
- Kremen C, Ullman KS, Thorp RW (2011) Evaluating the quality of citizen-scientist data on pollinator communities. Conservation Biology 25: 607–617. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01657.x>
- Lachat T, Ecker K, Duelli P, Wermelinger B (2013). Population trends of *Rosalia alpina* (L.) in Switzerland: a lasting turnaround?. Journal of Insect Conservation 17: 653–662. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9549-9>
- López-Vaamonde C, Pino-Pérez JJ, Martínez-Fernández A, Fernández Abelleira JC, Devesa-Regueiro S (1993) Contribución al conocimiento de los Cerambycidae Latreille, 1804 de interes forestal (I): *Morimus asper* (Sulz., 1776) en Galicia (Coleóptera, Polyphaga). Congreso Forestal Español, Lourinzán, I. Ponencias y comunicaciones 3: 317–322.
- Lovell S, Hamer M, Slotow R, Herbert D (2009) An assessment of the use of volunteers for terrestrial invertebrate biodiversity surveys. Biodiversity and Conservation 18: 3295–3307. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9642-2>

- Mason F, Roversi PF, Audisio P, Bologna MA, Carpaneto GM, Antonini G, Mancini E, Sabbatini Peverieri G, Mosconi F, Solano E, Maurizi E, Maura M, Chiari S, Sabbatelli S, Bardiani M, Toni I, Redolfi De Zan L, Rossi de Gasperis S, Tini M, Cini A, Zauli A, Nigro G, Bottacci A, Hardersen S, Campanaro A (2015) Monitoring of insects with public participation (MIPP; EU LIFE project 11 NAT/IT/000252): overview on a citizen science initiative and a monitoring programme (Insecta: Coleoptera; Lepidoptera; Orthoptera). *Fragmenta Entomologica* 47: 51–52. <https://doi.org/10.4081/fe.2015.134>
- Matteson KC, Taron DJ, Minor ES (2012) Assessing citizen contributions to butterfly monitoring in two large cities. *Conservation Biology* 26: 557–564. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01825.x>
- Maurizi E, Campanaro A, Chiari S, Maura M, Mosconi F, Sabatelli S, Zauli A, Audisio P, Carpaneto GM (2017) Guidelines for the monitoring of *Osmoderma eremita* and closely related species. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxyllic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 79–128. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12658>
- Newman G, Wiggins A, Crall A, Graham E, Newman S, Crowston K (2012) The future of citizen science: emerging technologies and shifting paradigms. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 298–304. <https://doi.org/10.1890/110294>
- Oberhauser KS, Prysby MD (2008) Citizen science: creating a research army for conservation. *American Entomologist* 54: 97–99. <https://doi.org/10.1093/ae/54.2.103>
- Parmesan C, Ryrholm N, Stefanescu C, Hill JK, Thomas CD, Descimon H, Huntley B, Kaila L, Kullberg J, Tammaru T, Tennent WJ, Thomas JA, Warren M (1999) Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399: 579–583. <https://doi.org/10.1038/21181>
- Peris-Felipo FJ, Falcó-Garí JV, Jiménez-Peydró R (2011) The diversity of Cerambycidae in the protected Mediterranean landscape of the Natural Park of Carrascal de La Font Roja, Spain. *Bulletin of Insectology* 64: 87–92.
- Polak S (2012) Phenology and mating behaviour of *Morimus funereus* (Coleoptera, Cerambycidae). In: Maja J (Ed.) Saproxyllic beetles in Europe: monitoring, biology and conservation. *Studia Forestalia Slovenica* 137: 43–52.
- Polgar CA, Primack RB, Williams EH, Stichter S, Hitchcock C (2013) Climate effects on the flight period of lycaenid butterflies in Massachusetts. *Biological Conservation* 160: 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.024>
- Raddick JM, Bracey G, Gay PL, Lintott CJ, Murray P, Schawinsky K, Szalay AS, Vandenberg J (2010) Galaxy Zoo: exploring the motivations of citizen science volunteers. *Astronomy Education Review* 9:1 <https://doi.org/10.3847/AER2009036>
- Ranius T, Aguado LO, Antonsson K, Audisio P, Ballerio A, Carpaneto GM, Chobot K, Gjurašin B, Hanssen O, Huijbregts H, Lakatos F, Martin O, Neculiseanu Z, Nikitsky NB, Pail W, Pirnat A, Rizun V, Ruicănescu A, Stegner J, Süda I, Szwalko P, Tamutis V, Telnov D, Tsinevich V, Versteir V, Vignon V, Vögeli M, Zach P (2005) *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation* 28: 1–44.
- Ratnieks FLW, Schrell F, Sheppard RC, Brown E, Bristow OE, Garbuzov M (2016) Data reliability in citizen science: learning curve and the effects of training method, volunteer background and



- experience on identification accuracy of insects visiting ivy flowers. *Methods in Ecology and Evolution* 10: 1226–1235. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12581>
- Redolfi De Zan L, Bardiani M, Antonini G, Campanaro A, Chiari S, Mancini E, Maura M, Sabatelli S, Solano E, Zauli A, Sabbatini Peverieri G, Roversi PF (2017) Guidelines for the monitoring of *Cerambyx cerdo*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 129–164. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12703>
- Romero-Samper J, Bahillo P (1993) Algunas observaciones sobre la distribución y biología de *Morimus asper* (Sulzer, 1776) (Coleoptera: Cerambycidae) en la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 17: 103–122.
- Rossi de Gasperis S, Passacantilli C, Redolfi De Zan L, Carpaneto GM (2016) Overwintering ability and habitat preference of *Morimus asper*: a two-year mark-recapture study with implications for conservation and forest management. *Journal of Insect Conservation* 20: 821–835. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9913-7>
- Scaccini D, Anaclerio M (2016) *Lucanus cervus* (Coleoptera: Lucanidae) sampling during its flight period in Northern Italy: data from an ongoing survey in an oak forest. *Bulletin van de Koninklijke Belgische Vereniging voor Entomologie* 152: 163–167.
- Schaffrath U (2003) Zur Lebensweise, Verbreitung und Gefährdung von *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Scarabaeoidea, Cetoniidae, Trichiinae). *Philippia* 10: 157–248.
- Schmeller DS, Henry PY, Julliard R, Gruber B, Clobert J, Dziock F, Lengyel S, Nowicki P, Deri E, Budrys E, Kull T, Tali K, Bauch B, Settele J, Van Swaay C, Kobler A, Babij V, Papastergiadou E, Henle K (2009) Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe. *Conservation Biology* 23: 307–316. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01125.x>
- Solano E, Mancini M, Ciucci P, Mason F, Audisio P, Antonini G (2013) The EU protected taxon *Morimus funereus* Mulsant, 1862 (Coleoptera: Cerambycidae) and its western Palaearctic allies: systematics and conservation outcomes. *Conservation Genetics* 14: 683–69. <https://doi.org/10.1007/s10592-013-0461-3>
- Sprecher-Übersax E, Dürer H (1998) Über das Vorkommen des Hirschkäfers (*Lucanus cervus* L.) in der Region Basel. *Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel* 48: 142–166.
- Tauzin P (1994) Le genre *Osmoderma* Le Peletier et Audinet-Serville 1828 (Coleopt., Cetoniidae, Trichiinae, Osmodermatini): systématique, biologie et distribution. Première partie. *L'Entomologiste* 50: 195–214.
- Teacher AGE, Griffiths DJ, Hodgson DJ, Inger R (2013) Smartphones in ecology and evolution: a guide for the app-rehensive. *Ecology and Evolution* 3: 5268–5278. <https://doi.org/10.1002/ece3.888>
- Theobald EJ, Ettinger AK, Burgess HK, DeBey LB, Schmidt NR, Froehlich HE, Wagner C, HillerisLambers J, Tewksbury J, Harsch MA, Parrish JK (2015) Global change and local solutions: tapping the unrealized potential of citizen science for biodiversity research. *Biological Conservation* 181: 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.021>
- Tini M, Bardiani M, Chiari S, Campanaro A, Maurizi E, Toni I, Mason F, Audisio P, Carpaneto GM (in press) Use of space and dispersal ability of a flagship saproxylic insect: a telemetric study of the stag beetle (*Lucanus cervus*) in a relict lowland forest. *Insect Conservation and Diversity*.
- Tolman T, Lewington R (2008) *Collins Butterfly Guide*, Harper Collins Publishers, London, 1–384.

- Toomey AH, Domroese MC (2013) Can citizen science lead to positive conservation attitudes and behaviors? *Human Ecology Review* 20: 50–62.
- Tulloch AIT, Possingham HP, Joseph LN, Szabo J, Martin TG (2013) Realising the full potential of citizen science monitoring programs. *Biological Conservation* 165: 128–138. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.05.025>
- Van Swaay C, Van Strien A, Harpke A (2013) The European grassland butterfly indicator: 1990–2011. European Environment Agency, Luxembourg, 1–4. <https://doi.org/10.2800/89760>
- Van Swaay CAM, Nowicki P, Settele J, Van Strien AJ (2008) Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 17: 3455–3469. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9491-4>
- Villa R, Pellecchia M, Pesce GB (2009) Farfalle d'Italia. Istituto per i Beni Artistici Culturali e Naturali della Regione Emilia-Romagna, Editrice Compositori, Bologna, 1–375.
- Vrezec A (2008) Fenološka ocena pojavljanja imagov štirih vrst varstveno pomembnih saproksilnih hroščev v sloveniji: *Lucanus cervus*, *Cerambyx cerdo*, *Rosalia alpina*, *Morinus funereus* (Coleoptera: Lucanidae, Cerambycidae). *Acta Entomologica Slovenica* 16: 117–126.
- Vrezec A, Ambrožič Š, Polak S, Pirnat A, Kapla A, Denac D (2009) Izvajanje spremljanja stanja populacij izbranih ciljnih vrst hroščev v letu 2008 in 2009 in zasnova spremljanja stanja populacij izbranih ciljnih vrst hroščev. *Carabus variolosus*, *Leptodirus hochewartii*, *Lucanus cervus*, *Morinus funereus*, *Rosalia alpina*, *Bolbelasmus unicornis*, *Stephanopachys substriatus*, *Cucujus cinnaberinus*, *Rhysodes sulcatus*. Nacionalni inštitut za biologijo, Ljubljana, 1–174.
- Warren MS, Hill JK, Thomas JA, Asher J, Fox R, Huntley B, Roy DB, Telfer MG, Jeffcoate S, Harding P, Jeffcoate G, Willis SG, Greatorex-Davies JNN, Moss D, Thomas CD (2001) Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414: 65–69. <https://doi.org/10.1038/35102054>
- Washitani I, Yoshioka A, Suda S, Yasukawa M, Kituregawa U (2013) Status of Pseudozizeeria maha revealed by participatory monitoring on butterfly in Tokyo. *Iwanami Kagaku* 83: 961–996. <https://doi.org/10.1890/ES14-00212.1>
- Widenfalk LA, Ahrne K, Berggren Å (2014) Using citizen-reported data to predict distributions of two non-native insect species in Sweden. *Ecosphere* 5: 1–16.
- Wiggins A, Crowston K (2011) From conservation to crowdsourcing: a typology of citizen science. *Proceedings of the Annual Hawaii International Conference on System Sciences*: 1–10. <https://doi.org/10.1109/HICSS.2011.207>
- Wilson JJ, Jisming-See SW, Brandon-Mong GJ, Lim AH, Lim VC, Lee PS, Sing KW (2015) Citizen science: the first peninsular Malaysia butterfly count. *Biodiversity Data Journal* 3: e7159. <https://doi.org/10.3897/BDJ.3.e7159>
- Zapponi L, Cini A, Badiani M, Hardersen S, Maura M, Maurizi E, Redolfi De Zan L, Audisio P, Bologna MA, Carpaneto GM, Roversi PF, Sabbatini Peverieri G, Mason F, Campanaro A (2017) Citizen science data as an efficient tool for mapping protected saproxylic beetles. *Biological Conservation* 208: 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.035>
- Zinetti F, Dapporto L, Vovlas A, Chelazzi G, Bonelli S, Balletto E, Ciofi C (2013) When the rule becomes the exception. No evidence of gene flow between two *Zerynthia* cryptic butterflies suggests the emergence of a new model group. *PLoS ONE* 8(6): e65746. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065746>





Workshop Europeo  
24-26 maggio 2017, Mantova, ITALIA



Giornata per i tecnici di Rete Natura 2000  
29 maggio 2017, Mantova, ITALIA



*Coordinatore beneficiario del Progetto MIPP:* Comando Unità per la Tutela Forestale, Ambientale e Agroalimentare. Arma dei Carabinieri. Centro Nazionale Biodiversità Forestale Carabinieri "Bosco Fontana" Mantova – Verona, Italia.

