

## Le farfalle come bioindicatori: revisione e casi di studio

**Simona Bonelli<sup>1\*</sup>, Cristiana Cerrato<sup>1</sup>, Lucio Bordignon<sup>2</sup>, Valentina Lai<sup>1</sup>,  
Silvia Ripetta<sup>1</sup>, Alessio Vovlas<sup>1</sup>, Dario Patricelli<sup>1</sup>, Magdalena Witek<sup>1</sup>,  
Francesca Barbero<sup>1</sup>, Marco Sala<sup>1</sup>, Luca Pietro Casacci<sup>1</sup>, Emilio Balletto<sup>1</sup>**

*1 Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, via Accademia Albertina 13 – 10123 Torino, Italia*

*2 Minerali Industriali S.p.A, settore ripristini ambientali, Piazza Martiri della Libertà, 4 – 28100 Novara, Italia*

*\* Referente per la corrispondenza: simona.bonelli@unito.it*

*Pervenuto il 9.2.2012; accettato il 14.10.2012*

### **Riassunto**

Diversi studi hanno mostrato come le farfalle diurne rispondano in tempi rapidi a cambiamenti ambientali, sia su scala di paesaggio sia a livello di micro-habitat, e come cambiamenti nella composizione delle loro comunità o nelle popolazioni di specie target rispecchino modificazioni in altre componenti della biodiversità, rendendole indicatori ottimali per diversi ecosistemi terrestri. Rispetto ad altri insetti, le farfalle sono presenti in una grande varietà di habitat, con un elevato numero di specie, e comprendono, accanto ad elementi generalisti, un buon numero di specie altamente specializzate. Sono caratterizzate dall' avere una tassonomia nota e relativamente stabile e buone sono le conoscenze di base sulla loro ecologia e biologia. Molte specie sono carismatiche e veicolano l' opinione pubblica su progetti conservazionistici o di ricerca che altrimenti sarebbero più difficilmente supportati, rappresentando così delle ottime specie bandiera. L' Italia con la sua ricca fauna occupa un posto centrale nella conservazione di questo gruppo di insetti. Nel presente lavoro viene illustrato il ruolo delle farfalle come bioindicatori nel contesto nazionale, attraverso due casi studio. Nel primo, le cenosi di lepidotteri diurni sono utilizzate per valutare l' efficacia nel medio e lungo termine di interventi di ripristino di aree degradate. Nel secondo esempio, l' analisi dettagliata dell' autoecologia di una specie in due siti collocati a quote e in aree climatiche diverse mostra come tali aree rappresentino due unità funzionali differenti, con diverso ruolo conservazionistico e problematiche gestionali.

PAROLE CHIAVE: lepidotteri / bioindicazione / cambiamenti climatici / uso del suolo / ripristino ambientale

### **Butterflies as bioindicators: review and case studies**

A number of studies have shown that butterflies respond quickly to environmental changes, both at a landscape scale and at a micro-habitat scale. Changes in the composition of butterfly communities or in the populations of some target species reflect changes in other components of biodiversity, making butterflies excellent indicators for various terrestrial ecosystems. Compared to other insects, butterflies are present in a wide variety of habitats, with a large number of species, and include, apart from generalists, a good number of highly specialized elements. Butterfly taxonomy is relatively stable and their ecology and biology are generally well known. Many species are charismatic and carry public opinion to conservation projects or research that would otherwise be more difficult to support. Italy, with its rich fauna, occupies a central place in the conservation of this group of insects. In the present work we demonstrate the role of butterflies as bioindicators in our national context, by focusing on two case studies. In the first of these, butterfly communities are used to evaluate the effectiveness of the medium and long-term restoration of some ecologically degraded areas. In the second example, we carry out a detailed analysis of the autoecology of a single species at two sites located at different altitudes and in separate climatic zones. We show that these areas represent different functional units and have different roles in conservation and management issues.

KEY WORDS: Lepidoptera / bioindicators / climate change / land use / environmental restoration

## LE FARFALLE COME BIOINDICATORI

La necessità di verificare in maniera rapida, ma allo stesso tempo rigorosa e scientificamente valida, l'efficacia di piani di gestione e lo status di conservazione delle aree protette e di identificare priorità ed emergenze conservazionistiche, rende necessario utilizzare gruppi tassonomici identificati come bioindicatori (CBD, 2004). Tra le varie proprietà che un bioindicatore deve avere sono generalmente riconosciuti tre punti cruciali: l'attendibilità scientifica, la praticità con cui è possibile ottenere dati dalle operazioni di monitoraggio, la rilevanza politica e sociale (e.g., CBD, 2004; DE HEER *et al.*, 2005; BRERETON *et al.*, 2011).

I Lepidotteri Ropaloceri rispondono perfettamente a queste esigenze e rappresentano ottimi bioindicatori, sia per alcune loro caratteristiche ecologiche e fisiologiche, sia per le conoscenze di base già a disposizione, a livello internazionale e nazionale.

Diversi studi hanno mostrato come le farfalle diurne rispondano in tempi rapidi a cambiamenti ambientali, sia su scala di paesaggio sia a livello di micro-habitat, e come variazioni della comunità e/o della fenologia di specie target rispecchino alterazioni in altre componenti della biodiversità, rendendole indicatori ottimali per molteplici ecosistemi terrestri (e.g., NEW, 1997; MAES e VAN DYCK, 2001; THOMAS, 2005). Le farfalle diurne sono presenti in una grande varietà di habitat, con un elevato numero di specie, e comprendono, accanto ad elementi generalisti, un buon numero di elementi altamente specializzati, con esigenze ecologiche ristrette. Inoltre, rispetto a molti altri gruppi di insetti, sono caratterizzate dall'aver una tassonomia nota e relativamente stabile e da buone conoscenze di base sull'ecologia e sulla biologia delle singole specie. A causa del ciclo vitale breve, spesso di poco inferiore a un anno, le risposte delle farfalle alle variazioni nella qualità dell'habitat sono decisamente più rapide rispetto ad altri gruppi (VAN SWAAY e WARREN, 1999). L'olometabolismo, con stadi pre-immaginali scarsamente mobili, spesso caratterizzati da esigenze ecologiche differenti dagli adulti, rende le farfalle buoni indicatori di biotopi complessi, in cui le esigenze degli stadi larvali devono almeno parzialmente sovrapporsi a quelle degli adulti.

Dal punto di vista metodologico, poi, tutte le tecniche di monitoraggio esistenti sono state ampiamente sperimentate e standardizzate, sia per quanto riguarda gli studi a livello di comunità (e.g., POLLARD e YATES, 1993), sia per quanto riguarda la valutazione della dinamica di popolazione delle singole specie (e.g., NOWICKI *et al.*, 2005).

Infine non è da sottovalutare come le farfalle diurne siano tra i pochi invertebrati giudicati positivamente dal grande pubblico: si tratta di specie carismatiche, che

riescono ad attirare l'attenzione e il consenso dell'opinione pubblica su progetti conservazionistici o di ricerca che altrimenti sarebbero più difficilmente supportati: sono cioè delle ottime specie bandiera.

## LA FAUNA ITALIANA E LO STATO DI CONSERVAZIONE DELLE FARFALLE

L'Italia svolge un ruolo importante nella conservazione delle farfalle, soprattutto poiché la biodiversità italiana è tra le più ricche in Europa. La fauna italiana comprende oltre 280 specie, appartenenti a 79 generi e 9 famiglie, e rappresenta il 37% del totale della fauna euro-mediterranea (BALLETO *et al.*, 2007). A livello nazionale, come conseguenza del ben noto effetto penisola (TONTINI *et al.*, 2003), la biodiversità di farfalle è più elevata nel nord Italia, in particolare su Alpi e Prealpi, rispetto ad Appennini e isole. La ricchezza di specie differisce notevolmente anche secondo un gradiente altitudinale. Sono 47 le specie classificate come elementi alpini, presenti esclusivamente o principalmente al di sopra della linea degli alberi, mentre 97 sono tipiche dell'orizzonte montano. Un numero minore di specie (*Colias hyale* Linnaeus 1758, *Maculinea alcon* Denis & Schiffermüller 1775, *Maculinea teleius* Bergsträsser 1779, *Euphydryas aurinia* Rottemburg 1775, *Coenonympha oedippus* Fabricius 1787) sono planiziali e abitano esclusivamente la Pianura Padana, mentre 12 specie sono strettamente legate alla macchia mediterranea.

Le specie italiane endemiche *sensu stricto* sono 18 (il 7,5% del totale): questo dato sale fino a 48 (17,1% del totale) se si considerano le specie endemiche che sconfinano in una piccola area di territorio non-italiano, come *Erebia christi* Rätzer, 1890 o *Erebia flavofasciata* Heyne, 1895. La più alta concentrazione di endemismi rigorosamente italiani si trova sugli Appennini (10 specie), nelle piccole isole (4), in Sardegna (3), in Sicilia (2) e nelle oasi xerotemiche delle Alpi occidentali (2). Durante l'ultimo decennio due specie sono entrate a far parte della fauna italiana: *Danaus chrysippus* Linnaeus, 1758 e *Cacyreus marshalli* Butler, 1898. La prima è una nota specie migratrice che si è naturalizzata in diverse Regioni dell'Italia mediterranea (e.g., Puglia, Sardegna, Sicilia). *C. marshalli* è invece una specie alloctona, originaria dell'Africa meridionale, introdotta accidentalmente e osservata in Italia (Roma) per la prima volta nel 1997, ma la sua espansione in tutto il Paese è stata estremamente rapida (QUACCHIA *et al.*, 2008).

Allo stato attuale, il migliore strumento conoscitivo sulla presenza e status dei lepidotteri diurni italiani è rappresentato dal progetto "CkMap", un atlante sulla distribuzione di 10.000 specie animali, pubblicato dal Ministero dell'Ambiente nel 2007 e che comprende la

totalità delle specie di farfalle diurne, mappate su una griglia UTM 10x10 km. Per quanto riguarda le farfalle, questo set di dati, in continuo aggiornamento, comprende attualmente oltre 160.000 record individuali, derivanti da dati di letteratura, da collezioni museali e da nuove segnalazioni (BALLETO *et al.*, 2007).

In Italia, infatti, a differenza di quanto avviene in molti altri Paesi europei, manca uno schema di monitoraggio organizzato a livello nazionale (i.e., *Butterfly Monitoring Scheme*) o perlomeno regionale, che consentirebbe, nell'immediato, di avere una conoscenza più dettagliata della distribuzione delle singole specie e, nel lungo periodo, di valutare trend di popolazione.

Le attività di monitoraggio sono, ad oggi, ristrette alle iniziative di singoli enti (e.g., alcuni Parchi, progetto ARVe - Atlante dei Ropaloceri del Veneto), oppure legate alla necessità di rispondere a specifici interrogativi (e.g., valutazioni di incidenza) e sono, nella maggior parte dei casi, limitate ad un intervallo temporale molto ridotto (circa 2-4 anni).

Nonostante evidenti lacune, i dati a disposizione consentono di effettuare alcune valutazioni sullo status della nostra fauna: una recente analisi del dataset Ck-Map ha evidenziato come, in Italia, una sola specie sia andata incontro ad estinzione (*Lycaena helle* Denis & Schiffermüller, 1775), mentre ben 653 popolazioni, appartenenti a 142 specie distinte (circa il 50% della fauna italiana), siano localmente estinte (BONELLI *et al.*, 2011a). In particolare le specie strettamente igrofile e le specie che raggiungono in Italia il limitare del loro areale sono più vulnerabili delle altre. Inoltre è stato individuato un gruppo di specie "a rischio", che hanno già perso un elevato numero di popolazioni per cause non direttamente collegate alla sottrazione di habitat. Tale osservazione sottolinea l'urgente necessità di approfondire le conoscenze auto-ecologiche di queste specie per disegnare adeguati piani di azione (BONELLI *et al.*, 2011a).

Nella maggior parte dei casi la vulnerabilità delle farfalle è legata alle tipologie di habitat colonizzati: si tratta infatti di un gruppo tassonomico prevalentemente associato ad habitat ecotonali e solo di rado ad ambienti stabili, di tipo climacico. La maggior parte delle comunità di farfalle è infatti inestricabilmente associata ad habitat di origine semi-naturale, che, per mantenersi, dipendono da fenomeni costanti di disturbo, di lieve o media entità, quali ad esempio i differenti stadi di successione di una foresta secondaria o di un prato mesofilo. Molti di questi ecosistemi dipendono, cioè, dalla gestione antropica, in particolare da attività di pascolo o di sfalcio, eseguite a bassa intensità e diluite nel tempo. Le farfalle diurne risentono quindi direttamente dell'abbandono delle aree marginali e della conseguente riforestazione, così pure come del loro

eccessivo sfruttamento. Le principali cause di minaccia sono infatti identificabili nella sottrazione di habitat e nei cambiamenti nell'uso del suolo, poiché tali trasformazioni generano frammentazione ed isolamento e aumentano così le probabilità di eventi stocastici.

Benché difficile da separare dagli effetti della trasformazione dell'habitat, anche il cambiamento climatico gioca un ruolo chiave nel declino delle farfalle. In ultimo, perfino inappropriati piani di gestione possono condurre ad estinzioni locali (KONVICKA *et al.*, 2008).

Il declino dei lepidotteri diurni è di fatto un fenomeno pesante in tutto il continente europeo: 71 delle 576 specie europee sono minacciate d'estinzione (VAN SWAAY e WARREN, 1999; VAN SWAAY *et al.*, 2010). Ciò, oltre a rappresentare un fatto grave in sé, risulta ancora più allarmante se si considera che i cambiamenti in abbondanza e distribuzione delle farfalle rispecchiano quelli di molti altri invertebrati (THOMAS, 2005).

## STRUMENTI PER LA CONSERVAZIONE DEI LEPIDOTTERI DIURNI

L'unico strumento normativo al momento a disposizione per la conservazione delle farfalle è la Direttiva Habitat (92/43/CEE). Ad essa si affiancano: la selezione di aree prioritarie per la conservazione della biodiversità, che salvaguardano non solo le specie minacciate di estinzione (*Hotspots* e *Prime Butterfly Areas*), le Liste Rosse Nazionali e i *Red Data Books* pubblicati ogni 10 anni dalla IUCN (*International Union for Conservation of Nature*).

### Direttiva Habitat e Liste rosse

Negli Allegati II e IV della Direttiva Habitat sono elencate 31 specie di farfalle; di queste 12 sono classificate come "*Threatened*" e 5 come "*Near Threatened*" nel *Red Data Book* del 2010 (VAN SWAAY *et al.*, 2010).

In Italia sono 17 le specie in Direttiva Habitat di cui 9 in Allegato II e IV (tra queste *Lycaena helle* è estinta), 7 in Allegato IV e una (*Euphydryas aurinia*) in Allegato II. L'Italia, al momento, non possiede una Lista Rossa Nazionale. Nel 2010 la IUCN in collaborazione con *Butterfly Conservation Europe* (BCE) ha pubblicato il *Butterfly Red Data Book* (VAN SWAAY *et al.*, 2010) in cui si definisce lo status di conservazione di 482 specie di farfalle europee. In qualità di partner della BCE, il Laboratorio di Zoologia dell'Università di Torino ha fornito tutte le informazioni riguardo alla situazione italiana. Facendo riferimento a questa lista, in Italia ci sono 3 specie (*Maculinea arion* Linnaeus 1758, *Polyommatus humedase* Toso & Balletto, 1976 e *Coenonympha oedippus*) classificate come "*Endangered*", 7 "*Vulnerable*" e 21 "*Near Threatened*".

### Hotspots di biodiversità

L'identificazione di regioni che presentano un'elevata biodiversità (i.e. *hotspots*) rappresenta un valido strumento per la conservazione delle specie. In un recente lavoro (BALLETTTO *et al.*, 2010) abbiamo analizzato la composizione delle cenosi di farfalle diurne, coleotteri carabidi, anfibi e rettili lungo tutto il territorio politico italiano, proprio allo scopo di identificare *hotspots* di biodiversità, aree in cui gli esperti possano creare una o più riserve a coprire la più ampia gamma possibile di specie.

### Rete Natura 2000

Il processo di creazione di una rete coerente di aree di importanza conservazionistica, avviato con l'entrata in vigore delle Direttive Europee Uccelli e Habitat, è pressoché giunto al termine. Ciononostante l'efficacia, in termini di copertura territoriale, della Rete NATURA-2000 nella conservazione non è stata ancora misurata. A livello locale è stata messa in evidenza la necessità di implementazione della rete, come avvenuto nel caso di Creta (DIMITRAKOPOULOS *et al.*, 2004).

Per quanto riguarda l'Italia, mentre MAIORANO *et al.* (2006) hanno investigato l'effettivo ruolo della Rete NATURA-2000 nella conservazione dei vertebrati terrestri, il Laboratorio di Zoologia di Torino ha valutato la proporzione di invertebrati terrestri (farfalle e coleotteri carabidi) e di piccoli vertebrati (anfibi e rettili) che saranno inclusi nei territori protetti una volta che la Rete sarà attivata: di 429 specie considerate, 427 risultano rappresentate (BONELLI *et al.*, 2011b).

### Prime Butterfly Areas

A livello europeo si è cercato di identificare quali fossero le aree più importanti in cui focalizzare gli sforzi di conservazione dei Lepidotteri diurni. Le zone di interesse, denominate *Prime Butterfly Areas* (PBA), sono state classificate in base alla presenza di una consistente popolazione residente di almeno una specie target che risulti minacciata secondo il *Red Data Book of European Butterflies* (VAN SWAAY e WARREN, 1999), o per la Lista Rossa IUCN. Seguendo i criteri stabiliti da Van Swaay e Warren, in Italia sono state identificate 32 PBA per garantire la protezione di 16 specie target (BALLETTTO *et al.*, 2003).

### CASI STUDIO

Data l'idoneità delle farfalle come strumento di bioindicazione e le peculiarità del territorio nazionale, anche in Italia l'utilizzo delle farfalle in studi di ecologia applicata alla conservazione sta aumentando e diventando uno strumento importante per le operazioni di pianificazione territoriale. Molti sono gli esempi che si possono trarre dalla letteratura europea dell'ultimo ven-

tennio, in particolare anglosassone, in cui le farfalle sono state utilizzate come strumento di bioindicazione sia a livello di comunità, sia di singola specie.

Prendendo spunto da tali esperienze europee, negli ultimi anni sono stati attivati in Italia alcuni progetti di monitoraggio, che prevedono la collaborazione tra enti pubblici o privati, che si occupano a vario titolo di pianificazione e di gestione territoriale, con strutture universitarie volte a valutare l'efficacia di pratiche gestionali già applicate o a definire nuove linee guida. Ad esempio, nel 2010, l'Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente (IPLA) della Regione Piemonte ha attivato una rete di monitoraggio volta a valutare l'efficacia delle misure presenti nei Piani di Sviluppo Rurale (PSR) per la tutela della biodiversità, utilizzando le comunità di lepidotteri come bioindicatori (BONELLI *et al.*, 2012b).

Il Parco Naturale delle Alpi Marittime si è dimostrato essere invece un ottimo terreno di studio per valutare sull'Arco Alpino il ruolo dell'abbandono delle pratiche pastorali tradizionali e dei cambiamenti climatici nel plasmare le comunità di farfalle. La composizione di alcune comunità di farfalle monitorate alla fine degli anni '70 (BALLETTTO *et al.*, 1982) è stata nuovamente censita nel 2009, mostrando un'interessante omogeneizzazione delle cenosi, con perdita di alcuni elementi stenoeci, a favore di specie maggiormente vagili e generaliste (BONELLI *et al.*, 2012a).

La Provincia del Verbano Cusio Ossola (Piemonte) ha recentemente promosso un progetto Interreg (Italia-Svizzera 2007-2013) per valutare lo status di conservazione delle lande alpine e delle torbiere di quota attraverso lo studio dell'ecologia larvale di una specie target di farfalla, *Colias palaeno* Linnaeus, 1758, in forte declino in molti Paesi dell'Europa centrale (BONELLI *et al.*, 2011b).

Nel periodo 2007-2009, la regione Valle d'Aosta ha promosso un dettagliato studio sull'autoecologia di *Maculinea arion* Linnaeus, 1758, una specie minacciata a livello europeo: i principali risultati hanno mostrato come un livello di pascolo estensivo garantisca le condizioni necessarie per la sopravvivenza della specie, in particolare in termini di microclima idoneo garantito da un'altezza ottimale del manto erboso (CASACCI *et al.*, 2011).

Di seguito riportiamo, descritti in maggior dettaglio, due recenti esempi di utilizzo delle farfalle come strumento di valutazione, sviluppatasi nel contesto appena delineato. Nel primo, le farfalle sono monitorate a livello di comunità, per misurare il successo delle operazioni di ripristino di aree degradate; nel secondo, l'autoecologia di una specie vulnerabile e rara è studiata in dettaglio, per determinare il valore conservazionistico a medio e a lungo termine di aree protette collocate in differenti condizioni climatiche.

### Farfalle diurne come bioindicatori: le cenosi ed il recupero delle aree estrattive

Conseguenza diretta del recente declino della disponibilità di habitat naturali è la necessità di incorporare, tra le strategie per la conservazione della biodiversità, il recupero di aree degradate in grado di mantenere comunità stabili.

In Europa, le cave e altre aree sfruttate dalle attività umane sono state identificate come importanti siti per la conservazione di molte piante e specie animali in declino nei paesaggi rurali (WHEATER e CULLEN, 1997; PRACH *et al.*, 2001; BENES *et al.*, 2003; GILCHER e TRÄNKLE, 2005; TROPEK e KONVICKA, 2008). Terminata l'attività estrattiva, infatti, una cava può dare origine a un mosaico di habitat eterogenei che possono integrare o sostituire nicchie rare o assenti nel paesaggio circostante (NOVAK e KONVICKA, 2006).

Nelle cave oggetto di questo studio è stato eseguito un recupero ambientale volto alla creazione di un ambiente favorevole a ospitare comunità stabili di fauna locale, con particolare riguardo a farfalle diurne e a uccelli. Il piano di recupero e di gestione sperimentale è stato attuato dalla società SASIL S.p.A., che opera nel settore minerario, producendo sabbie feldspatiche e silicee per l'industria del vetro e della ceramica. La strategia adottata dalla società consiste nell'utilizzare grandi giacimenti che consentono uno sfruttamento programmato del territorio a piccoli lotti, con il conseguente immediato recupero ambientale delle zone dismesse.

Attualmente, nella provincia di Biella, la SASIL S.p.A. ha eseguito il ripristino di cinque cave dismesse. Il successo delle operazioni di ripristino è stato valutato analizzando le comunità di farfalle e i pattern di ricolonizzazione in due aree estrattive (cava Sella e cava Nolizza, superficie complessiva di circa 18 ha), le cui operazioni di ripristino sono state completate alla fine degli anni '90.

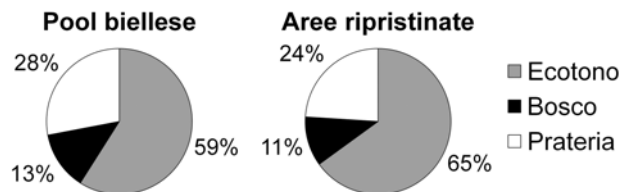
Le specie vegetali utilizzate per il ripristino sono state accuratamente scelte tra la vegetazione autoctona e sono state favorite le piante utilizzate come nutrici dai bruchi delle farfalle che avrebbero potuto ricolonizzare le ex-cave. Le aree sono state progettate in modo tale da mantenere un adeguato livello di eterogeneità ambientale, con alternanza di ambienti prativi ed aree basso-arbustive. terminate le operazioni di ripristino,

la gestione delle aree è costantemente proseguita per mantenere l'alternanza di habitat, tramite tagli manuali della vegetazione e impiego del pascolo equino (BORDIGNON, 2007; 2008).

Per valutare il successo delle operazioni e i *pattern* di ricolonizzazione, le comunità di farfalle sono state monitorate mediante il metodo dei transetti lineari, che fornisce dati di tipo semi-quantitativo e consente di valutare i cambiamenti nel tempo della composizione delle cenosi (POLLARD e YATES, 1993). I monitoraggi sono stati effettuati per sei anni (2003, 2004, 2006, 2007, 2008 e 2011) e sono state rilevate complessivamente 63 specie di farfalle diurne, di cui 29 trovate in almeno 5 degli anni di indagine. Le aree ripristinate hanno ospitato il 62% del pool di specie dell'area biellese (BALLETO *et al.*, 2007).

Considerando le esigenze ecologiche di ciascuna specie, la composizione delle cenosi delle aree ripristinate è risultata essere molto simile a quella del pool biellese, sia per quanto riguarda le preferenze ambientali delle specie (Fig. 1;  $\chi^2=0,642$ ,  $p=0,725$ ), sia per quanto riguarda la capacità di dispersione. Infatti, sebbene nelle aree ripristinate siano presenti un maggior numero di specie ad alta vagilità (25%) rispetto al pool biellese (16%), le differenze sono minime e non sono risultate statisticamente significative ( $\chi^2=3,445$ ,  $p=0,179$ ).

In due annate (2004 e 2011) lo sforzo di campionamento è stato maggiore (9 campionamenti tra fine aprile e fine settembre), tale da garantire un corretto confronto delle comunità e delle abbondanze relative tra le specie. I valori di ricchezza specifica e abbondanza aumentano dal 2004 al 2011, mentre gli indici di diversità non variano in maniera rilevante (Tab. I). Un elevato numero di specie è stato trovato in en-



**Fig. 1.** Proporzioni di specie con le diverse preferenze ambientali per il pool biellese e per le cenosi delle aree ripristinate.

**Tab. I.** Indici di diversità delle cenosi del 2004 e del 2011. Per ogni anno vengono elencati la ricchezza specifica, l'abbondanza e i valori degli indici di biodiversità considerati.

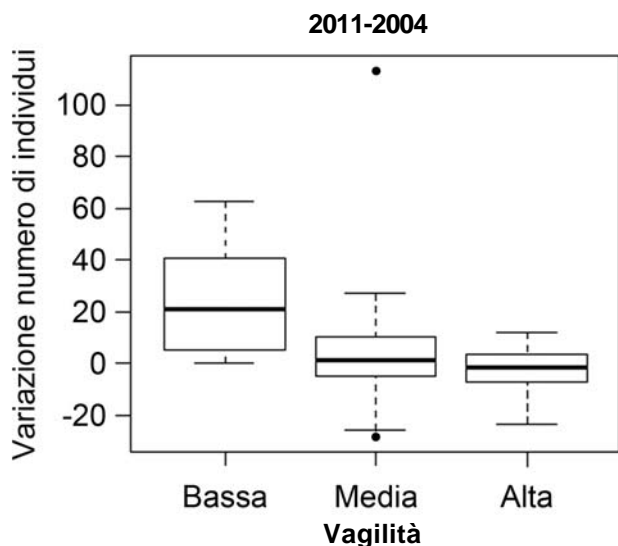
	N. specie	N. individui	Margalef	Pielou	Shannon	Simpson
2004	38	679	5,82	0,87	3,18	0,95
2011	45	934	6,43	0,80	3,06	0,93

trambi gli anni (33 specie); 6 specie che erano presenti nel 2004 non sono più state osservate nel 2011, mentre 12 specie sono state osservate solo nel 2011.

Dal confronto tra le cenosi del 2004 e del 2011 non sono emerse differenze significative nella proporzione di specie appartenenti alle diverse categorie ecologiche, né nell'incremento delle loro abbondanze, fatta eccezione per specie a differente vagilità. Le specie con bassa vagilità presentano infatti un incremento nel numero di individui significativamente superiore rispetto alle specie con vagilità intermedia o elevata (Fig. 2; Kruskal-Wallis Test,  $N=50$ ,  $gdf=2$ ,  $\chi^2=6,558$ ,  $p=0,038$ ).

L'analisi delle comunità di farfalle ha quindi permesso di valutare il successo e l'efficacia delle operazioni di ripristino. Il confronto tra le comunità di specie che hanno colonizzato l'area e il pool biellese ha consentito di verificare come il numero di specie ospitate sia elevato e le comunità siano equilibrate, dal momento che rispecchiano le caratteristiche ecologiche del pool stesso.

Il confronto tra le comunità campionate nel 2004 e quelle del 2011 permette di asserire che il processo di colonizzazione è un processo relativamente lento; ma nel contempo una continua gestione del territorio consente, non solo di mantenere le specie che si sono stabilite, ma anche di aumentare le dimensioni delle popolazioni, senza necessariamente portare a cenosi fortemente dominate da singole specie.



**Fig. 2.** Box-plot della variazione nel numero d'individui (2011-2004) per specie, a confronto tra le tre categorie di vagilità. I box riportano la mediana, il primo e il terzo quartile. I baffi rappresentano il valore minimo e massimo, *outliers* esclusi. Gli *outliers* sono rappresentati come pallini neri.

### Farfalle diurne come bioindicatori: specie guida per individuare peculiarità conservazionistiche

Tra le specie di lepidotteri più studiate si trovano quelle appartenenti al genere *Maculinea*. Si tratta di specie dal peculiare ciclo biologico, in quanto parassiti obbligati delle formiche del genere *Myrmica*. Le larve di queste farfalle, dopo aver trascorso un breve periodo alimentandosi di una pianta nutrice specifica, trascorrono il resto della loro vita pre-immaginale all'interno di nidi di formiche del genere *Myrmica* (THOMAS *et al.*, 1998; WITEK *et al.*, 2006). Questa stretta interazione le protegge dalle variazioni stagionali, ma le rende maggiormente vulnerabili ai cambiamenti ambientali, in quanto la loro sopravvivenza dipende dalla persistenza di molteplici fattori, ovvero sia della formica ospite sia della specifica pianta nutrice degli stadi larvali.

Particolare attenzione dal punto di vista conservazionistico deve essere posta su *Maculinea alcon* Denis & Schiffermüller 1775, una specie igrofila, caratteristica di prati umidi e torbiere dominate da *Molinia* spp., in cui cresce la rara *Gentiana pneumonanthe* L., sua unica pianta nutrice. È una specie monovoltina, gli adulti volano tra luglio e agosto e sono caratterizzati dall'aver una bassa capacità di dispersione. Le femmine depongono le uova su *G. pneumonanthe* selezionando i boccioli negli stadi fenologici ottimali per la sopravvivenza e la crescita dei bruchi (BONELLI *et al.*, 2005).

La nostra Penisola rappresenta il limitare sud del suo areale, quindi le popolazioni italiane di *Maculinea alcon* sono maggiormente soggette a fenomeni di estinzione locale (BONELLI *et al.*, 2011a), a oscillazioni demografiche e si trovano esposte a condizioni climatiche vicine al limite di tolleranza fisiologico della specie. La sopravvivenza a lungo termine di tali popolazioni, in un'ottica di aumento delle temperature dell'aria e di variazione dei pattern delle precipitazioni, potrebbe essere quindi compromessa.

Durante il biennio 2009-2010, la provincia Verbano Cusio Ossola (VCO), ARPA Piemonte e Università di Torino hanno promosso uno studio volto ad indagare gli effetti diretti ed indiretti della variabilità meteorologica su due popolazioni di *M. alcon*, collocate in aree climatologicamente differenti. Scopo applicativo del lavoro è stato stabilire il valore conservazionistico delle diverse popolazioni indagate.

La prima popolazione, localizzata nel SIC Monte Musinè-Laghi di Caselette (IT1110081) in provincia di Torino a una quota di 350 m s.l.m., rappresenta la condizione tipica delle popolazioni italiane, ovvero l'esposizione ad estati molto calde e secche. La seconda invece, localizzata nel SIR Torbiera di Valle Scoccia (IT1140012) ad un'altitudine di 850 m s.l.m. (Provincia

del VCO), presenta delle condizioni climatiche maggiormente simili a quelle centro-europee, si tratta ovvero di un'area caratterizzata da estati miti ed umide.

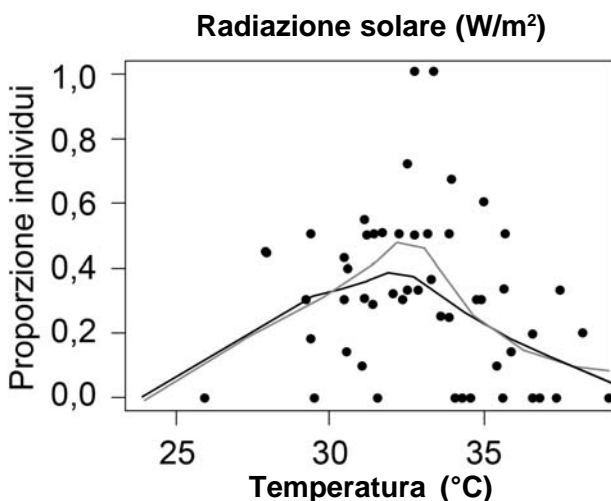
Gli effetti diretti della variabilità meteorologica sulle diverse popolazioni sono stati valutati impiegando il metodo di Cattura-Marcatura-Ricattura: gli individui della specie target sono stati campionati a giorni alterni durante l'intero periodo di volo e contrassegnati mediante l'utilizzo di marcature individuali. I parametri meteorologici selezionati (umidità relativa, temperatura, radiazione solare) sono stati misurati in campo, in entrambe le aree, durante l'intero periodo di volo.

Gli effetti indiretti sono stati quantificati misurando il livello di sincronia esistente tra il periodo di volo delle femmine e la fenologia di *G. pneumonanthe*.

Nel sito di Caselette, l'area più calda e maggiormente rappresentativa delle popolazioni italiane, l'attività di *M. alcon* è risultata essere negativamente condizionata dalle temperature elevate. Infatti, durante il 2009, anno in cui sono state registrate temperature superiori alla media climatologica dell'area, è stata osservata una temperatura soglia (circa 32°C), oltre la quale l'attività degli individui risulta essere inibita (Fig. 3).

Tale valore soglia non è mai stato osservato, nei due anni di indagine, nel sito di Valle Scoccia, dove invece l'attività degli individui è risultata essere maggiormente influenzata dalla radiazione solare e sempre positivamente dalle temperature medie dell'aria.

La migliore sincronia tra il periodo di volo delle femmine di *M. alcon* e la fioritura di *G. pneumonanthe* è stata osservata nel sito di Valle Scoccia (Fig. 4). Nell'area di Caselette, infatti, è stato osservato come il

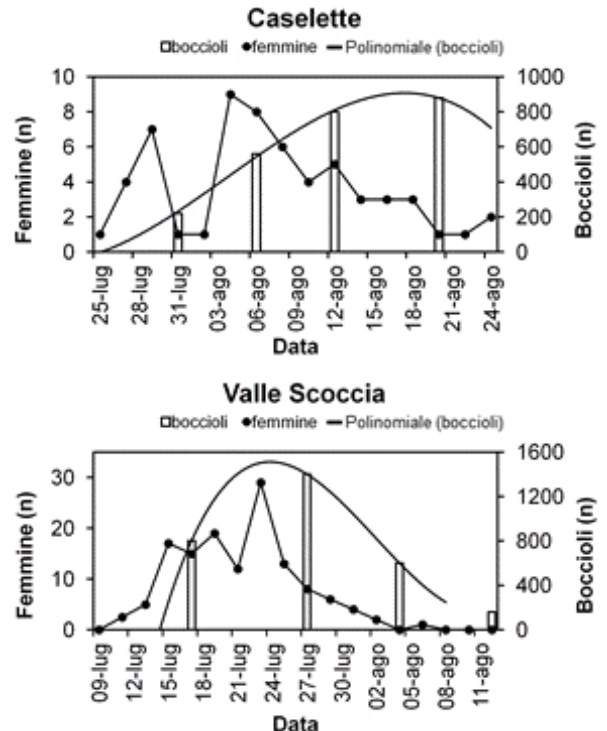


**Fig. 3.** Effetti diretti della temperatura (°C) sull'attività di *M. alcon* nel sito di Valle Scoccia e Caselette, nel 2009. Linea grigia: linea di tendenza tramite modello di regressione loess. Linea nera: linea di tendenza tramite modello di regressione lowess.

numero massimo di boccioli in condizioni ottimali per l'ovideposizione venga raggiunto circa una settimana dopo rispetto al picco di volo delle femmine (Fig. 4).

Un tale sfasamento può rappresentare un problema, in quanto la vita media, stimata in campo, di un adulto di *M. alcon* è molto breve, di circa 3 giorni. Inoltre, il ripetersi di eventi siccitosi può ulteriormente peggiorare la situazione attualmente osservata, dal momento che la siccità primaverile sembra determinare un posticipo nella fioritura di *G. pneumonanthe* (ROSE *et al.*, 1998), mentre non sembra influenzare il periodo di volo di *M. alcon*.

Lo studio dettagliato dell'auto-ecologia di *M. alcon* ha permesso quindi di identificare nella Valle Scoccia un importante serbatoio per la salvaguardia di tale specie in Italia. Infatti, se le temperature medie dell'aria dovessero continuare ad aumentare, così come ipotizzato da molti scenari di cambiamento climatico (IPCC, 2007), le popolazioni italiane di pianura andrebbero incontro ad estinzione piuttosto che ad uno spostamento di areale. Il sito di Valle Scoccia invece rimarrebbe un'area climatologicamente adatta alla persistenza di *M. alcon* e un aumento delle temperature potrebbe addirittura avvantaggiare la specie.



**Fig. 4.** Confronto fra la curva di volo degli individui di sesso femminile di *M. alcon* ed il numero di boccioli di *G. pneumonanthe* idonei all'ovideposizione, monitorati presso Caselette e Valle Scoccia nel 2009.

## Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il dott. Enrico Rivella dell' Agenzia Regionale per la Protezione e l' Ambiente di Torino per la collaborazione e i preziosi suggerimenti. La Società SASIL S.p.A. per il supporto logistico fornito durante le attività di campo svolte presso le cave di Curino (BI).

Il lavoro è stato finanziato dal Progetto Interreg Italia Svizzera "Biodiversità una ricchezza da conservare" e dal MIUR all' interno del progetto "Approccio multitaxa allo studio dell' impatto dei cambiamenti climatici negli ecosistemi italiani".

## BIBLIOGRAFIA

- BALLETTO E., BARBERIS G., TOSO G.G., 1982. Aspetti dell' ecologia dei lepidotteri ropaloceri nei consorzi erbacei delle Alpi italiane. Quaderni sulla "Struttura delle Zoocenosi Terrestri" CNR, Roma, 2(II.2). Pubbl. AQ/1/193: 11-95.
- BALLETTO E., BONELLI E., CASSULO L., MEREGALLI M., TONTINI L., GRILL A., 2003. *Italia*. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, The Netherlands: 328-356.
- BALLETTO E., BONELLI E., CASSULO L., 2007. Insecta Lepidoptera Papilionoidea. In: Ruffo S., Stoch F. (Eds). Checklist and Distribution of the Italian Fauna. 10,000 terrestrial and inland water species. 2nd and revised edition-Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2° serie, Sez. Scienze della Vita, **17**: 257-280.
- BENES J., KEPKA P., KONVIĚKA M., 2003. Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology*, **17**:1058-1069.
- BONELLI S., CROCETTA A., BARBERO F., BALLETTO E., 2005. Oviposition behaviour in the myrmecophilous butterfly *Maculinea alcon* (Lepidoptera: Lycaenidae). In: Settele J., Kuhn E., Thomas J.A. (eds), *Studies in the ecology and conservation of butterflies in Europe. Species ecology along a European gradient: Maculinea butterflies as a model*, vol 2. Pensoft, Sofia: 65-68.
- BONELLI S., CERRATO C., LOGLISCI N., BALLETTO E., 2011a. Population Extinctions in the Italian diurnal Lepidoptera: an analysis of possible causes. *Journal of Insect Conservation*, **15**: 879-890.
- BONELLI S., BARBERO F., CASACCI L.P., CERRATO C., PATRICELLI D., SALA M., VOVLAS A., WITEK M., BALLETTO B., 2011b. Butterfly Diversity in a Changing Scenario. In: Oscar Grillo and Gianfranco Venora (Ed.), *Changing Diversity in Changing Environment*, InTech Ed.: 99-132.
- BONELLI S., BARBERO F., CERRATO C., CASACCI L.P., LOGLISCI N., BALLETTO E., BUFFA G., 2012a. 30 year changes in alpine butterfly communities. In: Atti International Symposium "Future of Butterflies In Europe III", Wageningen, 29-31 March 2012. Dutch Butterfly Conservation: 28.
- BONELLI S., FERRANDO S., CERRATO C., CASACCI L.P., QUIRINO M., BALLETTO E., ALLIANI N., 2012b. Butterflies as bioindicators in agricultural landscapes - a case study from NW Italy. In: Atti International Symposium "Future of Butterflies In Europe III", Wageningen, 29-31 March 2012. Dutch Butterfly Conservation: 92.
- BORDIGNON L., 2007. *Dalla sabbia al cielo*. Gruppo Minerali Maffei, Novara, 111 pp.
- BORDIGNON L., 2008. *Dalla sabbia al colore*. Gruppo Minerali Maffei, Novara, 109 pp.
- BREURETON T.M., ROY D.B., MIDDLEBROOK I., BOTHAM M., WARREN M., 2011. The development of butterfly indicators in the United Kingdom and assessments on 2010. *Journal of Insect Conservation*, **15**: 139-151.
- CASACCI L.P., WITEK M., BARBERO F., PATRICELLI D., SOLAZZO G., BALLETTO E., BONELLI S., 2011. Habitat preferences of *Maculinea arion* and its *Myrmica* host ants: implications for habitat management in Italian Alps. *Journal of Insect Conservation*, **15**: 103-110.
- CBD 2004. Decision VII/30 of the Seventh Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity (CBD/COP7) "Strategic Plan: future evaluation of progress". Available on: <http://www.biodiv.org/decisions/default.aspx?dec=VII/30>.
- GILCHER S., TRÄNKLE U., 2005. Steinbrüche und Gruben in Bayern und ihre Bedeutung für den Artenund Biotopschutz. Bayerischer Industrieverband Steine und Erden e. V. und Bayerisches Landesamt für Umwelt, München, Germany, 199 pp.
- de HEER M., KAPOS V., TEN BRINK B.J.E., 2005. Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **360**: 297-308.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt, K.B., Tignor M., Miller L.H., (Eds.), Cambridge University Press, United Kingdom & New York, NY, USA.
- KONVICKA M., BENES J., CIZEK O., KOPECEK F., KONVICKA O., VITAZ L., 2008. How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation*, **12**: 519-525.
- MAES D., VAN DYCK H., 2001. Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? *Biological Conservation*, **99**: 263-276.
- MAIORANO L., FALCUCCI A., BOITANI L., 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation*, **133**: 455-473
- NEW T.R., 1997. Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation*, **1**: 5-12.



- NOVAK J., KONVICKA M., 2006. Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering*, **26**: 113-122.
- NOWICKI P., RICHTER A., GLINKA U., HOLZSCHUH A., TOELKE U., HENLE K., WOYCIECHOWSKI M., SETTELE J., 2005. Less input same output: simplified approach for population size assessment in Lepidoptera. *Population Ecology*, **47**: 203-212.
- POLLARD E., YATES T. J., 1993. *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. F.B. Goldsmith and E. Duffey OBE (eds), London, 292 pp.
- PRACH K., PYSEK P., BASTL M., 2001. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: a pattern across seres. *Applied Vegetation Science*, **4**: 83-88.
- QUACCHIA A., FERRACINI C., BONELLI S., BALLETO E., ALMA A., 2008. Can the Geranium Bronze, *Cacyreus marshalli*, become a threat for European biodiversity? *Biodiversity and Conservation*, **17**: 1429-1437.
- ROSE R.J., CLARKE R.T., CHAPMAN S.B., 1998. Individual variation and the effects of weather, age and flowering history on survival and flowering of the long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe*. *Ecography*, **21**: 317-326.
- THOMAS J.A., 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, **360**: 339-357.
- THOMAS J.A., ELMES G.W., WARDLAW J.C., 1998. Polymorphic growth in larvae of the butterfly *Maculinea rebeli*, a social parasite of *Myrmica* ant colonies. *Proceedings of Royal Society of London B*, **265**: 1895-1901.
- TONTINI L., CASTELLANO S., BONELLI S., BALLETO E., 2003. Patterns of butterfly diversity and community ecology above the timber line in the Italian Alps and Apennines. In: Grabherr G., Körner C., Nagy L., Thompson D.B.A. (eds). *Alpine Biodiversity in Europe, Ecological Studies* 167. Springer Verlag, Berlin & Heidelberg: 297-306.
- TROPEK R., KONVICKA M., 2008. Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech Republic. *Land Degradation & Development*, **19**: 104-114.
- VAN SWAAY C.A.M., WARREN M.S., 1999. Red Data book of European butterflies (Rhopalocera). *Nature and Environment*, No. 99, Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- VAN SWAAY C., CUTTELOD A., COLLINS S., MAES D., LOPEZ MUNGUIRA M., ŠAŠIĚ M., SETTELE J., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M., WYNHOF I., 2010. *European Red List of Butterflies*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- WARREN M.S., HILL J.K., THOMAS J.A., ASHER J., FOX R., HUNTLEY B., ROY D.B., TELFER M.G., JEFFCOATE S., HARDING P., JEFFCOATE G., WILLIS S.G., GREATORREX-DAVIES J.N., MOSS D., THOMAS C.D., 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, **414**: 65-69.
- WHEATER C.P., CULLEN W.R., 1997. The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire. *Restoration Ecology*, **5**: 77-84.
- WITEK M., ĆELIWIŃSKA E.B., SKORKA P., NOWICKI P., SETTELE J., WOYCIECHOWSKI M., 2006. Polymorphic growth in larvae of *Maculinea* butterflies, as an example of biennialism in myrmecophilous insects. *Oecologia*, **148**: 729-733.