

Giampio D'AMICO

Farfalle diurne e incendi: indagine in foreste lombarde (Lepidoptera Hesperioidea, Papilionoidea)

Riassunto - La risposta dei lepidotteri diurni agli effetti del fuoco è estremamente variabile. Per approfondire le attuali conoscenze sull'argomento in Italia sono state indagate 5 aree boscate lombarde collinari o montane percorse dal fuoco. La ricchezza in specie di farfalle diurne e la loro abbondanza relativa sono state registrate nel corso di campionamenti condotti mensilmente tra giugno e agosto 2000 lungo due transetti campione limitrofi in ogni area oggetto di studio: uno danneggiato dal fuoco e l'altro (di controllo) mai o poco interessato dall'incendio. Per ogni specie rilevata sono state prese in considerazione le preferenze di habitat. Dalla ricerca è emerso sostanzialmente che in aree boscate di non elevato pregio naturalistico, come quelle indagate, l'azione del fuoco può costituire un pericolo reale per specie nemorali e non comuni (es. *Lasiommata achine*, *Limenitis populi*), mentre può originare ambienti nuovi per specie non esclusivamente forestali o comunque svantaggiate dall'infittirsi dei boschi (*Leptidea sinapis*, *Melitaea athalia*), finendo quindi per costituire in alcuni casi un elemento di arricchimento delle popolazioni di farfalle diurne locali, anche se limitato per lo più a specie di ambienti transitori di interesse conservazionistico non particolarmente elevato. L'utilizzo dell'indice di Sørensen per valutare la somiglianza specifica tra ambiente incendiato e di controllo non ha fornito risultati significativi. Interventi di gestione post-incendio in aree forestali come quelle oggetto di studio, oltre a tener presente considerazioni di ordine generale sulle cause di minaccia dei lepidotteri diurni in Italia, si dovrebbero basare sui risultati di ulteriori indagini di cui vengono indicate le modalità eventualmente da adottare a partire dal quadro conoscitivo iniziale fornito dalla presente ricerca.

Abstract - *Butterflies and fires: a survey in forests of Lombardy (Lepidoptera Hesperioidea, Papilionoidea)*. The response of butterflies to the effects of fire is extremely variable. In order to improve the state-of-the-art knowledge on the subject in Italy, five wooded areas interested by fire in the region of Lombardy (Northern Italy) have been investigated. Butterfly richness and relative abundance have been recorded through monthly surveys carried out between June and August 2000. For each area, two neighboring transects have been analyzed, respectively damaged and not damaged by fire. The latter was used as a reference for comparison. The habitat preferences have been analyzed for each sampled species. Results show that the action of fire can work as a real danger for nemoral and non common species (e.g., *Lasiommata achine*, *Limenitis populi*) in wooded areas of poor ecological value. On the other hand, fire can create new habitats for species which are not exclusively nemoral or - more generally - for butterflies which need open habitats and cannot colonize forests (e.g., *Leptidea sinapis*, *Melitaea athalia*). The Sørensen index has also been used to evaluate the specific similarities between the investigated areas, but it has not given significant results. The findings of this research can be used to plan ad-hoc post-fire management actions in forestal areas as a complement to the general considerations on the causes of threat of diurnal Lepidoptera in Italy.

Key words: Butterflies, forest fires, Lombardy.

INTRODUZIONE

Le risposte al fuoco di ciascuna componente dell'ecosistema interessato possono essere estremamente variabili (Whelan, 1998).

Differenti fattori connessi con il passaggio del fuoco influenzano in modo significativo le popolazioni di farfalle diurne presenti in un'area.

La modificazione dei popolamenti vegetali, in particolare l'eliminazione o rarefazione delle piante pabulari larvali e delle fioriture adatte all'alimentazione degli adulti (specialmente per specie monofaghe e stenofaghe), anche nel periodo successivo al passaggio del fuoco della colonizzazione dell'area da parte di poche specie pioniere, determinano profonde modificazioni nei popolamenti di lepidotteri diurni, più contenute per specie con larve che si cibano di foglie di alcuni alberi ed arbusti (emesse ra-

pidamente dalle latifoglie non intaccate nella loro vitalità) e di essenze erbacee (in grado di crescere rapidamente dopo il passaggio del fuoco). In aree dove il fuoco poi ha intaccato anche la possibilità di ricaccio della vegetazione preesistente, la forte modificazione successiva della composizione floristica determinerà, per periodi più o meno prolungati, l'impossibilità di sopravvivenza per numerose specie con larve monofaghe e stenofaghe.

La stagione in cui si verifica l'incendio è un altro fattore determinante. Gli incendi che si verificano in primavera colpiscono le larve in attività alimentare sulla vegetazione, in percentuale minore gli adulti, provocando i danni maggiori alle popolazioni di farfalle diurne di un'area; tuttavia anche in altri periodi dell'anno il fuoco può avere effetti catastrofici, pur se limitati a numeri più ridotti di specie: nel

corso dell'inverno e dell'autunno possono essere distrutte crisalidi o uova deposte sulla vegetazione, o anche larve e crisalidi riparate nella lettiera quando quest'ultima viene bruciata completamente, mentre bruciature tardo-estive delle piante fiorite possono provocare l'allontanamento dei riproduttori da un'area (rallentandovi così la ricolonizzazione successiva).

Altri fattori da considerare sono l'estensione della superficie interessata e la frammentazione dell'area incendiata. In zone ampie che abbiano subito danni rilevanti, prive di aree interne nelle quali il fuoco non è passato oppure ha interessato la vegetazione in modo meno intenso, la ricolonizzazione è più lenta e complessa rispetto ad ambienti con aree intatte intercluse, nelle quali tra l'altro può verificarsi, nel caso di incendi primaverili-estivi, la concentrazione degli adulti che successivamente potranno espandere più rapidamente il territorio occupato. Tra l'altro alcune specie relativamente sedentarie, che non si spostano su lunghe distanze e possono perciò essere maggiormente danneggiate da incendi di vaste proporzioni, vivono nelle aree boscate e hanno larve che si cibano delle foglie di essenze arboree (Shreeve, 1992). Altre specie vulnerabili sono quelle che necessitano di territori sufficientemente ampi per riprodursi, pari per esempio ad almeno 50 ettari per *Apatura iris* (Thomas, 1984).

Fortunatamente, sino alla completa ricolonizzazione da parte delle essenze arboree, incendi di piccole proporzioni o con fronte frammentato, creano radure interne ai boschi, nelle quali si insediano essenze adatte a larve di specie prima sfavorite e, soprattutto, piante fiorite in grado di attrarre adulti anche dalle aree boscate limitrofe: ad esempio in Inghilterra la sopravvivenza di *Leptidea sinapis* è dovuta principalmente all'apertura di piste da esbosco in ambienti forestali sfruttati economicamente, mentre nei boschi precedentemente ceduati, nei quali tale pratica è stata abbandonata, la specie è scomparsa (Warren, 1984).

Altro fattore importante è l'aumento della predazione: negli ambienti dove i ripari sono stati eliminati dal fuoco, spesso arricchiti dai posatoi formati da rami di alberi o arbusti disseccati dall'incendio, può aumentare il tasso di predazione ai danni di larve e adulti, resi in alcuni casi anche più visibili dalla modificazione dei colori di fondo del substrato, sul

quale tende ad evidenziarsi, anziché a scomparire, la colorazione del mimetismo criptico di alcune specie, anche come uova e/o crisalidi.

Infine è significativo l'effetto che può avere l'eliminazione di elementi del territorio di rilevanza etologica, come quelli necessari per alcune specie di farfalle diurne per la difesa del territorio che precede l'accoppiamento (ad esempio un albero isolato in una radura), e la riduzione di specie fra loro in relazione trofica, come le formiche per specie di farfalle diurne mirmecofile, anche se è nota la resistenza dei formicidi al fuoco e alle modificazioni ambientali che esso comporta (Ahlgren, 1974).

In alcuni ambienti, come le foreste di eucalpti e la vegetazione delle pianure sabbiose dell'Australia occidentale o le praterie del Nordamerica, i popolamenti di Lepidotteri sembrano dipendere direttamente dalla frequenza degli incendi che vi si verificano periodicamente, anche senza alcun intervento antropico, e che sono in grado di bloccare o quanto meno rallentare la naturale evoluzione delle aree verso il bosco climax (Preston-Mafham & Preston-Mafham, 1988). Una situazione simile è stata descritta per numerose specie europee strettamente collegate ad ambienti mantenuti aperti dalle forme tradizionali di uso del territorio, come pascolo, aratura ed incendi (Munguira *et al.*, 1993): ad esempio *Plebejus argus*, una delle specie in declino più rapido in Gran Bretagna, dipende strettamente dalle forme di gestione tradizionali dei pascoli nei quali sopravvivono le ultime popolazioni, e si valuta che i tratti percorsi dal fuoco possono fornire un ambiente favorevole alla specie per circa cinque anni (Thomas, 1985).

In ambienti tradizionalmente disturbati dall'uomo, la sopravvivenza di alcune specie dipende oramai da alcune forme di gestione ambientale caratteristiche del passato, altrove distruttive, ma in alcuni casi divenute indispensabili: ad esempio i buoni risultati ottenuti nella lotta contro gli incendi in alcune parti degli Stati Uniti occidentali hanno trasformato tratti di praterie costiere in aree cespugliate o boscate, determinando di conseguenza la scomparsa di specie rare come alcune appartenenti al genere *Speyera* (Hammond & McCorckle, 1984).

In linea generale non è possibile prevedere gli effetti di un incendio sulle dinamiche di popolazioni delle diverse specie di farfalle diurne, neppure in ambienti nei quali la presenza del fuoco è com-

più spesso piuttosto frequente. Infatti ogni specie di farfalla diurna mostra una sua particolare risposta agli effetti degli incendi nell'ambiente ospite: nelle praterie nordamericane, ad esempio, esistono specie che risentono negativamente degli effetti di un incendio fino a 3-5 anni dopo l'evento, mentre altre sono maggiormente abbondanti nelle aree da poco bruciate e diventano più scarse in quelle che per lungo tempo non sono state percorse dal fuoco (Swengel, 1996).

L'impiego del fuoco per la conservazione di una specie di prateria (*Hesperia dacotae*) è stato studiato in modo approfondito in una Riserva naturale acquistata dagli Stati Uniti proprio per la salvaguardia di questo ropalocero (Downey, 1981). Anche se incendi controllati appiccati in tarda estate o all'inizio della primavera sembrava potessero favorire la presenza di questa rara specie, poiché i rifugi autunnali delle giovani larve sono sotterranei ed esse dopo la diapausa invernale stazionano sul terreno, è stato rilevato un marcato declino della specie dopo il passaggio del fuoco (Swengel, 1996). La persistenza della specie con pochi esemplari in aree soggette agli incendi sembra invece riflettere l'influenza di tali eventi nel migliorare il grado di foltezza delle erbe, mentre di contro viene diminuita la presenza di essenze fiorite adatte all'alimentazione degli adulti (New, 1997).

FINALITÀ

La presente ricerca sui lepidotteri diurni è stata condotta allo scopo di fornire informazioni supplementari sulle ricadute dal punto di vista faunistico degli incendi in ambienti italiani. Le farfalle diurne infatti sono indicate in particolar modo per svolgere studi sugli effetti delle variazioni ambientali dimostrandosi peraltro migliori indicatori anche di uccelli e piante verdi (Balletto *et al.*, 2009; Thomas *et al.*, 2004).

MATERIALI E METODI

Ogni area di studio è stata indagata in due ambienti differenti, uno danneggiato dall'incendio e l'altro (di controllo) non percorso dal fuoco o con danni di entità ridotta. I campionamenti dei lepidotteri diurni sono stati condotti mensilmente tra giugno ed agosto 2000 in 5 aree di studio, Monte Alpe (28/06, 27/07, 16/08), Tignalga (09/06, 26/07,

11/08), Grigne (30/06, 7/07, 17/08), Sellero (23/06, 26/07, 11/08), Ardenno (14/06, 07/07, 17/08), per un totale di tre uscite per area campione, di cui almeno due in condizioni meteorologiche ottimali, ovvero durante le ore più calde di giornate prevalentemente serene e non eccessivamente ventose.

La metodologia utilizzata si è basata su quella ampiamente sperimentata di Pollard & Yates (1993) e ha previsto pertanto la percorrenza a velocità costante (per quanto possibile) della linea mediana di transetti lineari di ampiezza di 5 m e lunghezza di 500 m per circa la stessa durata, procedendo nel mentre al conteggio delle farfalle diurne contattate così da definire ricchezza specifica e abbondanza relativa. È stato necessario catturare gli individui di dubbia determinazione e in alcuni casi conservarli in barattoli saturati da vapori di etere acetico, per poi prepararli al fine di studiarli dal punto di vista tassonomico. L'identificazione delle farfalle diurne è stata effettuata secondo Tolman & Lewington (1997), l'ordine sistematico e la nomenclatura scientifica utilizzata è stata invece dedotta da Balletto *et al.* (2005).

Per ciascuna specie nell'ambiente di controllo e in quello percorso dal fuoco le preferenze ecologiche sono state dedotte in base ai criteri di Balletto & Kudrna (1985), mentre le classi di frequenza sono state derivate dal modello di Parsons (1992): D (dominante) maggiore di 21 individui; A (abbondante) da 11 a 20; C (comune) da 6 a 10; O (occasionale) da 2 a 5; R (rara) 1 individuo.

Per valutare la somiglianza specifica tra aree incendiate e di controllo è stato utilizzato l'indice di similarità di Sørensen [$C_s = 2j/(a+b)$, dove a è il numero di specie nel sito A, b il numero di specie nel sito B, e j il numero di specie comuni ai due siti] (Sørensen, 1948).

AREE DI STUDIO

Sono state indagate 5 aree forestali percorse dal fuoco differenti per (a) collocazione nel territorio regionale; (b) orizzonte vegetazionale (da collinare a montano); (c) distanza di tempo dall'incendio (circa da 2 a 10 anni); (d) stagione d'inizio (tardo-inverno e/o inizio-primavera), (e) durata (da 2 a 10 giorni) e (f) velocità di espansione (da 39 a 360 ettari/giorno) dell'incendio; (g) estensione della superficie incendiata (da 141 a 2 327 ettari) e (h) gestione post-incendio.

MONTE ALPE (PAVIA). Incendio di 2 giorni del 27-28 febbraio 1990 su 141 ettari, con velocità di espansione di 70,5 ettari/giorno. Nell'area percorsa dal fuoco non erano stati eseguiti lavori di recupero e i Pini neri uccisi erano ancora in gran parte in piedi su un cespuglieto misto non fitto e sufficientemente vario, mentre l'area di controllo era un bosco di Larice (più abbondante sul margine) e Pino nero, con ricca fascia ecotonale in affaccio su un ampio prato parzialmente cespugliato, mai interessato da incendi.

TIGNALGA (BRESCIA). Incendio di 9 giorni del 29 marzo/6 aprile 1997 su 575 ettari, con velocità di espansione di 63,9 ettari/giorno. Nell'area percorsa dal fuoco, costituita da un cespuglieto misto sufficientemente vario e non molto fitto, non erano stati eseguiti lavori di recupero, mentre l'area di controllo era un orno-ostrieto con nuclei di Faggio, dove il fuoco era passato piuttosto rapidamente, senza danneggiare in modo grave la copertura arboreo-arbustiva.

GRIGNE (LECCO). Incendio di 7 giorni del 3-9 aprile 1997 su 2 327 ettari, con velocità di espansione di 332,4 ettari/giorno. Nell'area percorsa dal fuoco, costituita da un cespuglieto misto discretamente vario e non molto fitto, erano stati tagliati gli esemplari arborei morti di maggiori dimensioni, mentre l'area di controllo era un faggeto fitto con stretta fascia ecotonale su tratti di prato-pascolo, dove il fuoco era passato molto velocemente, provocando danni di entità estremamente ridotta.

SELLERO (BRESCIA). Incendio di 2 giorni del 4-5 aprile 1997 su 720 ettari, con velocità di espansione di 360 ettari/giorno. Nell'area percorsa dal fuoco, costituita da un cespuglieto misto fitto con bassa varietà specifica, era stata eliminata gran parte degli alberi morti, mentre l'area di controllo era un pecceto con stretta fascia ecotonale su un ampio prato-pascolo, di cui una parte era stata danneggiata dal fuoco che vi era passato piuttosto rapidamente.

ARDENNO (SONDRIO). Incendio di 10 giorni del 18-27 marzo 1998 su 390 ettari, con velocità di espansione di 39 ettari/giorno. Nell'area percorsa dal fuoco, costituita da un fitto cespuglieto con varietà specifica molto ridotta, gli alberi morti sono stati eliminati quasi completamente, salvo un piccolo nucleo isolato, mentre l'area di controllo era un lembo di pecceto piuttosto fortemente danneggiato dal fuoco che vi era transitato, circondato da aree private degli alberi morti in seguito all'incendio.

RISULTATI

In totale sono stati rilevati 949 individui appartenenti a 45 specie e 5 famiglie. Il numero di specie rilevate negli ambienti intatti o poco intaccati dal fuoco non si discosta molto da quello delle specie rinvenute in quelli colpiti dall'incendio (rispettivamente 35 e 34). In compenso il numero totale di individui identificati nelle zone intatte (o danneggiate superficialmente) è decisamente superiore a quello delle zone degradate (rispettivamente 567 e 382), soprattutto per la marcata influenza numerica di specie dominanti tipiche del bosco intatto che nella presente indagine sono arrivate a contare fino a 178 individui nel caso di *Erebia aethiops*. Per quanto riguarda l'abbondanza relativa (secondo Parsons, 1991), nelle aree colpite dal fuoco è stato rilevato un maggior numero di specie rare e occasionali e un minor numero di specie comuni e abbondanti, mentre il numero delle specie dominanti è stato uguale in ciascuno dei due ambienti (Tab. 1). Si è potuta quindi constatare una tendenza generale delle farfalle diurne presenti nelle aree studiate a confluire negli ambienti colpiti dal fuoco.

Per quanto riguarda le preferenze ecologiche dei lepidotteri diurni circa il tipo di habitat (da Balletto & Kudrna, 1996) è stata evidenziata una percentuale di specie e di individui nemorali (rispettivamente 28,6% e 42%) nettamente superiore nell'ambiente di controllo e una percentuale di specie e di individui di consorzi erbacei aperti (rispettivamente 14,7% e 8,1%) nettamente superiore in quello percorso dal fuoco (Fig. 1).

Si possono poi fornire delle considerazioni su singoli taxa. Gli Esperidi sono stati rappresentati da una sola specie, *Ochlodes venatus*, presente all'incirca allo stesso modo nei due ambienti differenti. Per i Pieridi è risultato interessante il caso di *Leptidea sinapis*, rilevata per lo più negli ambienti aperti (percorsi dal fuoco) in sintonia con quanto descritto per l'Inghilterra (Pollard & Yates, 1993; Warren, 1984), dove la specie è minacciata dall'infittirsi delle aree forestali e la sua conservazione richiede aree aperte nei boschi. Dei Ninfalidi specie tipiche del bosco intatto, come *Limenitis camilla*, *L. populi* e *L. reducta*, sono state rilevate negli ambienti di controllo, mentre specie tipiche di ambienti aperti, come *Aglaia urticae*, *Argynnis adippe* e *Melitaea athalia*, sono state riscontrate per lo più nelle aree percorse dall'incendio. L'osservazione di più del doppio di in-

Tab. 1. Classe di frequenza secondo Parsons (1991) nell'ambiente incendiato (I) e in quello di controllo (C), e numero di individui rilevati nel corso dell'indagine nei due ambienti per aree indagate. Sono indicate le specie di interesse conservazionistico: IV (specie inserita nell'allegato IV della Direttiva Habitat e nell'Appendice II della Convenzione di Berna: Ballerio, 2003); LR (Specie inserita nelle liste rosse disponibili per la fauna italiana: Groppali & Priano, 1992, Prola & Prola, 1990); EN(L) (specie considerata minacciata in Lombardia: Mermet, 2008); VU(L) (specie considerata vulnerabile in Lombardia: Mermet, 2008).

Taxon	I	C	Monte Alpe		Tignalga		Grigne		Sellero		Ardenno	
			I	C	I	C	I	C	I	C	I	C
<i>Aglaia urticae</i> (Linné, 1758)	C	R	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1
<i>Anthocaris cardamines</i> (Linné, 1758)	C	C	-	-	-	-	-	-	-	-	7	8
<i>Apatura iris</i> (Linné, 1758) LR-EN(L)	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Aporia crataegi</i> (Linné, 1758)	C	O	1	3	-	1	6	1	2	-	-	-
<i>Argynnis apippe</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	A	O	-	-	-	-	14	-	-	-	2	3
<i>Argynnis paphia</i> (Linné, 1758)	D	D	3	65	13	15	12	5	-	-	-	-
<i>Boloria euphrosyne</i> (Linné, 1758)	R	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brenthis daphne</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	-	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Callophrys rubi</i> (Linné, 1758)	C	R	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1
<i>Celastrina argiolus</i> (Linné, 1758)	-	C	-	2	-	-	-	-	-	-	-	5
<i>Coenonympha arcana</i> (Linné, 1761)	D	A	2	5	1	2	19	5	-	-	2	-
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linné, 1758)	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Colias crocea</i> (Geoffroy, 1785)	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Cupido minimus</i> (Füessly, 1775)	C	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Erebia aethiops</i> (Esper, [1777])	D	D	-	-	2	100	10	58	10	20	-	-
<i>Glaucopsyche alexis</i> (Poda, 1761) VU(L)	O	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linné, 1758)	O	O	-	4	-	-	2	-	-	-	-	-
<i>Hipparchia fagi</i> (Scopoli, 1763) VU(L)	A	A	15	8	2	10	-	-	-	-	-	-
<i>Inachis io</i> (Linné, 1758)	-	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Iphiclides podalirius</i> (Linné, 1758)	-	R	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Issoria lathonia</i> (Linné, 1758)	R	O	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2
<i>Lasiommata achine</i> (Scopoli, 1763) IV-EN(L)	-	O	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Lasiommata maera</i> (Linné, 1758)	C	D	5	23	1	-	-	3	-	-	2	7
<i>Leptidea sinapis</i> (Linné, 1758)	A	O	8	2	2	1	-	-	-	-	5	2
<i>Limenitis camilla</i> (Linné, 1764)	-	A	-	-	-	-	-	15	-	-	-	-
<i>Limenitis populi</i> (Linné, 1758) LR - EN(L)	-	R	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limenitis reducta</i> Staudinger, 1901 VU (L)	-	O	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lycaena virgaureae</i> (Linné, 1758)	-	R	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Maniola jurtina</i> (Linné, 1758)	-	A	-	4	-	-	-	5	-	-	-	4
<i>Melanargia galathea</i> (Linné, 1758)	D	D	40	50	1	-	23	4	12	6	3	2
<i>Melitaea phoebe</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	R	R	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-
<i>Melitaea athalia</i> (Rottenburg, 1775)	D	A	-	10	4	-	9	1	-	-	24	5
<i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)	A	D	-	-	12	-	3	37	1	-	-	-
<i>Ochlodes venatus</i> (Bremer & Grey, 1853)	D	D	16	12	1	5	9	8	1	1	-	-
<i>Papilio machaon</i> (Linné, 1758)	R	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pararge aegeria</i> (Linné, 1758)	O	C	1	-	1	7	2	-	-	-	-	2
<i>Pieris brassicae</i> (Linné, 1758)	-	R	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pieris napi</i> (Linné, 1758)	R	C	-	-	-	-	-	1	5	-	-	1
<i>Polygonia c-album</i> (Linné, 1758)	O	O	1	2	-	-	-	-	-	-	1	3
<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)	A	-	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)	O	O	4	5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Satyrus ilicis</i> (Esper, 1779)	A	R	1	-	-	1	10	-	-	-	-	-
<i>Satyrus spini</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	R	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Vanessa atalanta</i> (Linné, 1758)	O	C	-	-	-	-	-	-	1	-	3	6
<i>Vanessa cardui</i> (Linné, 1758)	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-

dividui di *Melitaea athalia* nell'ambiente incendiato è in linea con quanto rilevato in Inghilterra dove la specie è minacciata di scomparsa soprattutto a causa dell'abbandono della pratica della ceduzione nelle aree che ne ospitano le popolazioni residue, in quanto da ciò deriva la riduzione dell'habitat elettivo della specie, costituito da spazi aperti e soleggiati. Warren (1991) dopo aver individuato in prateria, brughiera e boschi cedui gli ambienti preferiti dalla specie, indica nell'interconnessione delle radure nei boschi tramite ampi sentieri una valida possibilità di salvaguardare questa farfalla e garantirne la diffusione. Si deve tuttavia sottolineare l'eccezione di Monte Alpe dove *M. athalia* è stata osservata solo nel bosco le cui caratteristiche hanno costituito uno straordinario motivo di attrazione per la specie, così come per *Argynnis paphia*, presente eccetto che a Monte Alpe in sostanziale parità numerica di individui in entrambi gli ambienti indagati. I Lichenidi subnemorali e tipici di consorzi erbacei aperti osservati con un discreto numero di individui sono stati rilevati per lo più nelle aree percorse dal fuoco. Nel complesso infine è stato registrato un numero maggiore di individui di Satiroidi nelle aree boschive almeno parzialmente intatte. Le specie nemorali di tale famiglia sono state rilevate solo (*Lasiommata achine*) o con netta superiorità numerica di individui nelle aree di controllo, ad eccezione di *Hipparchia fagi* a Monte Alpe della quale sono stati osservati nell'ambiente bruciato cospicui gruppi di maschi riuniti su cataste di rami e tronchi. La maggiore abbondanza relativa nell'area incendiata di quest'ultima specie è quindi da relazionare al suo comportamento pre-riproduttivo.

I gradi di somiglianza specifica tra ambienti incendiati e di controllo di ciascuna area di studio non si discostano di molto fra loro (Tab. 2).

CONCLUSIONI

Dai dati ottenuti si possono fornire alcune considerazioni preliminari riguardo agli effetti di incendi più o meno dannosi e recenti sui lepidotteri diurni in aree boscate di pregio naturalistico non generalmente elevato come quelle studiate. Sostanzialmente in tali aree l'azione del fuoco può costituire un pericolo reale per specie legate a boschi ben strutturati, peraltro non comuni (*Lasiommata achine*, *Limnitis populi*, *L. reducta*), mentre, aprendo radure che in seguito si sono cespugliate, può originare ambienti nuovi per specie non esclusivamente forestali

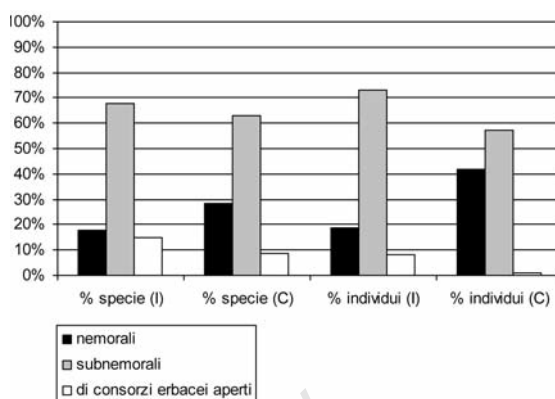


Fig. 1. Composizione percentuale in specie ed individui nemorali, subnemorali e di consorzi erbacei aperti nell'ambiente incendiato (I) e di controllo (C).

Tab. 2. Valori dell'indice di similarità Sørensen (CS) tra ambiente incendiato e di controllo nelle 5 aree di studio.

Area di studio	C _S
Ardenno	0,65
Monte Alpe	0,62
Grigne	0,61
Tignalga	0,56
Sellero	0,54

o favorire farfalle diurne svantaggiate dall'infittimento dei boschi (*Leptidea sinapis* e *Melitaea athalia*), finendo quindi per costituire in alcuni casi un elemento di arricchimento delle locali popolazioni lepidotterologiche legate ad ambienti transitori, anche se, in questo studio, limitato per lo più a specie comuni o comunque di interesse naturalistico non particolarmente elevato.

In linea generale bisogna inoltre tener presente per operare scelte di profilo conservazionistico che in Italia nel complesso le poche specie dell'orizzonte alpino strettamente legate alle foreste (10%, 25 su 280) sono in generale meno minacciate rispetto alle specie dei prati che una volta abbandonati si trasformano rapidamente in bosco (Balletto *et al.*, 2009).

I risultati della ricerca sono in parte in linea con un'indagine condotta sempre nel 2000 nelle stesse aree di studio sui popolamenti araneici da cui si evince che, per quanto riguarda ragni non tessitori, gli ambienti percorsi dal fuoco hanno favorito la presenza di specie caratteristiche di ambienti aperti, di ecotoni e di aree cespugliate (Groppali & Pesarini, 2005).

Non è stato possibile ipotizzare quale possa essere la velocità di ricostituzione di popolamenti di lepidotteri diurni simili a quelli originari nelle aree percorse dal fuoco valutando la somiglianza specifica tra ambienti incendiati e di controllo di ciascuna area di studio indagata.

Sulla base della presente indagine che comunque fornisce un quadro conoscitivo iniziale è possibile impostare un futuro programma di ricerche che contempli lo svolgimento di:

- indagini faunistiche immediatamente successive a un incendio di gravità elevata, per poter seguire l'andamento del fenomeno fin dalle sue primissime fasi;
- indagini in aree con struttura forestale originaria il più possibile simile, danneggiate in modo simile a distanze temporali differenti, per approfondire le conoscenze su velocità e modalità di ricolonizzazione;
- indagini in aree strutturalmente simili, in punti dove il fuoco ha provocato danni di differente e ben nota gravità, per evidenziare le ricadute faunistiche dei danni dell'incendio;
- indagini su aree simili in origine, con gestione forestale post-incendio completamente differente, per valutare le ricadute faunistiche delle scelte operate.

BIBLIOGRAFIA

- AHLGREN L.F., 1974 - The effect of fire on soil organisms. In: T.T. Kozlowski, C.E. Ahlgren (eds.), Fire and ecosystems. Academic Press, New York: 64-65.
- BALLERIO A., 2003 - EntomoLex: la conservazione degli insetti e la legge. Memorie della Società entomologica italiana, 82 (1):17-86.
- BALLETTO E. & KUDRNA O., 1985 - Some aspects of the conservation of butterflies in Italy, with recommendations for a future strategy. Bollettino della Società entomologica italiana, 117 (1-3): 39-59.
- BALLETTO E., BONELLI S. & CASSULO L., 2005 - Insecta Lepidoptera Papilionoidea (Rhopalocera). In: F. Stoch (ed.), CKmap for Windows. Version 5.1. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura (<http://ckmap.faunaItalia.it>).
- BALLETTO E., BARBERO F., CASACCI L.P., CERRATO C., PATRICELLI D., BONELLI S., 2009 - L'impatto dei cambiamenti climatici sulle farfalle diurne. Studi Trentini di Scienze Naturali, 86: 111-114.
- DOWNEY J.C., 1981 - Studies on endangered prairie skippers. Atala, 7:27.
- GROPPALI R. & PRIANO M., 1992 - Invertebrati non troglobi minacciati della fauna italiana. In: M. Pavan (ed.). Contributo per un libro rosso della fauna e della flora minacciata in Italia: 183-424. Università di Pavia, Istituto di Entomologia, Pavia.
- GROPPALI R., PESARINI C., 2005 - Ragni e incendi: indagine in foreste lombarde. Atti della Società italiana di Scienze naturali e del Museo Civico di Storia naturale di Milano, 146 (1).
- HAMMOND P.C. & MCCORCKLE D.V., 1984 - The decline and extinction of *Speyera* populations resulting from human environmental disturbances (Nymphalidae: Arginninae). The Journal of Research on the Lepidoptera, 22: 217-224.
- MERMET E., 2008 - I Lepidotteri Ropaloceri della Lombardia. Quaderni della Biodiversità 5. Scuola Regionale di ingegneria naturalistica, Centro regionale per la flora autoctona. Regione Lombardia, Parco del Monte Barro.
- MUNGUIRA M.L., MARTIN J., BALLETTO E., 1993 - Conservation biology of Lycaenidae: a European overview. In T.R. New (ed.). Conservation biology of Lycaenidae. IUCN, Gland: 23-34.
- NEW T.R., 1997 - Butterfly conservation. Oxford University Press, Oxford.
- PARSONS M. J., 1991 - Butterflies of the Bulolo-Wau valley. Bishop Museum Press, Honolulu, Hawaii.
- POLLARD E. & YATES T.J., 1993 - Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation. Chapman & Hall, London.
- PRESTON-MAFHAM R. & PRESTON-MAFHAM K., 1988 - Butterflies of the world. Blandford, London: 157-158.
- PROLA G. & PROLA C., 1990 - Libro rosso delle farfalle italiane. WWF Italia, Roma.
- SHREEVE T.G., 1992 - Monitoring butterfly movements. In: R.L.H. Dennis (ed.). The ecology of butterflies in Britain. Oxford University Press, Oxford: 120-138.

- SØRENSEN T., 1948 - A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter*, 5: 1-34.
- SWENGEL A., 1996 - Effects of fire and hay management on abundance of prairie butterflies. *Biological Conservation*, 76: 73-85.
- THOMAS C.D., 1985 - The status and conservation of the butterfly *Plebejus argus* (Lepidoptera: Lycaenidae) in North West Britain. *Biological Conservation*, 33: 29-51.
- THOMAS J.A., 1984 - The conservation of butterflies in temperate countries: past efforts and lessons for the future. In: R.I. Vane-Wright & P.R. Ackery. *The Biology of Butterflies* (Symposium of The Royal Entomological Society of London, number 11), Academic Press, London: 333-353.
- THOMAS J.A., TELFER M. G., ROY D.B., PRESTON C.D., GREENWOOD J.J.D., ASHER J., FOX R., CLARKE R.T. & LAWTON J.H., 2004 - Comparative losses of British butterflies, birds and plants and the global extinction crisis. *Science*, 303: 1879-1881.
- TOLMAN T. & LEWINGTON R., 1997 - *Butterflies of Britain and Europe*. Collins, London.
- WARREN M.S., 1991 - The successful conservation of an endangered species, the heath fritillary butterfly, *Mellicta athalia*, in Britain. *Biological Conservation*, 55: 37-56.
- WARREN M.S., 1984 - The biology and status of the wood white butterfly *Leptidea sinapis* L. (Lepidoptera: Pieridae) in the British Isles. *Entomologist's Gazette*, 35 (4): 207-224.
- WHELAN R.J., 1998 - *The ecology of fire*. Cambridge University Press, Cambridge.

Indirizzo dell'autore:

G. D'Amico, Università degli Studi di Pavia, Dipartimento di Ecologia del territorio, via S. Epifanio 14, I-27100 Pavia PV, Italia. E-mail giampiodamico@yahoo.it