

AperTO - Archivio Istituzionale Open Access dell'Università di Torino

Comunità licheniche epifite dei castagneti da frutto del Cantone Ticino, Svizzera.

This is a pre print version of the following article:

Original Citation:

Availability:

This version is available <http://hdl.handle.net/2318/1845397> since 2022-03-03T12:09:11Z

Publisher:

Società ticinese di scienze naturali; Museo cantonale di storia naturale.

Terms of use:

Open Access

Anyone can freely access the full text of works made available as "Open Access". Works made available under a Creative Commons license can be used according to the terms and conditions of said license. Use of all other works requires consent of the right holder (author or publisher) if not exempted from copyright protection by the applicable law.

(Article begins on next page)

Autori: Enrica Matteucci¹, Deborah Isocrono², Sergio Enrico Favero Longo¹, Marco Moretti³

1 Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino

2 Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari, Università di Torino

3 Istituto federale di ricerca WSL, Bellinzona, Svizzera

Biodiversità delle selve: licheni epifiti

1. Introduzione

È noto come diversi fattori antropogenici, tra cui inquinamento, cambiamento climatico e uso del suolo, inclusa la gestione forestale, causino detrimento alla biodiversità, declinato in perdite e frammentazioni degli habitat, cambiamenti nella composizione specifica, nelle dimensioni e nella distribuzione delle comunità, e, a livello di specie, nella vitalità e nella capacità riproduttiva (Bellard et al., 2012). Nelle Alpi meridionali svizzere studi precedenti hanno dimostrato che i castagneti gestiti, rispetto a quelli abbandonati, sono caratterizzati da livelli di biodiversità più elevati per quanto riguarda invertebrati, pipistrelli e uccelli (Moretti et al., 2006; Python & Moretti, 2007; Spada et al., 2008). Non sono invece disponibili dati per comunità di organismi epifiti come i licheni.

Le comunità licheniche epifite, in quanto dipendenti dal loro ospite sia come substrato sia come condizioni microclimatiche, possono essere particolarmente a rischio e sono state utilizzate come bioindicatori in ambienti forestali correlandoli a vari fattori quali la tipologia di selva, l'età, lo "stato di salute", la tipologia di gestione (Giordani & Brunialti, 2015). Il loro uso è stato validato sia a livello locale sia a livello europeo (es. Stofer et al., 2006).

In particolare, diverse ricerche hanno valutato l'impatto della gestione delle foreste sui licheni al fine di fornire linee guida per la conservazione degli interi ecosistemi forestali di conifere e latifoglie (Ellis, 2012; Nascimbene et al., 2013; Pezzi et al., 2020). Diversi progetti inoltre hanno considerato i licheni come indicatori del grado di continuità di foreste vetuste (Brunialti et al., 2010) e la risposta dei licheni a cambiamenti ambientali favoriti da specie arboree alloctone invasive (Nascimbene et al., 2020).

Lungo l'arco alpino, alcuni studi sono stati focalizzati sulle conifere (Nascimbene et al., 2009; 2010), mentre scarse sono le informazioni per altre tipologie forestali (Nascimbene et al., 2007; Matteucci et al., 2012). È in tale contesto che la presente indagine, nell'integrare la conoscenza della biodiversità lichenica epifita nell'area del Canton Ticino, si prefigge di acquisire prime conoscenze sulla risposta di questi importanti indicatori alle strategie gestionali delle foreste di latifoglie in area alpina. In particolare, la diversità lichenica epifita viene confrontata all'interno di castagneti gestiti e non gestiti, indagando se e come la variabilità rilevata trovi correlazione con le differenti condizioni (micro-)ambientali.

2. Disegno di campionamento

I rilievi delle comunità licheniche epifite sono stati condotti su 16 coppie di selve, una gestita e una abbandonata, lungo un transetto nord-sud (figura 1). Le due selve accoppiate erano mediamente distanti 500 m l'una dall'altra; in ciascuna sono stati rilevati i licheni epifiti sui tronchi dei cinque

alberi prossimi alle coordinate estratte con un generatore casuale e individuate come centro di plot circolari (figura 2).

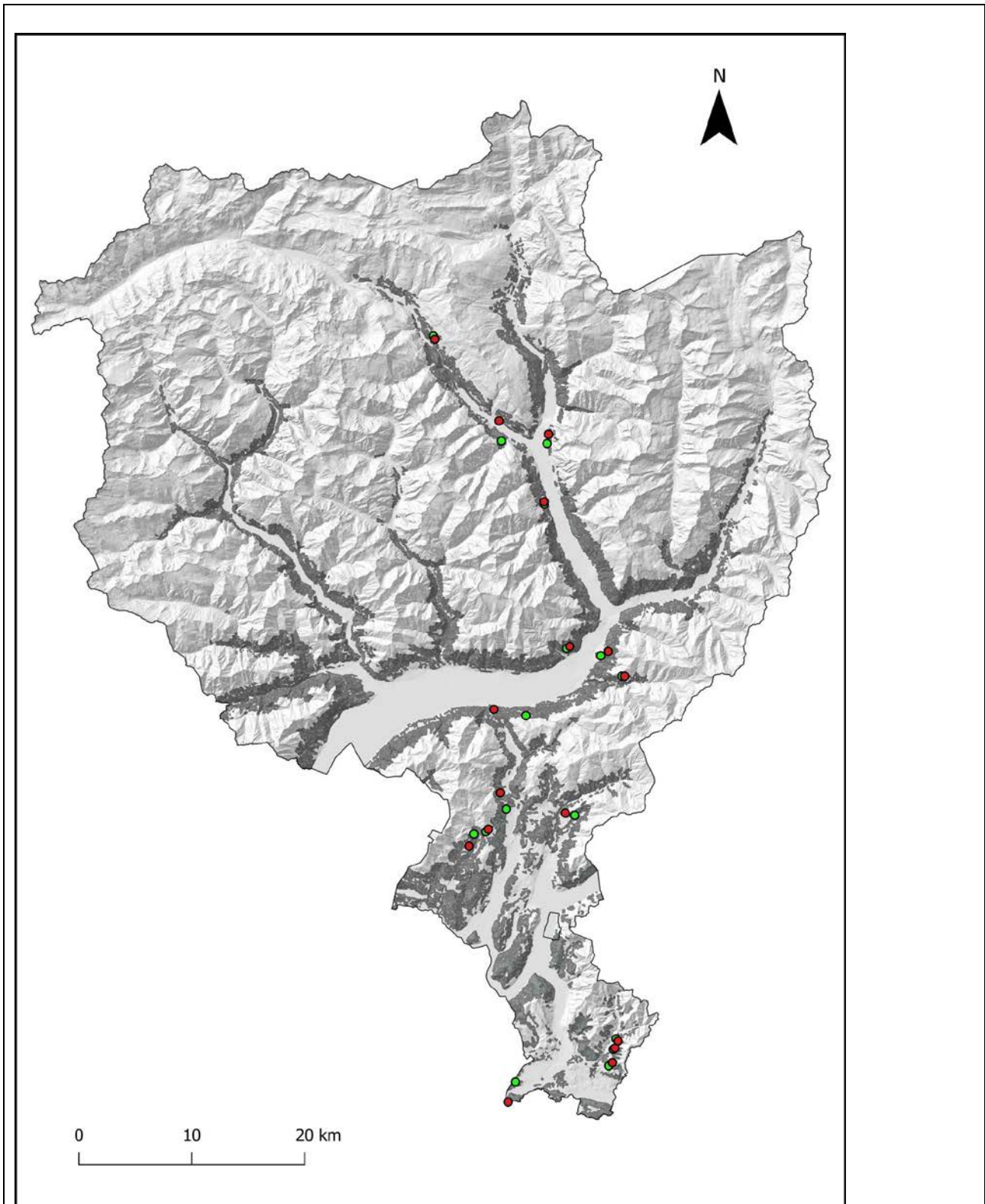


Figura 1 – Ubicazione delle selve rilevate per lo studio della biodiversità lichenica epifita (in verde le selve gestite, in rosso quelle abbandonate).



Figura 2 – Confronto visivo fra alberi in una coppia di castagneti nel Ticino centrale (S. Antonio): castagneto gestito (A; M10) e in un castagneto abbandonato (B, U10).

L'indagine ha riguardato 160 alberi ed è stata condotta tra aprile e giugno 2010. Per valutare la colonizzazione lichenica è stata redatta una lista di tutte le specie presenti sul tronco da zero a 180 cm di altezza.

Per quantificare la presenza lichenica è stato calcolato il valore di diversità lichenica (LDV Lichen Diversity Value) (ANPA, 2001; Asta et al., 2002; norma CEN EN 16413, 2014). Sono state annotate anche alcune caratteristiche degli alberi rilevati, come la circonferenza, la presenza di disomogeneità sul tronco e, per caratterizzare i rilievi in base alla disponibilità di luce, anche la forma della chioma (misura della massima estensione dei rami in corrispondenza dei quattro punti cardinali) e lo spazio libero da fronde (misura della distanza fra il tronco e la più vicina chioma di un altro albero). Con l'ausilio del programma AutoCAD 2004 sono state restituiti i lineamenti dei plot rilevati (figura 3).

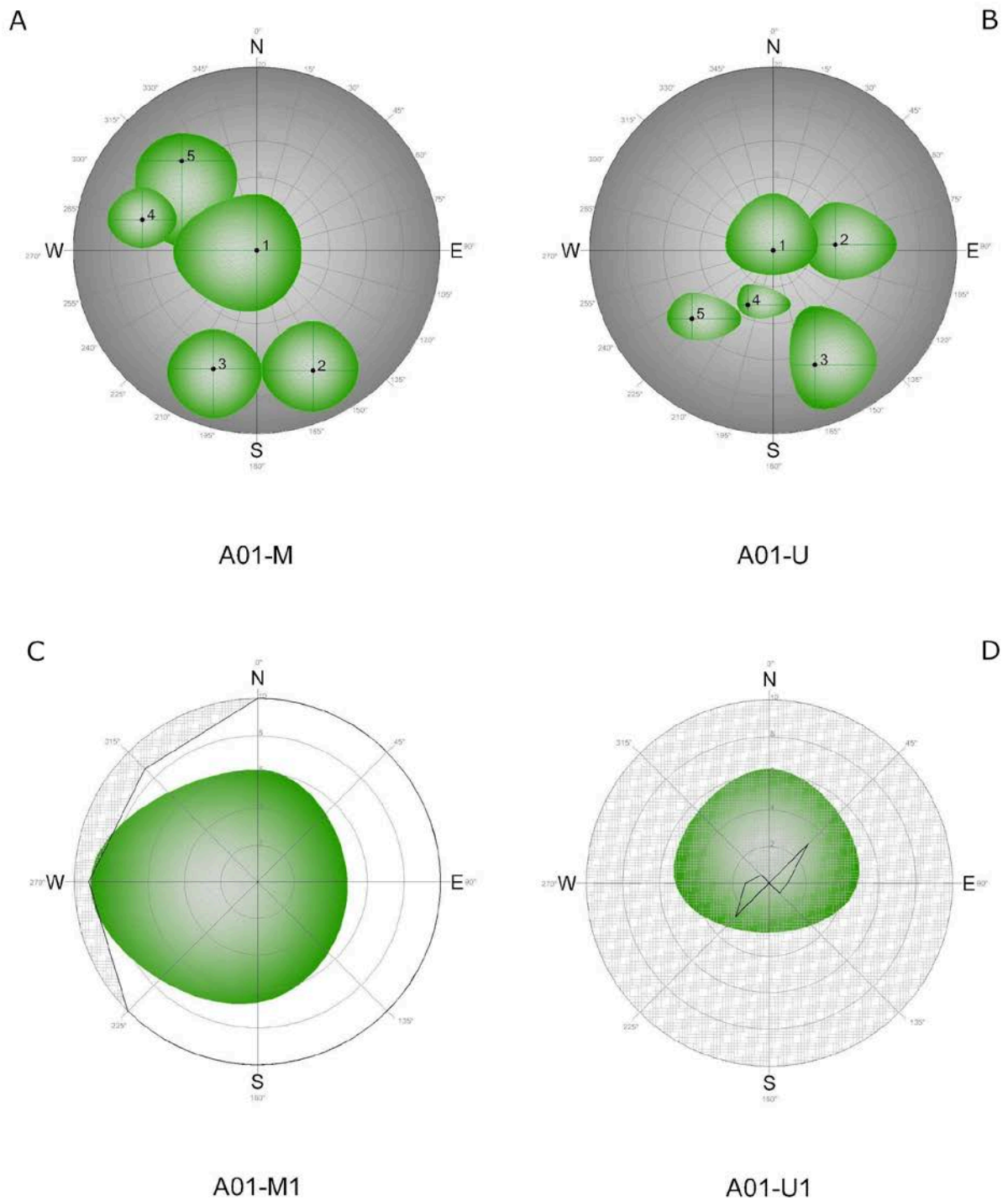


Figura 3 – Esempi di restituzione della forma della chioma (in verde) dei cinque alberi rilevati in una coppia di selve (Leventina, Lodrino): (A) gestita e (B) abbandonata. Esempi di spazio aperto intorno alla chioma di un albero rilevato: (C) in selva gestita e (D) in selva abbandonata; il tratteggio grigio indica lo spazio occupato dalla chioma degli alberi vicini.

Calcolo LDV (Lichen Diversity Value)

Indicato con nomi differenti a livello italiano e internazionale, questo metodo per rilevare la biodiversità lichenica epifita è il risultato di anni di studi e di ottimizzazioni (Kricke & Loppi, 2002) ed è attualmente quello più largamente adottato a livello internazionale (e.g. Pinho et al., 2012; norma CEN EN 16413, 2014). I rilievi sono stati condotti giustappponendo verticalmente al tronco un retino di campionamento formato da quattro subunità, ciascuna posizionata in corrispondenza dei quattro punti cardinali. Ogni subunità del retino è formata da una serie di cinque quadrati di 10 x 10 cm. La parte inferiore di ciascuna unità deve essere posizionata a un metro dal terreno (figura 4A).

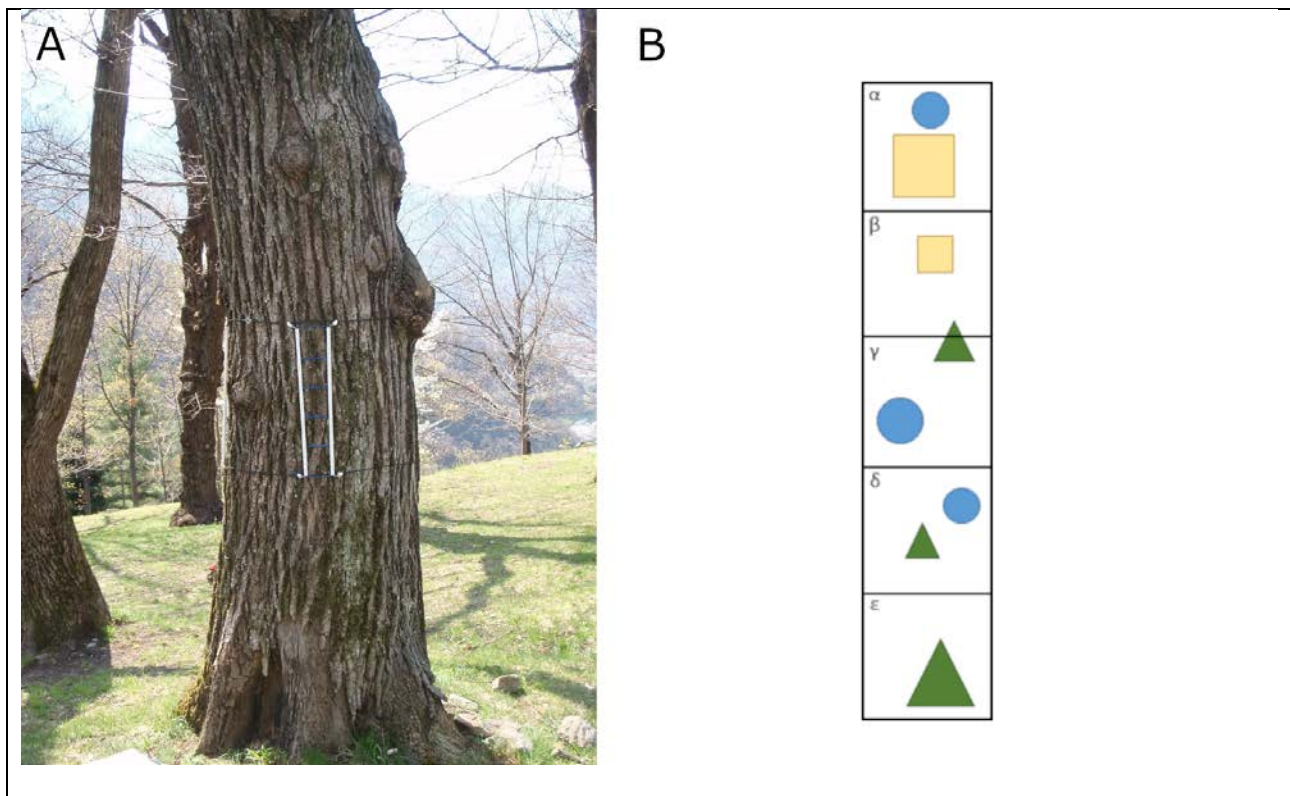


Figura 4 – Utilizzo del retino per il campionamento della biodiversità lichenica: (A) una delle subunità del retino di campionamento posizionata su un tronco; (B) esempio di calcolo del valore di diversità lichenica (LDV) per una subunità:

Lichene blu è presente in 3 rettangoli (α , γ , δ): la sua frequenza è 3.

Lichene giallo è presente in 2 rettangoli (α e β): la sua frequenza è 2.

Lichene verde è presente in 4 rettangoli (β , γ , δ , ϵ): la sua frequenza è 4.

Il valore della subunità (che andrà sommato a quelli degli altri tre punti cardinali per determinare il valore di LDV dell'albero) è $3+2+4 = 9$.

Il valore di LDV per albero è ottenuto sommando la frequenza delle differenti specie in ciascuna subunità del retino (ogni specie può essere presente in un numero di quadratini variabile da zero a cinque; figura 4B). Si possono ottenere i valori di LDV del plot sommando i valori parziali calcolati per ciascun albero.

4.

-----BOX METODI 2-----

Le specie di licheni sono state caratterizzate sulla base di alcuni indici ecologici disponibili sul database dei licheni italiani (ITALIC; Nimis 2016) e illustrati sulla norma del 2001 (ANPA). Si tratta di espressioni numeriche che indicano l'ampiezza ecologica di una specie rispetto ad un determinato fattore ecologico. La tolleranza ai diversi fattori è espressa con i valori su una scala ordinale. I fattori presi in considerazione sono illustrati in tabella 1.

Indice	Descrizione
CH (pH del substrato)	1 = substrato molto acido (es: scorza di conifera non eutrofizzata), 2 = substrato acido (es: scorza non eutrofizzata di <i>Quercus</i>), 3 = substrato subacido o subneutro (es: scorza di <i>Sambucus</i>), 4 = substrato debolmente basico, come scorza con depositi di polveri calcaree) 5 = substrato basico, (es: calcare puro).
IR (luce)	1 = in situazioni fortemente ombrose (es: forre profonde, foreste sempreverdi chiuse), 2 = in situazioni ombrose (es: siti esposti a nord in fitte foreste decidue), 3 = in situazioni con luce diffusa ma scarsa irradiazione solare diretta, (es: in foreste decidue piuttosto aperte), 4 = in siti esposti al sole, ma in assenza di estrema irradiazione diretta, 5 = in siti con alta irradiazione solare diretta.
HU (indice di umidità)	1 = igrofiti, in zone marine o siti con frequenti nebbie), 2 = abbastanza igrofiti, 3 = mesofiti, 4 = xerofiti (in ambienti secchi, ma assenti da luoghi estremamente aridi), 5 = molto xerofiti.
AL (range altitudinale)	1 = fascia eu-Mediterranea (es: foreste di <i>Quercus ilex</i>), 2 = fascia submediterranea (es: querco-carpineti), 3 = fascia montana (foreste di faggio), 4 = fascia subalpina e oroboreale (boschi a <i>Picea abies</i> , e <i>Larix - Pinus cembra</i>), 5 = fascia al di sopra del limite degli alberi, 6 = piano nivale.
NI (eutrofizzazione)	1 = in situazioni prive di eutrofizzazione, 2 = in ambienti con eutrofizzazione molto debole, 3 = in luoghi con eutrofizzazione debole, 4 = in situazioni con eutrofizzazione relativamente alta, 5 = in ambienti con eutrofizzazione molto alta.
PO (poleotolleranza)	Riferito alle sole specie epifite. 0 = specie che crescono esclusivamente su alberi molto vecchi, in foreste indisturbate, 1= specie che crescono in ambienti naturali o semi-naturali, 2 = specie che possono crescere anche in ambienti moderatamente disturbati, 3 = specie che possono crescere anche in ambienti molto disturbati come grandi aree urbane.

5. Risultati dello studio

Flora lichenica rilevata

L'indagine ha consentito di censire 58 *taxa* (riportati in tabella 1); le quattro specie più diffuse sono *Lepraria elobata*, *Cladonia parasitica*, *Leprocaulon microscopicum*, *Flavoparmelia caperata* e contribuiscono per il 72% della frequenza totale calcolata nei rilievi.

Il numero totale di specie rinvenute è più alto nelle selve gestite (54 specie) rispetto a quelle abbandonate (34).

Tabella 1 - Licheni epifiti rilevati (nomenclatura secondo Nimis, 2016) presenza a seconda della tipologia di gestione e frequenza relativa (espressa come percentuale rispetto al totale dei quadrati 10 x 10 cm), sigla utilizzata nelle elaborazioni presentate in figura 5; * = frequenza < 0,01; x = presente nella tipologia di selva. Funghi di dubbia lichenizzazione sono evidenziati con un segno (+).

Specie	sigla	frequenza	gestite	abbandonate
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheid	Ama_pun	0,01	x	x
<i>Anisomeridium polypori</i> (Ellis & Everh.) M.E.Barr	Ani_pol	*	x	
<i>Arthonia atra</i> (Pers.) A. Schneid.	Ope_atr	*	x	
<i>Arthonia radiata</i> (Pers.) Ach.	Art_rad	*	x	
<i>Blastenia herbidella</i> (Hue) Servit	Cal_her	*	x	
<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) Stein	Can_con	*	x	
<i>Candelariella reflexa</i> (Nyl.) Lettau	Can_ref	0,03	x	x
<i>Candelariella xanthostigma</i> (Ach.) Lettau	Can_xan	0,03	x	x
<i>Cetrelia olivetorum</i> (Nyl.) W. L. Culb. & C. F. Culb.	Cet_oli	*	x	
<i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) J.R.Laundon	Chr_can	0,02	x	x
<i>Cladonia coniocraea</i> (Flörke) Spreng.	Cla_con	0,02	x	
<i>Cladonia parasitica</i> (Hoffm.) Hoffm.	Cla_par	0,2	x	x

<i>Coenogonium pineti</i> (Ach.) Lücking & Lumbsch	Dim_pin	*	x	x
<i>Collema subflaccidum</i> Degel.	Col_sub	*		x
<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale	Fla_cap	0,09	x	x
<i>Graphis scripta</i> (L.) Ach.	Gra_scr	0,02	x	x
<i>Hyperphyscia adglutinata</i> (Flörke) H.Mayrhofer & Poelt	Hyp_adg	*		x
<i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach.) M.Choisy	Hyp_sca	0,02	x	x
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	Hyp_phy	*	x	
<i>Imshaugia aleurites</i> (Ach.) S L.F.Meyer	Ims_ale	0,01	x	
<i>Lecanora chlarotera</i> Nyl.	Lec_chl	0,01	x	x
<i>Lecanora</i> sp. (sterile)		*	x	x
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) M.Choisy	Lec_ela	0,01	x	x
<i>Lepra albescens</i> (Huds.) Hafellner	Per_alb	0,01	x	x
<i>Lepra amara</i> (Ach.) Hafellner	Per_ama	*	x	
<i>Lepraria elobata</i> Tønsberg	Lep_elo	0,51	x	x
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach.	Lep_inc	0,05	x	x
<i>Leprocaulon quisquiliare</i> (Leers) M. Choisy	Lep_mic	0,1	x	x
<i>Melanelixia fuliginosa</i> (Duby) O. Blanco. A. Crespo. Divakar. Essl.. D. Hawksw. & Lumbsch	Mel_ful	0,03	x	x
<i>Melanelixia glabra</i> (Schaer.) O. Blanco. A. Crespo. Divakar. Essl.. D. Hawksw. & Lumbsch	Mel_gla	*	x	
<i>Melanelixia subaurifera</i> (Nyl.) O. Blanco. A. Crespo. Divakar. Essl.. D. Hawksw. & Lumbsch	Mel_sub	0,01	x	

<i>Melanohalea elegantula</i> (Zahlbr.) O.Blanco. A.Crespo. Divakar. Essl.. D.Hawksw. & Lumbsch	Mel_ele	*	x	
<i>Micarea prasina</i> Fr.	Mic_pra	*	x	x
<i>Naetrocymbe punctiformis</i> (Pers.) R.C.Harris (+)		0,01	x	x
<i>Naevia punctiformis</i> (Ach.) A. Massal. (+)	Art_pun	*		x
<i>Normandina pulchella</i> (Borrer) Nyl.	Nor_pul	0,01	x	x
<i>Ochrolechia arborea</i> (Kreyer) Almb.	Och_arb	0,01	x	
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.	Par_sax	*	x	
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	Par_sul	0,01	x	x
<i>Parmelina tiliacea</i> (Hoffm.) Hale	Par_til	0,01	x	x
<i>Parmeliopsis ambigua</i> (Wulfen) Nyl.	Par_amb	*	x	
<i>Parmotrema perlatum</i> (Huds.) M.Choisy	Par_per	*	x	
<i>Parmotrema reticulatum</i> (Taylor) M.Choisy	Par_ret	*		x
<i>Pertusaria flavida</i> (DC.) J.R.Laundon	Per_fla	*	x	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Neck.) Moberg	Pha_orb	0,01	x	x
<i>Phaeophyscia pusilloides</i> (Zahlbr.) Essl.	Pha_pus	*	x	
<i>Phlyctis argena</i> (Spreng.) Flot.	Phl_arg	0,02	x	x
<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) H.Olivier	Phy_ads	*	x	x
<i>Physcia clementei</i> (Turner) Maas Geest.	Phy_cle	0,01	x	x
<i>Physcia vitii</i> Nádv.	Phy_vit	*	x	

<i>Physconia grisea</i> (Lam.) Poelt ssp. <i>grisea</i>	Phy_gri	*	x	
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf v. <i>furfuracea</i>	Pse_fur	*	x	
<i>Punctelia subrudecta</i> (Nyl.) Krog	Pun_sub	0,02	x	x
<i>Ramalina pollinaria</i> (Westr.) Ach.	Ram_pol	*	x	
<i>Scoliciosporum chlorococcum</i> (Stenh.) Vězda	Sco_chl	0,01	x	x
<i>Scoliciosporum umbrinum</i> (Ach.) Arnold	Sco_umb	0,01	x	x
<i>Vulpicida pinastri</i> (Scop.) J.E.Mattsson & M.J.Lai	Vul_pin	*	x	
<i>Xylopsora</i> cfr. <i>friesii</i> (Ach.) Bendiksby & Timdal	Hyp_fri	*	x	

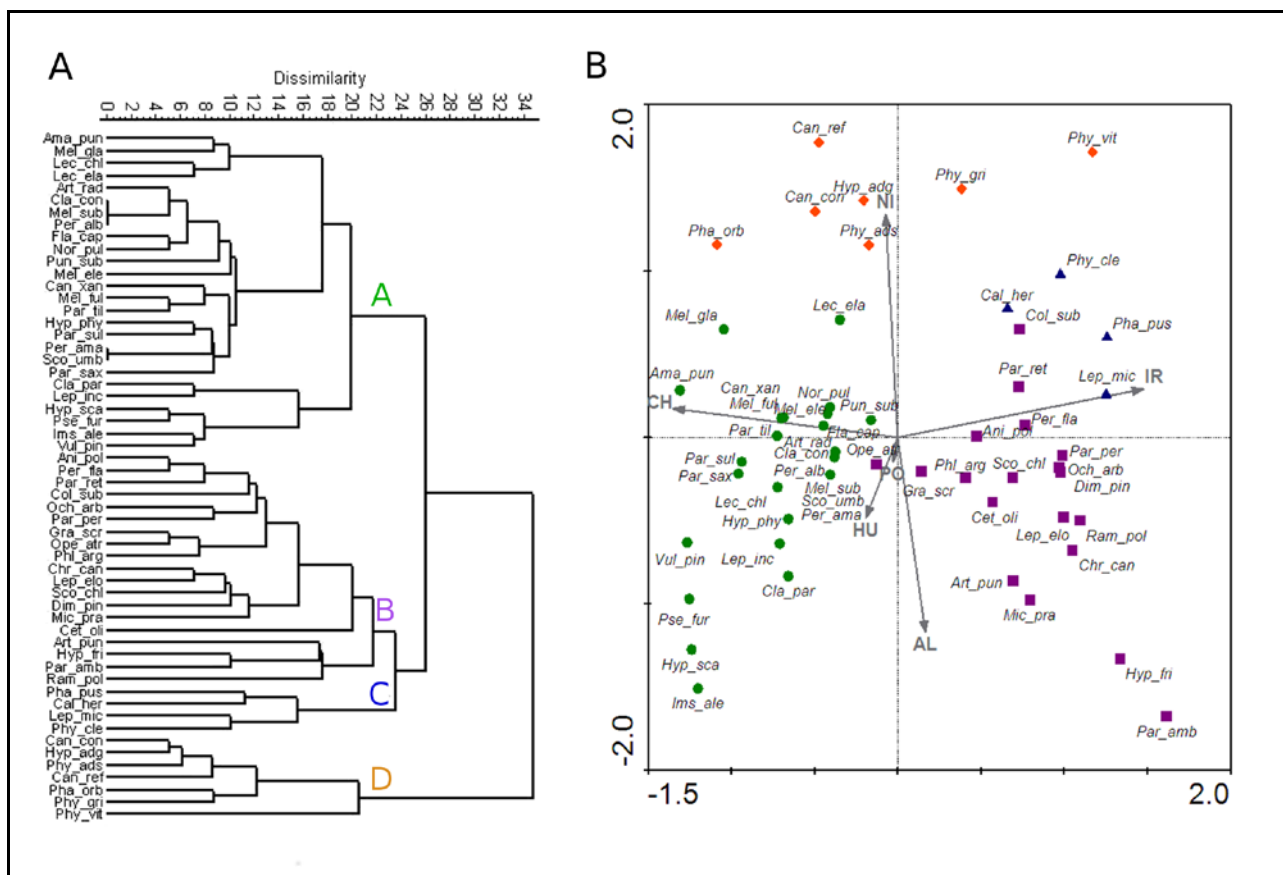


Figura 5 – Analisi multivariate relative agli indici ecologici delle specie censite: (A) classificazione delle specie (dendrogramma ottenuto mediante UPGMA; coefficiente: distanza euclidea); (B) ordinamento delle specie (PCoA; asse 1= 46,3% della varianza, asse 2= 34,7%; i colori identificano i gruppi individuati nell'analisi di classificazione). Le sigle delle specie sono riportate in tabella 1.

Analisi statistiche degli indici ecologici delle diverse specie (analisi dei gruppi e analisi delle componenti principali (PCoA) mostrate in figura 5 mostrano come i *taxa* rinvenuti possano essere ascrivibili a quattro gruppi, così caratterizzati:

Gruppo A (●): si tratta di 26 *taxa* mesofili che hanno il loro *optimum* nei boschi di latifoglie e include specie che spesso sono ritrovate su muschi ed epatiche epifite (come *Normandina pulchella* e *Parmelina tiliacea*). Di questo gruppo fanno parte anche alcune specie tipiche di aree montane e con una predilezione per le scorze acide (come *Hypocenomyce scalaris*, *Imshaugia aleurites*, *Pseudevernia furfuracea*, *Vulpicida pinastri*).

Gruppo B (◻): è formato da 19 *taxa* sempre tipici di boschi di latifoglie, ma più igrofile, ad esempio le specie appartenenti al genere *Parmotrema*). Include anche specie che crescono spesso su scorza liscia (es: *Graphis scripta*).

Gruppo C (◻): è formato da 4 specie più xerofile tipiche dei quercu-carpineti (come *Leprocaulon quisquiliare*).

Gruppo D (◻): riunisce 6 specie nitrofile e sinantropiche, rinvenibili spesso anche in aree urbane (come *Candelaria concolor* e *Physcia adscendens*).



Figura 6 - Specie licheniche rinvenute nei rilievi: (A) *Normandina pulchella*, gruppo A; *Parmelina tiliacea*, gruppo A; (C) *Graphis scripta*, gruppo B; (D) *Parmotrema perlatum*, gruppo B; (E) *Leprocaulon quisquiliare*, gruppo C; (F) *Candelaria concolor* (tallo giallo) e *Physcia adscendens*, gruppo D.

Escludendo le specie che caratterizzano il gruppo D, tutte le altre specie rinvenute in Canton Ticino possono essere ascrivibili alla tipica flora lichenica dei castagneti, come precedentemente descritta in altre aree dell'Europa meridionale (Matteucci et al., 2012).

Segnalazioni di interesse conservazionistico

La flora rinvenuta include cinque specie presenti nella lista dei *taxa* considerati 'In Pericolo' (EN), nella lista redatta secondo i criteri IUCN (dettagliati nel sito web dell'IUCN): per la Svizzera *Cetrelia olivetorum*, *Collema subflaccidum*, *Pertusaria flavida*, *Physcia clementei*, *Xylopsora friesii*. Si tratta di specie sensibili ai cambiamenti ambientali e rinvenute in un massimo di venti siti in Svizzera, la cui abbondanza è in declino e (Scheidegger et al., 2002). Altre tre specie (*Ochrolechia arborea*, *Physconia grisea* e *Ramalina pollinaria*) sono inserite nella categoria 'Quasi minacciate' (NT) e potrebbero essere qualificate come 'Vulnerabili' (VU) nel prossimo aggiornamento. Questo conferma l'importanza degli alberi di castagno quale *habitat* rifugio per specie di interesse conservazionistico, recentemente ribadito in un rapporto tecnico relativo ai castagneti dei Grigioni (Stofer & Gabathuler, 2018).

Analizzando i dati distributivi dei *taxa* rinvenuti nei castagneti, come si evincono dal database Swiss Lichen (Stofer et al., 2019), sono anche per questo aspetto da segnalare come ritrovamenti interessanti: (i) *Cetrelia olivetorum*, nota precedentemente in Canton Ticino per due sole segnalazioni del 1962 e del 1974, rinvenuta nei rilievi a Leventina in Val d'Ambra e di cui un campione è conservato nell'*Herbarium Universitatis Taurinensis* (HBTO 2849; figura 7 A e B); (ii) *Collema subflaccidum*, segnalato solo in Canton Ticino con quattro segnalazioni per un'unica località, differente da quella rilevata in questo studio, Calonico (HBTO 2837; figura 7 C); (iii) *Pertusaria flavida* segnalata una sola volta nel 2016 a Breno, senza campione d'erbario disponibile, trovata a Robasacco (HBTO 2841; figura 7 C); (iv) *Xylopsora* cfr. *friesii*, segnalata solo due volte per il territorio svizzero, i cui campioni sono conservati nell'erbario del *Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève* (HBTO 2896, sub *Hypocenomyce friesii*, figura 7 E e F), rinvenuta a Leventina in Val d'Ambra.

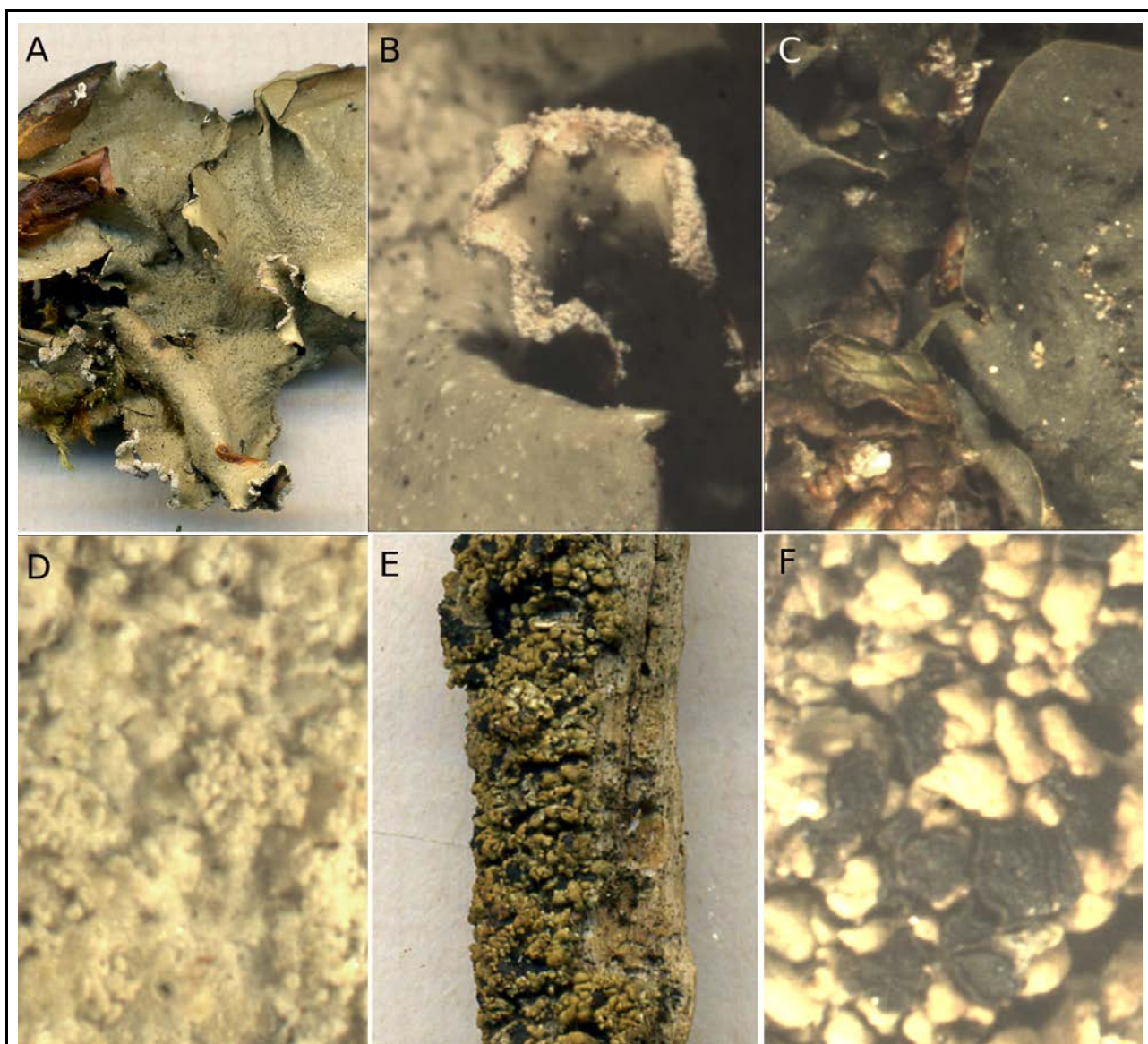


Figura 7 - Specie licheniche di interesse conservazionistico rinvenute nei rilievi: tallo (A) e particolare dei sorali (B) di *Cetrelia olivetorum*; tallo di *Collema subflaccidum* (C) ; particolare della superficie superiore di *Pertusaria flavida* (D); tallo (E) e particolare degli apotecii (F) di *Xylopsora friesii*.

Differenze fra selve gestite e selve abbandonate

Mentre la circonferenza dei tronchi e l'area delle chiome degli alberi rilevati è simile nelle due tipologie, la distanza misurata dalle chiome degli alberi adiacenti è più alta nelle selve gestite ($115,15 \text{ cm}^2 \pm 78,14 \text{ dev.st.}$, figura 7A) rispetto a quelle abbandonate ($25,91 \text{ cm}^2 \pm 35,01$). Entrambi i parametri relativi ai licheni sono più alti nelle selve gestite: sia l'abbondanza ($\text{LDV} = 31,86 \pm 11,96$ contro $21,86 \pm 12,2$, figura 7B) che la ricchezza specifica ($\text{SR} = 6,12 \pm 2,90$ contro $4,26 \pm 2,18$, figura 7C). L'abbondanza di briofite (muschi ed epatiche, figura 7D) segue un andamento simile, anche se con un range di variabilità maggiore.

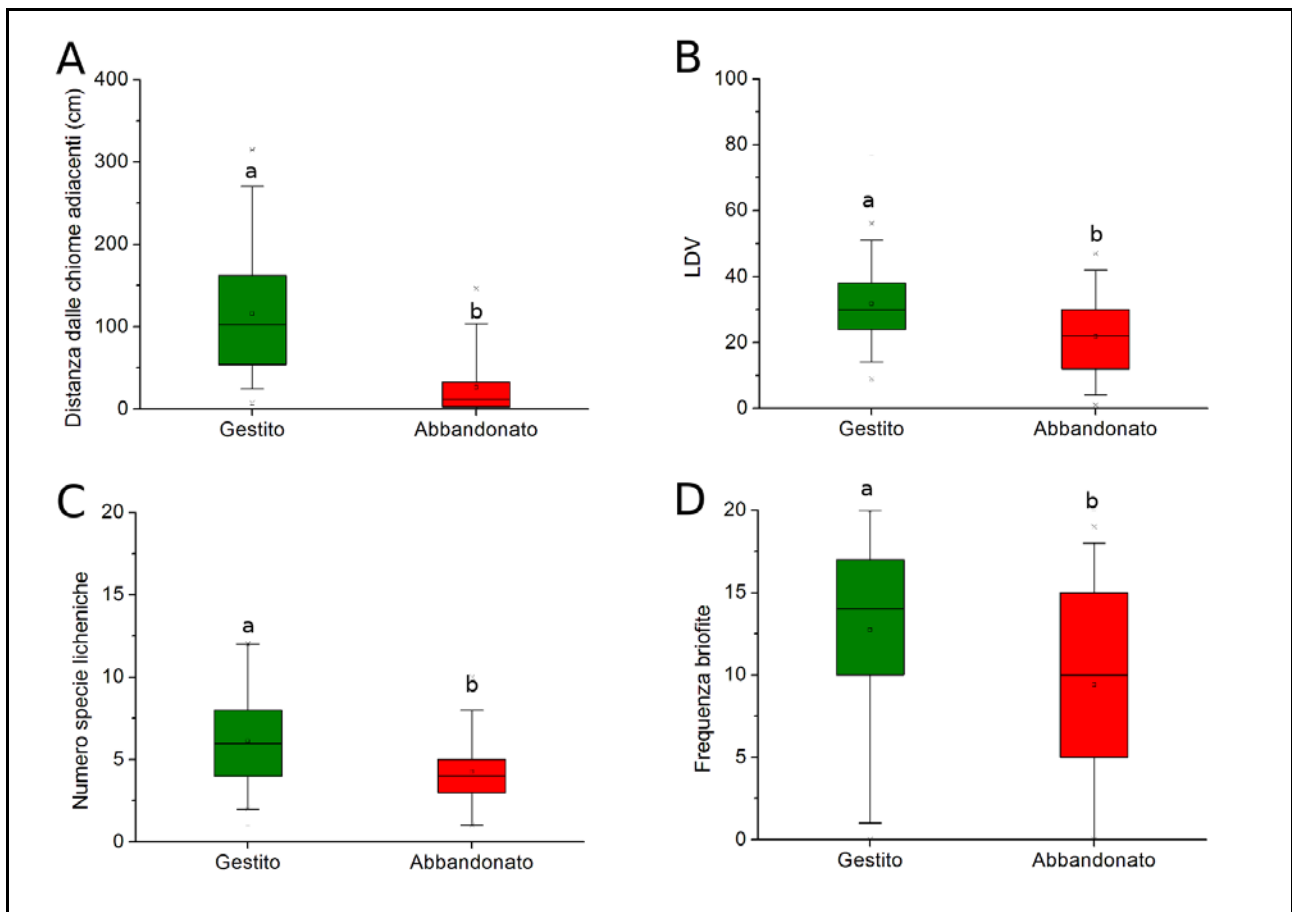


Figura 7 - Confronto fra parametri nelle due tipologie di selve analizzate: (A) distanza dalle chiome degli alberi adiacenti; (B) Lichen Diversity Value; (C) numero di specie licheniche; (D) frequenza di muschi ed epatiche nel retino di campionamento. Lettere diverse indicano differenze statisticamente significative con $p < 0,001$ (t test per grandezze con distribuzione normale, test di Kolmogorov-Smirnov per distribuzioni non normali).

I dati di presenza/assenza dei *taxa* lichenici nelle selve sono stati sottoposti ad analisi SDR della gamma diversità. Questa tipologia di analisi, proposta da Podani & Schmera (2011), confronta la composizione specifica per coppie di rilievi valutandone similarità e divergenza quantitativa e qualitativa (*S*= *Similarity*; *D*= *Relativized Richness Difference*; *R*= *Relativized Species Replacement*). I risultati dell'analisi mostrano, per i dati di questo studio, una situazione analoga per selve gestite e non gestite.

I valori risultanti dall'analisi sono stati proiettati sui ternary plot (Figura 8) con l'applicazione NonHier del programma SYN-TAX 2000 (Podani, 2001). La distribuzione dei punti plottati, che occupano tutti i settori dei plot ternari, evidenzia in particolare come, per ciascuna tipologia di selva, l'esito dei confronti risulti fortemente eterogeneo. Questo è dovuto, con ogni probabilità, al fatto che i rilievi non hanno intercettato due comunità nettamente separate (quella delle selve gestite e quella delle selve abbandonate) ma hanno fotografato una situazione più complessa in cui probabilmente i fattori che guidano la distribuzione delle specie licheniche sono molteplici e legati a situazioni microclimatiche e/o legate all'impatto antropico.

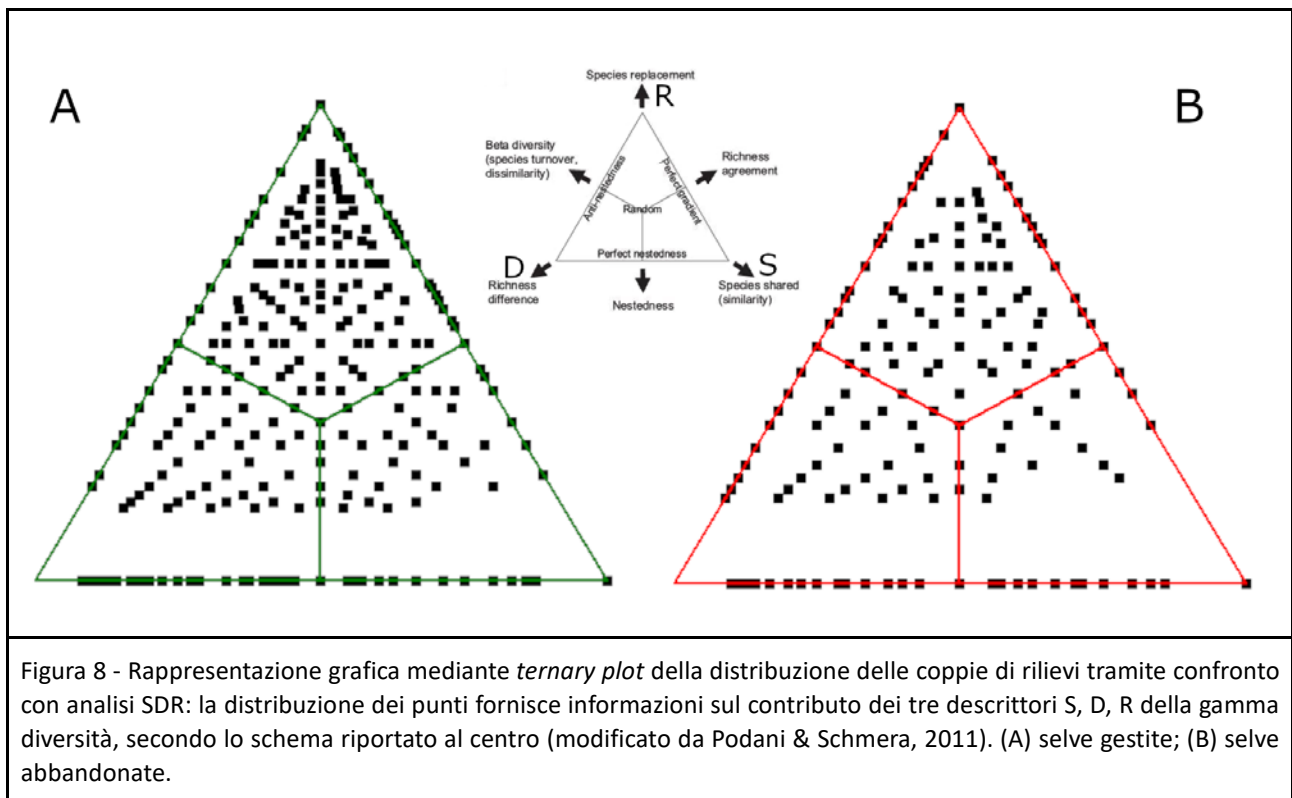


Figura 8 - Rappresentazione grafica mediante *ternary plot* della distribuzione delle coppie di rilievi tramite confronto con analisi SDR: la distribuzione dei punti fornisce informazioni sul contributo dei tre descrittori S, D, R della gamma diversità, secondo lo schema riportato al centro (modificato da Podani & Schmera, 2011). (A) selve gestite; (B) selve abbandonate.

6. Conclusioni

Recenti indagini in Appennino hanno evidenziato il rimarchevole valore dei castagneti vetusti per la conservazione di specie licheniche rare o minacciate (Pezzi et al., 2020). In particolare, la gestione attiva dei castagneti viene rilevata come elemento predittivo di comunità licheniche di elevato pregio conservazionistico, con la presenza della specie bandiera *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm., della specie compagna *Lobarina scrobiculata* (Scop.) Nyl. e di specie dell'ordine Caliciales. Tale pregio viene peraltro correlato alla stretta vicinanza di faggete, habitat primario, in Appennino, di ricche comunità licheniche, che trovano negli adiacenti castagneti un favorevole habitat secondario per la scarsa invasività delle procedure di gestione tradizionale.

I castagneti esaminati nelle Alpi meridionali svizzere, pur non presentando comunità di *Lobarion*, hanno parimenti mostrato una maggiore diversità lichenica (LDV e ricchezza specifica) nelle aree gestite, così come la presenza di specie interessanti, in pericolo e raramente segnalate. Diversa età, storia gestionale, contesto climatico e vegetazionale circostante, tuttavia, li rende ambienti fortemente differenti rispetto a quelli appenninici, in cui i valori di LDV rilevati sono mediamente doppi di quelli osservati in questo studio (Giordani et al., 2007). L'eterogeneità rilevata con l'analisi SDR, sia internamente alle selve gestite che a quelle non gestite, sottolinea proprio come più che la modalità di gestione sia il contesto ambientale d'insieme a dettare le condizioni più o meno favorevoli a diverse comunità licheniche. Non a caso, le specie presenti solo in una delle due tipologie di selva (su 58 specie totali 25 sono state censite solo in selve gestite mentre 4 sono state rinvenute solo in selve abbandonate) mostravano, in ogni caso, frequenze molto basse. Il fatto che le specie rinvenute in uno solo dei due gruppi siano in un certo senso occasionali rimarca ancora una volta come altre differenze, più della gestione, influenzino le comunità licheniche (infatti l'unico parametro strutturale, fra quelli rilevati, che presentasse una differenza statisticamente significativa è quello della distanza fra le chiome).

Le differenze riscontrate rispetto all'Appennino italiano non sembrano essere legate alla gestione recente quanto la storia forestale e il contesto di intorno (presenza di faggete con comunità

licheniche ricche), infatti sia le une che le altre sono caratterizzate da situazioni eterogenee, come evidenziato dall'analisi SDR, che non dipendono da fattori intrinseci ma dal contesto ambientale in cui si trovano.

Bibliografia

- ANPA, 2001. I.B.L. Indice di biodiversità lichenica. ANPA Manuali e Linee guida 2/2001:185.
- Asta J., Erhardt W., Ferretti M., Fornasier F., Kirschbaum U., Nimis P.L., Purvis O.W., Pirintsos S., Scheidegger C., Van Haluwyn C. and Wirth V. 2002. Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. In: Nimis P.L., Scheidegger C., Wolseley P., Eds. *Monitoring with lichens – Monitoring lichens*. pp. 273-279. Dordrecht: Kluwer.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters*, 15(4), 365-377.
- Brunialti G., Frati L., Aleffi M., Marignani M., Rosati L., S. Burrascano & S. Ravera (2010). Lichens and bryophytes as indicators of old-growth features in Mediterranean forests, *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 144:1, 221-233.
- CEN - EN 16413, 2014. Ambient air - Biomonitoring with lichens - Assessing epiphytic lichen diversity
- Ellis, C. J. (2012). Lichen epiphyte diversity: a species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14(2), 131-152.
- Giordani, P. (2007). Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environmental Pollution*, 146(2), 317-323.
- Giordani, P., & Brunialti, G. (2015). Sampling and interpreting lichen diversity data for biomonitoring purposes. In: *Recent advances in lichenology* (pp. 19-46). Springer, New Delhi.
- Kricke, R., & Loppi, S. (2002). Bioindication: the IAP approach. In *Monitoring with lichens—monitoring lichens* (pp. 21-37). Springer, Dordrecht.
- Matteucci, E., Benesperi, R., Giordani, P., Piervittori, R., & Isocrono, D. (2012). Epiphytic lichen communities in chestnut stands in Central-North Italy. *Biologia*, 67(1), 61-70.
- Moretti M., Duelli P., Conedera M., 2006. Effetti sulla biodiversità della Fauna invertebrata dalla gestione del castagneto da frutto tradizionale. Atti IV Convegno Nazionale Castagno. Montella (AV). 20-22 ottobre 2005: 328-330.
- Nascimbene, J., Marini, L., & Nimis, P. L. (2007). Influence of forest management on epiphytic lichens in a temperate beech forest of northern Italy. *Forest Ecology and Management*, 247(1-3), 43-47
- Nascimbene, J., Marini, L., Motta, R., & Nimis, P. L. (2009). Influence of tree age, tree size and crown structure on lichen communities in mature Alpine spruce forests. *Biodiversity and conservation*, 18(6), 1509-1522.
- Nascimbene, J., Marini, L., & Nimis, P. L. (2010). Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in Alpine spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 260(5), 603-609.
- Nascimbene, J., Thor, G., & Nimis, P. L. (2013). Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe—A review. *Forest ecology and management*, 298, 27-38.
- Nascimbene, J., Benesperi, R., Casazza, G., Chiarucci, A., & Giordani, P. (2020). Range shifts of native and invasive trees exacerbate the impact of climate change on epiphyte distribution: The case of lung lichen and black locust in Italy. *Science of the Total Environment*, 735, 139537.
- Nimis P.L., 2016. ITALIC - The Information System on Italian Lichens. Version 5.0. University of Trieste, Dept. of Biology, (<http://dryades.units.it/italic>), accessed on 2020, 11, 15.
- Pinho, P., Bergamini, A., Carvalho, P., Branquinho, C., Stofer, S., Scheidegger, C., & Maguas, C. (2012). Lichen functional groups as ecological indicators of the effects of land-use in Mediterranean ecosystems. *Ecological indicators*, 15(1), 36-42.

- Pezzi, G., Gambini, S., Buldrini, F., Ferretti, F., Muzzi, E., Maresi, G., & Nascimbene, J. (2020). Contrasting patterns of tree features, lichen, and plant diversity in managed and abandoned old-growth chestnut orchards of the northern Apennines (Italy). *Forest Ecology and Management*, 470, 118207.
- Python A. and Moretti M., 2007. L'avifauna delle selve castanili. Progetto di ricerca sull'effetto dell'abbandono e del recupero delle selve nella Svizzera italiana. *Ficedula* 1:5-10.
- Podani J., (2001). SYN-TAX 2000. Computer programs for data analysis in ecology and systematics. User's manual, Scientia, Budapest.
- Podani J. & Schmera D., (2011). A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data, *Oikos*, 120(11), 1625-1638.
- Scheidegger, C., Clerc, P., Dietrich, M., Frei, M., Groner, U., Keller, C., Roth, I., Stofer, S., Vust, M. (2002). Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz. Baum- und erdbewohnende Flechten. Bern; Birmensdorf: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL; Eidgenössische Forschungsanstalt WSL.
- Spada M., Szentkuti S., Zambelli N., Mattei-Roesli M., Moretti M., Bontadina F., Arlettaz R., Tosi G., Martinoli A. 2008. Roost selection by non-breeding Leisler's bats (*Nyctalus leisleri*) in montane woodlands: implications for habitat management. *Acta Chiropterologica*. 10(1): 81–8.
- Stofer, S. (2006). Working Report Forest-BIOTA–Epiphytic Lichen Monitoring. Swiss Federal Research Institute WSL (Birmensdorf). 13 pp. http://www.forestbiota.org/docs/report_lichens_20060503.pdf
- Stofer, S. & Gabathuler M., (2018). Ausscheiden von Trägerbäumen prioritärer Flechten mit Handlungsbedarf als Habitatsbäume im Bergell.
- Stofer S., Scheidegger C., Clerc P., Dietrich M., Frei M., Groner U., Keller C., Meraner, I., Roth I., Vust M., & Zimmermann E. (2019): SwissLichens - Webatlas der Flechten der Schweiz (Version 3 & aktuelles Datum in Form von tt.mm.jjjj). www.swisslichens.ch

Sitografia

<https://swisslichens.wsl.ch/it/webatlas.html>

<https://www.iucn.org/>