



**UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PISA**

**Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali**

**Corso di laurea in Conservazione ed Evoluzione (LM6)**

**Applicazione della tecnica non invasiva del marcaggio  
fotografico nel monitoraggio del raro coleottero saproxilico  
*Rosalia alpina* (Cerambycidae) in due aree studio italiane**

**Primo relatore: Franco Verni**

**Secondo relatore: Gloria Antonini**

**Tesi di laurea di: Giulio Nigro**

**Matricola: 497652**

**Anno accademico 2013-2014**

**Applicazione della tecnica non invasiva del marcaggio fotografico nel monitoraggio del raro coleottero saproxilico *Rosalia alpina* (Cerambycidae) in due aree studio italiane**

**Sommario**

<b>Riassunto</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>Prefazione</b> .....	<b>5</b>
<b>1. Introduzione</b> .....	<b>6</b>
<b>1.1. L'importanza del legno morto e degli organismi associati</b> .....	<b>6</b>
<b>1.2. Minacce alla fauna saproxilica e misure di protezione</b> .....	<b>8</b>
<b>1.3. Il progetto LIFE MIPP</b> .....	<b>11</b>
<b>1.4. <i>Rosalia alpina</i></b> .....	<b>12</b>
<b>1.4.1. Morfologia, biologia e ciclo vitale</b> .....	<b>12</b>
<b>1.4.2. Distribuzione e habitat</b> .....	<b>15</b>
<b>1.4.3. Stato di conservazione e misure di protezione</b> .....	<b>16</b>
<b>1.4.4. Monitoraggio tramite cattura-marcaggio-ricattura</b> .....	<b>17</b>
<b>2. Obiettivi</b> .....	<b>20</b>
<b>3. Materiali</b> .....	<b>21</b>
<b>3.1. Le aree studio</b> .....	<b>21</b>
<b>3.1.1 Castel di Sangro</b> .....	<b>21</b>
<b>3.1.2. La Foresta della Lama</b> .....	<b>23</b>
<b>3.2. Transetti</b> .....	<b>25</b>
<b>3.3. Materiali impiegati nel monitoraggio</b> .....	<b>26</b>
<b>4. Metodi</b> .....	<b>27</b>
<b>4.1. Strategia di campionamento</b> .....	<b>27</b>
<b>4.2. Foto-identificazione</b> .....	<b>27</b>
<b>4.2.1. Marcaggio fotografico</b> .....	<b>27</b>
<b>4.2.2. Marcaggio di tipo tradizionale</b> .....	<b>28</b>
<b>4.2.3. Identificazione degli individui fotografati</b> .....	<b>30</b>
<b>4.3. Analisi della demografia e della capacità di dispersione</b> .....	<b>33</b>
<b>4.3.1. Stima di abbondanza della popolazione</b> .....	<b>33</b>
<b>4.3.2. Longevità e capacità di dispersione</b> .....	<b>35</b>
<b>4.3.3. Sex-ratio</b> .....	<b>35</b>
<b>4.4. Analisi della fenologia degli adulti</b> .....	<b>36</b>
<b>5. Risultati</b> .....	<b>37</b>
<b>5.1. Sforzo di campionamento e dati raccolti</b> .....	<b>37</b>
<b>5.2. Analisi del dataset fotografico</b> .....	<b>38</b>
<b>5.3. Demografia e capacità di dispersione</b> .....	<b>42</b>
<b>5.3.1. Stima di abbondanza della popolazione</b> .....	<b>42</b>
<b>5.3.2. Longevità e capacità di dispersione</b> .....	<b>46</b>
<b>5.3.3. Sex ratio</b> .....	<b>47</b>

<b>5.4. Fenologia.....</b>	<b>49</b>
<b>6. Discussione.....</b>	<b>56</b>
<b>6.1. Foto-identificazione.....</b>	<b>56</b>
<b>6.2. Demografia e capacità di dispersione.....</b>	<b>57</b>
<b>6.3. Fenologia.....</b>	<b>58</b>
<b>6.4. Confronto dei risultati del monitoraggio nelle due aree studio.....</b>	<b>59</b>
<b>7. Conclusioni.....</b>	<b>61</b>
<b>Riferimenti bibliografici.....</b>	<b>62</b>
<b>Principali siti web consultati.....</b>	<b>70</b>
<b>Ringraziamenti.....</b>	<b>71</b>

## **Riassunto**

*Rosalia alpina* è un coleottero saproxilico della famiglia Cerambycidae protetto dalla Unione Europea attraverso la Direttiva Habitat (1992) e i suoi allegati. Il progressivo declino delle popolazioni di questa specie in tutta Europa, dovuto principalmente alla antropizzazione e alla perdita di habitat, rende necessari studi approfonditi e prolungati al fine di mettere a punto piani di conservazione efficaci. Questa tesi si inserisce nel progetto MIPP (Monitoring of Insects with Public Participation) del Corpo Forestale dello Stato, cofinanziato dalla Commissione Europea nell'ambito del programma LIFE+ (LIFE11 NAT/IT/000252). L'obiettivo principale del progetto MIPP è quello di sviluppare e testare metodi per il monitoraggio standardizzato di alcune specie di insetti presenti negli allegati II e IV della Direttiva Habitat, tra cui cinque importanti specie di coleotteri saproxilici (*Osmoderma eremita*, *Lucanus cervus*, *Cerambyx cerdo*, *Rosalia alpina*, *Morimus funereus*).

Il presente lavoro si svolge in due aree studio, entrambe riserve del Corpo Forestale dello Stato: Castel di Sangro (Abruzzo) e la Foresta della Lama (Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna).

L'obiettivo principale consiste nell'applicare il metodo non invasivo del marcaggio fotografico in uno studio di cattura-marcaggio-ricattura su *Rosalia alpina*. I dati di tale monitoraggio, elaborati con l'aiuto di un software specifico di foto-identificazione, vengono utilizzati per analizzare lo stato demografico della popolazione di ciascuna area studio. I risultati di tale analisi, confrontati con quelli raccolti nei prossimi anni, consentiranno di studiare la dinamica delle popolazioni.

Durante la fase di campo vengono registrati giornalmente vari parametri ambientali, quali temperatura, umidità e velocità del vento. Tali dati vengono usati per indagare la fenologia degli adulti di *R. alpina*; in particolare viene osservato il picco di presenza stagionale e giornaliero e viene valutata l'influenza dei fattori ambientali registrati sull'attività degli individui.

I risultati del monitoraggio nelle due aree studio verranno confrontati, e le conclusioni raggiunte costituiranno un supporto per l'utilizzazione futura di un protocollo di monitoraggio non invasivo basato sul marcaggio fotografico per *R. alpina*.

## Abstract

The Rosalia longicorn (*Rosalia alpina*) is a saproxylic beetle of the family Cerambycidae protected at European level by means of the European Habitats Directive (92/43/EEC) and its Annexes. The progressive decline of the populations of this species in all Europe, due primarily to human activities and habitat loss, make necessary accurate and prolonged studies in order to organize effective conservation plans. This degree thesis is inserted within the project MIPP (Monitoring Insects with Public Participation) it is a project of the State Forestry Service, co-funded by the European Commission under the LIFE+ program (LIFE11 NAT/IT/000252). The main objective of the project MIPP is to develop and to test standard monitoring methods for some insect species listed in Annexes II and IV of the Habitats Directive, including five important species of saproxylic beetles (*Osmoderma eremita*, *Lucanus cervus*, *Cerambyx cerdo*, *Rosalia alpina*, *Morimus funereus*).

The present work takes place in two Italian study areas, both natural reserve of the State Forestry Corps: Castel di Sangro (Abruzzi) and the Lama Forest (Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna National Park).

The main goal is to apply the non-invasive technique of photographic marking in a mark-recapture study on *Rosalia alpina*. The recorded data, elaborated by means of a specific photo-identification software based on the contour digitalization of the spots present on the beetle's elytra, are used to analyze the population demography in each study area. The results, compared with those collected during the next years, will allow to observe the dynamic of each population.

During the field season some ecological parameters (temperature, humidity and wind speed) are daily recorded study the phenology of the adults of *R. alpina*. The analysis is especially focused on the daily and seasonal peak of activity and on the influence of the recorded environmental variables on adult's activity.

The results from the two study areas will be compared, and the results will help to tune up a non-invasive standard monitoring protocol based on photographic marking for this threatened saproxylic beetle.

## Prefazione

Le foreste vetuste<sup>1</sup> con grandi quantità di legno morto costituiscono un habitat di primaria importanza e di grande complessità, sempre più minacciato da sovra sfruttamento e da gestioni forestali legate ad un'idea errata di “pulizia” dei boschi. Il legno morto costituisce infatti una risorsa fondamentale per l'ecosistema forestale, con una vasta gamma di organismi che dipendono da esso in una o più fasi del loro ciclo vitale. Tali organismi vengono comunemente chiamati saproxilici. La maggior parte della fauna saproxilica è costituita da insetti e, all'interno di tale gruppo, da coleotteri. Allo stato attuale molte specie di coleotteri saproxilici sono minacciate da frammentazione e perdita dell'habitat e per tale motivo alcune di esse sono protette a livello europeo. Fra tali specie spicca il cerambicide *Rosalia alpina* (figura 1), strettamente protetto in Europa da normative comunitarie e nazionali. Si tratta di una specie bandiera nota al pubblico grazie alla sua vistosa colorazione, al punto da essere raffigurata su monete e francobolli in diversi paesi. Per la salvaguardia di questa specie è necessario lo sviluppo di metodi di monitoraggio che siano, oltre che efficaci, anche non invasivi, economici ed applicabili su vasta scala anche da personale non esperto. Il presente lavoro di tesi, inserito nel progetto LIFE MIPP e incentrato sull'applicazione della tecnica non invasiva del marcaggio fotografico su *R. alpina*, costituisce un contributo nello sviluppo di un protocollo di monitoraggio per questo coleottero saproxilico.



**Figura 1:** adulto di *Rosalia alpina* (foto F. Lemma).

---

<sup>1</sup>Foreste non soggette al disturbo antropico caratterizzate dalla presenza di alberi di tutte le classi d'età, compresa quella senescente, nonché dalla presenza di notevoli quantità di legno morto (Campanaro et al. 2011a).

# 1. Introduzione

## 1.1. L'importanza del legno morto e degli organismi associati

Con il termine “bosco vetusto” si intende un ecosistema indisturbato o poco disturbato, non necessariamente antico, con presenza significativa di alberi senescenti e legno morto (Campanaro et al. 2011a). Una definizione esaustiva deriva dal Progetto finanziato dal Ministero dell’Ambiente “Le Foreste Vetuste nei Parchi Nazionali Italiani” realizzato dal Centro di Ricerca Interuniversitario “Biodiversità, Fitosociologia ed Ecologia del Paesaggio”: *foreste in cui il disturbo antropico sia assente o trascurabile, caratterizzate da: una dinamica naturale che determina la presenza al loro interno, di tutte le fasi di rigenerazione, compresa quella senescente. Tale fase è caratterizzata da individui di notevoli dimensioni ed età; presenza di legno morto (alberi morti in piedi, rami e alberi caduti a terra); una flora coerente col contesto biogeografico caratterizzata dalla presenza di specie altamente specializzate che beneficiano del basso grado di disturbo e di specie legate ai microhabitat determinati dall’eterogeneità strutturale* (AA.VV. 2010).

Il legno morto rappresenta una importante e insostituibile fonte di biodiversità che contribuisce ad aumentare la complessità e con essa la stabilità, degli ecosistemi forestali (Dudley & Vallauri 2004). I ruoli che esso ricopre comprendono il miglioramento della diversità naturale (Norden et al. 2004), lo stoccaggio e il lento rilascio del carbonio e dei nutrienti (Holub et al. 2001, Laiho & Prescott 1999), il mantenimento della fertilità favorevole alla rinnovazione naturale (Stockli 1996), la conservazione del suolo e il miglioramento della stabilità dei versanti montani nei confronti del rischio idrogeologico (Hagan & Grove 1999).

Il legno morto può presentarsi sotto innumerevoli forme, corrispondenti ad altrettanti microhabitat ciascuno associato a zoocenosi caratteristiche (Campanaro et al. 2011a). Una prima classificazione può essere effettuata differenziando quattro categorie principali: albero senescente, albero morto in piedi, albero caduto a terra (*chablis*) e legno morto a terra. Queste categorie includono diverse tipologie di microhabitat: parti morte del tronco (con o senza corteccia), rami secchi, grosse branche morte, cavità sul tronco (con o senza marciume), cavità alla base del tronco, marcescenze a livello delle forcelle, parti di tronco (*volis*) o grossi rami a terra a diversi stadi di decomposizione, alberi morti in piedi spezzati (*snag*), tronchi o grosse branche esposti al sole, tronchi o grosse branche bruciati, radici morte di alberi vivi, ceppaie (*stumps*), alberi pendenti parzialmente sradicati (*bending trees*), tronchi segati (*saw logs*), ramaglie a terra, legno morto in acqua (cfr. Maser et al. 1988; Kirby 1992; Bull et al. 1997; Vallauri et al. 2005).

In letteratura sono presenti varie definizioni di organismo **saproxilico**, ovvero in qualche modo legato al legno morto. Secondo la definizione di Speight (1989) limitata agli invertebrati, i saproxilici sono “specie di invertebrati che dipendono, in qualche fase del loro ciclo vitale, dal legno morto o deperente di alberi morti o senescenti (in piedi o a terra) o da funghi del legno o dalla presenza di altri saproxilici”. Secondo una versione ampliata di tale definizione si possono definire saproxiliche “tutte quelle specie dipendenti, in qualche fase del proprio ciclo vitale, dal legno morto o alberi senescenti o legno a terra, o da altri organismi saproxilici” (Mason et al. 2003). In una definizione più recente si considerano saproxiliche “tutte quelle specie che sono coinvolte in o

dependenti da processi di degradazione del legno da parte di funghi del legno, dai prodotti di tale degradazione e che sono associate ad alberi vivi e morti” (Alexander 2008).

La più importante componente faunistica legata al legno morto è costituita dagli insetti, i quali sono tra i principali responsabili dei processi di decomposizione del legno. L'entomocenosi saproxilica rappresenta quindi un fondamentale fattore di regolazione dei nutrienti, concorrendo alla loro redistribuzione all'interno dell'ecosistema. Lo sfruttamento della risorsa legno comporta livelli molto differenziati di specializzazione: alcune specie sfruttano direttamente la risorsa offerta dal legno morto (saproxilofagi), altre si nutrono di funghi del legno (micofagi), altre ancora sono associate a specie saproxiliche in modo obbligato o facoltativo: fra di esse troviamo inquilini, parassiti, parassitoidi e predatori (Campanaro et al. 2011a). Un metodo efficace per classificare il vasto gruppo degli insetti saproxilici si basa sulla successione temporale con la quale le diverse specie utilizzano la risorsa legnosa. In base a tale distinzione, limitandosi a quelle specie che utilizzano il legno morto come risorsa trofica (saproxilofagi), si possono distinguere due grandi categorie: i **saproxilici primari** colonizzano il legno ancora intatto di alberi indeboliti o morti di recente (Speight 1989), mentre i **saproxilici secondari** colonizzano il legno già parzialmente degradato dai saproxilici primari e ne caratterizzano le successive fasi del processo di decadimento. I saproxilici primari comprendono insetti dotati di robuste mascelle che consentono loro di scavare gallerie attraverso la corteccia e nel legno ancora duro. Essi sono in grado di digerire la cellulosa e di tollerare gli elementi di difesa chimica dell'albero ancora attivi. Gli insetti appartenenti al gruppo dei saproxilici secondari presentano allo stadio larvale particolari adattamenti quali tegumenti duri, mandibole chitinizzate e un sistema digestivo in grado di degradare le componenti del legno (Campanaro et al. 2011a).

Un'altra categoria di insetti saproxilici degna di rilievo è quella dei **micetobionti**, costituita da tutte quelle specie associate in vario modo alla presenza di funghi lignicoli, all'interno dei quali crescono e si sviluppano. Una menzione particolare deve essere fatta per le specie che colonizzano le cavità create all'interno di alberi vivi o morti. Tali cavità costituiscono un ambiente più stabile rispetto alla superficie del tronco per quanto riguarda l'apporto di nutrienti e le condizioni microclimatiche (Ranius 2001). Fra i coleotteri un importante rappresentante di questo gruppo è il cetonide *Osmoderma eremita* (Scarabaeidae) (figura 2). Si tratta di una specie protetta ai sensi degli Allegati II e IV della Direttiva Habitat, classificata come “Quasi Minacciata” secondo i criteri IUCN (Nieto et al. 2009; paragrafo 1.2.) e specie bandiera nella salvaguardia della fauna associata alle cavità arboree (Ranius 2002b). Infine, un'altra grande categoria è costituita dagli organismi che sono predatori, parassiti o parassitoidi di altri saproxilici, o che utilizzano il legno morto come luogo di riparo o svernamento. All'interno di tale gruppo troviamo anche diverse specie di uccelli: i picidi, ad esempio, utilizzano gli alberi morti in piedi o senescenti come rifugio e riserva trofica, predando gli stadi larvali e immaginali di specie invertebrate saproxiliche. Questi uccelli hanno un ruolo chiave nell'ecosistema forestale, in quanto per cercare le prede di cui si nutrono scavano cavità che verranno utilizzate da altre specie per nidificare e faciliteranno, nel tempo, la decomposizione del legno (Campanaro et al. 2011a).

La stragrande maggioranza della fauna saproxilica è costituita da coleotteri. Tale gruppo predomina in ciascuna delle categorie sopra menzionate e costituisce dunque un elemento di primaria importanza per la biodiversità forestale.



**Figura 2:** *esemplare adulto di Osmoderma eremita* (foto A. Campanaro).

## **1.2. Minacce alla fauna saproxilica e misure di protezione**

Ad ampia scala le principali minacce a carico della fauna saproxilica sono costituite dalla frammentazione e dal degrado degli ecosistemi forestali. La prima è dovuta principalmente al disboscamento, con il quale l'uomo fa spazio ad attività di maggiore resa economica a breve termine, come l'agricoltura e le lottizzazioni, mentre la seconda è dovuta all'utilizzo delle foreste per la produzione di legname e carta, che comporta una gestione con metodi silvicolture che impediscono la sopravvivenza di molte specie animali (Audisio et al. 2014b). In tutta l'Europa si è assistito ad un declino dell'estensione originaria delle foreste decidue e alla diminuzione del loro grado di naturalità (Ranius et al. 2005). Su scala locale invece il principale problema per la conservazione delle specie saproxiliche è senza dubbio costituito dall'inadeguata gestione forestale. Storicamente in molti paesi Europei (Italia inclusa) la presenza di legno morto nel bosco è stata a lungo esplicitamente o implicitamente considerata un sintomo di trascuratezza e di cattiva gestione forestale, a favore del concetto di "bosco pulito" (Audisio et al. 2014b). Secondo i canoni della selvicoltura tradizionale, ancora oggi seguiti in molte zone, la presenza di piante morte nei boschi rappresenta dunque un elemento di negatività. In tale ottica, gli alberi morti vengono eliminati in quanto ritenuti responsabili di aumentare il rischio di incendi, di diffondere organismi patogeni per gli alberi sani, nonché di creare difficoltà di transito e di accesso alle aree boschive. Inoltre, i vecchi alberi vengono eliminati per garantire l'incolumità alle persone in caso di eventuali cadute di tronchi e grossi rami, ai fini della fruibilità turistica o dello sfruttamento economico (La Fauci et al. 2006; Carpaneto et al. 2010). La conseguenza di tali pratiche è un aumento del rischio di estinzioni locali di importanti specie saproxiliche, alcune delle quali protette a livello comunitario e nazionale (Audisio et al. 2014b). Emerge dunque la necessità di moltiplicare le iniziative di divulgazione volte



all'educazione del pubblico sull'importanza del legno morto e degli organismi associati, nonché di rinforzare il quadro normativo esistente. E' inoltre di fondamentale importanza l'approfondimento delle conoscenze sulla biodiversità legata al legno morto, in quanto proprio dalle attuali pesanti lacune e carenze scientifiche deriva la difficoltà nell'emanare prescrizioni normative e strategie di gestione valide per le varie tipologie forestali (Campanaro et al. 2011a).

Le minacce alla diversità della fauna saproxilica sono particolarmente rilevanti nel nostro paese. Il notevole gradiente altitudinale, l'estensione Nord-Sud, la complessità geologica ed orografica e la collocazione geografica al centro del bacino del Mediterraneo (riconosciuto come uno dei maggiori "hot spots" di biodiversità nel mondo) determinano nel nostro territorio un'ampia varietà di condizioni climatiche e ambienti naturali e di conseguenza la fauna italiana risulta essere la più ricca nel contesto dei paesi europei (Audisio et al. 2014b). Complessivamente circa il 10% della fauna italiana è endemica, vale a dire presente esclusivamente nel nostro paese (Stoch 2000, Audisio 2013), componente che rischia di scomparire a causa dell'elevato tasso di conversione degli habitat naturali da parte dell'uomo (Myers et al. 2000, Audisio 2013). In quanto principali rappresentanti della fauna saproxilica, i coleotteri sono particolarmente esposti al rischio di estinzione dovuto a frammentazione e perdita di habitat, specialmente in un contesto ricco di specie endemiche come quello Italiano. Si rende dunque necessaria un'analisi approfondita del livello di minaccia per le varie specie.

L'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN, International Union for Conservation of Nature), fondata nel 1948, ha il compito di *"influenzare, incoraggiare e assistere le società in tutto il mondo a conservare l'integrità e diversità della natura e di assicurare che ogni utilizzo delle risorse naturali sia equo e ecologicamente sostenibile"*. Attualmente la IUCN conta oltre 1000 membri tra stati, agenzie governative, agenzie non governative e organizzazioni internazionali. L'attività più importante e nota della IUCN consiste nel mantenimento e aggiornamento periodico della Lista Rossa IUCN delle specie minacciate (<http://www.iucnredlist.org>), condotta dalla *Species Survival Commission*. Le valutazioni sullo stato di minaccia delle specie sono basate su un sistema di rigorosi criteri quantitativi che permettono l'inserimento di ciascuna specie in una precisa categoria. Secondo il sistema IUCN esistono in totale 11 categorie; oltre alle categorie dedicate alle specie per le quali non esistono sufficienti informazioni ("Carente di Dati" e "Non Valutata") e a quelle dedicate alle specie non a rischio immediato ("Minor Preoccupazione" e "Quasi Minacciata") vi sono le categorie di minaccia, nelle quali si inseriscono le specie che corrono un crescente rischio di estinzione nel breve o medio periodo ("Vulnerabile", "In Pericolo" e "In Pericolo Critico") e per le quali sono necessarie urgenti misure di conservazione. Vi sono infine le categorie di estinzione ("Estinta in Natura" ed "Estinta") nelle quali si trovano le specie quasi o totalmente scomparse (<http://www.iucn.it>). Tale sistema di criteri e categorie, la cui ultima versione risale al 2001 (IUCN 2001), è applicabile ad ogni essere vivente a eccezione dei microorganismi e rappresenta lo standard mondiale per la valutazione del rischio di estinzione (Audisio et al. 2014b). Esistono inoltre delle linee guida ufficiali per l'applicazione di tale sistema su scala regionale, per la quale si aggiungono due ulteriori categorie: "Estinta nella regione", che si utilizza per le specie estinte nell'area di valutazione ma ancora presenti in natura altrove, e "Non Applicabile", utilizzata quando la specie in oggetto non può essere inclusa tra quelle da valutare in quanto introdotta o con presenza marginale nell'area di

valutazione. Per scala regionale si intende qualunque livello non globale, da quello continentale a quello più locale (IUCN 2003, 2012).

Le Liste Rosse IUCN sono dunque il mezzo più efficace per valutare il grado di minaccia per una specie. In questo contesto, un importante strumento per la conservazione della coleotterofauna saproxilica nel nostro paese è costituito dalla recente Lista Rossa dei coleotteri saproxilici Italiani, presentata nel 2014 e redatta dal Comitato Italiano IUCN in collaborazione con il Ministero dell'Ambiente e con Federparchi (Audisio et al. 2014b). Tale lavoro si aggiunge alla già esistente ma fortemente incompleta Lista Rossa Europea della fauna saproxilica (Nieto & Alexander 2010) e costituisce un prezioso strumento per colmare le lacune sullo stato della fauna saproxilica in Italia e porre le basi per un monitoraggio a lungo termine. Nella Lista Rossa Italiana viene valutato un totale di 1986 specie, corrispondenti alla quasi totalità delle specie di coleotteri saproxilici note nel nostro paese; di tali specie 418 (il 21%) risultano minacciate di estinzione. Considerando che per il 12% delle specie i dati disponibili non sono sufficienti a valutare il rischio di estinzione, il numero di specie minacciate potrebbe in realtà essere più alto. Emerge dunque la necessità di una maggiore tutela dell'entomofauna saproxilica in generale, con l'inclusione di un maggior numero di specie a rischio all'interno del quadro normativo nazionale ed Europeo.

Lo strumento legislativo più efficace per la tutela della biodiversità a livello Europeo è costituito dalla Direttiva Habitat (92/43/CEE). Tale direttiva richiede, da parte degli Stati membri, la sorveglianza dello stato di conservazione degli habitat naturali (Allegato I) nonché della flora e della fauna selvatiche (Allegati II, IV e V) di interesse comunitario. Tale sorveglianza può essere effettuata solo con accurati e specifici protocolli di monitoraggio applicabili su vasta scala.

In generale il monitoraggio è definito come la raccolta e l'analisi di osservazioni o misure ripetute nel tempo per valutare eventuali cambiamenti e/o sviluppi nel raggiungimento di un obiettivo (Elzinga et al. 2001). Nel caso specifico la Direttiva Habitat richiede il raggiungimento ed il mantenimento del cosiddetto Stato di Conservazione Favorevole (FCS) di tutti gli habitat e le specie di interesse comunitario. Il monitoraggio deve quindi permettere la valutazione dello stato di conservazione delle specie "target" negli anni tramite una raccolta dei dati sulla distribuzione e la consistenza delle popolazioni, nonché sulla disponibilità di habitat idoneo, standardizzata e costante nel tempo. I Siti di Importanza Comunitaria (SIC) individuati dagli Stati membri nell'ambito della Direttiva Habitat e contenenti gli habitat e le specie di interesse comunitario vanno ad unirsi alle Zone di Protezione Speciale (ZPS) individuate nell'ambito della Direttiva Uccelli (79/409/CEE) nella formazione della Rete Natura 2000, attualmente il più importante strumento di conservazione a livello Europeo.

Nonostante un'altissima percentuale della biodiversità globale sia costituita da insetti e in particolare da coleotteri, va sottolineato come pochissime siano le specie appartenenti a tale gruppo attualmente incluse nella Direttiva Habitat e quindi ritenute meritevoli di tutela a livello comunitario (la maggior parte di queste è peraltro rappresentata proprio da specie saproxiliche), malgrado un elevato numero di specie endemiche o relitte presenti in Italia, in molti casi effettivamente minacciate di locale o totale estinzione (Trizzino et al. 2013; Audisio et al. 2014a).

### 1.3. Il progetto LIFE MIPP

Il progetto MIPP (Monitoring of Insects with Public Participation), nell'ambito del quale il presente lavoro di tesi si inserisce, è un progetto del Corpo Forestale dello Stato, cofinanziato dalla Commissione Europea nell'ambito del programma LIFE+ (LIFE11 NAT/IT/000252) e dalla durata prevista di sei anni (inizio nel 2012, fine nel 2017). I beneficiari associati del progetto sono l'Università La Sapienza di Roma, l'Università degli Studi Roma Tre, il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, la Regione Lombardia e il Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria - ABP Firenze. Il progetto MIPP coinvolge principalmente cinque aree protette, gestite dal Corpo Forestale dello Stato: la Foresta di Tarvisio (Udine), Bosco Fontana (Mantova), il Bosco della Mesola (Ferrara), le Foreste Casentinesi (Arezzo) e Castel di Sangro (L'Aquila).

L'obiettivo principale del progetto è quello di sviluppare e testare metodi per il monitoraggio di alcune specie di insetti presenti negli Allegati II e IV della Direttiva Habitat, tra cui cinque importanti specie di coleotteri saproxilici (*Osmoderma eremita*, *Lucanus cervus*, *Cerambyx cerdo*, *Rosalia alpina*, *Morimus funereus*). Lo sviluppo di questi metodi è necessario in quanto la Direttiva Habitat prevede che gli Stati Membri preparino ogni sei anni una relazione sullo stato di conservazione delle specie incluse nei suoi Allegati. Solo un monitoraggio standardizzato con l'impiego di metodi idonei garantisce la raccolta di dati confrontabili.

I monitoraggi testati nell'ambito del progetto si basano principalmente su osservazioni dirette, utilizzo di trappole e analisi genetiche. Per *Osmoderma eremita* viene inoltre addestrato un cane molecolare in grado di fiutare il caratteristico odore del feromone emesso dal maschio di questo coleottero. Un secondo obiettivo del progetto MIPP è la raccolta di dati faunistici via web, basata su osservazioni effettuate da cittadini che possono inviare le proprie segnalazioni al sito web del progetto. Questa raccolta può essere effettuata anche tramite l'uso di un'applicazione per smartphone. L'ultimo, ma non meno importante obiettivo del progetto MIPP è quello di informare ed educare il pubblico su temi quali Rete Natura 2000, Direttiva Habitat, monitoraggio e fauna saproxilica. Tale obiettivo viene realizzato attraverso cicli di conferenze, realizzazione di interviste e documentari e con interventi didattici nelle scuole di tutta Italia. Il cane, oltre ad essere impiegato nel monitoraggio di *Osmoderma eremita*, viene utilizzato nell'ambito di tali iniziative di divulgazione come "curiosità" per meglio attirare l'attenzione del pubblico su questo raro coleottero e sui temi sopra citati ([www.lifemipp.eu](http://www.lifemipp.eu)).

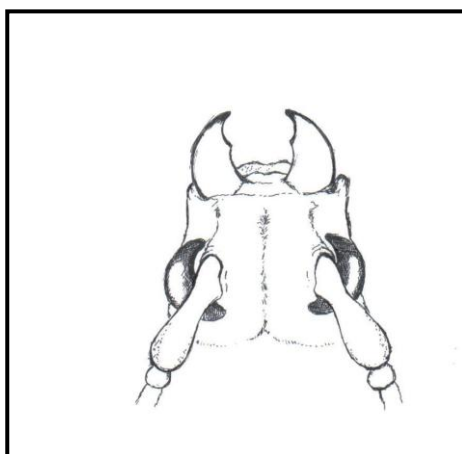
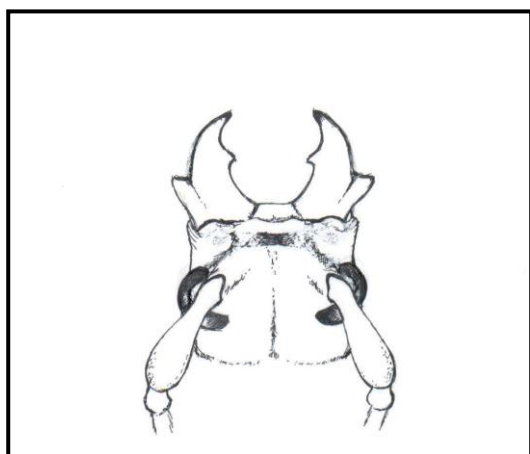
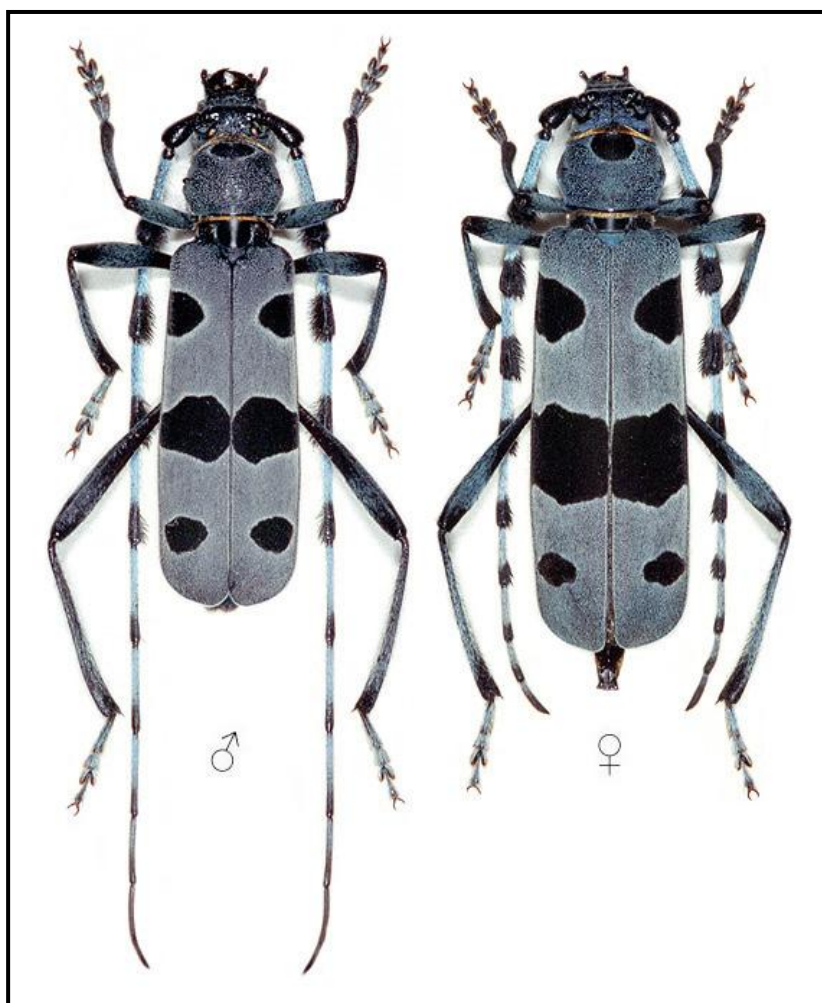
## 1.4. *Rosalia alpina*

### 1.4.1. Morfologia, biologia e ciclo vitale

*Rosalia alpina* (Linnaeus 1758) è un coleottero appartenente alla famiglia dei Cerambycidae ed alla sottofamiglia dei Cerambycinae. Si tratta di una specie di grandi dimensioni (dai 14 ai 38 mm di lunghezza) ben nota anche ai non esperti grazie alla sua vistosa ed inconfondibile colorazione. Il colore del corpo, zampe comprese, varia dal grigio-blu al blu chiaro. Ciascuna elitra presenta tre macchie nere di dimensioni e forma variabili. Alcune popolazioni, localizzate perlopiù in Sicilia, presentano elitre interamente scure, mentre in altri casi le elitre sono completamente prive di macchie (Campanaro et al. 2011a). Le antenne sono lunghe, ricurve e di colore blu chiaro, con ciuffi di peli neri tra il terzo ed il sesto articolo. Il sesso degli adulti è facilmente riconoscibile in quanto le antenne delle femmine superano di poco la lunghezza totale del corpo, mentre quelle dei maschi sono quasi due volte più lunghe (figura 3); inoltre le mandibole dei maschi sono di dimensioni leggermente maggiori e presentano un'espansione dentiforme sulla parte esterna (figura 4) (Duelli & Wermelinger 2005; Caci 2011).

Le larve di *R. alpina* sono saproxilofaghe e si sviluppano in 2-3 anni all'interno di gallerie da esse scavate nel legno morto (Sama 1988, 2002). La metamorfosi avviene in una cella di impupamento costruita in primavera o ad inizio estate, mentre il successivo sfarfallamento degli adulti si verifica, a seconda della regione e dell'altitudine, tra maggio e agosto. Il foro d'uscita, caratteristico della specie, è ellittico (figura 6) e misura circa tra i 6 e gli 11 mm di lunghezza e i 4 e gli 8 mm di larghezza, con l'asse longitudinale parallelo a quello delle fibre legnose (Duelli & Wermelinger 2005). I fori d'uscita possono essere usati come indicatori della presenza della specie in un'area (Paill et al. 2010), sebbene una tale valutazione possa essere condotta solo da personale esperto e risulti comunque difficile stabilire l'età di ciascun foro (Ciach & Michalcewicz 2013). La fenologia degli adulti dipende da altitudine, latitudine e condizioni climatiche (Noblecourt 2005; Pagola Carte 2007) ma è normalmente compresa tra giugno e settembre, con maggiore attività nei mesi di luglio e agosto (Drag et al. 2011; Duelli & Wermelinger 2005). Dopo l'accoppiamento (figura 5) la femmina depone le uova in piccole fessure o cavità nel legno (Duelli & Wermelinger 2005). Allo stadio adulto i singoli individui hanno una vita di poche settimane, se non di pochi giorni. In base ai risultati di un importante studio sulla fenologia e demografia della specie condotto nella Repubblica Ceca (Drag et al. 2011) è stato ipotizzato che una così breve fenologia, ridotta rispetto ad altre specie di cerambicidi, possa essere dovuta alla quasi totale assenza di alimentazione da parte degli adulti. Tale caratteristica, documentata in specie vicine a *R. alpina* come la congenerica *R. coelestis* (Edwards 1961; Tsherepanov 1981), limiterebbe le risorse energetiche dei singoli individui accorciandone la vita. Ciò non limita la capacità riproduttiva della specie in quanto in molti generi della sottofamiglia Cerambycinae la gametogenesi è concentrata in un breve periodo durante lo stadio pupale (Edwards 1961) e le femmine di diversi generi, incluso *Rosalia*, sono in grado di copulare ed ovideporre subito dopo lo sfarfallamento (Tsherepanov 1981). Un altro fattore che contribuisce all'elevata mortalità degli adulti di *R. alpina* è senza dubbio l'alto tasso di predazione da parte di varie specie di uccelli insettivori, capaci di individuare la specie sui tronchi nonostante le sue capacità criptiche (Duelli & Wermelinger 2005).

**Figura 3:** dimorfismo sessuale negli adulti di *Rosalia alpina* (foto M. Hoskovec).



**Figura 4:** particolari delle mandibole di *R. alpina* (maschio a sinistra, femmina a destra); le mandibole del maschio presentano un'espansione laterale dentiforme (disegno L. Spada).



**Figura 5:** adulti di *R. alpina* in accoppiamento (foto S. Rossi de Gasperis)



**Figura 6:** esemplare maschio di *R. alpina*; in alto a sinistra è visibile il foro di sfarfallamento (foto M. Romano)

#### 1.4.2. Distribuzione e habitat

L'area di distribuzione di *R. alpina* copre l'Europa centrale e meridionale (Sama 2002). Allo stato attuale la specie presenta una distribuzione molto frammentata, con poche località isolate nella maggior parte dell'Europa centrale (Bosso et al. 2012; Binner & Bussler 2006). In Italia la specie è distribuita con popolazioni localizzate nell'arco alpino, lungo tutta la penisola e in Sicilia, mentre è assente in Sardegna (Biscaccianti 2004; Sama 2005).

Per quanto riguarda l'habitat di *R. alpina*, la specie è tipicamente associata alle faggete termofile dal piano montano a quello subalpino, tra i 500 e i 1.500 m s.l.m. (Duelli & Wermelinger 2005). Nella parte meridionale dell'areale alcune popolazioni occupano anche foreste di pianura e costiere (Luigioni 1923,1927; Simandl 2002). Le larve di questo cerambicide si sviluppano principalmente nel legno morto di faggio (*Fagus sylvatica*), sul cui tronco gli adulti possono facilmente mimetizzarsi (Duelli & Wermelinger 2005), ma meno frequentemente anche in quello di altre specie arboree di diversi generi: *Acer* (acero), *Ulmus* (olmo), *Carpinus* (carpino), *Tilia* (tiglio), *Fraxinus* (frassino), *Castanea* (castagno), *Juglans* (noce), *Quercus* (quercia), *Salix* (salice), *Alnus* (ontano) e *Crataegus* (biancospino) (Müller 1953; Sama 2002; Duelli & Wermelinger 2005; Lequet 2005; Ciach et al. 2007; Cizek et al. 2009; Horák et al. 2009). Lo sviluppo su diverse essenze arboree, in base alla letteratura esistente, non sembra influire sulla taglia degli adulti (Michalcewicz & Ciach 2012). Nonostante la capacità di adattamento a diverse piante ospiti, *R. alpina* si dimostra estremamente selettiva per quanto riguarda le condizioni ambientali ed in particolare i parametri microclimatici, mostrando una spiccata preferenza per substrati legnosi con una bassa percentuale di copertura vegetale e ben esposti al sole (Gatter 1997; Russo et al. 2010) (figura 7). Una buona disidratazione del legno morto è infatti necessaria per evitare la rapida degradazione da parte di funghi cellulolitici e ligninolitici, così da mantenere il substrato compatto per il tempo necessario allo sviluppo dell'insetto (Bussler & Schmidl 2001). Le caratteristiche fisiche del substrato sembrano essere inoltre importanti, in quanto la specie predilige tronchi in piedi di diametro e lunghezza elevati (Vogeli 2001).



**Figura 7:** tronco di un albero morto idoneo alla colonizzazione da parte di *R. alpina* (foto G. Nigro).

### **1.4.3. Stato di conservazione e misure di protezione**

Nonostante dati recenti suggeriscano un'espansione locale di alcune popolazioni dell'Europa centrale (Cizek et al. 2009), *R. alpina* ha subito un forte declino nella maggior parte del proprio areale (Luce 1996; Jurc et al. 2008). Su ampia scala la principale minaccia per la specie è costituita dalla frammentazione dell'habitat, in quanto avendo una capacità di dispersione relativamente limitata (poco più di 1 km; Gatter 1997) gli adulti non sono in grado di superare i "gaps" tra habitats idonei (Russo et al. 2010). Un'altra grave minaccia è costituita dalla sostituzione delle faggete con rimboschimenti di abete rosso (*Picea abies*), economicamente più vantaggioso in



quanto fornisce maggiori quantità di legname da destinare a scopi industriali (Duelli & Wermelinger 2005). A livello locale la principale minaccia è invece la rimozione degli alberi morti o senescenti dalle foreste (Russo et al. 2010). Inoltre le cataste di legname tagliato a fini industriali, spesso esposte al sole, costituiscono un substrato attraente per gli insetti adulti che vi depongono le uova, ma si trasformano spesso in una trappola in quanto destinate ad essere bruciate o sottoposte a lavorazione prima che la nuova generazione possa emergere (Duelli & Wermelinger 2005). E' stato di recente dimostrato come alcune forme tradizionali di gestione forestale sostenibile, quali lo "shredding"<sup>2</sup> e il pascolo moderato, possano invece favorire la presenza di *R. alpina* creando un habitat con maggior esposizione al sole e minore copertura vegetale (Russo et al. 2010). Tali dati rafforzano la tesi secondo cui un'attiva gestione degli habitat idonei può essere la chiave per un'efficace conservazione della diversità saproxilica (Sebek et al. 2013).

Il livello di minaccia per la specie è di difficile valutazione a causa della diversa condizione delle popolazioni nei vari paesi europei. A livello globale, a causa del notevole declino di alcune popolazioni, la specie è valutata dalla IUCN come "Vulnerabile" (IUCN 2009). Tuttavia, data la distribuzione complessiva ancora piuttosto ampia e i numerosi dati disponibili, a livello europeo la specie viene considerata nella categoria "Minor Preoccupazione", adottata per le specie che non rischiano l'estinzione nel breve e medio termine. In Italia, dove le popolazioni appaiono in declino, soprattutto nelle regioni settentrionali del paese, la specie è considerata "Quasi Minacciata", ovvero molto prossima a rientrare in una delle categorie di minaccia (Audisio et al. 2014b).

*R. alpina* è strettamente protetta a livello Europeo in quanto inclusa nell'Allegato II della Direttiva Habitat come specie prioritaria, "specie la cui salvaguardia richiede la designazione di zone speciali di conservazione", e nell'Allegato IV come "specie la cui salvaguardia richiede una protezione rigorosa". La specie è inoltre inserita nell'Allegato II della Convenzione di Berna (1979), in base alla quale è vietato catturare, uccidere, possedere e commerciare individui o parti di individui.

#### **1.4.4. Monitoraggio tramite cattura-marcaggio-ricattura**

La conservazione di una specie a rischio come *R. alpina* richiede un'accurata conoscenza dello stato demografico delle popolazioni, nonché di altri fattori tra i quali la longevità e la capacità di dispersione degli individui (Caci et al. 2013). Tali conoscenze possono essere acquisite solo attraverso l'applicazione di protocolli di monitoraggio quali la cattura-marcaggio-ricattura, (CMR) (Nichols 1992). In uno studio di CMR occorre effettuare delle catture di esemplari della specie in esame durante apposite sessioni di campionamento ripetute nel tempo per un periodo definito. Durante ciascuna sessione si applica una marcatura agli animali catturati in modo da poterli identificare singolarmente nel caso vengano nuovamente catturati in occasioni successive. Dopo la marcatura gli animali vengono immediatamente rilasciati. Per utilizzare in maniera corretta il metodo di CMR è necessario che determinate condizioni siano soddisfatte a priori. Tutti gli individui della popolazione oggetto di studio devono infatti avere la stessa probabilità di essere catturati e il campionamento deve essere statisticamente significativo per la popolazione oggetto di studio. Anche la scelta della tecnica di marcaggio è importante, in quanto essa deve essere

---

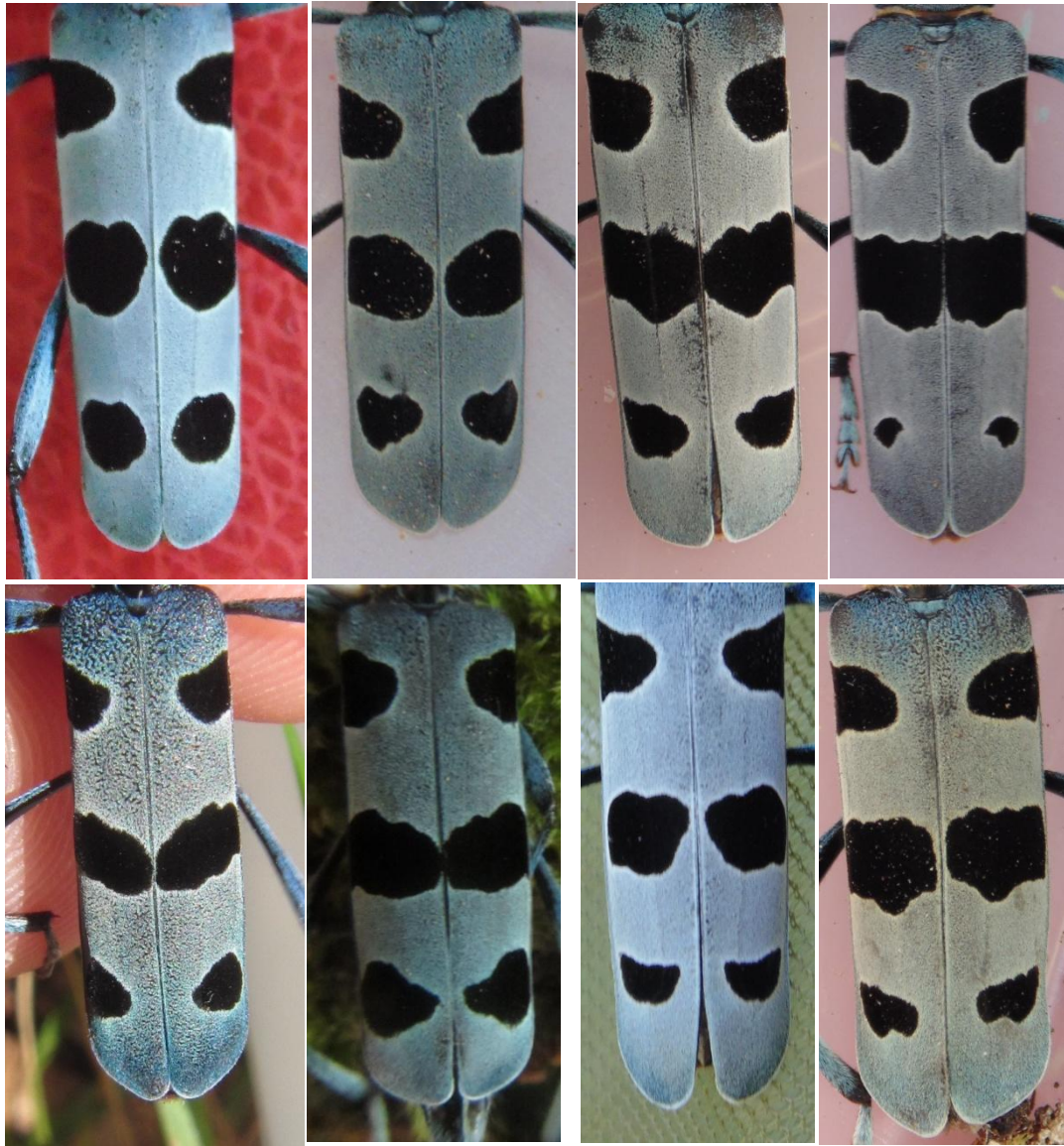
<sup>2</sup> tecnica selvicolturale tradizionale che prevede la rimozione delle branche laterali dell'albero, al fine di sfozzare la chioma ed ottenere legna da ardere e frasca per il bestiame (Rackham 1986).

permanente ma senza incidere sul comportamento, sulla *fitness* e sulla sopravvivenza dell'animale (Lindberg & Rexstad 2002; Trizzino et al. 2013).

Per il marcaggio individuale degli insetti sono stati sviluppati numerosi metodi. Fra questi il più comune consiste nell'applicare sul corpo dell'animale inchiostro indelebile o vernice, usando codici numerici o combinazioni di macchie e colori per distinguere gli individui. Molto diffuso è anche l'uso dei "tags", piccole targhe di carta o di materiale plastico sulle quali è stampato un codice alfanumerico e che vengono applicate sull'animale con l'ausilio di una goccia di colla. Per insetti di grandi dimensioni viene spesso utilizzato il marcaggio tramite mutilazione, nel quale piccolissime porzioni del corpo dell'animale (ad esempio parti dell'ala) vengono ritagliate o incise in vari punti a formare diverse combinazioni. Per i coleotteri in particolare vengono spesso realizzate delle incisioni sulle elitre tramite spilli, microfrese portatili a batteria o laser industriali (Hagler et al. 2001; Piper 2003). Tuttavia l'utilizzo di marcature artificiali non è mai del tutto privo di rischi, in quanto può risultare invasivo e influire sulla *fitness* dell'animale (Mowat et al. 1994).

*R. alpina* è un coleottero molto sensibile alla manipolazione a causa della sua struttura fisica piuttosto fragile, e risulta dunque impossibile applicare la maggior parte delle tecniche di marcaggio tradizionali. Due di esse tuttavia sono state applicate con successo sulla specie durante lo studio di CMR condotto da Drag e collaboratori nel 2011. In tale studio gli esemplari di *R. alpina* catturati venivano marcati scrivendo un numero sulle elitre tramite pennarello indelebile. A ciascun individuo veniva inoltre tagliata la punta delle elitre in modo da poterlo identificare nel caso il numero scritto con inchiostro fosse divenuto illeggibile. Tali tecniche tuttavia sono utilizzabili solo da personale esperto mentre per un monitoraggio su larga scala, come quello richiesto dalla Direttiva Habitat, è necessario l'impiego di personale non specializzato, come volontari e personale forestale. Per *R. alpina* è dunque di fondamentale importanza l'impiego di un metodo di marcaggio individuale non invasivo, oltre che economico e applicabile anche da personale non esperto (Caci et al. 2013).

Nello studio di popolazioni animali è sempre più diffusa l'identificazione degli individui di una specie tramite le loro "marcature naturali", ovvero caratteristiche che differiscono da un individuo all'altro (pattern di colorazione, segni o profili caratteristici) e che possono essere utilizzati come "impronta digitale" (Speed et al. 2007). In tal modo, creando un database fotografico di tutti gli avvistamenti effettuati, è possibile stabilire l'identità dei singoli individui con il confronto delle fotografie (Caci et al. 2013). Nonostante la foto-identificazione sia stata finora applicata con successo su numerose specie animali (e.g. Wilson et al. 1999; Kelly 2001; Speed et al. 2007; Schofield et al. 2008), l'uso di questa tecnica è ancora per la maggior parte limitato a vertebrati di grandi dimensioni come i cetacei. *R. alpina* si è dimostrata una specie con caratteristiche adatte alla foto-identificazione, in quanto le sue macchie elitrali presentano un pattern di forma e dimensioni unico per ciascun individuo (Campanaro et al. 2011a; Pagola Carte 2011) (figura 8). È possibile dunque l'elaborazione di un protocollo di monitoraggio per questa specie basato sul "marcaggio fotografico", una tecnica non invasiva, economica e utilizzabile anche da personale con una preparazione tecnica minima (Campanaro et al. 2011a; Caci et al. 2013). L'uso di tale tecnica esclude naturalmente le rare popolazioni di *R. alpina* con elitre interamente nere o prive di macchie, per le quali si rendono obbligatori i metodi di marcaggio tradizionali (Campanaro et al. 2011a).



**Figura 8:** *variabilità inter-individuale nella configurazione delle macchie elitrali di R. alpina* (foto G.Nigro e S. Rossi de Gasperis).

## 2. Obiettivi

Il presente lavoro si inserisce nella sperimentazione di metodi e protocolli di monitoraggio per *R. alpina* nell'ambito del progetto LIFE MIPP e costituisce dunque un contributo nell'elaborazione di un protocollo di monitoraggio standard per questa specie.

Di seguito vengono elencati nello specifico gli scopi dello studio:

- a) prima applicazione della tecnica del marcaggio fotografico con il supporto informatico nel monitoraggio di *R. alpina* in due aree protette italiane.
- b) utilizzo dei dati raccolti sul campo per svolgere analisi riguardanti:
  - lo stato demografico delle popolazioni esaminate
  - la capacità di dispersione degli adulti
  - la fenologia degli adulti
- c) confronto dei risultati del monitoraggio fra le due aree studio.

Il presente lavoro costituisce un punto di partenza fondamentale per la verifica dell'efficacia sul campo del marcaggio fotografico come tecnica di monitoraggio standard per *R. alpina*. I dati demografici e di dispersione ottenuti, confrontati con quelli provenienti dai monitoraggi che verranno svolti negli anni futuri, consentiranno di seguire la dinamica delle popolazioni di *R. alpina* nelle due aree studio. I dati fenologici raccolti contribuiranno all'ottimizzazione degli sforzi di monitoraggio nonché ad una maggiore comprensione delle variabili ambientali che possono influenzare i risultati del monitoraggio stesso.

## 3. Materiali

### 3.1. Le aree studio

#### 3.1.1. Castel di Sangro

L'area studio in questione, situata in Abruzzo, si estende per quasi 20.000 ettari e comprende per la maggior parte terreni montuosi. Il notevole dislivello altitudinale (fra i 530 e i 2285 m s.l.m.) permette la presenza di una grande varietà di ambienti favorendo la diversità biologica. Riguardo alla vegetazione in alta quota dominano le faggete mesofile (oltre 1300 m) e termofile (1000-1300 m), mentre a quote più basse sono comuni i boschi di cerro (*Quercus cerris*). Altre essenze caratteristiche del territorio sono il tasso (*Taxus baccata*), l'agrifoglio (*Ilex aquifolium*) e la roverella (*Quercus pubescens*). Riguardo la fauna vertebrata nell'area sono presenti numerosi grandi mammiferi quali l'orso bruno (*Ursus arctos*), il cervo (*Cervus elaphus*), il capriolo (*Capreolus capreolus*), il cinghiale (*Sus scrofa*) e il lupo (*Canis lupus*). Tra i rapaci meritano di essere menzionati l'aquila reale (*Aquila chrysaetos*), il falco pellegrino (*Falco peregrinus*), l'astore (*Accipiter gentilis*) e il gufo reale (*Bubo bubo*). L'area include il cosiddetto "comprensorio dell'Alto Sangro", una zona di particolare rilevanza in quanto collegamento naturale fra tre importanti ambienti protetti: il Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise, il Parco Nazionale della Majella e il Parco Naturale Regionale Sirente-Velino. L'area comprende numerosi siti appartenenti alla Rete Natura 2000 ed è gestita dall'Ufficio territoriale per la Biodiversità di Castel di Sangro (L'Aquila) del Corpo Forestale dello Stato. Le attività umane nell'area, un tempo rilevanti ed improntate principalmente allo sfruttamento commerciale delle risorse naturali, sono ora limitate principalmente all'allevamento non intensivo e alla attività turistica. La caccia viene praticata, in maniera strettamente regolamentata, solo nella Zona di Protezione Esterna (ZPE) attigua al Parco Nazionale d'Abruzzo.

La presenza di *R. alpina* sul territorio, segnalata in passato solo tramite sporadici avvistamenti da parte di entomologi non professionisti, è stata verificata ufficialmente nel corso di un apposito monitoraggio svoltosi nel 2004 nell'ambito del progetto Life "Tutela dei siti Natura 2000 gestiti dal Corpo Forestale dello Stato" (LIFE04NAT/IT/000190). Nel corso di tale indagine sono stati individuati sia segnali di presenza della specie quali fori di sfarfallamento e resti di esoscheletro, che esemplari adulti.

Nell'ambito del presente studio, al fine di localizzare la zona con la maggiore presenza di *R. alpina*, sono state selezionate all'interno dell'area studio tre sub-aree nelle quali svolgere le attività di monitoraggio: la **Difesa di Pescasseroli** ( N: 41,47226; E: 13,46336), situata a circa 1300 m. s.l.m. presso il comune di Pescasseroli (L'Aquila) nel Parco Nazionale d'Abruzzo; la **Val Fondillo** ( N: 41,46063; E: 13,51392), con altitudine compresa fra 1084 e 1960 m. s.l.m. e situata presso il comune di Opi (L'Aquila); **Passo Godi** ( N: 41,50889; E: 13,55496), detto anche "Zio Mas", sito a circa 1630 m. s.l.m. presso il comune di Scanno (L'Aquila). Le tre sub-aree sono caratterizzate dalla presenza di grandi boschi di faggio secolari con un elevato grado di esposizione al sole. Vi sono

numerosi alberi senescenti con ampie porzioni morte, mentre vi è scarsità di alberi morti e di legno morto a terra (figura 9,10).



**Figura 9:** *veduta di Castel di Sangro* (foto da Wikipedia Commons)



**Figura 10:** *Castel di Sangro, sub-area della Difesa di Pescasseroli* (foto S. Rossi de Gasperis).

### 3.1.2. La Foresta della Lama

L'area di studio in questione è situata in Romagna, all'interno della provincia di Forlì, ed è parte del complesso delle foreste di Campigna-Lama. Si tratta di un territorio di 3.828 ettari prevalentemente montuoso sito nell'Appennino Tosco-Romagnolo e parte integrante delle antiche foreste demaniali Casentinesi. L'area, grazie all'elevata diversità di ambienti e all'assenza di disturbo antropico recente, presenta un'eccezionale ricchezza di specie vegetali e animali, molte delle quali endemiche. Per quanto riguarda la vegetazione il paesaggio è dominato dalle foreste miste di abete bianco (*Abies alba*) e faggio (*Fagus sylvatica*), ma sono presenti in misura minore molte altre essenze arboree tra cui l'acero montano (*Acer pseudoplatanus*), il frassino (*Fraxinus excelsior*), il ciliegio (*Prunus avium*), il carpino bianco (*Carpinus betulus*) e il carpino nero (*Ostrya carpinifolia*). La struttura della foresta è dunque particolarmente eterogenea. Tale fattore è dovuto sia alla grande varietà di habitat che ai numerosi interventi selvicolturali operati dall'uomo nel passato. Riguardo alla fauna tra i mammiferi sono comuni il cervo (*Cervus elaphus*), il daino (*Dama dama*), il capriolo (*Capreolus capreolus*), il cinghiale (*Sus scrofa*) e il lupo (*Canis lupus*). Sono presenti numerose specie di rapaci tra cui l'aquila reale (*Aquila chrysaetos*), la poiana (*Buteo buteo*), il gheppio (*Falco tinnunculus*), l'astore (*Accipiter gentilis*) e il gufo reale (*Bubo bubo*). L'entomofauna è estremamente diversificata grazie anche all'eccezionale varietà floristica dell'area, e include numerose specie di cerambicidi tra le quali *R. alpina* (Padula & Crudele 1988).

L'intero territorio di Campigna-Lama, un tempo soggetto a sfruttamento intensivo volto soprattutto all'approvvigionamento di legname, è stato sottoposto ad un processo di recupero e valorizzazione da parte dell'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali a partire dal 1950. Attualmente l'area si trova nel cuore del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna e comprende la riserva naturale integrale di Sasso Fratino, istituita nel 1959. La gestione del territorio è affidata all'Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Pratovecchio (Arezzo) del Corpo Forestale dello Stato.

All'interno dell'area di studio sono state selezionate, anche in questo caso, tre sub-aree al fine di localizzare la zona con la maggiore presenza di *R. alpina*: **Poggio Ghiaccione** ( N: 43,84596; E: 11,83301), sita all'interno della riserva naturale integrale di Sasso Fratino; **la Vetreria** ( N: 43,82945; E: 11,84509), sita presso la casa forestale "la Lama" e così chiamata per via della presenza, nel 1800, di una vetreria per la produzione di cristalli di Boemia; **la Solforosa** ( N: 43,83616; E: 11,84094), situata lungo la strada forestale che conduce al comune di Badia Prataglia (Arezzo) e così chiamata a causa della presenza di una delle fonti di acqua sulfurea tipiche del territorio. Le tre sub-aree, situate ad un'altitudine media di 700 m s.l.m., sono caratterizzate da una grande diversità di specie arboree e da un elevato grado di copertura vegetale che limita l'esposizione al sole del sottobosco. Sono presenti inoltre grandi quantità di alberi morti e di legno morto a terra in vari stadi di decomposizione (figura 11,12) .



**Figura 11:** *Foresta della Lama, sub-area della Solforosa* (foto G. Nigro).



**Figura 12:** *veduta della Foresta della Lama presso la casa forestale "La Lama"* (foto G. Nigro)

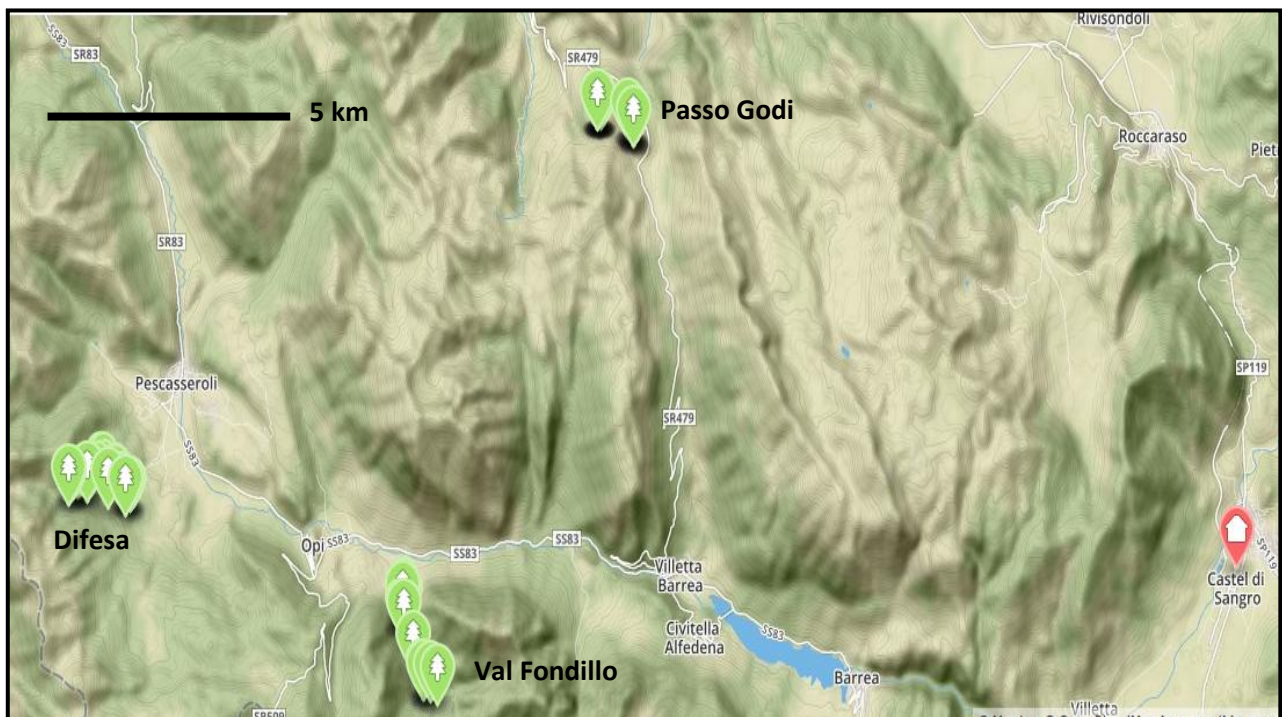


### 3.2. Transetti

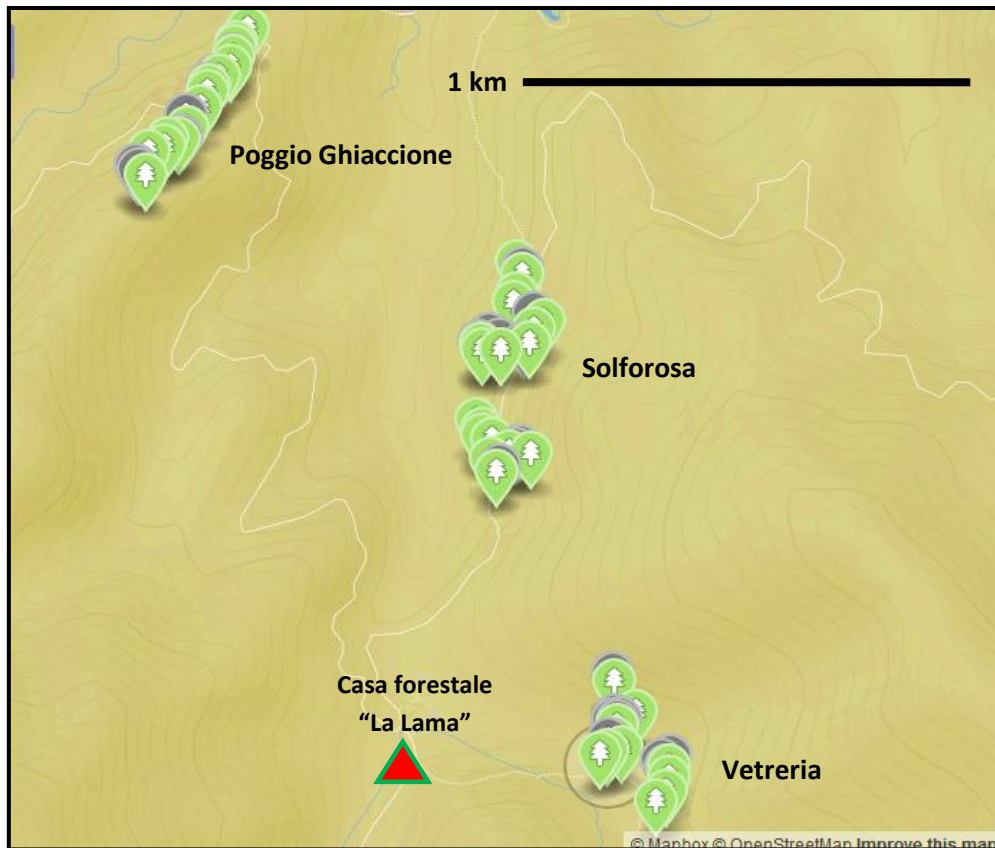
In entrambe le aree studio è stato delimitato un transetto per ciascuna sub-area. All'interno di ciascuno di tali transetti, stabiliti nel corso di un'apposita missione esplorativa condotta nel maggio 2014, sono stati selezionati dai 23 ai 30 alberi considerati idonei alla riproduzione di *R. alpina*. La scelta degli alberi è stata determinata dal possesso dei seguenti requisiti:

- a) buona esposizione alla luce solare almeno nelle ore centrali della giornata
- b) presenza di legno morto su almeno una porzione dell'albero
- c) appartenenza ad una specie sulla quale fosse riportata in letteratura la presenza di *R. alpina*
- d) presenza sul tronco di fori di sfarfallamento attribuibili a *R. alpina*

Sono stati dunque selezionati sia alberi senescenti con ampie porzioni di legno morto che alberi totalmente morti ancora in piedi o caduti al suolo. Gli alberi scelti erano situati ad una distanza casuale gli uni dagli altri, variabile da pochi metri a diverse decine. Ciascun albero è stato contrassegnato con una targhetta metallica identificativa, fotografato e geo-referenziato tramite GPS così da poterlo agevolmente localizzare (figura 13 e 14).



**Figura 13:** posizione degli alberi costituenti i transetti (icone in verde) all'interno dell'area studio di Castel di Sangro.



**Figura 14:** *posizione degli alberi costituenti i transetti (icone in verde) all'interno dell'area studio della Foresta della Lama.*

### 3.3. Materiali impiegati nel monitoraggio

L'equipaggiamento utilizzato durante ogni giornata di monitoraggio comprendeva:

- retino entomologico con manico telescopico (lunghezza fino a 3 metri)
- macchina fotografica digitale modello Canon Powershot D20
- contenitore in plastica aperto di forma rettangolare da 500 ml (“quadrotta”)
- binocolo
- pennarelli neri indelebili marca Stabilo
- provette in plastica e tubi cilindrici con tappo a vite di tipo Falcon da 50 ml per la raccolta di resti
- scheda di campo, penna e matita
- rilevatore GPS
- orologio
- rilevatore portatile Kestrel per la misurazione di temperatura (C°), umidità atmosferica (%) e velocità del vento (m/s)

## 4. Metodi

### 4.1. Strategia di campionamento

In entrambe le aree studio le sessioni di monitoraggio si sono svolte dal 14 luglio al 27 agosto 2014, per un totale di 7 sessioni. Ciascuna sessione era composta da tre giorni settimanali (lunedì, martedì e mercoledì) in ciascuno dei quali è stato visitato un transetto. Ciascun transetto è stato dunque monitorato ogni 7 giorni, alternando di volta in volta il verso di percorrenza del transetto stesso. In base alla letteratura disponibile le ore migliori per il contatto con la specie sono comprese indicativamente tra le 11 e le 17 (Campanaro et al. 2011a; Drag et al. 2011; Pagola Carte 2007). Nel presente studio l'orario di monitoraggio giornaliero previsto comprendeva solo le ore più calde della giornata, tra le 11 e 30 e le 14 e 30, così da ottimizzare lo sforzo di monitoraggio ed adeguarlo al tempo necessario a percorrere i transetti.

Durante il monitoraggio giornaliero ogni albero del transetto è stato accuratamente ispezionato, con l'ausilio del binocolo per verificare la presenza di esemplari sulle parti più alte del tronco. Ciascun individuo di *R. alpina* individuato è stato, quando possibile, catturato per essere poi marcato e rilasciato, annotando sulla scheda di campo giorno e ora della cattura. Gli esemplari situati troppo in alto per poter essere raggiunti sono stati riportati sulla scheda come avvistati ma non catturati. Al momento di ciascuna cattura sono stati registrati tramite il rilevatore Kestrel i valori di temperatura, umidità atmosferica e velocità del vento. I soli parametri temperatura e umidità sono stati inoltre regolarmente registrati all'inizio e alla fine dell'orario di monitoraggio al fine di ottenere delle medie giornaliere. Nel caso di ritrovamento di resti di esoscheletro appartenenti a *R. alpina* ai piedi di uno degli alberi, questi sono stati raccolti per essere conservati.

### 4.2. Foto-identificazione

#### 4.2.1. Marcaggio fotografico

La diversità inter-individuale nella configurazione delle macchie elitrili presentata da *R. alpina* è già da tempo nota in letteratura (Duelli & Wermelinger 2005), tuttavia solo in tempi recenti essa è stata oggetto di studi di foto-identificazione. Il monitoraggio della specie tramite marcaggio fotografico è stato sperimentato per la prima volta durante un importante studio condotto nel Parco Naturale di Aiako Harria in Spagna (Pagola Carte 2006, 2007, 2008), dove tutti gli esemplari di *R. alpina* incontrati sono stati "marcati" con fotografie. Ciascun individuo veniva fotografato direttamente sul tronco sopra il quale era stato individuato, senza che vi fosse necessità di catturarlo e manipolarlo in alcun modo. In seguito le fotografie raccolte sul campo venivano confrontate manualmente dagli operatori per stabilire l'identità dei singoli individui.

Nella procedura di marcaggio fotografico impiegata nel presente studio (figura 15a) ciascun individuo di *R. alpina* trovato all'interno dei transetti, dopo essere stato catturato tramite l'uso del retino o direttamente a mano, è stato collocato all'interno della quadrotta per ridurre al minimo il

contatto diretto. Nei casi di cattura di più individui contemporaneamente questi sono stati posti in contenitori separati per evitare il fermento reciproco. Per ciascun esemplare catturato sono state realizzate 3-4 fotografie di buona qualità, effettuate con la macchina fotografica posta ad angolo retto rispetto all'apertura della quadrotta in modo da cogliere l'animale in posizione dorsale. La macchina fotografica non era mai impostata in modalità "macro" per non rischiare la deformazione anche minima dell'immagine; veniva invece sempre utilizzata la funzione "zoom" per ottenere una fotografia quanto più nitida possibile. Tali accorgimenti si sono resi necessari in quanto le fotografie venivano successivamente analizzate tramite uno specifico software di foto-identificazione (paragrafo 4.2.3.). Dopo la marcatura ciascun animale è stato rilasciato nel punto esatto in cui era stato precedentemente individuato. Per ogni individuo catturato sono stati annotati sulla scheda di campo sesso, numero identificativo e numero di foto scattate. Gli individui situati troppo in alto sul tronco per essere catturati sono stati comunque fotografati da lunga distanza. I resti di elitre di *R. alpina* in buono stato di conservazione (con macchie elitrati non alterate) trovati a terra all'interno dei transetti sono stati raccolti e fotografati in un secondo momento, così da verificare la possibilità di includerli nelle analisi di foto-identificazione (figura 16b).

Durante il periodo di monitoraggio sono state raccolte diverse fotografie di esemplari di *R. alpina* provenienti da segnalazioni pubbliche effettuate durante il periodo di monitoraggio ad opera di personale forestale ed escursionisti (figura 16a). Ciò è stato fatto al fine di verificare la presenza di individui marcati e di valutare i risultati della procedura di foto-identificazione su fotografie non effettuate seguendo il protocollo di marcaggio e dunque di qualità spesso inferiore. La possibilità di inserire regolarmente tali fotografie nelle analisi costituirebbe infatti un prezioso supporto alle attività di monitoraggio di *R. alpina*, in quanto l'identificazione di individui fotografati al di fuori del monitoraggio fornisce maggiori informazioni sugli spostamenti e sulla longevità di ciascun esemplare.

#### **4.2.2. Marcaggio di tipo tradizionale**

Al fine di avere una conferma dei risultati forniti dalla foto-identificazione ciascun esemplare di *Rosalia alpina* catturato è stato sottoposto ad un marcaggio di tipo tradizionale parallelo a quello fotografico, consistente nell'applicazione di un numero identificativo su ciascuna elitra tramite pennarello indelebile (figura 15b). Per questa procedura sono stati utilizzati soltanto pennarelli di colore nero per non rendere l'animale visibile ai predatori. Tale tecnica, già sperimentata da Drag e collaboratori nel 2011(paragrafo 1.4.4) non è dannosa per gli individui marcati e non ne influenza il comportamento. Gli esemplari catturati che presentavano già la marcatura di tipo tradizionale venivano sottoposti al solo marcaggio fotografico.



**Figura 15:** a) marcaggio fotografico su un esemplare di *R. alpina* posto all'interno di una quadrotta; b) marcaggio di tipo tradizionale tramite pennarello indelebile (foto S. Rossi de Gasperis).



**Figura 16:** a) fotografia di un esemplare di *R. alpina* reperita tramite segnalazione pubblica (foto A. Cini); b) resti di elitre di *R. alpina* (foto S. Rossi de Gasperis).

### 4.2.3. Identificazione degli individui fotografati

Uno dei limiti nel metodo della foto-identificazione consiste nel fatto che spesso i database fotografici da analizzare raggiungono dimensioni considerevoli, soprattutto quando la popolazione oggetto di studio è ampia (Kelly 2001), aumentando il rischio di errori dovuti alla soggettività dell'operatore nell'identificare a vista gli individui (Caci et al. 2013). Per evitare tale problema in molti studi di foto-identificazione vengono utilizzati appositi software in grado di analizzare automaticamente un grande numero di fotografie e di ridurre al minimo il rischio di soggettività (e.g. Kelly 2001; Speed et al. 2007; Hiby et al. 2009). Uno di tali software, chiamato **I<sup>3</sup>S**, è stato testato con successo su *R. alpina* nel 2013 da Caci e collaboratori su un dataset fotografico composto per il 72% da fotografie di esemplari conservati in museo e per il 25% da fotografie di esemplari scattate in natura. I<sup>3</sup>S (Interactive Individual Identification System) è un software di facile utilizzo e liberamente accessibile via web sviluppato da Van Tienhoven e collaboratori nel 2007 (<http://www.reijns.com/i3s/index.html>). In origine il software era stato concepito per l'identificazione degli squali, ma con lo sviluppo di versioni sempre più sofisticate e versatili è stato poi applicato a vari gruppi animali (figura 17) tra cui pesci ossei (Martin-Smith 2011), rettili (Sacchi et al. 2010) e balene (den Hartog & Reijns 2011). Per *R. alpina* è stata utilizzata la versione del software chiamata “Contour 3.0”, sviluppata in origine per l'analisi del profilo delle pinne caudali dei cetacei e, nel caso specifico, impiegata per analizzare i contorni delle macchie elitrali (figura 18). Sulla base della letteratura disponibile, si tratta del primo caso di utilizzo di un software di foto-identificazione nello studio di un artropode terrestre (Caci et al. 2013).

Nella procedura di analisi della foto di un esemplare dall'identità ignota con I<sup>3</sup>S “Contour 3.0” il primo passaggio consiste nel tracciare i contorni delle macchie elitrali dell'individuo. Tale procedura viene effettuata con l'aiuto di un algoritmo semi-automatico che individua il contorno ottimale tra i punti selezionati manualmente dall'operatore. Il software dunque confronta automaticamente il contorno tracciato con quelli del database fotografico già in memoria; durante tale processo di “match” tutti i contorni vengono ruotati per portarli sullo stesso piano e ridotti alle stesse dimensioni; ciascun contorno viene quindi suddiviso in segmenti i quali vengono confrontati uno ad uno. In tal modo viene misurata quantitativamente la differenza tra i due contorni. Come risultato viene mostrata una lista, nella quale in prima posizione si trova la foto dell'individuo dai contorni quantitativamente più simili a quelli tracciati. L'operatore dunque effettua un confronto visivo tra la foto sotto esame e quella individuata dal software e stabilisce l'identità dell'individuo in base alla configurazione delle macchie elitrali. Se la foto si rivela appartenere ad un nuovo individuo essa viene aggiunta al database esistente, se invece si tratta di un animale già incontrato viene considerata una ricattura e non aggiunta al database (den Hartog & Reijns 2011). Il software dunque non funziona in maniera totalmente automatica in quanto la decisione finale sull'identità di un individuo viene lasciata all'operatore, tuttavia la procedura si dimostra vantaggiosa in quanto permette la rapida analisi di dataset fotografici molto ampi (Caci et al. 2013).

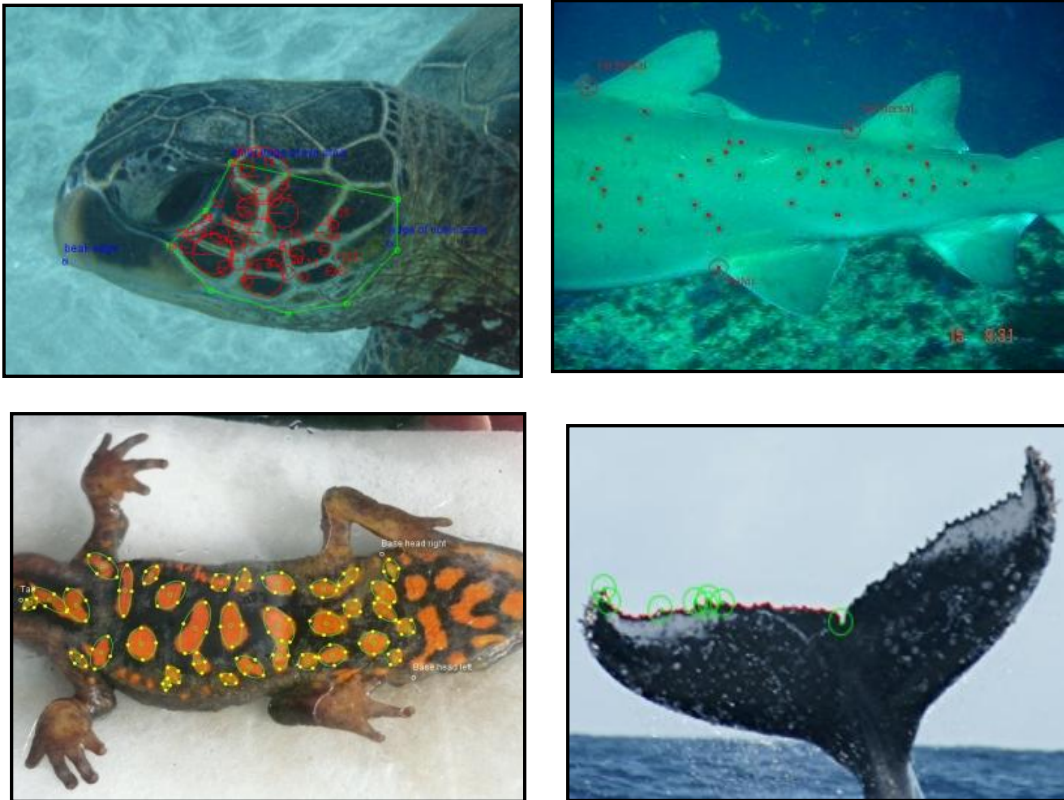
Nel presente lavoro la procedura di marcaggio fotografico sperimentata da Pagola Carte (2006-2010) viene unita per la prima volta all'analisi dei dati fotografici raccolti per mezzo del software I<sup>3</sup>S. Le foto degli individui catturati o avvistati durante il monitoraggio, dopo essere state contrassegnate con un codice comprendente numero identificativo, data di scatto e luogo, sono state

suddivise per sub-aree. Ciascuna sub-area è stata dunque considerata indipendente e studiata separatamente dalle altre. Per ogni individuo sono state selezionate solo le foto prive di sfocature ed effettuate perpendicolarmente rispetto alle elitre. Un'angolazione vicina o superiore ai 30 gradi dalla linea dell'obiettivo può infatti compromettere le prestazioni di foto-identificazione (Caci et al. 2013). Le foto selezionate sono state suddivise in tre categorie:

- A) Fotografie di esemplari vivi effettuate con l'animale in quadrotta o su tronco d'albero seguendo la procedura di marcaggio fotografico
- B) Fotografie di esemplari vivi provenienti da segnalazioni pubbliche
- C) Fotografie di resti di elitre raccolti durante il monitoraggio

Le foto appartenenti alla categoria A sono già state utilizzate in studi precedenti (Caci et al. 2013; Pagola Carte 2007) con la differenza che in questi ultimi non era previsto l'impiego della quadrotta. Le foto appartenenti alle categorie B e C vengono invece per la prima volta utilizzate in un'analisi di foto-identificazione.

Una volta completato ed organizzato il dataset fotografico si è potuto procedere all'analisi di quest'ultimo con il software di foto-identificazione I<sup>3</sup>S, versione "Contour 3.0". Nel presente lavoro per l'analisi del database fotografico di ciascuna sub-area è stata seguita la procedura precedentemente descritta, analizzando le foto in ordine cronologico di sessione. Per gli esemplari marcati nella prima sessione di monitoraggio utile (i quali dunque costituiscono il "database di partenza") sono state analizzate tre foto per individuo in quanto l'inserimento di un maggior numero di immagini per esemplare nella memoria del software è consigliato al fine di migliorare le prestazioni di foto-identificazione (den Hartog & Reijns 2011; Caci et al. 2013). Per le sessioni successive alla prima è stata invece impiegata una sola foto per individuo per non accrescere eccessivamente le dimensioni del database. Al termine di ogni processo di "match" l'identità dell'individuo sotto esame veniva accertata tramite il confronto visivo non solo con la foto in prima posizione nella lista generata dal software, ma anche con quelle in seconda e terza posizione. Tale procedura è stata decisa considerando i risultati del precedente studio di Caci e collaboratori (2013) riguardo alle prestazioni del software su *R. alpina*. In tale lavoro si riteneva correttamente identificato l'individuo la cui foto già in database compariva in una delle prime tre posizioni della lista. Nel presente studio l'identità degli individui fotografati stabilita con l'impiego del software è stata sempre verificata attraverso il confronto con i dati forniti dal marcaggio parallelo tramite pennarello indelebile.



**Figura 17:** applicazione del software di foto-identificazione I<sup>3</sup>S su diverse specie animali (<http://www.reijns.com/i3s/index.html>).

**Figura 18:**  
 esemplare di *R. alpina* fotografato e sottoposto ad analisi con il software I<sup>3</sup>S “Contour 3.0” (foto G. Caci)





### 4.3. Analisi della demografia e della capacità di dispersione

#### 4.3.1. Stima dell'abbondanza della popolazione

La gestione, il monitoraggio e la conservazione della fauna selvatica richiedono un'approfondita conoscenza delle dimensioni della popolazione e di tutti i processi demografici che interessano la popolazione stessa (Trizzino et al. 2013). Tuttavia nella maggior parte dei casi risulta impossibile individuare e censire tutti gli individui che compongono una popolazione animale, motivo per cui la dimensione della popolazione deve essere stimata a partire dal campione osservato durante un monitoraggio. L'approccio di cattura-marcaggio-ricattura (CMR) è senza dubbio una delle metodologie maggiormente utilizzate per reperire tale tipologia di dati (paragrafo 1.4.4.), ed è impiegato in uguale misura sia per la fauna vertebrata che per quella invertebrata (e.g. Angelibert & Giani 2003; Leisnham et al. 2003; Berinckx et al. 2006; Lopez-Pantoja et al. 2008). Il metodo di CMR si basa sull'assunto che se un certo numero di animali di una popolazione vengono catturati, marcati ed immediatamente rilasciati, nel momento in cui sarà effettuato un successivo campionamento nella stessa popolazione, la percentuale di animali marcati catturati nella seconda sessione corrisponderà a quella riscontrabile nell'intera popolazione (Sutherland 2006). Il più importante assunto da stabilire quando si pianifica uno studio di CMR consiste nel determinare se la popolazione oggetto di studio deve essere considerata **chiusa** o **aperta**. Nelle popolazioni chiuse si assume che non si verificano aggiunte o perdite durante il periodo di studio; nelle popolazioni aperte invece si assume la possibilità di nascite, morti, immigrazioni ed emigrazioni. La tipologia di popolazione considerata determina il modello di analisi per mezzo del quale vengono stimati i parametri demografici. Lo scenario con popolazione aperta è quello più verosimile nello studio di invertebrati (Trizzino et al. 2013). Con tale tipologia di popolazione il metodo di analisi maggiormente impiegato per dati provenienti da ricatture multiple (dunque con più di due sessioni di monitoraggio) è il modello **Jolly-Seber** (Jolly 1965; Seber 1965) che permette di integrare contemporaneamente nell'analisi le migrazioni e i decessi. Il metodo si basa sui seguenti assunti (Amstrup et al. 2005):

- a) in ciascuna occasione di campionamento la probabilità di cattura ( $p$ ) è la stessa sia per gli individui già marcati che per quelli non ancora marcati
- b) ciascun individuo, sia esso già marcato o non ancora marcato, ha le stesse probabilità di sopravvivere ( $\phi$ ) nell'intervallo tra due occasioni di campionamento, ovvero dal tempo  $t$  fino al tempo  $t + 1$
- c) la marcatura non viene persa ed è correttamente riconosciuta
- d) la durata di ciascuna sessione non è rilevante, ovvero è considerata istantanea rispetto all'intervallo di tempo fra un campionamento e l'altro; ciascun individuo catturato viene immediatamente rilasciato dopo la marcatura

Gli assunti a e b sono i più importanti tra quelli elencati. In particolare l'assunto a (la probabilità di cattura è la stessa per tutti gli individui) ha la maggiore influenza in quanto se non viene rispettato porta a sottostimare le dimensioni della popolazione nel caso in cui alcuni individui risultino avere

una minore probabilità di cattura rispetto agli altri, mentre porta ad una sovrastima nel caso in cui alcuni individui risultino avere una maggiore probabilità di cattura.

L'analisi di dati di cattura-marcaggio-ricattura con il metodo Jolly-Seber è stata in passato applicata con successo in studi condotti sulla stessa *R. alpina* (Drag et al. 2011) e su altre specie di cerambicidi (e.g. Tikkamaki & Komonen 2010). Nel presente lavoro è stato dunque impiegato tale metodo al fine di stimare l'abbondanza della popolazione di *R. alpina* sia in ciascuna sub-area che in ciascuna delle due aree studio. I dati di CMR sono stati analizzati per mezzo del software **MARK** (White 2009), attualmente considerato il sistema più completo ed avanzato per questo tipo di analisi. Nello specifico all'interno di tale software è stato impiegato il modulo **POPAN**. Tale strumento è ideato per l'analisi di dati provenienti da popolazioni aperte sulla base di una ri-parametrizzazione del metodo Jolly-Seber nella quale viene postulata l'esistenza di una "super-popolazione" interpretabile come il numero totale di animali presenti nell'area di studio tra la prima e l'ultima occasione di cattura (Reisinger & Karczmarzki 2009). I dati di CMR sono stati inseriti nel software sottoforma di matrice di cattura, nella quale le colonne rappresentano le occasioni di cattura (ovvero le sessioni di monitoraggio) e le righe corrispondono alle storie di cattura ("encounter histories") osservate. All'interno di ogni riga il valore 1 indica un evento di cattura, mentre il valore 0 indica l'assenza di catture. Il numero di valori contenuti in ciascuna riga corrisponde al numero di sessioni di monitoraggio. A destra di ciascuna riga viene specificato il numero di individui che hanno avuto una determinata "encounter history" (Tabelle 10 e 11, paragrafo 5.3.1). I parametri che vengono stimati dal software sono  $\phi$  (probabilità di sopravvivenza),  $p$  (probabilità di cattura),  $pent$  ("Probability of Entrance", che descrive la probabilità di ingresso di nuovi individui nella popolazione attraverso natalità e immigrazione). Vengono ottenuti due diversi valori di abbondanza della popolazione ( $N$ ): il valore di  $N$  "netto" ("net population estimate") si riferisce alla dimensione totale della "super-popolazione" presente nell'area di studio durante il periodo di campionamento. Tale parametro viene stimato sulla base dell'assunto che i nuovi individui che fanno il loro ingresso nella popolazione nell'intervallo tra un campionamento e l'altro sopravvivano tutti per poter essere campionati nell'occasione successiva. Il valore di  $N$  "lordo" ("gross population estimate") invece viene stimato assumendo che alcuni individui possano fare il loro ingresso durante l'intervallo tra due campionamenti e morire nell'arco di quell'intervallo senza avere la possibilità di essere campionati (Schwarz et al. 1993). Nel presente studio, vista la scarsa longevità e l'elevato tasso di mortalità degli adulti di *R. alpina* (paragrafo 1.4.1), si considera probabile che alcuni esemplari possano essere sfarfallati e poi deceduti nell'intervallo di tempo fra due campionamenti. Per tale motivo vengono presi in considerazione sia il valore di  $N$  "netto" che quello di  $N$  "lordo". Con MARK è possibile identificare il modello che meglio si adatta ai dati in esame tramite l'utilizzo del criterio di informazione di Akaike corretto o  $\Delta AIC$  ("quasi-Akaike's Information Criterion"), che identifica il modello più affidabile in base al principio di massima parsimonia (Akaike 1973). In base a tale criterio il modello con il valore più basso di  $\Delta AIC$  è considerato il miglior compromesso tra l'adeguatezza del modello a rappresentare i dati e il numero di parametri che occorre stimare (Santostasi 2013). Sono stati sottoposti all'analisi tramite  $\Delta AIC$  i seguenti modelli:

- 1)  $\phi(t), p(t), pent(t)$ : "fully time dependent model", secondo il quale i parametri  $\phi$ ,  $p$  e  $pent$  variano tutti e tre in funzione del tempo

- 2)  $\phi(\cdot), p(t), pent(t)$ : modello secondo il quale  $\phi$  è costante mentre  $p$  e  $pent$  variano in funzione del tempo
- 3)  $\phi(t), p(\cdot), pent(t)$ : modello per cui  $p$  è costante mentre  $\phi$  e  $pent$  variano nel tempo
- 4)  $\phi(\cdot), p(\cdot), pent(t)$ : modello nel quale  $\phi$  e  $p$  sono costanti mentre  $pent$  varia nel tempo

Il più complesso dei modelli esaminati è il “*fully time dependent model*”, poichè essendo ciascun parametro dipendente dal tempo il numero totale di parametri da stimare è maggiore. Deve essere infatti stimato un diverso valore di  $\phi$ ,  $p$  e  $pent$  per ciascuna sessione di monitoraggio. Le stime ottenute con tale modello devono essere sottoposte ad un test di adeguatezza del modello (“goodness of fit”) che ha lo scopo di verificare il rispetto degli assunti a e b del metodo Jolly-Seber. Tale analisi è stata eseguita tramite il modulo **RELEASE**, all’interno del quale vengono effettuati due test del Chi-quadrato nei quali i valori osservati vengono confrontati con quelli attesi. Il TEST 2 (Balser 1984) verifica il rispetto del primo assunto, ovvero che tutti gli individui abbiano uguale probabilità di cattura, mentre il TEST 3 (Brownie & Robson 1983) verifica il rispetto del secondo, ovvero che tutti gli individui abbiano uguale probabilità di sopravvivenza. Un risultato significativo nel TEST 2 indica che le probabilità di cattura differiscono tra gli individui, mentre un risultato significativo nel TEST 3 indica che la probabilità di sopravvivenza non è la stessa per tutti gli individui. Una volta verificata con tali test l’adeguatezza del “*fully time dependent model*” si assume che il rispetto degli assunti sia valido anche per i modelli meno complessi. Per ciascuna area studio è stato dunque selezionato il modello più affidabile per rappresentare i dati in base ai valori del **cAIC** e sono state prese in considerazione esclusivamente le stime di abbondanza della popolazione fornite da tale modello. Per quanto riguarda invece il terzo assunto del metodo Jolly-Seber (la marcatura non viene persa ed è correttamente riconosciuta) l’utilizzo di due tecniche di marcaggio parallele (marcaggio fotografico e marcaggio tramite pennarello indelebile) elimina le possibilità di errore, per cui tale assunto si considera pienamente rispettato.

#### 4.3.2. Longevità e capacità di dispersione

Utilizzando il tasso di sopravvivenza medio degli individui, ottenuto dalla stima dei valori di  $\phi$  giornalieri, è stato possibile calcolare il tempo di residenza medio (considerato come stima della longevità) in ciascuna area studio tramite la formula  $-\ln(\phi)^{-1}$ . Tale formula è già stata applicata con successo per i cerambicidi da Drag e collaboratori nel 2011) e da Tikkamaki e Komonen nel 2010). Oltre all’analisi della demografia della popolazione la conoscenza dell’identità di ogni individuo catturato ha consentito di ricostruirne i movimenti durante la stagione di monitoraggio. In tal modo, conoscendo la distanza tra i diversi punti di cattura di un animale, è stato possibile calcolare la distanza totale percorsa e analizzare in tal modo la capacità di dispersione degli individui.

#### 4.3.3. Sex-ratio

La conoscenza del rapporto fra i sessi è fondamentale nell’analisi dei processi demografici che interessano una popolazione animale. Il sesso di ogni esemplare di *R. alpina* catturato, facilmente identificabile grazie alla diversa lunghezza delle antenne, è stato sempre annotato sulla scheda di

campo. In tal modo è stato possibile osservare il rapporto maschi/femmine fra gli individui catturati in ciascuna area studio.

#### 4.4. Analisi della fenologia<sup>3</sup> degli adulti

La conoscenza approfondita della fenologia di una specie è fondamentale per poter concentrare gli sforzi di monitoraggio nel periodo corretto e in condizioni idonee, oltre che per valutare gli effetti delle variabili ambientali sui risultati del monitoraggio stesso. Il periodo della stagione in cui si concentra l'attività degli adulti di *Rosalia alpina*, nonché le ore della giornata nelle quali essi sono più facilmente osservabili, variano a seconda di latitudine, altitudine e condizioni climatiche. Tali aspetti della fenologia della specie sono stati indagati nell'ambito di studi di cattura-marcaggio-ricattura condotti nella Repubblica Ceca (Drag et al. 2011) e in Spagna (Pagola Carte 2007), tuttavia al momento mancano dati precisi provenienti dall'Italia. Uno degli obiettivi del presente lavoro consiste dunque nell'individuare il picco massimo di attività stagionale e giornaliera mostrato da *R. alpina* nel 2014 in ciascuna delle due aree studio, nonché di indagare la relazione fra il numero di animali osservati e le variabili ambientali registrate. Sono stati quindi analizzati i dati registrati sul campo riguardanti giorno e orario di ciascuna cattura. Per ogni giornata di monitoraggio è stato annotato il numero di esemplari osservati, e l'andamento delle osservazioni durante il periodo di campionamento è stato rappresentato graficamente allo scopo di individuare il picco di attività stagionale. Lo stesso procedimento è stato adottato per l'analisi del picco di attività giornaliero, mettendo in relazione le varie fasce orarie con il numero di esemplari osservati. Successivamente sono stati osservati e rappresentati graficamente gli andamenti dell'attività stagionale mostrata dalla specie e quelli delle temperature e umidità medie giornaliere, ottenute dai dati registrati all'inizio e alla fine di ciascuna giornata di monitoraggio.

Per analizzare nel dettaglio l'influenza di ciascuna delle variabili ambientali considerate i valori di temperatura **T** (C°), umidità atmosferica **U** (%) e velocità del vento **W** (m/s) registrati al momento delle singole catture sono stati messi in relazione con il numero di individui osservati. In tal modo è possibile valutare se a determinati valori di ciascun parametro corrisponde una minore o maggiore attività degli animali. Nella procedura di analisi per ciascuna variabile ambientale è stato calcolato il coefficiente di correlazione **r** di Pearson, considerando la variabile ambientale come indipendente e il numero di esemplari avvistati come dipendente. I calcoli sopra descritti sono stati eseguiti con l'ausilio di Microsoft Office Excel.

---

<sup>3</sup> branca dell'ecologia che studia i rapporti tra i fattori climatici e le manifestazioni stagionali della vita vegetale ed animale (Devoto-Oli, Vocabolario della Lingua Italiana).

## 5. Risultati

### 5.1. Sforzo di campionamento e dati raccolti

**Castel di Sangro:** in tutte e tre le sub-aree selezionate è stato possibile effettuare le 7 sessioni di campionamento previste. Il monitoraggio si è sempre svolto nei giorni programmati, eccetto durante la terza sessione nella sub-area di Passo Godi, nella quale esso è stato rimandato alla settimana seguente a causa delle condizioni di forte maltempo. La terza sessione di monitoraggio in tale sub-area si è svolta dunque a soli 3 giorni di distanza dalla successiva invece dei 7 previsti. Durante la stagione sono stati avvistati numerosi esemplari di *R. alpina*. Ciascun animale avvistato è stato catturato e marcato tranne in sette casi nei quali gli animali erano posizionati troppo in alto per essere raggiunti e venivano dunque solo fotografati da grande distanza. Nessun esemplare ha riportato danni durante la procedura di marcaggio. La sub-area con la maggiore presenza della specie risulta essere la **Difesa di Pescasseroli**, nella quale si sono verificati 86 avvistamenti, seguita dalla **Val Fondillo** (32 avvistamenti) e da **Passo Godi** (20 avvistamenti). Il totale delle osservazioni nell'intera area studio ammonta dunque a **138** (Tabella 1). La specie è risultata presente su 25 (28%) degli 88 alberi selezionati. Gli avvistamenti sono avvenuti esclusivamente su tronchi di faggio. Visto l'elevato numero di animali presenti, molti dei quali avvistati al di fuori delle ore di monitoraggio programmate, è stato deciso in corso d'opera (a partire dalla quarta sessione) di ampliare l'orario di monitoraggio iniziando il campionamento alle 10 e terminando alle 18. All'interno dei transetti sono stati rinvenuti e raccolti 6 resti di esoscheletro di *R. alpina* (tre nella Difesa, due nella Val Fondillo e uno a Passo Godi) con le elitre ancora intatte e dunque utilizzabili per la foto-identificazione. Durante la stagione di monitoraggio sono state inoltre raccolte 7 fotografie di individui di *R. alpina* provenienti da segnalazioni pubbliche, tutte effettuate nel periodo corrispondente alla terza e alla quarta sessione di campionamento. Cinque di esse provenivano dalla Difesa di Pescasseroli, mentre due erano state effettuate nella Val Fondillo.

Castel di Sangro 2014						
Sub-area	Individui avvistati	Individui catturati	Resti raccolti	Segnalazioni pubbliche	Alberi con <i>R. alpina</i>	Tot. alberi transetto
Difesa	86	83	3	5	15	30
Val Fondillo	32	28	2	2	5	28
Passo Godi	20	20	1	0	5	30

**Tabella 1:** numero totale di individui avvistati in ciascun transetto dell'area studio di Castel di Sangro, e numero di individui catturati. Viene inoltre riportato il numero di alberi per transetto sui quali è stata rinvenuta la specie.

**Foresta della Lama:** in tale area studio il monitoraggio è stato effettuato regolarmente in tutte le sub-aree ad eccezione della Solforosa, nella quale la seconda sessione non è stata effettuata a causa dell'eccessiva pioggia senza possibilità di recuperarla la settimana seguente. Quattro degli alberi

presenti in tale transetto sono stati inoltre erroneamente tagliati da operai forestali nel corso di operazioni di messa in sicurezza della strada per Badia Prataglia prima dell'ultima sessione di monitoraggio. Il numero di esemplari di *R. alpina* avvistati nell'area studio durante la stagione è stato piuttosto basso, confrontato con Castel di Sangro. Sono state effettuate in totale **13** osservazioni. Tutti gli individui avvistati sono stati catturati e marcati senza riportare danni. La sub-area con la maggiore presenza della specie risulta essere la **Solforosa**, con un totale di 8 osservazioni effettuate tutte su un unico albero. Nella sub-area di **Poggio Ghiaccione** sono state invece effettuate 5 osservazioni ed è stato rinvenuto un resto elitrale identificabile, mentre nella **Vetreria** non vi sono stati avvistamenti, nonostante siano stati rinvenuti i resti di un individuo morto con le elitre intatte (Tabella 2). La specie è risultata presente su soltanto 4 (6%) dei 70 alberi selezionati nell'area studio. Oltre che su tronchi di faggio gli animali sono stati rinvenuti anche su frassino maggiore (*Fraxinus excelsior*) e acero montano (*Acer pseudoplatanus*). Visto il basso numero di osservazioni e l'assenza di attività degli animali al di fuori della fascia oraria programmata non è stato ritenuto necessario modificare l'ora di inizio e di fine del monitoraggio giornaliero. Nel corso della stagione di monitoraggio sono state raccolte 3 fotografie di altrettanti esemplari provenienti da segnalazioni pubbliche, tutte effettuate nella sub-area della Solforosa nei giorni tra la quarta e la sesta sessione di campionamento.

Foresta della Lama 2014						
Sub-area	Individui avvistati	Individui catturati	Resti raccolti	Segnalazioni pubbliche	Alberi con <i>R. alpina</i>	Tot. alberi transetto
Solforosa	8	8	0	2	1	24
Poggio Ghiaccione	5	5	1	0	3	23
Vetreria	0	0	1	0	0	23

**Tabella 2:** numero totale di individui avvistati in ciascun transetto dell'area studio della Lama, e numero di individui catturati. Viene inoltre riportato il numero di alberi per transetto sui quali è stata rinvenuta la specie.

## 5.2. Analisi del dataset fotografico

Vengono qui riportati i dati ottenuti in seguito al confronto dei risultati forniti dalla foto-identificazione con quelli forniti dal marcaggio tradizionale. Considerando entrambe le aree studio il numero totale di fotografie analizzate ammonta a **242**.

### a) Analisi di foto effettuate con la procedura di marcaggio fotografico (categoria A)

**Castel di Sangro:** l'analisi dei dati di CMR provenienti dall'intera area studio ha permesso l'identificazione di **120** individui marcati, **10** dei quali (8%) sono stati ricatturati (Tabella 3). Fra

questi 10, un solo individuo è stato ricatturato due volte mentre gli altri hanno subito una sola ricattura. Per quasi tutti gli individui è stata possibile una corretta identificazione grazie all'impiego del software I<sup>3</sup>S. In due casi tuttavia un individuo del quale era già presente una foto nella memoria del software (dunque una ricattura) non è stato correttamente identificato in quanto tale foto non compariva nelle prime tre posizioni della lista fornita come output. Per questi due individui quindi l'identificazione è stata possibile solo grazie al confronto con il marcaggio tradizionale. Delle 11 ricatture effettuate 8 (72%) presentano la fotografia già in memoria in prima posizione nella lista dei match, una (9%) presenta la foto in terza posizione e due (18%) al di sopra della terza posizione (Tabella 5). Poiché per entrambi gli individui non correttamente identificati era stata inserita una sola foto della cattura nella memoria del software (essendo stati catturati nella seconda parte della stagione di monitoraggio) l'analisi è stata ripetuta aggiungendo in memoria altre due foto provenienti dalla prima cattura. In seguito a questa modifica l'identificazione è avvenuta correttamente per entrambi gli individui, in quanto almeno una delle foto in memoria compariva fra le prime tre posizioni.

**Foresta della Lama:** in questa area studio il totale degli individui marcati ammonta a **13**. e non si sono verificate ricatture (Tabella 4). In tutti i casi è stato possibile stabilire correttamente l'identità degli individui grazie alla procedura di foto-identificazione, i cui risultati sono stati confermati dal confronto con il marcaggio tradizionale.

<b>CMR Castel di Sangro 2014</b>				
<b>Sub-area</b>	<b>Totale foto analizzate</b>	<b>Individui marcati</b>	<b>Individui ricatturati</b>	<b>Totale catture</b>
Difesa di Pescasseroli	129	77	6	83
Val Fondillo	52	27	1	28
Passo Godi	25	16	3	20

**Tabella 3:** riassunto dei dati di CMR ottenuti dall'analisi del dataset fotografico di Castel di Sangro.

<b>CMR Lama 2014</b>				
<b>Sub-area</b>	<b>Totale foto analizzate</b>	<b>Individui marcati</b>	<b>Individui ricatturati</b>	<b>Totale catture</b>
Poggio Ghiaccione	11	5	0	5
Solforosa	12	8	0	8
Vetreria	0	0	0	0

**Tabella 4:** riassunto dei dati di CMR ottenuti dall'analisi del dataset fotografico proveniente dalla Foresta della Lama.

Ricatture Castel di Sangro					
ID individuo identificato	Sub-area	Elitre disponibili	Ambiente di scatto	Foto in memoria	Posizione foto in lista
M11	DP	2	quadrotta	3	1
M26	DP	2	tronco	3	1
M33	DP	2	tronco	1	14
M61	DP	2	tronco	1	3
M63	DP	2	tronco	1	5
M51	DP	2	quadrotta	1	1
M3	VF	2	quadrotta	3	1
M1	PG	2	tronco	3	1
M3(ricattura I)	PG	2	quadrotta	3	1
M3(ricattura II)	PG	2	tronco	3	1
M4	PG	2	quadrotta	3	1

**Tabella 5:** elenco delle ricatture avvenute nell'area studio di Castel di Sangro. Il codice identificativo di ogni individuo è composto da una lettera per indicare il sesso (M/F) e da un numero. Per ogni ricattura viene indicata: sub-area, numero di elitre identificabili, ambiente di scatto, numero di foto dell'animale già presenti nella memoria di I<sup>3</sup>S e la migliore posizione raggiunta da queste ultime nella lista dei match presentata dal software. DP=Difesa di Pescasseroli; VF= Val Fondillo; PG=Passo Godi. Per gli individui M33 ed M63, la cui foto non raggiunge le prime tre posizioni, l'analisi è stata ripetuta aggiungendo più foto dell'animale nella memoria del software. Come risultato gli animali sono stati correttamente identificati (M33: una delle foto in memoria in terza posizione; M63: una delle foto in memoria in prima posizione).

#### b) Analisi di foto provenienti da segnalazioni pubbliche (categoria B)

**Castel di Sangro:** l'analisi delle 7 fotografie di altrettanti individui provenienti da segnalazioni pubbliche ha permesso di identificare 5 esemplari marcati durante il monitoraggio e 2 nuovi individui. L'identità degli individui, confermata dai dati provenienti dalla marcatura con pennarello, è stata stabilita correttamente grazie all'impiego del software I<sup>3</sup>S nonostante le fotografie fossero di qualità inferiore rispetto a quelle effettuate seguendo il protocollo di marcaggio fotografico. In 4 casi la fotografia dell'individuo già in memoria compariva in prima posizione nella lista, mentre in un solo caso essa figurava in terza posizione (Tabella 6). Tuttavia, poiché le segnalazioni sono avvenute nella prima parte del periodo di monitoraggio e sono state dunque analizzate quando il dataset nella memoria del software era ancora di dimensioni contenute, per tale categoria l'analisi è stata ripetuta a dataset completo per verificare l'effetto del maggior numero di foto in memoria. Come risultato si è avuto un peggioramento nelle prestazioni di foto-identificazione del software, in quanto un individuo marcato che era stato precedentemente identificato con successo non veniva più riconosciuto, con la fotografia già in memoria che passava nella quarta posizione della lista. Si nota tuttavia che la fotografia della segnalazione pubblica in questione è di qualità peggiore rispetto



alle altre della stessa categoria, fatto che non ha reso possibile la realizzazione di contorni perfettamente accurati.

**Foresta della Lama:** l'analisi di tre foto provenienti da segnalazioni pubbliche ha consentito l'identificazione di due esemplari già marcati e di un nuovo individuo. L'identità degli animali è stata stabilita correttamente con l'utilizzo di I<sup>3</sup>S. Per entrambi gli individui marcati la fotografia già presente in memoria compariva in prima posizione nella lista (Tabella 6). Lo stesso risultato è stato ottenuto analizzando le foto a dataset completo.

<b>Segnalazioni pubbliche di individui marcati: Castel di Sangro</b>				
<b>ID individuo identificato</b>	<b>Sub-area</b>	<b>Elitre disponibili</b>	<b>Foto in database</b>	<b>Posizione foto in lista</b>
M25	DP	2	3	1
M5	DP	2	3	3
M6	DP	2	3	1
M9	VF	2	3	1
M22	VF	1,5	1	1
<b>Segnalazioni pubbliche di individui marcati: Lama</b>				
<b>ID individuo identificato</b>	<b>Sub-area</b>	<b>Elitre disponibili</b>	<b>Foto in database</b>	<b>Posizione foto in lista</b>
M8	S	2	1	1
M11	S	2	1	1

**Tabella 6:** elenco degli individui marcati identificati nell'ambito di segnalazioni pubbliche in entrambe le aree studio. Il codice identificativo di ogni individuo è composto da una lettera per indicare il sesso (M/F) e da un numero. Per ogni segnalazione viene indicata: sub-area, numero di elitre identificabili, numero di foto dell'animale già presenti nella memoria di I<sup>3</sup>S e posizione raggiunta da queste ultime nella lista dei match presentata dal software. DP=Difesa di Pescasseroli; VF= Val Fondillo; S=Solforosa.

### c) **Analisi di fotografie di resti elitrati (categoria C)**

**Castel di Sangro:** in seguito all'analisi dei dati tre dei sei resti elitrati rinvenuti durante il monitoraggio sono risultati appartenere ad altrettanti esemplari marcati mentre gli altri tre si sono rivelati appartenere ad altrettanti nuovi individui. In tutti i casi l'analisi con I<sup>3</sup>S ha permesso una corretta identificazione nonostante la leggera deformazione che le elitre subiscono una volta separate dal corpo dell'animale. Tuttavia è stato notato che per l'analisi di tale categoria di foto è necessaria una particolare attenzione da parte dell'operatore in quanto occorre tenere conto della deformazione dell'elitra sia nel tracciamento dei contorni che nel confronto visivo tra le foto. La deformazione provoca infatti una distensione dell'elitra che spesso espone una porzione altrimenti non visibile di ciascuna macchia. Nel caso dei tre resti appartenenti ad esemplari marcati la foto dell'individuo già in memoria compariva in seconda posizione in un caso ed in prima posizione negli altri due (Tabella 7). Inoltre in due casi il numero identificativo applicato con inchiostro sull'elitra era quasi del tutto illeggibile (probabilmente a causa delle forti piogge verificatesi durante

la stagione), motivo per cui un'identificazione certa del resto è stata possibile solo grazie all'impiego della foto-identificazione.

**Foresta della Lama:** i due resti di elitre rinvenuti nell'area studio durante il monitoraggio sono stati entrambi correttamente identificati come nuovi individui grazie all'utilizzo del software I<sup>3</sup>S.

Resti di individui marcati: Castel di Sangro				
ID individuo identificato	Sub-area di ritrovamento	Elitre disponibili	Foto in memoria	Posizione foto in lista
M41	DP	2	1	1
M55	DP	1	1	2
M11	VF	2	3	1

**Tabella 7:** elenco dei resti di individui marcati identificati nell'area studio di Castel di Sangro. Il codice identificativo di ogni individuo è composto da una lettera per indicare il sesso (M/F) e da un numero. Per ogni ritrovamento viene indicata: sub-area, numero di elitre identificabili, numero di foto dell'animale già presenti nella memoria di I<sup>3</sup>S e posizione raggiunta da queste ultime nella lista dei match presentata dal software. DP=Difesa di Pescasseroli; VF= Val Fondillo.

### 5.3. Demografia e capacità di dispersione

#### 5.3.1. Stima di abbondanza della popolazione

A causa dell'estrema scarsità di dati provenienti dalla Foresta della Lama, insufficienti per ottenere stime di popolazione, l'intera area studio è stata esclusa dalle analisi. Per quanto riguarda Castel di Sangro l'analisi di popolazione è stata compiuta sia sulle singole sub-aree che sull'intera area studio unendo i dati provenienti dalle tre sub-aree.

I dati provenienti dalla cattura-marcaggio-ricattura utilizzati per l'analisi demografica con MARK vengono riassunti nelle tabelle 8 e 9, dove:  $t_i$  = sessione di monitoraggio  $i$ ;  $n_i$  = totale animali catturati nella sessione  $i$  (sia marcati che non);  $m_i$  = animali marcati catturati nella sessione  $i$ ;  $u_i$  = animali non marcati catturati nella sessione  $i$ ;  $R_i$  = animali rilasciati vivi al termine della sessione  $i$ ;  $r_i$  = numero di animali catturati dopo la sessione  $i$  provenienti dal gruppo  $R_i$ ;  $z_i$  = animali avvistati prima e dopo la sessione  $i$ , ma non durante la stessa.

Difesa di Pescasseroli							Val Fondillo						
$t_i$	$n_i$	$m_i$	$u_i$	$R_i$	$r_i$	$z_i$	$t_i$	$n_i$	$m_i$	$u_i$	$R_i$	$r_i$	$z_i$
1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
3	2	0	2	2	0	0	3	12	0	12	12	1	0
4	24	0	24	24	2	0	4	10	1	9	10	0	0
5	30	2	28	30	2	0	5	2	0	2	2	0	0
6	23	2	21	23	2	0	6	4	0	4	4	0	0
7	4	2	2	4	0	0	7	0	0	0	0	0	0

**Tabella 8:** tabelle riassuntive dei dati utilizzati per l'analisi demografica di ciascuna delle tre sub-aree di Castel di Sangro.

Passo Godi						
$t_i$	$n_i$	$m_i$	$u_i$	$R_i$	$r_i$	$z_i$
1	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0
3	4	0	4	4	3	0
4	4	3	1	4	1	0
5	9	1	8	9	0	0
6	2	0	2	2	0	0
7	0	0	0	0	0	0

**Tabella 9:** tabella riassuntiva dei dati utilizzati per l'analisi demografica compiuta sull'intera area di Castel di Sangro unendo i dati provenienti dalle tre sub-aree.

Castel di Sangro						
$t_i$	$n_i$	$m_i$	$u_i$	$R_i$	$r_i$	$z_i$
1	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0
3	18	0	18	18	4	0
4	38	4	34	38	3	0
5	42	3	39	42	2	0
6	29	2	27	29	2	0
7	4	2	2	4	0	0

Difesa di Pescasseroli							
1	2	3	4	5	6	7	N
0	0	1	0	0	0	0	2
0	0	0	1	0	0	0	22
0	0	0	1	1	0	0	2
0	0	0	0	1	0	0	26
0	0	0	0	1	1	0	2
0	0	0	0	0	1	0	19
0	0	0	0	0	1	1	2
0	0	0	0	0	0	1	2

Passo Godi							
1	2	3	4	5	6	7	N
0	0	1	0	0	0	0	1
0	0	1	1	0	0	0	2
0	0	1	1	1	0	0	1
0	0	0	1	0	0	0	1
0	0	0	0	1	0	0	9
0	0	0	0	0	0	1	2

**Tabella 10:** vengono qui riportate le matrici di cattura contenenti le “encounter histories” osservate nelle singole sub-aree di Castel di Sangro durante le 7 sessioni di monitoraggio, utilizzate come input per l’analisi con MARK.

Val Fondillo							
1	2	3	4	5	6	7	N
0	0	1	0	0	0	0	12
0	0	1	1	0	0	0	1
0	0	0	1	0	0	0	9
0	0	0	0	1	0	0	2
0	0	0	0	0	1	0	4

**Tabella 11:** viene qui riportata la matrice di cattura contenente le “encounter histories” osservate nell’intera area studio di Castel di Sangro durante le 7 sessioni di monitoraggio, utilizzata come input per l’analisi con MARK.

Castel di Sangro							
1	2	3	4	5	6	7	N
0	0	1	0	0	0	0	14
0	0	1	1	0	0	0	3
0	0	1	1	1	0	0	1
0	0	0	1	0	0	0	32
0	0	0	1	1	0	0	2
0	0	0	0	1	0	0	37
0	0	0	0	1	1	0	2
0	0	0	0	0	1	0	25
0	0	0	0	0	1	1	2
0	0	0	0	0	0	1	2

Poiché non è stata effettuata alcuna cattura nelle prime due sessioni di monitoraggio esse sono state escluse dall'analisi con MARK, considerando dunque un totale di 5 sessioni. Osservando i risultati si nota che sia per le singole sub-aree che per l'intera area studio il modello che si adatta maggiormente ai dati in esame in base al valore del cAIC risulta essere  $\phi(\cdot), p(\cdot), pent(t)$ , il meno complesso tra quelli considerati, nel quale solo il parametro  $pent$  varia in funzione del tempo mentre  $p$  e  $\phi$  restano costanti. Vengono considerate dunque solo le stime fornite da tale modello. I dati sono risultati insufficienti per la stima del valore di N "netto" e vengono di conseguenza forniti solo i valori di N "lordi" (Tabella 12).

- Stima delle dimensioni della popolazione (N "lordo" ) nella Difesa di Pescasseroli: **211** individui (errore standard = 25,23; intervallo di confidenza al 95% = 167-267).
- Stima delle dimensioni della popolazione (N "lordo") nella Val Fondillo: **64** individui (errore standard = 14,81; intervallo di confidenza al 95% = 41-100).
- Stima delle dimensioni della popolazione (N "lordo") a Passo Godi: **32** individui (errore standard = 6,35; intervallo di confidenza al 95% = 22-47).
- Stima delle dimensioni della popolazione (N "lordo") per l'intera area studio di Castel di Sangro: **291** individui (errore standard = 26; intervallo di confidenza al 95%: 245-346).

Località	Miglior modello	cAIC	Dimensioni popolazione	Errore standard	Intervallo di confidenza (95%)
Difesa	$\phi(\cdot), p(\cdot), pent(t)$	69,70	211	25,23	167-267
Val Fondillo	$\phi(\cdot), p(\cdot), pent(t)$	30,49	64	14,81	41-100
Passo Godi	$\phi(\cdot), p(\cdot), pent(t)$	36,15	32	6,35	22-47
Castel di Sangro	$\phi(\cdot), p(\cdot), pent(t)$	104,98	291	26	245-346

**Tabella 12:** modello scelto in base ai valori del cAIC, con la relativa stima di popolazione ottenuta per ciascuna località.

Le stime di popolazioni ottenute presentano in tutti i casi un alto grado di imprecisione, con elevati errori standard e intervalli di confidenza piuttosto ampi. Per ognuna delle località esaminate il test di adeguatezza del modello ("goodness of fit") effettuato con RELEASE sul modello  $\phi(t), p(t), pent(t)$  non ha fornito risultati utili in quanto i dati non sono risultati sufficienti al calcolo dei valori di Chi-quadrato con il TEST 2 e il TEST 3. Pertanto non è possibile verificare il rispetto dei primi due assunti del metodo Jolly-Seber, e le stime di popolazione non possono essere considerate affidabili.

L'analisi con il software non ha consentito di ottenere stime attendibili per il parametro  $p$  (probabilità di cattura degli individui). Per quanto riguarda il parametro  $\phi$  (probabilità di sopravvivenza degli individui) la stima è avvenuta con successo sia per l'intera area studio che per le singole sub-aree, nonostante i valori stimati siano tutti molto bassi (Tabella 13).

Località	Stima di $\phi$	Errore standard	Intervallo di confidenza (95%)
Difesa	0,08	0,03	0,03-0,16
Val Fondillo	0,04	0,04	0,005-0,21
Passo Godi	0,74	0,07	0,59-0,85
Castel di Sangro	0,09	0,02	0,05-0,15

**Tabella 13:** valori di  $\phi$  stimati con il modello  $\phi(\cdot), p(\cdot), pent(t)$ , insieme ai relativi errori standard ed intervalli di confidenza.

### 5.3.2. Longevità e capacità di dispersione

#### Castel di Sangro

L'esemplare di *R. alpina* più longevo osservato è stato avvistato l'ultima volta 9 giorni dopo la prima cattura. Analizzando con MARK i dati di CMR provenienti dall'intera area studio il valore di  $\phi$  stimato con il modello  $\phi(\cdot), p(\cdot), pent(t)$  è uguale a 0,09 (errore standard = 0,02; intervallo di confidenza al 95% = 0,05-0,15). In base a tale valore il tempo di residenza medio degli adulti di *R. alpina*, calcolato con la formula  $-\ln(0,09)^{-1}$ , risulta essere di **0,4** giorni. Tale valore, estremamente basso, è una chiara sottostima della longevità degli individui. Calcolando lo stesso valore per le singole sub-aree si osserva che per la Difesa di Pescasseroli e la Val Fondillo i valori stimati sono ancora più bassi di quello ottenuto per l'intera area studio e non vengono quindi riportati. Per la sub-area di Passo Godi invece è stato possibile ottenere una stima di  $\phi$  maggiore ( $\phi = 0,74$ ; errore standard = 0,07; intervallo di confidenza al 95% = 0,59-0,85) in base alla quale con la formula  $-\ln(0,74)^{-1}$  è stato calcolato un tempo di residenza medio di **3,3** giorni. Anche in questo caso tuttavia si tratta probabilmente di una sottostima del reale tempo di residenza degli animali.

Grazie ai dati provenienti dalle segnalazioni pubbliche è stato possibile osservare che alcuni degli esemplari marcati e non più avvistati durante il monitoraggio erano ancora attivi nei giorni successivi alla cattura. Uno di essi è infatti stato segnalato il giorno dopo la cattura, mentre due esemplari sono stati segnalati due giorni dopo e un quarto tre giorni dopo. Tuttavia tali dati, non essendo stati raccolti durante il monitoraggio, non sono stati inseriti nella stima di  $\phi$ .

Per quanto riguarda la dispersione degli adulti di *R. alpina* nessuno degli esemplari marcati che sono stati successivamente identificati tramite ricattura, segnalazione pubblica o rinvenimento di resti si è spostato in maniera significativa dal sito del primo avvistamento. Pertanto non è stato possibile analizzare la capacità di movimento degli individui.

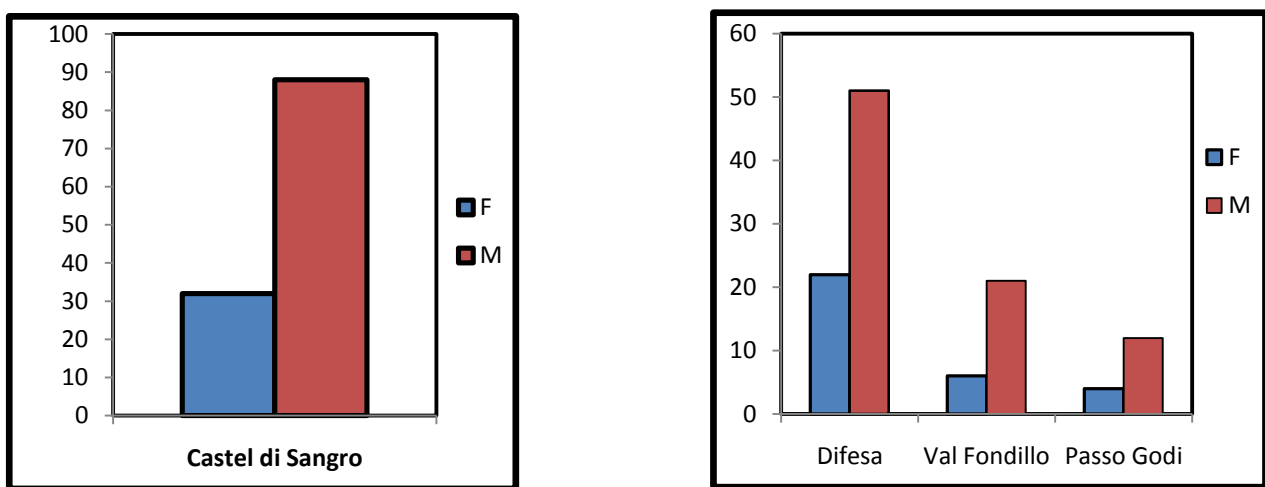
#### Foresta della Lama

Non essendovi state ricatture durante il periodo di monitoraggio risulta impossibile stimare la longevità degli individui. Tuttavia grazie alle segnalazioni pubbliche è stato possibile osservare che tre degli individui marcati erano ancora attivi il giorno successivo alla cattura. Non sono stati rilevati spostamenti da parte degli esemplari osservati, motivo per cui anche in questo caso è stato impossibile analizzare la capacità di dispersione.

### 5.3.3. Sex-ratio

#### Castel di Sangro

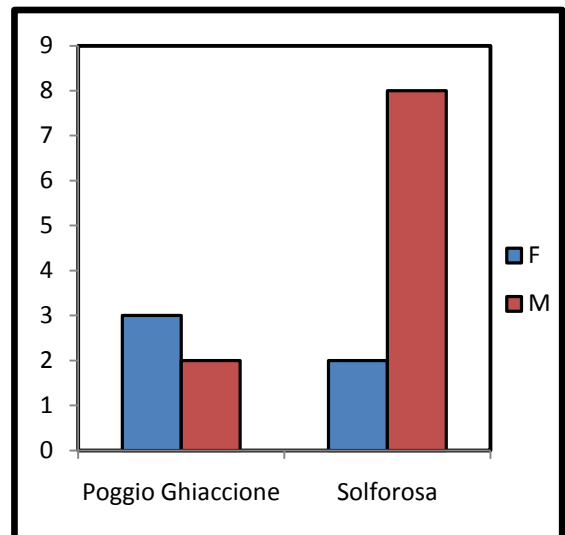
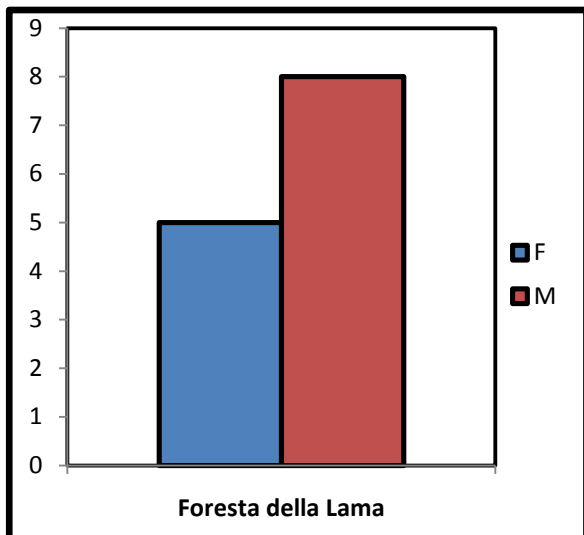
Considerando i dati provenienti dall'intera area studio si osserva che il rapporto fra i sessi è fortemente sbilanciato a favore dei maschi. Su un totale di 120 individui catturati, 88 (73%) sono risultati essere maschi mentre 32 (27%) sono risultati essere femmine. A livello delle singole sub-aree si osserva la stessa situazione: nella Difesa di Pescasseroli su 77 individui catturati vi sono 55 (71%) maschi e 22 (28%) femmine. Nella Val Fondillo su 27 individui vi sono 21 (78%) maschi e 6 (22%) femmine. A Passo Godi infine dei 16 esemplari catturati 12 (75%) sono risultati essere maschi mentre 4 (25%) sono risultati essere femmine (Grafico 1). E' importante osservare che nell'intera area studio soltanto i maschi hanno subito ricatture, mentre nessuna femmina è stata più osservata in un momento successivo alla prima cattura.



**Grafico 1:** rappresentazione grafica del rapporto fra i sessi osservato per l'intera area di Castel di Sangro (a sinistra) e per ciascuna delle tre sub-aree (a destra).

#### Foresta della Lama

Dei 13 esemplari di *R.alpina* catturati nell'intera area studio durante la stagione di monitoraggio 8 (62%) sono risultati essere maschi mentre 5 (38%) sono risultati essere femmine. Considerando le singole sub-aree si osserva che nella Solforosa su un totale di 8 individui catturati vi sono 6 (75%) maschi e 2 (25%) femmine, mentre nella sub-area di Poggio Ghiaccione si osserva un diverso rapporto fra i sessi in quanto su 5 esemplari catturati 3 (60%) sono risultati essere femmine mentre soltanto 2 (40%) sono risultati essere maschi (Grafico 2).



**Grafico 2:** rappresentazione grafica del rapporto fra i sessi osservato per l'intera area studio della Lama (a sinistra) e per le singole sub-aree (a destra). La sub-area della Vetreria è stata esclusa dalle analisi a causa dell'assenza di dati.

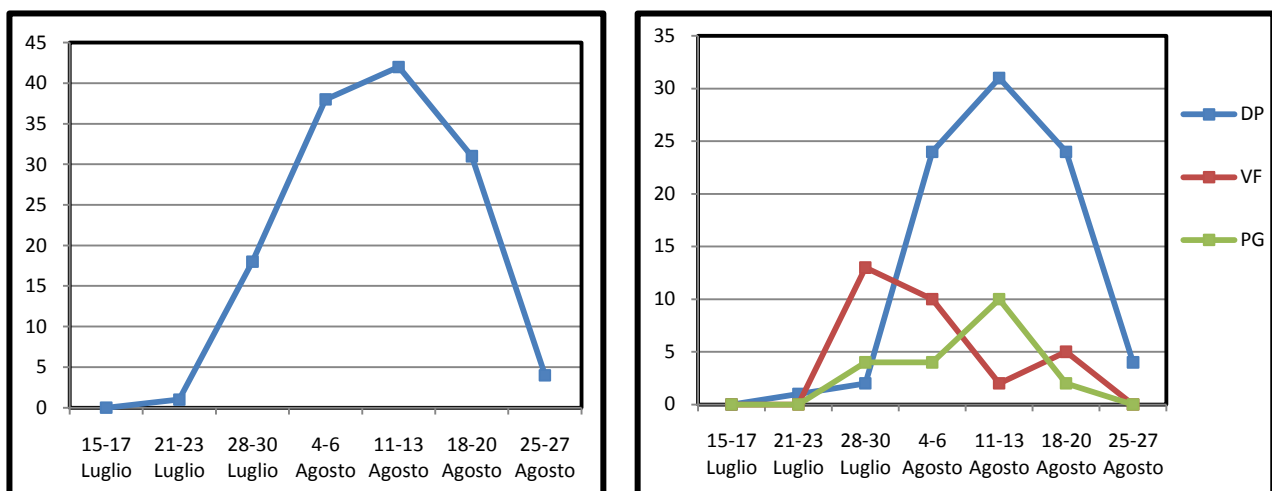


## 5.4. Fenologia

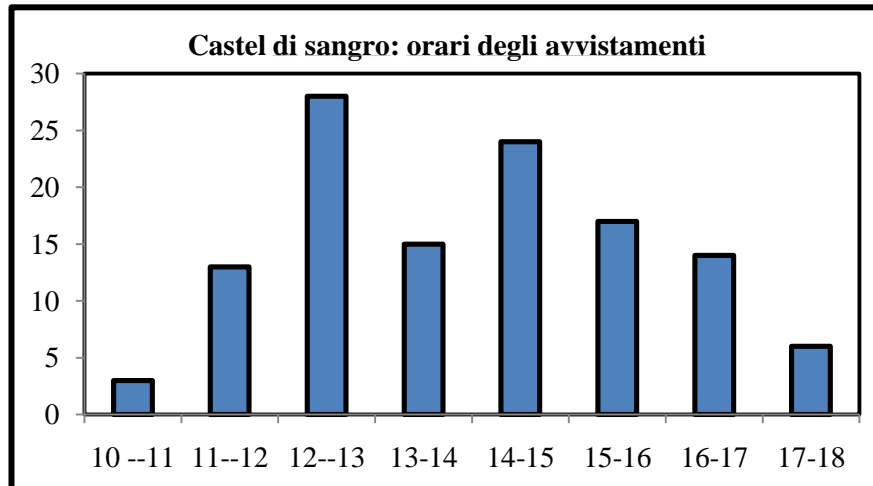
### a) Picco di attività stagionale e giornaliero

#### Castel di Sangro

L'andamento totale delle osservazioni (inteso come il totale degli individui catturati o anche solo avvistati) nell'intera area studio di Castel di Sangro mostra un chiaro picco tra la terza e la sesta sessione di monitoraggio, ovvero tra il 28 Luglio e il 20 Agosto. Tuttavia analizzando il numero di osservazioni per sessione in ciascuna sub-area emergono delle differenze nel periodo di massima attività (Grafico 3). Per quanto riguarda l'attività giornaliera il maggior numero di avvistamenti è avvenuto nelle fasce orarie comprese tra le 12 e le 13 e tra le 14 e le 15. Numerosi avvistamenti si sono verificati anche al di fuori delle ore più calde della giornata. In condizioni meteorologiche ottimali l'attività degli individui iniziava infatti nella tarda mattinata, tra le 10 e le 11, per cessare nel tardo pomeriggio tra le 17 e le 18 (Grafico 4).



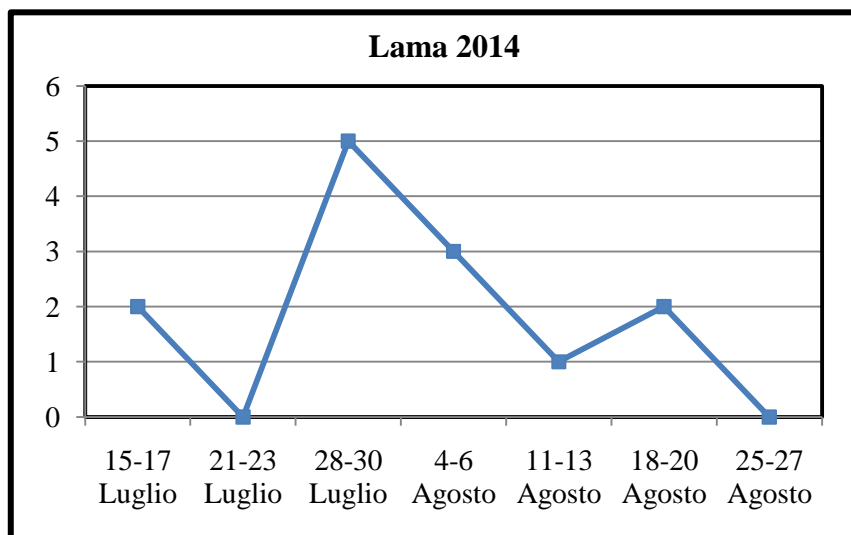
**Grafico 3:** andamento dell'attività stagionale mostrata dagli adulti di *R. alpina* nell'intera area studio di Castel di Sangro (a sinistra) e in ciascuna sub-area (a destra). Totale avvistamenti Castel di Sangro=138; totale avvistamenti Difesa di Pescasseroli (DP)=86; totale avvistamenti Val Fondillo (VF)=32; totale avvistamenti Passo Godi (PG) =20.



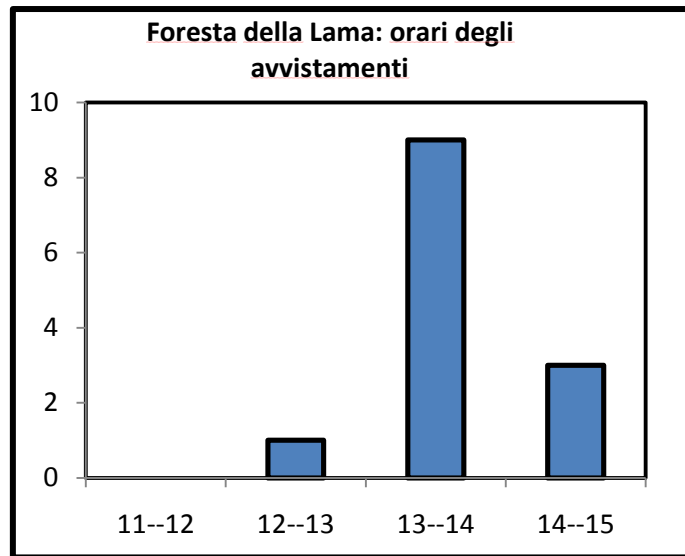
**Grafico 4:** viene qui riportato il numero di esemplari di *R. alpina* osservati in ciascuna delle fasce orarie comprese fra le 10 e le 18.

### Foresta della Lama

L'andamento delle osservazioni durante la stagione di campionamento mostra un picco nella terza sessione di monitoraggio (28-30 Luglio), durante la quale sono stati avvistati 5 esemplari di *R. alpina* (Grafico 5). Non sono state osservate sostanziali differenze nel periodo di attività tra le singole sub-aree. L'attività giornaliera degli animali è rimasta limitata alle ore più calde della giornata, fra le 12 e le 15, con un picco massimo fra le 13 e le 14 (Grafico 6).



**Grafico 5:** andamento dell'attività stagionale mostrata dagli adulti di *R. alpina* nell'area studio della foresta della Lama. Totale avvistamenti: 13.

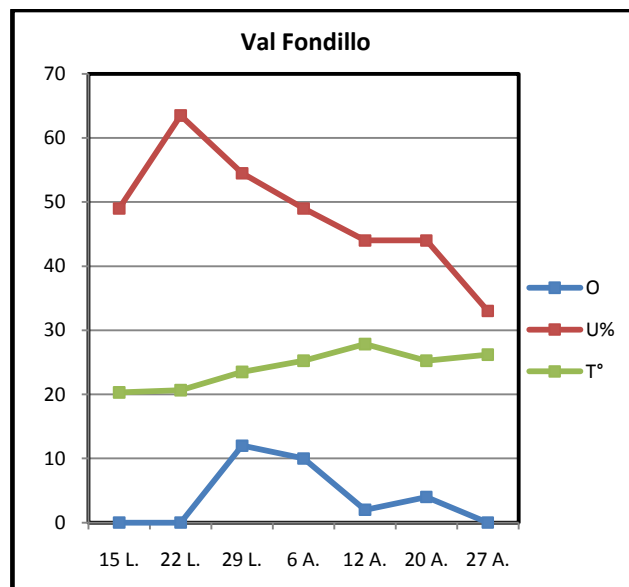
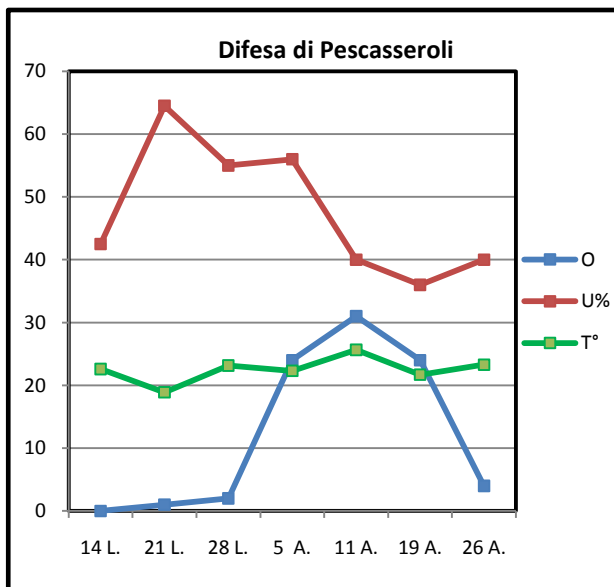


**Grafico 6:** viene qui riportato il numero di esemplari di *R. alpina* osservati nella foresta della Lama nelle fasce orarie comprese fra le 11 e le 15.

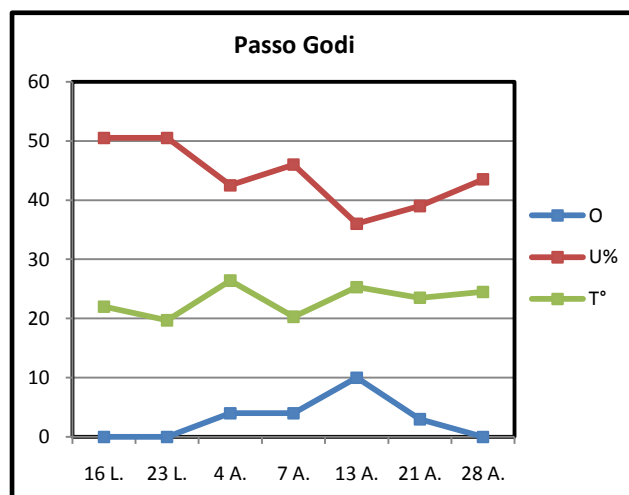
## b) Temperatura e umidità medie stagionali

### Castel di Sangro

Durante la stagione di monitoraggio le condizioni meteorologiche nell'area studio di Castel di Sangro sono state generalmente buone, con due giornate di cielo coperto e una sola giornata di pioggia su un totale di 21. Tuttavia le temperature si sono mantenute basse, con una media stagionale di 23,3 °C. Le temperature medie giornaliere hanno raggiunto un minimo di 18,9°C e un massimo di 27,9°C. L'umidità media stagionale ha raggiunto il 46,6%, con un minimo del 33% e un massimo del 64,5%. Rappresentando graficamente l'andamento stagionale di temperatura e umidità non si osserva nessuna influenza sull'andamento delle osservazioni di *R. alpina* (Grafico 7).

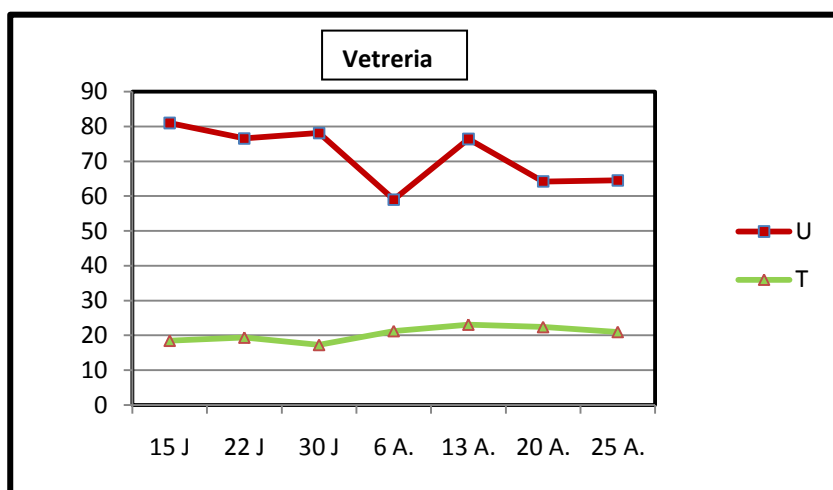
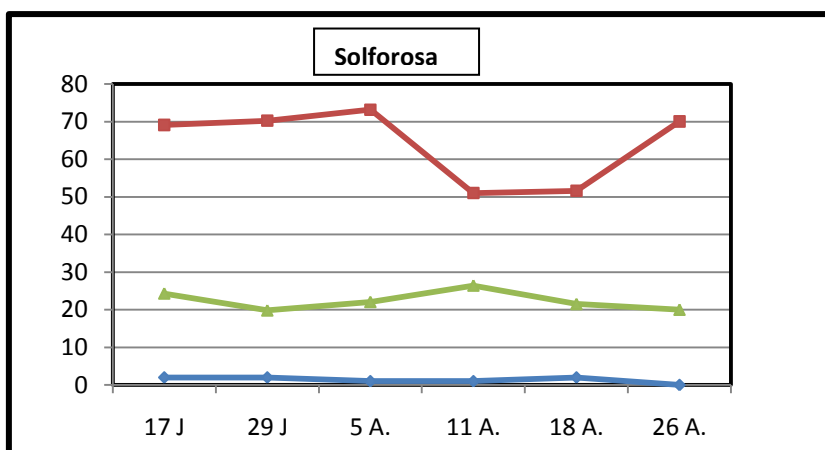
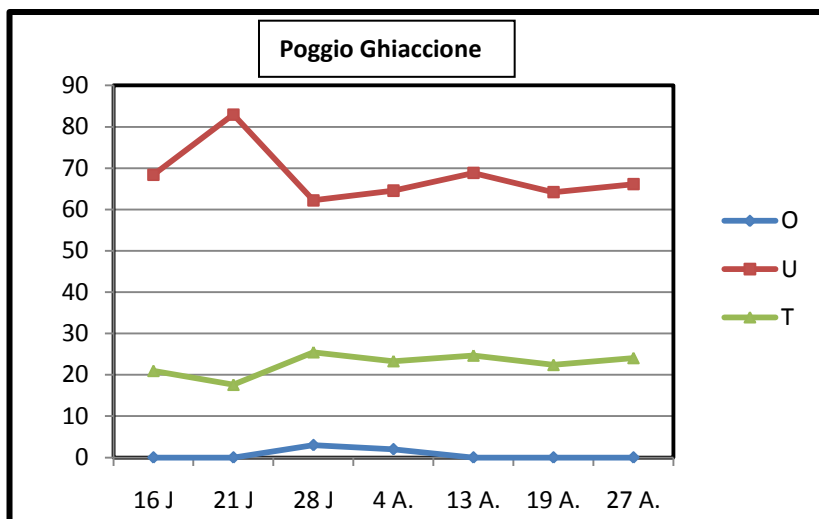


**Grafico 7:** andamento dei valori di temperatura (T) e umidità (U) medie giornaliere e del numero di esemplari di *R. alpina* osservati (O) in ciascuna delle tre sub-aree di Castel di Sangro.



## Foresta della Lama

Durante il periodo di monitoraggio le condizioni meteorologiche sono state piuttosto instabili, con due giornate di forte vento e nuvole e tre giornate di pioggia su un totale di 21 giornate di campionamento. La temperatura media stagionale si è attestata sui 21,8°C, con un minimo registrato di 17,3 °C e un massimo di 26,4°C, mentre l'umidità media stagionale ha raggiunto il 68,1% con un minimo del 51% e un massimo dell'83%. Anche in questo caso rappresentando graficamente l'andamento delle due variabili ambientali non si osserva una chiara influenza sulle osservazioni di *R. alpina*. Si nota tuttavia che nella Vetreria, l'unica sub-area in cui non vi sono stati avvistamenti, i valori di umidità media giornalieri si sono quasi sempre mantenuti alti, restando sopra il 70% per 4 delle 7 sessioni di monitoraggio (Grafico 8).



**Grafico 8:** andamento di temperatura (T), umidità (U) e osservazioni di *Rosalia alpina* (O) in ciascuna delle sub-aree della Foresta della Lama. Per la Vetreria vengono riportati i valori ambientali registrati pur non essendovi stati avvistamenti.

### c) Correlazione tra variabili ambientali e numero di avvistamenti

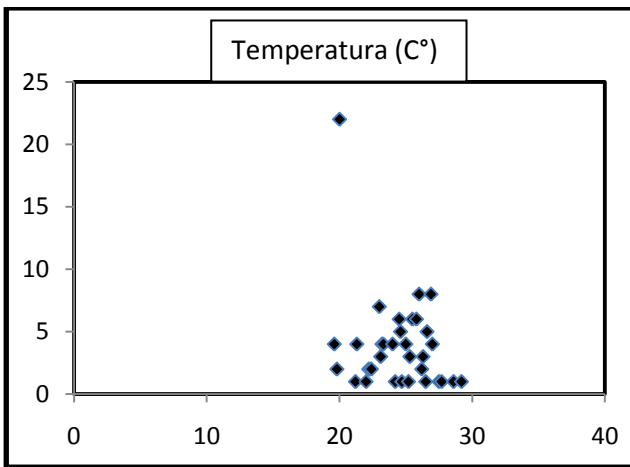
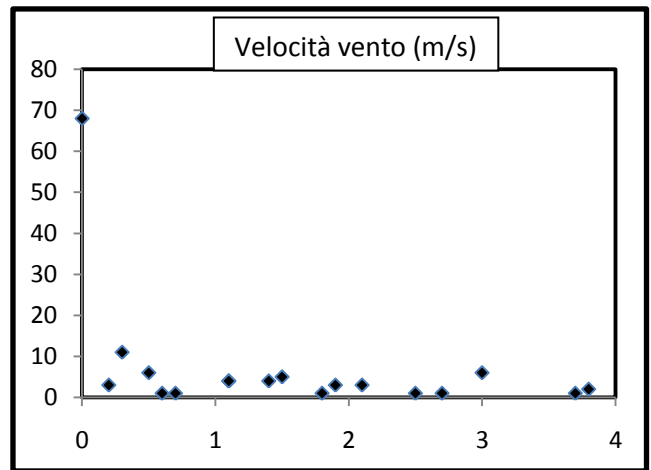
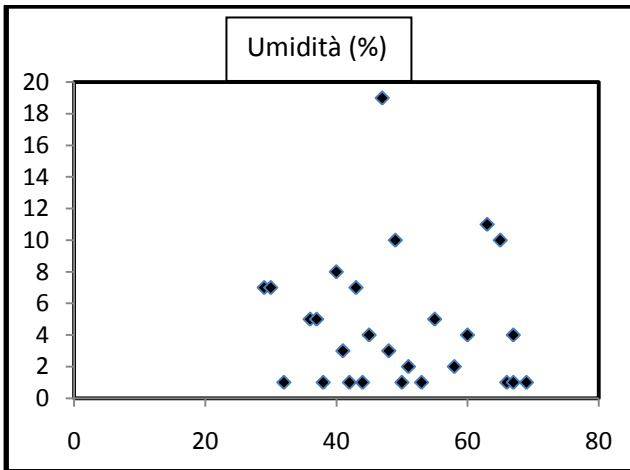
Vengono di seguito riportati i valori del coefficiente di correlazione  $r$  ottenuto mettendo in relazione i valori di ciascuna variabile ambientale (temperatura, T; umidità, U; velocità del vento, W) registrati al momento dei singoli avvistamenti con il numero di animali avvistati in corrispondenza di essi.

**Temperatura (T):** la più bassa temperatura alla quale sono stati osservati esemplari di *R. alpina* è di 19,6°C, mentre la più alta è di 29°C. Il coefficiente di correlazione  $r$  calcolato per T (°C) e numero di esemplari osservati è uguale a **-0,3**.

**Umidità (U):** il più basso valore di umidità atmosferica in corrispondenza del quale sono stati avvistati esemplari della specie ammonta al 29%, mentre il massimo è del 68%. Il coefficiente di correlazione  $r$  calcolato per U (%) e numero di esemplari osservati è uguale a **-0,07**.

**Velocità del vento (m/s):** gran parte degli avvistamenti di *R. alpina* (51%) è avvenuta in condizioni di totale assenza di vento. Nessuno dei restanti avvistamenti è avvenuto in condizioni di velocità del vento superiore ai 3,8 metri al secondo. Il coefficiente di correlazione  $r$  calcolato per W (m/s) e numero di esemplari osservati è uguale a **-0,4**.

I valori di  $r$  ottenuti indicano una bassa correlazione tra ciascuna delle variabili ambientali considerate ed il numero di esemplari di *R. alpina* osservati. In base a tale risultato i parametri climatici temperatura, umidità e velocità del vento sembrano non avere un'influenza di rilievo sull'attività degli animali (almeno con il basso numero di individui a disposizione), sebbene possa essere forse individuabile un grossolano *range* di tolleranza tra gli estremi di ciascuna variabile (Grafico 9).



**Grafico 9:** diagrammi a dispersione rappresentanti la correlazione tra i valori di ciascuna delle variabili ambientali considerate (asse X) e il numero di esemplari di *R. alpina* osservati (asse Y) nelle due aree studio di Castel di Sangro e della Foresta della Lama.

## 6. Discussione

I risultati ottenuti con il presente lavoro costituiscono un prezioso supporto alle attività del progetto LIFE MIPP, in quanto nonostante i dati raccolti siano carenti sotto alcuni punti di vista è stato possibile sperimentare per la prima volta in Italia le tecniche e le strategie di monitoraggio per *R. alpina*. Grazie al lavoro svolto in questo primo anno i protocolli di monitoraggio per questa e per le altre specie coinvolte nel progetto saranno ulteriormente perfezionati negli anni successivi, contribuendo in maniera fondamentale alla salvaguardia dei coleotteri saproxilici e dell'intero habitat legato alle foreste vetuste.

### 6.1. Foto-identificazione

In seguito all'analisi di ciascuna delle categorie di foto considerate, si può affermare che il marcaggio fotografico unito all'identificazione tramite il software I<sup>3</sup>S ha dato buoni risultati nella sua prima applicazione in uno studio di cattura-marcaggio-ricattura su *R. alpina*. Tuttavia il fatto che per una corretta identificazione delle fotografie di due esemplari marcati appartenenti alla categoria A (individui marcati seguendo il protocollo di marcaggio fotografico) si sia resa necessaria l'aggiunta di fotografie supplementari nella memoria del software indica la necessità di una revisione nelle modalità di analisi del dataset fotografico. In base ai risultati il metodo più efficiente sembra essere quello di inserire sempre almeno tre fotografie per ciascun esemplare catturato nella memoria del software. Nonostante tale metodo renda la procedura meno speditiva in quanto viene richiesto all'operatore il tracciamento dei contorni su un numero maggiore di fotografie, si tratta probabilmente del sistema più sicuro per minimizzare le possibilità di errore. Nello studio di Caci et al. del 2013, nel quale sono state testate le prestazioni di I<sup>3</sup>S su *R. alpina*, è stata riscontrata una percentuale di errore di identificazione pari al 5%. Tuttavia in tale studio l'approccio utilizzato era di tipo conservativo, con una sola fotografia per esemplare già inserita nella memoria del software. Gli stessi autori, anche in base ai risultati ottenuti in altri studi di foto-identificazione (e.g. Van Tienhoven et al. 2007, Hiby et al. 2009), concludono osservando che l'inserimento di un numero maggiore di foto per individuo può portare ad un successo del 100% nell'identificazione. I risultati ottenuti nel presente studio confermano quindi la conclusione del sopracitato lavoro.

Per quanto riguarda le fotografie appartenenti alla categoria B (individui fotografati nell'ambito di segnalazioni pubbliche), il peggioramento nelle prestazioni di foto-identificazione ottenuto analizzando una delle foto a dataset completo indica che, nonostante tale categoria possa senza dubbio essere inserita con successo nelle analisi, rispetto alle altre tipologie di foto è necessaria una selezione maggiormente accurata da parte dell'operatore al fine di scartare le immagini poco nitide sulle quali risulta impossibile tracciare un contorno preciso delle macchie elitrali. La possibilità di avvalersi delle segnalazioni pubbliche come fonte di dati su *R. alpina* costituisce una



risorsa preziosa nell'ambito del progetto MIPP, che ha tra le sue priorità la raccolta di informazioni grazie all'aiuto del pubblico.

Le fotografie appartenenti alla categoria C (resti di elitre) sono state inserite con successo nell'analisi di foto-identificazione. Tuttavia l'utilizzo di tale categoria di immagini richiede particolari accorgimenti per evitare errori, in quanto la frequente deformazione presentata dalle elitre può portare ad una soggettività da parte dell'operatore sia nella fase di tracciamento dei contorni che nel confronto visivo con le prime tre foto presentate dal software. Una possibile soluzione per evitare tale problema è l'analisi parallela della stessa foto da parte di due operatori diversi. In tal modo, se due operatori danno lo stesso responso sull'identità del soggetto in esame, si può considerare escluso il rischio di soggettività.

Considerando i risultati dell'analisi fotografica a livello complessivo e confrontandoli con quelli forniti dal marcaggio di tipo tradizionale, si osserva che quest'ultimo comporta certamente una minore probabilità di errore nell'identificazione, in quanto il numero scritto con inchiostro indelebile nella maggior parte dei casi resta leggibile anche su resti elitrali (indipendentemente dal loro stato di conservazione) ed è visibile anche nel caso di foto scattate da relativamente lunga distanza. Tuttavia la non invasività e la semplicità della tecnica di foto-identificazione, oltre alla sua possibilità di utilizzo anche da parte di personale non esperto, la rendono l'unico metodo applicabile in monitoraggi su larga scala come richiesto dalla Direttiva Habitat.

## **6.2. Demografia e capacità di dispersione**

I valori di abbondanza di popolazione ottenuti tramite l'analisi dei dati di Castel di Sangro con MARK mostrano un elevato grado di imprecisione sia a livello delle singole sub-aree che dell'intera area studio. Per quanto riguarda la stima di popolazione ottenuta per l'intera area studio (291 individui), ci si trova di fronte ad una chiara sottostima del numero di individui realmente presenti a Castel di Sangro nel corso della stagione di monitoraggio. Questo sembra essere dovuto all'eccessiva separazione spaziale fra le sub-aree, che non si collocano tutte in un unico habitat omogeneo. Si considera per tanto più affidabile l'analisi dei dati a livello di ciascuna sub-area. L'imprecisione delle stime ottenute, oltre all'impossibilità di verificare il rispetto dei primi due assunti del metodo Jolly Seber (identica probabilità di cattura e identica probabilità di sopravvivenza per tutti gli individui) indicano la necessità di una revisione del protocollo di monitoraggio. Il principale fattore responsabile del risultato ottenuto è senza dubbio lo scarso numero di ricatture verificatesi complessivamente. Il 92% degli individui marcati durante il monitoraggio nell'intera area studio non ha subito ricatture. Il basso tasso di ricattura è un problema comune negli studi di CMR sugli insetti (Hancks et al. 1998; Ranius 2002). Nel caso specifico di *R. alpina* esso può essere in teoria dovuto a due principali fattori: spostamento degli individui in aree al di fuori di quella coperta dai transetti (che influenza la probabilità di cattura), e la scarsa longevità degli individui (che influenza la probabilità di sopravvivenza). Nonostante lo studio di Drag e collaboratori del 2011 abbia attestato una capacità di movimento degli adulti di *R. alpina* superiore rispetto a quella di altri grandi coleotteri saproxilici, è stato documentato nello

stesso lavoro che la maggior parte degli individui non si allontana in maniera significativa dal proprio sito di sfarfallamento. La percentuale di adulti che effettuano spostamenti, bassa rispetto al totale, si limita per la maggior parte a movimenti di poche centinaia di metri rispetto al sito d'origine. Per contro il tempo di residenza medio osservato per gli adulti della specie nell'ambito del medesimo studio è estremamente basso, compreso tra i 4 e i 7 giorni (paragrafo 1.4.1). Si può quindi concludere che il basso tasso di ricatture osservato nel presente studio è più probabilmente dovuto soprattutto alla scarsa longevità degli individui piuttosto che alla loro capacità di spostamento. Il numero relativamente alto di ricatture effettuate nella sub-area di Passo Godi nel corso della quarta sessione di monitoraggio (posticipata causa maltempo; paragrafo 5.1), nonché le segnalazioni pubbliche di individui marcati in attività fino a tre giorni dopo la cattura senza spostamenti significativi, confermano tali conclusioni. Ciò implica la necessità di una revisione della strategia di campionamento in quanto una distanza di 7 giorni fra una sessione e l'altra costituisce evidentemente un intervallo di tempo eccessivo. In base a tali conclusioni la strategia migliore potrebbe consistere in un campionamento con sessioni effettuate a soli tre giorni di distanza l'una dall'altra. Oltre all'ottenimento di stime precise dell'abbondanza di popolazione e della longevità degli individui, una maggiore frequenza delle sessioni porterebbe all'aumento delle probabilità di osservare spostamenti significativi da parte degli esemplari marcati. Tuttavia i dati provenienti dalla cattura-marcaggio-ricattura portano sempre ad una certa sottostima della capacità di dispersione di una specie. Dati più affidabili si possono ottenere grazie all'utilizzo della telemetria (non applicabile su *R. alpina*) o di marcatori molecolari (Drag et al. 2011). Per tale ragione nell'ambito del progetto MIPP viene effettuata su *R. alpina* un'analisi con marcatori molecolari a partire da campioni raccolti nelle varie sub-aree di ciascuna area studio. In tal modo sarà possibile stabilire in maniera accurata la reale capacità di dispersione della specie.

Per quanto riguarda il rapporto fra i sessi osservato, il marcato sbilanciamento a favore dei maschi è già noto per *R. alpina* (Drag et al. 2011) e per i cerambicidi in generale (Shibata 1986, 1994; Hanks et al. 1998; Smith et al. 2004). Risulta tuttavia difficile stabilire se tale sbilanciamento sia dovuto al maggior numero di maschi presenti o ad una loro maggiore attività che ne aumenta dunque le probabilità di cattura. I risultati ottenuti in studi precedenti su varie specie di insetti (e.g. Adamski 2004; Stocks 2001; Tikkamaki & Komonen 2010) favoriscono la seconda ipotesi. Tuttavia nel caso specifico di *R. alpina* non sono disponibili sufficienti informazioni sull'etologia della specie per raggiungere conclusioni definitive in merito.

### 6.3. Fenologia

I dati raccolti hanno consentito di osservare con chiarezza l'andamento dell'attività stagionale e giornaliera della specie solo nell'area studio di Castel di Sangro. Il bassissimo numero di esemplari osservati nella Foresta della Lama rende poco affidabili i dati provenienti da tale area studio. Prendendo dunque in considerazione solo Castel di Sangro, si osserva un chiaro picco dell'attività stagionale degli adulti di *R. alpina* nelle prime due settimane di Agosto. Tuttavia poiché studi su altre specie di cerambicidi attestano che le condizioni climatiche possono influire sulla variabilità

da un anno all'altro del periodo di picco dell'attività degli individui (Tikkamaki & Komonen 2010) occorre prudenza nel trarre conclusioni a partire da tali dati. Le basse temperature e l'alto livello di umidità atmosferica medie registrate durante la prima parte della stagione di monitoraggio potrebbero infatti aver ritardato il raggiungimento del massimo picco di attività da parte della specie. E' necessario dunque osservare i risultati ottenuti nel corso di diversi anni per poter delimitare in maniera certa sia il picco, sia i limiti di inizio e fine, del periodo di attività stagionale degli adulti. L'analisi degli orari di avvistamento degli adulti di *R. alpina* mostra che gli animali sono attivi per gran parte della giornata, senza limitarsi alle ore più calde. Risulta quindi opportuno estendere l'orario di monitoraggio programmato in modo da comprendere interamente le due fasce orarie nelle quali si è verificato il maggior numero di avvistamenti, tra le 12 e le 13 e tra le 14 e le 15. L'orario di monitoraggio giornaliero ideale potrebbe dunque essere compreso tra le 11 e le 16.

L'analisi delle variabili ambientali registrate in corrispondenza degli avvistamenti mostra risultati controversi, in quanto nonostante le condizioni meteorologiche sembrano in alcuni casi aver influito sull'attività degli animali, non è stato possibile osservare alcuna correlazione tra le singole variabili e il numero di avvistamenti. Si conclude dunque che sebbene temperatura, umidità atmosferica e velocità del vento possano giocare un ruolo, l'attività degli adulti di *R. alpina* è probabilmente influenzata anche da altre variabili, prime fra tutte il grado di esposizione al sole e il diametro di ciascun albero colonizzato dal cerambicide (paragrafo 1.4.2.). Per misurare l'influenza dell'ambiente sui risultati di un monitoraggio su questa specie occorre dunque prendere in considerazione un numero maggiore di variabili ambientali e avere a disposizione un maggior numero di campioni.

#### **6.4. Confronto dei risultati del monitoraggio nelle due aree studio**

In base ai risultati ottenuti, Castel di Sangro risulta essere senza dubbio l'area studio con la maggiore presenza di *R. alpina*. Tuttavia non si può escludere che il bassissimo numero di esemplari avvistati nella Foresta della Lama sia stato determinato dalle caratteristiche intrinseche all'area studio piuttosto che dall'effettiva esiguità della popolazione presente. Le due aree studio infatti presentano caratteristiche ben diverse, che possono aver influito sulla probabilità di individuare i siti colonizzati dal cerambicide. A Castel di Sangro vi sono infatti condizioni ottimali per il monitoraggio di *R. alpina*; l'ambiente di faggeta relativamente uniforme e ben esposto al sole, con scarsità di alberi morti e presenza di necromassa legnosa solo su alcune porzioni di alberi senescenti, facilita di molto l'individuazione dei substrati idonei per la specie. Nella Foresta della Lama le condizioni sono invece ben diverse. L'eterogeneità strutturale della foresta, con grandi quantità di legno morto di varie tipologie e appartenente a diverse essenze arboree, oltre all'elevata chiusura della volta arborea che limita l'esposizione al sole del sottobosco, rendono difficile localizzare i substrati idonei per *R. alpina*. Gli alberi e i tronchi adatti alla colonizzazione da parte della specie risultano infatti sparsi su una superficie più ampia e sono spesso molto distanti gli uni dagli altri. Tali condizioni rendono il monitoraggio oggettivamente più difficoltoso rispetto a

Castel di Sangro. Il principale fattore responsabile della scarsità di dati provenienti dalla Foresta della Lama sembra dunque essere la mancata individuazione delle zone con la maggiore presenza della specie, in quanto l'intera sub-area della Vetreria non ha fornito dati significativi e nelle due sub-aree restanti è stato possibile osservare gli animali su una percentuale minima degli alberi selezionati. Si rende dunque necessaria una riorganizzazione dei transetti all'interno dell'area studio al fine di individuare substrati maggiormente adatti alla presenza della specie. Inoltre le condizioni climatiche particolarmente avverse presenti nella Foresta della Lama per la maggior parte della stagione di monitoraggio 2014, con numerosi giorni di pioggia e un'elevata umidità atmosferica stagionale, possono aver contribuito al basso numero di avvistamenti. Tuttavia la mancanza di una relazione quantitativa tra i valori di tale variabile ambientale e il numero di esemplari osservati (paragrafo **6.3.**) non permette di confermare tale ipotesi.

## 7. Conclusioni

La tecnica del marcaggio fotografico con il supporto del software di foto-identificazione I<sup>3</sup>S, alla sua prima applicazione sul campo in uno studio di cattura-marcaggio-ricattura, si è dimostrata un valido strumento per il monitoraggio di *Rosalia alpina*. La tecnica consente inoltre l'impiego di preziose fonti di dati aggiuntive quali le segnalazioni pubbliche e il rinvenimento di resti, nonostante siano necessari particolari accorgimenti per evitare il rischio di errori. L'imprecisione delle stime di abbondanza della popolazione ottenute dall'analisi dei dati di CMR con il software MARK indica la necessità di aumentare lo sforzo di campionamento effettuando sessioni di monitoraggio più frequenti. Nell'area studio di Castel di Sangro è stato comunque possibile identificare nella Difesa di Pescasseroli la sub-area con la maggiore presenza della specie. Nell'area studio della Foresta della Lama invece, vista la scarsità di dati, si rende necessaria l'individuazione di nuove sub-aree maggiormente idonee. Nonostante i dati fenologici raccolti nelle due aree studio non consentano conclusioni certe riguardo all'influenza dei parametri ambientali sugli avvistamenti della specie, è stato comunque possibile osservare chiaramente l'attività stagionale e giornaliera mostrata nell'estate 2014 dagli adulti di *R. alpina* in almeno una delle due aree. Tali informazioni, confrontate con quelle provenienti dai futuri monitoraggi, consentiranno di delimitare con chiarezza il periodo di massima attività degli animali così da potervi concentrare lo sforzo di campionamento. I dati raccolti nel presente studio permettono dunque di ottimizzare i metodi di monitoraggio di questo raro coleottero saproxilico e gettano le basi per l'elaborazione di un protocollo di monitoraggio standard applicabile a livello europeo.



## Riferimenti bibliografici

**AA.VV. (2010).** Foreste Vetuste in Italia. Contributo tematico alla Strategia Nazionale per le Biodiversità. MATTM - DPN, 24 pp.

**Adamski P. (2004).** Sex ratio of apollo butterfly *Parnassius apollo* (Lepidoptera: Papilionidae)—facts and artifacts. *European Journal of Entomology* 101:341–344.

**Akaike H. (1973).** Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Pp 267-281 in BN Petrov, F Csaki, eds. *Second International Symposium on Information Theory*. Akademiai Kiado, Budapest, HU.

**Alexander, K.N.A. (2008).** Tree biology and saproxylic Coleoptera: issues of definitions and conservation language. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 63 (2008): 1-5.

**Amstrup SC., McDonald TR., Manly BFJ. (eds) (2005).** *Handbook of capture-recapture analysis*. Princeton University Press, Princeton.

**Angelibert S. & Giani N. (2006).** Dispersal characteristics of three odonate species in a patchy habitat. *Ecography*, 26(1): 13-20.

**Audisio, P. (2013).** Quante sono e dove sono le specie in Italia. Lettura 2.2. pp. 38-39, in: Primack, R. & Boitani, L., *Biologia della Conservazione*. Zanichelli ed., Bologna.

**Audisio P., Trizzino M. & Stoch F. (2014).** Coleotteri. pp. 111-118, in: **Genovesi P., Angelini P., Bianchi E., Dupre E., Ercole S., Giacanelli V., Ronchi F. & Stoch F. (eds). (2014a).** Specie ed habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend. ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014, 331 pp.

**Audisio P., Baviera C., Carpaneto G.M., Biscaccianti A.B., Battistoni A., Teofili C., Rondinini C. (2014b).** Lista Rossa IUCN dei Coleotteri saproxilici Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.

**Balser J.P. (1984).** Confidence interval estimation and tests for temporary outmigration in tag-recapture studies. Doctoral dissertation, Cornell University, Ithaca, New York.

**Beirinckz K., Van Gossun H., Lajeunesse M.J., & Forbes M.R. (2006).** Sex biases in dispersal and philopatry: insights from a meta-analysis based on capture-mark-recapture studies of damselflies. *Oikos* 113(3): 539-547.

**Binner V., Bussler H. (2006).** Erfassung und Bewertung von Alpenbock-Vorkommen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38(12): 378-382.

**Biscaccianti A.B. (2004).** Note su alcuni longicorni dell'Appennino umbro-marchigiano (Italia centrale) (Coleoptera, Cerambycidae). *Bollettino dell'Associazione romana di entomologia*, 59 (1-4): 43-88.

**Bosso L., Rebelo H., Garonna A.P., Russo D. (2012).** Modelling geographic distribution and detecting conservation gaps in Italy for the threatened beetle *Rosalia alpina*. Journal for Nature Conservation, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2012.10.003>

**Brownie C. & Robson D.S. (1983).** Estimation of time-specific survival rates from tag-resighting samples: a generalization of the Jolly-Seber model. Biometrics 39: 437-453.

**Bussler H. & Schmidl J. (2001).** Fachbeitrag xylobionte kafer- in: Projektgruppe Artemischutz im Wald: Bolz, Bussler, Dolek, Denen & Schmidl: Artenvielralt in Versche – denen waldtypen und die habitatbindung ausgewahlter charakterarten – Zoologische Ergebnisse 2000 und 2001 – Konzept i. A. Des Bayer. Landesamtes F. Umweltschutz, Ausburg.

**Caci G. (2011).** Metodi di osservazione e identificazione del raro cerambicide *Rosalia alpina* L. 1758. Tesi di laurea sperimentale in conservazione della natura e gestione delle aree protette, Università degli studi di Napoli Federico II.

**Caci G., Biscaccianti A.B., Cistrone L., Bosso L., Garonna A.P., Russo D. (2013).** Spotting the right spot: computer-aided individual identification of the threatened cerambycid beetle *Rosalia alpina*. Journal of Insect Conservation, DOI 10.1007/s10841-013-9561-0.

**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.

**Carpaneto G.C., Mazziotta A., Coletti G., Luiselli L. & Audisio P.A (2010).** Conflict between insect conservation and public safety: the case study of a saproxilic beetle (*Osmoderma eremita*) in urban parks. Journal of Insect Conservation, 14 (5): 555-565.

**Castro A., Uriarte L., Fernandez J., Garmendia J., Riano P., Mugarza V., Cantero A. (2011).** Managing an old plantation of lapsed pollards to preserve the endangered beetle *Rosalia alpina*. International Symposium on dynamics and ecological services of dead wood in forest ecosystems. Rouyn-Noranda, Quebec, Canada, May 2011.

**Castro A., De Murguja L.M., Fernandez 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.

**Ciach M., Michalcewicz J. (2013).** Correlation between elected biometric traits of adult *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera:Cerambycidae) and size of their exit holes: new perspectives on insect studies? Polish Journal of Ecology 61 (2):349-355.

**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.

**Cizek L., Schlaghamersky J., Borucky J., Hauck D. (2009).** Range expansion of an endangered beetle: alpine longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) spreads to the lowlands of central Europe. Entomologia. Fennica. 20:200-206.

- den Hartog J., Reijns R. (2011).** I3S Contour Manual (2011). Interactive Individual Identification System version 3.0. <http://www.rejins.com/i3s/download/I3S.pdf>.
- Drag L., Hauck D., Pokluda P., Zimmermann K., Cizeck 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.doi.10.1371/journal.pone.0021345.
- Dudley N. & Vallauri D. (2004).** Deadwood - living forests. WWF Report - October 2004. Gland, Switzerland, 15 pp. + III.
- Duelli P. & Wermelinger B. (2005).** *Rosalia alpina*, un Cerambicide raro ed emblematico. Sherwood 114:19-25.
- Edwards J.S. (1961).** On the Reproduction of *Prionoplus reticularis* (Coleoptera, Cerambycidae), with general remarks on reproduction in the Cerambycidae. Q J Microsc Sci 102: 519–529.
- Elzinga C.L., Salzer D.W., Willoughby J.W. & Gibbs J.P. (2001).** Monitoring plant and animal populations. Blackwell Science, 360 pp.
- Gatter W.(1997).** Förderungsmöglichkeiten für den Alpenbock. Allg. Forst. Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge 213: 1305-1306.
- Hagler J.R. & Jackson C.G. (2001).** Methods for marking Insects: Current Techniques and Future Prospects. Annual Review of Entomology. 46:511-43.
- Hagan J.M. & Grove S.L. (1999).** Coarse woody debris. Journal of Forestry 1: 6-11.
- Hanks L.M., Millar J.G., Paine T.D. (1998).** Dispersal of the eucalyptus longhorned borer (Coleoptera: Cerambycidae) in urban landscapes. Environmental Entomology 27:1418–1424.
- Hiby L., Lovell P., Patil N., Samba Kumar N., Gopalaswamy A.M., Ullas Karanth K. (2009).** A tiger cannot change its stripes: using a three-dimensional model to match images of living tigers and tiger skins. Biology Letters 5: 383-386.
- Holub S.M. Spears J.D.H., Lastha K. (2001).** A reanalysis of nutrient dynamics in coniferous coarse woody debris. Canadian Journal of Forest Research 31: 1894-1902.
- Horák J., Tezcan S., Mico E., Schmidl J. & Petrakis P. (2009).** *Rosalia alpina*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. [www.iucnredlist.org].
- IUCN (2003).** Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. IUCN. Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN (2009).** IUCN red list of threatened species. Version 2009.2.
- IUCN (2012).** Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0.
- Jolly G.M. (1965).** Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. Biometrika 52: 225-247.



- Jurc M. Ogris N. Pavlin R. Borkovic D. (2008).** Forest as a habitat of saproxylic beetles on Natura 2000 sites in Slovenia. *Rev e Col (Terre Vie)* 63:53–66.
- Kelly M.J. (2001).** Computer-aided photograph matching in studies using individual identification: an example for Serengeti cheetahs. *Journal of Mammalogy* 82:440-449.
- Kirby P. (1992).** Habitat management for invertebrates: a practical Handbook. RSPB, Sandy, 150 pp.
- La Fauci A., Bagnato S., Gugliotta O.I. & Mercurio R. (2006).** First observations on dead wood in Calabrian pine (*Pinus laricio* Poiret) stands in the Aspromonte National Park (Italy). *Forest@*, 3: 54-62.
- Laiho R. & Prescott C.E. (1999).** The contribution of coarse woody debris to carbon, nitrogen and phosphorous cycles in three Rocky Mountain coniferous forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1592-1603.
- Leisnham P.T., Cameron C. & Jamieson I.G. (2003).** Lyfe cycle, survival rates and longevity of an alpine weta *Hemideina maori* (Orthoptera: Anostostomatidae) determined using mark-recapture analysis. *New Zealand Journal of Ecology* 27(2): 191-200.
- Lequet A. (2005).** La Rosalie des Alpes, ou Rosalie alpine! (*Rosalia alpina*, Coléoptère, Cerambycidae). Available at <http://www.insectes-net.fr/rosalia/rosal1.htm>.
- Lindberg M. & Rexstad E. (2002).** Capture-recapture sampling designs. *Encyclopedia of Environmetrics*, 1: 251-262.
- Lopez-Pantoia G., Nevado L.D. & Sanchez-Osorio I. (2008).** Mark-recapture estimates of the serviva and recapture rates of *Cerambyx welensii* Kuster (Coleoptera, Cerambycidae) in a cork oak dehesa in Huelva (Spain). *Central European Journal of Biology* 3(4): 432-442.
- Luce J.M. (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. *Nat Environ* 79:70–73.
- Luigioni P. (1923).** Influenza del diboscamento sulla vita degli insetti xilofagi. [The impact of deforestation on the life of xylophagous insects]. *Atti della Pontificia Accademia delle Scienze Nuovi Lincei*, Anno LXXVII. Sess, I. Roma: 39-40.
- Luigioni P.(1927).** Contributo allo studio della fauna coleotterologica italiana. I Cerambicidi del Lazio. *Memorie della Pontificia Accademia delle Scienze Nuovi Lincei* 10: 27-74.
- Mackenzie D., Royle A. (2005).** Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105-1114.
- Martin-Smith KM (2011).** Photo-identification of individual weedy sea dragons *Phyllopteryx taeniolatus* and its application in estimating population dynamic. *J Fish Biol* 78:1757–1768.

- Maser C., Tarrant R.F., Trappe J.M. & Franklin J.F. (1988).** From the forest to the sea: a story of fallen trees. Pacific Northwest Research Station, Forest Service, United States Department of Agriculture. Portland, OR, 3 pp.
- Mason, F., Nardi, G. & Tisato, M. (2003).** *Legno morto: una chiave per la biodiversità. - Dead wood: a key to biodiversity.* Atti del Simposio Internazionale, 29-31 maggio 2003, Mantova (Italia) - Proceedings of the International Symposium 29th - 31st May 2003, Mantova (Italy). Sherwood - Foreste ed Alberi Oggi, supplemento 2 al n. 95: 99 pp.
- Mowat G., Slough B.G., Rivard R. (1994).** A comparison of three live capturing devices for lynx, capture efficiency and injuries. *Wildl Soc B* 22:644-650
- Michalcewicz J., Ciach M. (2012).** Biometry of adult *Rosalia longicorn Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) from the polish Carpathians: a preliminary study. *Polish Journal of Entomology* 81: 311-320.
- Michalcewicz 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* 82: 19-24.
- Müller G. (1953).** I Coleotteri della Venezia Giulia. Vol. II: Coleoptera Phytophaga (Cerambycidae, Chrysomelidae, Bruchidae). Pubbl.n.4, Centro Sperimentale Agrario e Forestale. Trieste, 224 pp.
- Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A. & Kent J. (2000).** Biodiversity hot spots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-858.
- Nichols J.D. (1992).** Capture-recapture models: using marked animals to study population dynamics. *Bioscience* 42:94-102.
- Nieto A., Alexander K.N.A. (2010).** European red list of saproxylic beetles. Luxembourg: publications office of the European Union.
- Nieto A., Mannerkoski I., Putschkov A., Tykarski P., Mason F., Dodelin B., Tezcan S. (2009).** *Osmoderma eremita*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Noblecourt T. (2005).** Recommandations sylvicoles pour la conservation de *Rosalia alpina* (Linné) (Insecta, Coleoptera, Cerambycidae). Office National des Forêts. RDV techniques 9, été 2005, ONF, France: 46-48.
- Norden B., Ryber G.M., Gotmark F., Olausson B. (2004).** Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forest. *Biological Conservation* 117: 1-10.
- Oakland B., Bakke A., Hagar S., Kvamme T. (1996).** What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5: 75-100.

- Padula & Crudele (1988).** Descrizione naturalistica delle foreste demaniali Casentinesi di Campigna-Lama nell'Appennino Tosco-Romagnolo. Regione Emilia Romagna.
- Pagola Carte S. (2006).** Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiartzun, Parque Natural de Aiako Harria) – Campaña 2006, 93 pp.
- Pagola Carte S. (2007).** Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiartzun, Parque Natural de Aiako Harria) – Campaña 2007, 100 pp.
- Pagola Carte S. (2008).** Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiartzun, Parque Natural de Aiako Harria) – Campaña 2008, 98 pp.
- Pagola Carte S. (2011).** Seguimiento de la población de *Rosalia alpina* en el hayedo de trasmochos de Oieleku (LIC de Aiako Harria) (Acción E.7 del Proyecto Life +“Manejo y Conservación de los habitats de *Osmoderma eremita*, *Rosalia alpina* y otros saproxilicos de interés comunitario en Gipuzkoa”). Dissertation, Donostia-SanSebastián, 57 pp.
- Pail W., Mairhuber Ch., Zabransky P. (2010).** Der Alpenbock (*Rosalia alpina*) im Lainzer Tiergarten. Erste Lokalisierung, Erhaltungszustand und Empfehlungen für Maßnahmen – Graz, 48 pp.
- Piper R.W.(2003).** A novel technique for the individual marking of smaller insects. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 106: 155-157.
- Ranius T. (2001).** Constancy and asynchrony of *Osmoderma eremita* populations in tree hollows. *Oecologia*, (2001) 126: 208-215.
- Ranius T. (2002b).** *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity and Conservation*, 11 (5): 931-941.
- Ranius T., Aguado L. O. Antosson K., Audisio P., Ballerio A., Carpaneto G. M., Chobot K., Gjurasin B., Hanssen O., Huijbregts H., Lakatos F., Martin O., Neculiseanu Z., Nikitsky N.B., Pail W., Pirnat A., Rizun V., Ruicnescu A., Stegner J., Suda I., Szwako P., Tamutis V., Telnov D., Tsinkevich V., Versteirt V., Mignon V., Vogeli M. & Zach P. (2005).** *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28(1): 1-44.
- Reisinger R.R. & Karkzmarski L. (2009).** Population size of indo-pacific bottlenose dolphins in the Algoa bay region, south Africa. *Marine Mammal Science* 26(1): 86-97.
- Russo D., Cistrone L., Garonna A.P. (2010).** Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *Journal of Insect Conservation* 15: 685-693.
- Sacchi R., Scali S., Pellitteri-Rosa D., Pupin F., Gentili A., Tettamanti S., Caviglioli L., Racina L., Maiocchi V., Galeotti P., Fasola M. (2010).** Photographic identification in reptiles: a matter of scales. *Amphib Reptil* 31:489–502.

- Sama G. (1988).** Coleoptera, Cerambycidae. Catalogo topografico e sinonimico. Fauna d'Italia, XXXVI. Calderini, Bologna, 216 pp.
- 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, 173 pp.
- Sama G. (2005).** Insecta Coleoptera Cerambycidae, pp. 219-222. In: Ruffo S. & Stoch F. (eds). Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2. serie, Sezione Scienze della Vita, 16 + CD.
- Santostasi N.L. (2013).** Stima di popolazione di stenella striata (*Stenella coelureoalba*) e delfino comune (*Delphinus delphis*) nel golfo di Corinto, Grecia. Tesi di laurea magistrale in Ecobiologia, Università La Sapienza di Roma.
- Schofield G., Katselidis K.A., Dimopoulos P, Pantis J.D. (2008).** Investigating the viability of photoidentification as an objective tool to study endangered sea turtle populations. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 360:103–108.
- Schwarz C.J., Bayey R.E., Irving J.R., Dalziel F.C. (1993).** Estimating salmon spawning escapement using capture-recapture methods. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50: 1181-1197.
- Sebek P., Altman J., Platek M., Cizek L. (2013).** Is active management the key to the conservation of saproxylic biodiversity? Pollarding promotes the formation of tree hollows. PloS ONE 8(3): e60456.doi.10.1371/journal.pone.0060456.
- Seber G.A.F. (1965).** A Note on the Multiple-Recapture Census. Biometrika, 52(1-2): 249-259.
- Shibata E. (1986).** Adult populations of the sugi bark borer, *Semanotus japonicus* Lacordaire (Coleoptera: Cerambycidae), in Japanese cedar stands: population parameters, dispersal, and spatial distribution. Researches on Population Ecology 28:253–266.
- Shibata E. (1994).** Population studies of *Callidiellum rufipenne* (Coleoptera: Cerambycidae) on Japanese cedar logs. Annals of the Entomological Society of America 87:836–841.
- Simandl J. (2002).** New and interesting records of beetles (Coleoptera) from Bulgaria. Acta Zoologica Bulgarica 54 (2): 59-66.
- Speed C.W., Meekan M.G., Bradshaw C.J.A. (2007).** Spot the match-wildlife photoidentification using information theory. Frontiers in Zoology 4:2. doi: 10.1186/1742-9994-4-2.
- Speight, M.C.D. (1989).** Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Strasbourg, 78 pp.
- Smith M.T., Tobin P.C., Bancroft J., Li G.H., Gao R.T. (2004).** Dispersal and spatiotemporal dynamics of Asian longhorned beetle (Coleoptera:Cerambycidae) in China. Environmental Entomology 33:435–442.

- Stoch F. (2000).** How many endemic species? Species richness assessment and conservation priorities in Italy. *Belgian Journal of Zoology*, 2:125-133.
- Stockli B. (1996).** La regeneration des forets de montagne sur du bois mort. *La Foret* 49: 6-12.
- Stoks R. (2001).** Male-biased sex ratios in mature damselfly populations: real or artefact? *Ecological Entomology* 26:181–187.
- Sutherland W.J. (2006).** *Ecological Census Techniques: a handbook*. Second Edition. Cambridge University Press, Cambridge, 432 pp.
- Tikkamaki T., Komonen A. (2010).** Estimating population characteristic of two saproxylic beetles: a mark-recapture approach. *Journal of Insect Conservation*., DOI 10.1007/s10841-010-9313-3.
- Trizzino M., Audisio P., Bisi F., Bottacci A., Campanaro A., Carpaneto G., Chiari S., Hardersen S., Mason F., Nardi G., Preatoni D., 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, 256 pp.
- Tsherepanov A.I. (1981).** Longicorn Beetles of North Asia (Cerambycinae). Novosibirsk: Nauka. 216 pp.
- Van Tienhoven A.M., den Hartog J.E., Reijns R.A., Peddemors V.M. (2007).** A computer-aided program for pattern-matching natural marks on the spotted ragged tooth shark *Carcharias taurus* (Rafinesque, 1810). *Journal of Applied Ecology* 44:273–280.
- Vogeli P. (2001).** Habitatanforderungen des Alpenbocks (*Rosalia alpina*) in der Schweiz. Diplomarbeit ETHZ, Abt. UMNW. p. 87.
- White GC. (2009).** Program MARK. Version 5:1.
- Wilson B., Hammond P.S., Thompson P.M. (1999).** Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecol Appl* 9:288–300.

## Principali siti web consultati

### **Progetto MIPP**

<http://www.lifemipp.eu>

### **IUCN**

<http://www.iucnredlist.org>

<http://www.iucn.it>

### **Aree studio**

<http://www.corpoforestale.it>

<http://www.parks.it>

### **Foto-identificazione**

<http://www.reijns.com/i3s/index.html>

**Ringraziamenti:**

Desidero ringraziare innanzitutto il prof. Paolo Audisio dell'Università La Sapienza di Roma per avermi offerto l'opportunità di partecipare al progetto MIPP. Un ringraziamento particolare va alla mia relatrice, Gloria Antonini, per avermi sempre seguito e supportato in ogni fase della realizzazione di questa tesi. Ringrazio inoltre:

Emanuela Solano, Alessandro Campanaro, Sarah Rossi de Gasperis, Fabio Mosconi, Alessandro Cini, Stefano Chiari e gli altri collaboratori del progetto MIPP per tutto l'aiuto dato e per i preziosi insegnamenti.

Nina Santostasi, Paolo Ciucci e Danilo Russo per i consigli.

Franco Mason e il personale del Corpo Forestale dello Stato per il supporto fornito sul campo.

Grazie infine ai miei genitori e ai miei amici per avermi incoraggiato e sostenuto fino a qui.