



LIFE12 NAT/IT/000818

Conservazione e recupero delle praterie xero-termiche della Valle di Susa mediante la gestione pastorale

Azione D1

“Monitoraggio degli effetti delle azioni concrete sulla vegetazione”

Deliverable di chiusura dell'azione

Effetti del pascolamento e dell'incendio sulla vegetazione delle praterie xerothermiche della Valle di Susa

Data di redazione

Luglio 2019



Sommario

Introduzione	3
Monitoraggio della vegetazione	3
RAPPORTO DI MONITORAGGIO SUGLI EFFETTI DEL PASCOLAMENTO E DEL FUOCO SULLA VEGETAZIONE DELLE PRATERIE XEROTERMICHE	6
Obiettivi	6
Schema sperimentale e analisi dati	6
Risultati	10
Effetti del pascolamento sulle variabili vegetazionali	10
Biomassa vegetale	10
Copertura erbacea totale e copertura delle specie dominanti	13
Indici di biodiversità	16
Gruppi fitosociologici	18
Gruppi corologici	24
Forme biologiche	27
Valore Pastorale	29
Fertilità del suolo	30
Altezza media di <i>Stipa pennata</i>	32
Effetto nello spazio multivariato: <i>Indicator species analysis</i>	33
Lo stato della vegetazione a due anni dal passaggio del fuoco	36
Conclusioni	45
RAPPORTO DI MONITORAGGIO SUL CONTENIMENTO DELLA VEGETAZIONE LEGNOSA	46
Obiettivi	46
Schema sperimentale e analisi dati	48
Risultati	50
Conclusioni	53
Bibliografia	56
ALLEGATI	58
Allegato 1 – Carta della biodiversità rilevata sulla rete di monitoraggio	58
Allegato 2 – Carta degli interventi di taglio e decespugliamento nei settori di pascolamento del SIC IT1110030	58

Introduzione

Le praterie aride afferenti agli Habitat 6210* (Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*) (*stupenda fioritura di orchidee) e 6240* (Formazioni erbose steppiche sub-pannoniche) presenti nel SIC “Oasi xerothermiche della Valle di Susa – Orrido di Chianocco e Foresto” rappresentano l’obiettivo del programma di conservazione in cui si inserisce il progetto LIFE Xero-grazing. Questi ambienti secondari, non più utilizzati da circa 50 anni, sono minacciati dalle dinamiche di successione che portano a una progressiva espansione di cenosi arboreo-arbustive a danno delle formazioni erbacee. Inoltre, l’assenza di utilizzazione genera una modificazione della struttura delle praterie, che ne causa un progressivo impoverimento vegetazionale: poche graminee tendono a dominare la comunità vegetale e la loro necromassa si accumula al suolo soffocando gli spazi di suolo nudo e ostacolando le altre specie. Per garantire la conservazione di questi habitat è stato redatto un piano di gestione (Cfr. Deliverable Azione A4) che ha previsto l’introduzione del pascolamento ovino come strumento di gestione del territorio su una superficie di circa 80 ha. Il pascolamento è indispensabile per mantenere gli habitat aperti e le specie vegetali e animali pregiate a loro associate, ma si dimostra efficace anche per contenere l’invasione delle specie legnose che si espandono a danno delle praterie (Dostálek & Frantík 2008). Il progetto ha previsto anche interventi di taglio e decespugliamento della componente arboreo-arbustiva su una superficie di 20 ha, in modo da ampliare la superficie a pascolo e ridurre la frammentazione delle praterie. Inoltre, la potatura delle ramificazioni più basse degli individui arborei ha consentito di aumentare l’irraggiamento solare al suolo, con lo scopo di favorire l’ingresso di specie a ecologia più eliofila tipiche della classe *Festuco-Brometea* nelle aree ormai invase dal bosco.

Nell’ambito dell’Azione D1, le praterie sono state monitorate annualmente, in termini di struttura, composizione e biodiversità, con lo scopo di valutare l’efficacia della gestione pastorale (Azione C5) e degli interventi di rimozione delle specie legnose invadenti (Azione C1).

Nell’autunno 2017, nel corso del quarto anno di progetto, un incendio ha interessato la quasi totalità del territorio del SIC, favorito da condizioni di estrema aridità e da un forte vento. Le caratteristiche stazionali, la presenza di piante legnose e la morfologia del territorio hanno condizionato la dinamica dell’incendio, che si è sviluppato con intensità differenti all’interno del SIC. In particolare, l’area compresa nel comune di Mompantero è stata colpita in maniera più severa rispetto all’area compresa nel comune di Bussoleno. Il monitoraggio è dunque proseguito nei due anni successivi con lo scopo di analizzare l’impatto del fuoco sulla vegetazione delle praterie xerothermiche. I risultati complessivi del monitoraggio saranno presentati separatamente in due Rapporti di monitoraggio, come segue:

- rapporto di monitoraggio sugli effetti del pascolamento e del fuoco sulla vegetazione delle praterie xerothermiche;
- rapporto di monitoraggio sul contenimento della vegetazione legnosa.

Monitoraggio della vegetazione

Nel corso del progetto, sono stati effettuati rilievi vegetazionali sulla rete di monitoraggio permanente (Cfr. Azione A5) nel periodo 2014-2019. La tabella 1 riassume il numero di rilievi realizzati nel corso degli anni. Complessivamente, sono stati effettuati 541 rilievi. In particolare, nel periodo 2015-2017 sono stati effettuati 298 rilievi, superando il numero prefissato nel progetto di 246.

I dati raccolti nel quinquennio 2014-2018 hanno consentito di analizzare le dinamiche vegetazionali di due anni post-interventi e un anno post-incendio. Nello specifico, il tempo T0 (pre-utilizzazione) corrisponde agli anni 2014 e 2015: nel 2014 sono stati realizzati i rilievi vegetazionali nell’area di pascolo mentre nel 2015,

quando è stata pianificata con precisione la localizzazione delle aree di riposo, sono stati realizzati alcuni rilievi appositamente disposti all'interno delle stesse. I rilievi effettuati nel 2016, 2017 e 2018 corrispondono invece alla situazione rispettivamente un anno post-interventi (T1), due anni post-interventi (T2) e un anno post-incendio (T3). Nel 2019 sono stati realizzati rilievi vegetazionali su una selezione di rilievi, con lo scopo di monitorare la dinamica vegetazionale due anni post-incendio. Questi risultati saranno presentati separatamente.

Tabella 1 – Numero di rilievi vegetazionali in transetti rettangolari permanenti effettuati nel corso del progetto LIFE Xero-grazing

	N rilievi
2014	91
2015	70
2016	114
2017	114
2018	114
2019	38
Totale	541

I rilievi vegetazionali sono stati realizzati ogni anno in primavera, prima del passaggio del gregge, in corrispondenza del picco di crescita della vegetazione. Il metodo impiegato è quello fitopastorale (Daget & Poissonet 1971) lungo un transetto permanente di 12,5 m, con calate ogni 25 cm per un totale di 50 osservazioni (Figura 1). Inoltre, per rilevare in modo completo la composizione vegetazionale, sono state annotate tutte le specie presenti nell'area rettangolare di 2 x 12,5 m (25 m²) centrata sul transetto. La nomenclatura utilizzata è riferita a Landolt et al. (2010). Oltre ai dati di composizione, per ogni transetto è stata rilevata tramite stima visiva la percentuale di copertura erbacea, suolo nudo e rocciosità. Infine, la fitomassa verde e la necromassa sono state stimate per mezzo di una scala nominale da 1 (nulla) a 5 (molto abbondante). Per l'analisi riguardante il contenimento della vegetazione legnosa il metodo di rilievo è stato analogo, ma è stata data maggior importanza alla raccolta dei dati di area basimetrica e numero di polloni, in modo da monitorare l'effettivo stato della vegetazione legnosa e per poter apprezzare una sua eventuale diminuzione.

Ai fini degli obiettivi prefissati, l'analisi dei dati è stata condotta suddividendo i rilievi in due grandi gruppi:

- 83 rilievi sono stati impiegati nell'ambito del "Rapporto di monitoraggio sugli effetti del pascolamento e del fuoco sulla vegetazione delle praterie xerothermiche";
- 15 rilievi sono stati impiegati nell'ambito del "Rapporto di monitoraggio sul contenimento della vegetazione legnosa".

3 rilievi sono stati impiegati in entrambe le elaborazioni, per cui il numero totale di rilievi utilizzati è 95. Soltanto un ridotto numero di rilievi (19) è stato escluso dalle elaborazioni perché tali rilievi sono stati



Figura 1 – Transetto permanente identificato agli estremi da picchetti rossi e rilevamento della vegetazione secondo il metodo fitopastorale.

giudicati non idonei a soddisfare i requisiti dell'analisi. Nello specifico le cause di esclusione dalle analisi dei rilievi sono:

- superficie non percorsa dal fuoco;
- zona interessata da stabbiature non programmate;
- copertura arborea elevata e quindi impossibilità di non confronto con gli altri rilievi;
- pascolamento sporadico;
- pascolamento sporadico sia in autunno sia in primavera.

L'aver eseguito un ampio numero di rilievi si è rivelato una scelta idonea in un contesto di pascolamento guidato. Infatti, a differenza del pascolamento con recinzioni dove la superficie soggetta a pascolo è identificata fisicamente, nel pascolamento guidato risulta più complesso gestire con precisione le superfici pascolate. Numerosi possono essere gli inconvenienti (un gruppo di pecore si stacca dal gregge, incomprensioni con l'allevatore circa le superfici da pascolare, ecc.) per cui è fondamentale da una parte un dialogo costante e costruttivo con l'allevatore e dall'altra un approccio preventivo che preveda un numero di rilievi in eccedenza rispetto a quanto necessario per le analisi. In questo contesto, 95 rilievi rappresentano un numero adeguato al raggiungimento degli obiettivi di monitoraggio prefissati.

RAPPORTO DI MONITORAGGIO SUGLI EFFETTI DEL PASCOLAMENTO E DEL FUOCO SULLA VEGETAZIONE DELLE PRATERIE XEROTERMICHE

Obiettivi

Il monitoraggio è stato realizzato con l'obiettivo di analizzare nel tempo le caratteristiche vegetazionali per poter evidenziare possibili influenze della gestione pastorale sulla composizione delle praterie xerotermiche. Le variabili prese in considerazione riguardano la composizione specifica delle praterie e la copertura relativa delle diverse specie per poter calcolare indici utili per la definizione di variabili come la biodiversità, la fertilità, l'offerta foraggera e l'abbondanza di specie di interesse da conservare.

Una funzione importante del presente monitoraggio è di verificare che il pascolamento con carichi definiti nel piano di gestione dell'Azione A4, sia proporzionato alla produttività e sensibilità delle praterie, evitando sia una sottoutilizzazione sia una utilizzazione eccessiva. Una sottoutilizzazione potrebbe essere una scelta precauzionale per evitare danni alla prateria, ma non è applicabile al contesto delle oasi xerotermiche, in cui gli obiettivi principali sono il miglioramento della composizione botanica e il rallentamento o l'arresto della successione verso cenosi boscate, che porterebbero nel lungo periodo alla completa sostituzione delle praterie con boschi di roverella. Il sovrapascolamento, al contrario, potrebbe produrre danni al cotico con impoverimento della prateria e comparsa di specie ruderali e di fenomeni erosivi, problemi di non poco conto nel paesaggio accidentato dell'area. È stato quindi necessario valutare se il carico ottimale stimato nell'ambito dell'azione A4 fosse consono al contesto in base agli effetti che il carico applicato ha avuto nella realtà sulla composizione vegetazionale.

L'obiettivo principale del monitoraggio è la valutazione dell'idoneità del pascolamento applicato secondo il piano di gestione (Azione A4) alla conservazione delle praterie xerotermiche. È stato importante verificare la reazione della vegetazione al disturbo in modo da poter comprendere se le specie presenti si comportano in modo resiliente o al contrario siano sensibili e quindi subiscano un effetto negativo dovuto al pascolamento. L'analisi è stata condotta indagando i diversi aspetti della gestione pastorale suddividendo le aree pascolate nel periodo primaverile, da quelle pascolate in autunno e ancora dalle aree di riposo del bestiame. Ciò ha consentito di studiare gli effetti del pascolamento nei diversi periodi dell'anno, perché la risposta da parte della vegetazione può essere differente nei diversi stadi fenologici.

Il verificarsi dell'incendio ha consentito anche di poter valutare l'effetto di quest'ultimo sulla vegetazione, analizzando le stesse variabili indagate per il pascolamento, in modo tale da valutare come le praterie reagiscono a un disturbo ad elevata intensità e quanto siano resilienti nei confronti del fuoco. La raccolta di dati dei diversi trattamenti ha permesso quindi di valutare la maggiore o minore idoneità di ognuno dei trattamenti a soddisfare le esigenze di conservazione delle praterie.

Schema sperimentale e analisi dati

Degli 83 rilievi selezionati per l'analisi, 50 sono localizzati nell'habitat 6240* (in seguito indicati come "stipeti" per via della specie dominante *Stipa pennata*) e 33 nell'habitat 6210* (in seguito indicati come "brometi" per via della specie dominante *Bromus erectus*). Per ciascuno degli habitat sono state individuate alcune categorie di trattamento per studiare le risposte vegetazionali. Nello specifico, i rilievi sono stati suddivisi tra seguenti trattamenti (Tabella 2):

- **TEST** (testimone): rilievi non pascolati. Questo gruppo corrisponde alle praterie abbandonate e riflette lo stato della vegetazione prima della ripresa delle utilizzazioni;
- **AUT** (pascolamento autunnale): rilievi pascolati nelle stagioni autunnali 2015 e 2016. Il trattamento AUT è stato individuato soltanto negli stipeti;

- **PRIM** (pascolamento primaverile): rilievi pascolati nelle stagioni primaverili 2017, 2016 e/o 2015. Gli effetti del terzo anno di pascolamento primaverile (2017) sono stati mascherati dagli effetti del fuoco per cui non è stato possibile analizzarli;
- **STABB** (stabbature): rilievi localizzati nelle aree di stabbatura utilizzate nella primavera 2015.

Tabella 2 - ripartizione dei rilievi in stipeti e brometi e nei trattamenti TEST, AUT, PRIM e STABB

	Habitat 6240* (Stipeti)	Habitat 6210* (Brometi)	
TEST	7	5	12
AUT	8	-	8
PRIM	25	13	38
STABB	10	15	25
	50	33	83

I dati raccolti in campo sono stati elaborati calcolando per ogni specie la sua percentuale di copertura, come segue (Daget & Poissonet 1971):

$$Cop (\%) = \frac{FS_i}{\sum_{i=1}^n FS_i} \times 100$$

dove FS corrisponde alla frequenza specifica (numero di contatti / numero di calate) della specie ⁱesima.

Per studiare le dinamiche vegetazionali sono state impiegate, per ogni habitat e trattamento, le seguenti variabili:

- **Fitomassa verde e necromassa al suolo;** La fitomassa verde e la necromassa al suolo sono state stimate in campo mediante una scala visiva da 1 a 5, dove 1 corrisponde a “nulla” e 5 corrisponde a “molto abbondante”. La fitomassa verde corrisponde ai tessuti verdi prodotti nel corso della stagione di campionamento mentre la necromassa corrisponde alla lettiera indecomposta e ai tessuti morti accumulati sul terreno nel corso delle stagioni vegetative precedenti alla data di campionamento. Per verificare la corrispondenza fra la biomassa stimata mediante tale metodo e la biomassa reale, sono stati prelevati sulla rete di monitoraggio 79 campioni di biomassa (biomassa reale) nel quinquennio 2014-2018 e in occasione di ciascun prelievo è stato attribuito un codice secondo la scala visiva 1-5 alle componenti fitomassa verde e necromassa (biomassa stimata). Il campionamento è stato effettuato nel mese di giugno, dopo la fioritura delle graminee dominanti, in quanto la produzione di biomassa rallenta dopo questo stadio fenologico. I campioni sono stati prelevati mediante taglio e raccolta della biomassa su un quadrato di 50x50 cm (0.25 m²) e successivamente per ogni campione sono state separate le due componenti (fitomassa verde e necromassa), che sono state poste a seccare in stufa a 60° per 48h. Infine, la sostanza secca (s.s.) di fitomassa verde e la sostanza secca di necromassa sono state rapportate all’unità di superficie (t/ha di s.s.).
- **Copertura erbacea totale e delle graminee dominanti;** la copertura erbacea totale è stata stimata visivamente in corrispondenza di ciascun transetto secondo una scala percentuale 0-100%. La copertura delle graminee dominanti (*Stipa pennata*, *Bromus erectus* e *Festuca ovina* s.l.) è stata calcolata come sopra descritto.
- **Ricchezza specifica, Indice di Shannon e Equitabilità;** la ricchezza specifica è stata calcolata considerando tutte le specie presenti nel transetto rettangolare. Al fine di considerare anche le

specie occasionali nel calcolo dell'indice di Shannon e dell'equitabilità, è stata costruita una matrice di coperture attribuendo alle specie occasionali una copertura dello 0.3%, secondo quanto proposto da Tasser & Tappeiner (2005).

- Gruppi fitosociologici di specie individuati secondo l'optimum ecologico definito da Aeschmann et al. (2004):
 - (1) **Specie tipiche di praterie aride**, con optimum nelle classi *Festuco-Brometea* e *Lygeo-Stipetea*. Questo gruppo di specie caratterizza gli habitat 6210* e 6240* e rappresenta dunque il target degli obiettivi conservazionistici;
 - (2) **Specie tipiche di comunità pioniere annuali**, con optimum nelle classi *Koelerio-Corynephoretea* e *Thero-Brachypodietea*. A questo gruppo appartengono specie di piccola taglia, a ecologia eliofila e oligotrofica, che vegetano in ambienti estremi sotto il profilo climatico e edafico. Nelle praterie aride tali specie trovano le condizioni ottimali per germinare e crescere nei microhabitat di suolo nudo, liberi da fitomassa indecomposta, che si intervallano ai cespi di graminee. Molte delle specie pregiate, tipicamente a carattere mediterraneo, delle praterie xerothermiche della Valle di Susa appartengono a questo gruppo fitosociologico, per cui l'interesse conservazionistico nei loro confronti è elevato;
 - (3) **Specie tipiche di comunità ruderali**, con optimum nelle classi *Stellarietea mediae* (specie tipiche di comunità ruderali annuali) e *Artemisietea vulgaris* e *Agropyretea intermedii-repentis* (specie tipiche di comunità ruderali perennanti). Le specie tipiche di comunità ruderali annuali e quelle tipiche di comunità ruderali perennanti sono state analizzate separatamente. Questo gruppo comprende specie banali, di nessun valore foraggero né naturalistico, molto competitive negli ambienti disturbati.
 - (4) **Specie tipiche di praterie fertili**, con optimum nella classe *Molinio-Arrhenatheretea*. Questo gruppo, ricco in ottime specie foraggere, caratterizza i prati e pascoli permanenti del piano collinare-montano.

Per ogni gruppo è stata calcolata la copertura relativa e il numero di specie appartenenti. La copertura relativa è stata ottenuta come somma delle coperture delle singole specie.

- Gruppi corologici di specie individuati secondo l'areale di appartenenza definito da Pignatti (1982):
 - (1) **Specie mediterranee**, comprendenti le specie stenomediterranee e le specie eurimediterranee. Questo gruppo corologico è stato distinto in due sottocategorie: specie mediterranee annuali e specie mediterranee perennanti. Sono state escluse dall'analisi le specie arbustive *Hedera helix*, *Juniperus oxycedrus* e *Lonicera etrusca* in quanto, trattandosi di specie legnose in grado di deprimere gli aspetti floristici più interessanti delle praterie aperte, una loro espansione assume carattere negativo nell'ambito di questo studio.
 - (2) **Specie steppiche**, con areale Sud-Europeo Sud-siberiano;

Per ogni gruppo è stata calcolata la copertura relativa e il numero di specie appartenenti. La copertura relativa è stata ottenuta come somma delle coperture delle singole specie.

- Gruppi funzionali di specie individuati secondo la forma biologica definita da Pignatti (1982):
 - (1) **Camefite**, corrispondenti alle specie con gemme svernanti poste al di sopra del suolo, ma ad un'altezza inferiore a 30 cm da esso;
 - (2) **Emicriptofite**, corrispondenti alle specie con gemme svernanti poste all'altezza del suolo;
 - (3) **Terofite**, corrispondenti alle specie annuali che si riproducono tramite seme.

Per ogni gruppo è stata calcolata la copertura relativa e il numero di specie appartenenti. La copertura relativa è stata ottenuta come somma delle coperture delle singole specie.

- **Valore pastorale (VP)**, calcolato secondo Daget & Poissonet (1971). Il VP è una misura che consente di esprimere un giudizio sintetico sul potenziale foraggero della vegetazione ed è in grado di stimare con sufficiente approssimazione la qualità e la produttività delle formazioni a prateria. Il VP varia da 0 per le formazioni di pessima qualità e scarsa quantità foraggera a 100 per le formazioni che rappresentano un'offerta foraggera eccellente. Il calcolo del valore pastorale consente di stimare il carico animale che la vegetazione pastorale è in grado di supportare (Cavallero et al. 2007).
- **Indice N di Landolt** (Landolt et al. 2010), ponderato sulla copertura relativa di ciascuna specie. L'indice N di Landolt è una misura indiretta della fertilità del suolo (in particolar modo del contenuto di N) che si ottiene attribuendo a ciascuna specie un indice 1-5, dove 1 indica le specie oligotrofiche e 5 le specie nitrofile.
- **Altezza media dei culmi vegetativi di *Stipa pennata***. L'altezza media è stata calcolata mediando 5 altezze misurate lungo il transetto lineare.

L'analisi statistica è stata condotta mediante modelli lineari misti (GLMMs) con una struttura a misure ripetute nel tempo. Sono stati utilizzati come fattori fissi il trattamento (TEST, AUT, PRIM, STABB), il tempo (T0, T1, T2, T3) e la loro interazione. Le variabili percentuali (coperture relative dei gruppi fitosociologici, corologici, delle forme biologiche e delle graminee dominanti) sono state convertite in variabili di conteggio mediante approssimazione al numero intero più vicino. In seguito, per le variabili di conteggio è stata testata l'*overdispersion* secondo Zuur (2009) ed sono state scelte la distribuzione Poissoniana o la Binomiale negativa, rispettivamente per variabili non-overdisperse e variabili overdisperse. Per le variabili continue è stata testata la normalità mediante test di Shapiro-Wilk ed è stata scelta la distribuzione Gaussiana o Gamma, rispettivamente per variabili normali e non-normali. Infine, per confrontare le medie, sono stati effettuati test delle differenze minime significative (LSD post-hoc test) per valutare l'interazione tempo x trattamento. I GLMMs sono stati realizzati mediante il software SPSS.

Al fine di indagare i mutamenti della composizione vegetazionale nello spazio multivariato, è stata condotta l'Indicator Species Analysis (ISA). Per ciascun trattamento e entro ciascun habitat sono state realizzate due ISA, per confrontare: (i) la situazione pre-pascolamento (T0) e la situazione post-pascolamento (T2) e (ii) la situazione pre-incendio (T2) e la situazione post-incendio (T3). L'ISA è un'analisi che consente di evidenziare la presenza di specie significativamente associate ai gruppi in esame, che sono considerate indicatrici di quel gruppo. L'associazione si osserva sulla base di due componenti: la specificità (componente A) e la sensibilità specifica (componente B). Una specie è considerata molto specifica quando è molto più abbondante in un gruppo rispetto all'altro, mentre è considerata molto sensibile quando la sua frequenza specifica (percentuale di rilievi in cui è presente la specie entro ogni gruppo) è molto elevata. Siccome la variazione delle frequenze specifiche influenza sensibilmente l'esito dell'ISA, l'analisi è stata condotta sulla medesima matrice realizzata per il calcolo degli indici di biodiversità, ovvero considerando anche le specie occasionali. L'indice di associazione (Indc Value) è espresso dalla radice quadrata del rapporto A x B. Per valutare la significatività dell'associazione sono state condotte 99999 permutazioni Monte-Carlo con un livello di significatività $p < 0.05$. L'analisi è stata condotta mediante il pacchetto 'indcspecies' del software R.

Risultati

Effetti del pascolamento sulle variabili vegetazionali

Biomassa vegetale

Per validare l'esattezza della stima visiva, i dati di biomassa prelevata in campo e i codici 1-5 attribuiti in occasione del prelievo sono stati analizzati con una regressione lineare (coefficiente di correlazione di Pearson) (Figura 2). La regressione è significativa per entrambe le variabili ($p < 0.001$). Ciò significa che vi è una relazione altamente significativa fra la scala visiva 1-5 e la biomassa prelevata sulla rete di monitoraggio. Tuttavia, i valori di R^2 non sono molto elevati, per cui la capacità esplicativa della scala visiva adottata non è ottimale. I risultati mostrano però che vi è una differenza nella stima di fitomassa verde e necromassa: i valori stimati di necromassa ($R^2 = 0.56$) sono più attendibili rispetto a quelli della fitomassa verde ($R^2 = 0.35$). La differenza riscontrata potrebbe essere legata al fatto che i tessuti vivi propri della fitomassa verde

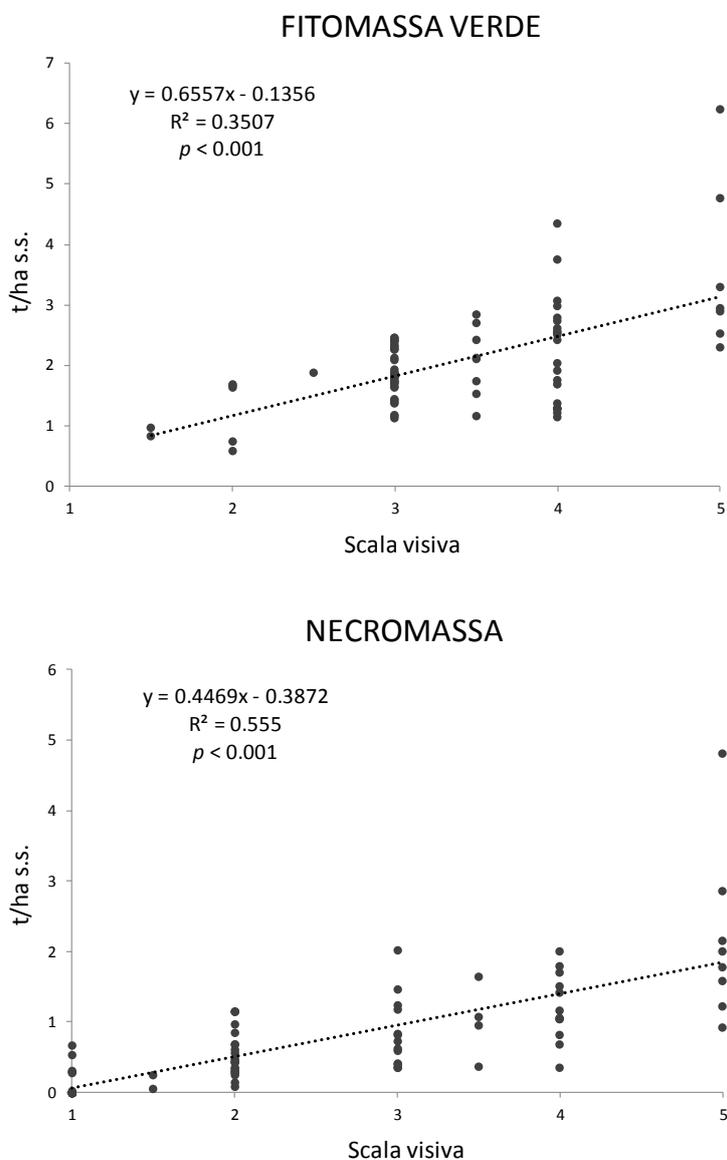


Figura 2 – Regressione lineare fra la scala visiva 1-5 e la quantità di sostanza secca di (a) fitomassa verde e (b) necromassa

contengono una quantità di acqua variabile secondo la stagione, le condizioni idriche al suolo e la specie vegetale. Questa variabilità genera inevitabilmente una certa dose di imprecisione nella stima in campo che può portare a sovrastimare o sottostimare la quantità reale di sostanza secca verde. Complessivamente, la capacità di stimare visivamente la biomassa in campo non è risultata efficace quanto previsto. La soggettività dell'operatore assieme all'effettiva difficoltà propria della stima visiva sono due fattori non trascurabili che condizionano fortemente l'esattezza della stima. La metodologia proposta può dunque essere impiegata per ottenere informazioni di massima circa la produttività annuale e l'accumulo di necromassa al suolo, ma appare inadeguata per indagini approfondite che richiedano un dato più preciso.

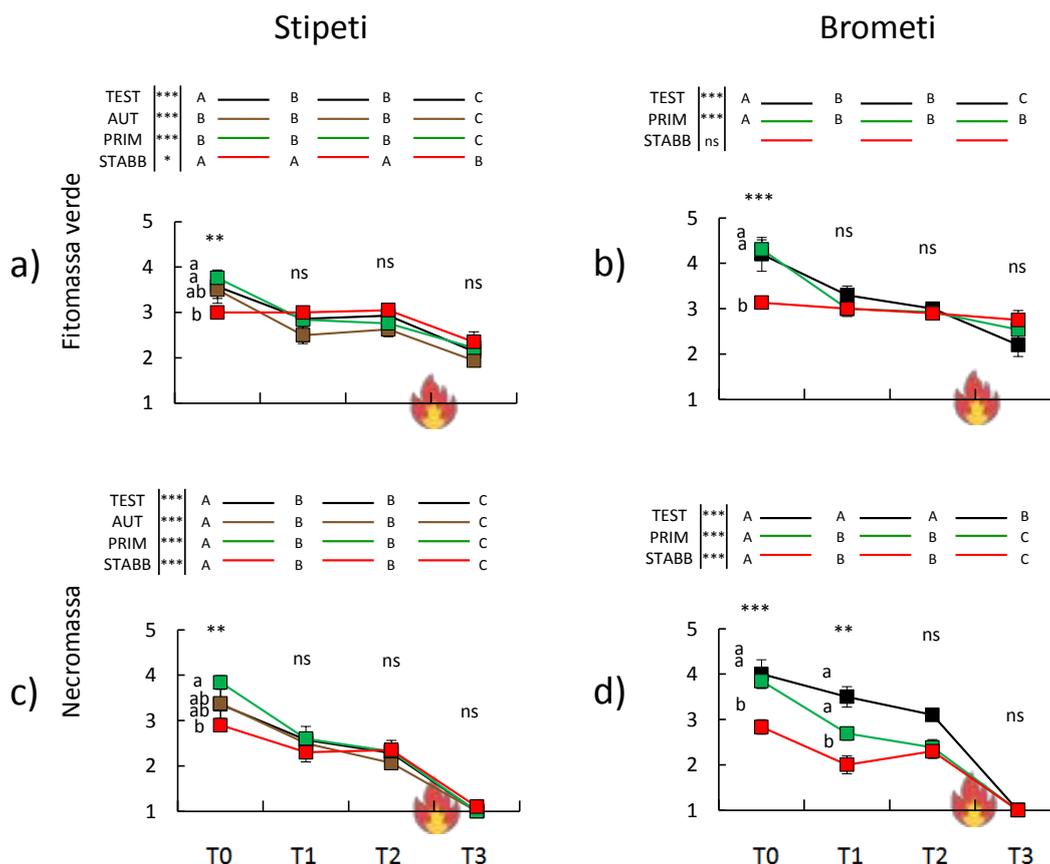


Figura 3 – Fitomassa verde e Necromassa in stipeti (a, c) e brometi (b, d). I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. Le lettere maiuscole indicano il confronto fra anni a parità di trattamento, mentre le lettere minuscole indicano il confronto tra trattamenti a parità di anno. *, $p < 0.001$; **, $p < 0.01$; *, $p < 0.05$; †, $p < 0.1$; ns, $p > 0.1$.**

In Figura 3 è riportato l'andamento della fitomassa verde e della necromassa. Sia negli stipeti che nei brometi si osserva una marcata riduzione della fitomassa verde (Figura 3 a, b) dall'anno T0 all'anno T1 in tutti i trattamenti eccetto le stabbiature. Questo andamento si riscontra anche nel gruppo TEST, per cui non può essere interpretato come un effetto dell'applicazione del pascolamento. Con molta probabilità il decremento osservato è legato alle fluttuazioni climatiche inter-annuali (tasso di precipitazioni, andamento delle temperature ecc.) che condizionano fortemente le dinamiche vegetazionali. Ciò è particolarmente evidente negli ambienti xerici, dove la disponibilità idrica è il principale fattore limitante. Nei sistemi pastorali, dunque, la produzione primaria netta e l'accumulo di fitomassa verde sono parametri controllati sia dal carico animale sia dal tasso di precipitazioni annuali, e non si può prescindere dal considerare entrambi i fattori

nell'interpretazione del fenomeno. In Piemonte, l'anno 2014 è stato più piovoso rispetto alle annate precedenti e successive, e ciò spiega l'elevata produttività vegetale osservata al tempo T0 in TEST, AUT e PRIM. Questa situazione non si osserva in STABB, dove i valori sono significativamente più bassi, perché per questo trattamento il tempo T0 corrisponde all'anno 2015, meno piovoso. Al tempo T1 e T2 la quantità di fitomassa verde rimane stabile in tutti i trattamenti. Nelle praterie xeriche oggetto di studio, la produzione annuale di fitomassa verde appare dunque influenzata fortemente dalle condizioni climatiche rispetto alla presenza degli animali pascolatori. Anche nel trattamento STABB, che corrisponde a quello più energetico in termini di carico animale, non si osservano variazioni nella fitomassa verde. Il pernottamento limitato a sole 2-4 notti non esercita dunque un'azione negativa sulla produttività vegetale. L'incendio, invece, ha portato ad un declino significativo della fitomassa verde al tempo T3 in tutti i trattamenti negli stipeti e in TEST nei brometi. In letteratura è noto che gli incendi contribuiscano ad incrementare la produttività vegetale nelle praterie, soprattutto negli ecosistemi temperati dove la disponibilità di acqua non è un fattore limitante (Everson & Everson 2016; Ryser et al. 1995). In generale, la maggiore produzione vegetale legata agli incendi è dovuta all'accumulo di ceneri e alla mineralizzazione della sostanza organica contenuta nel suolo, che rilascia azoto inorganico biodisponibile per le piante. Tuttavia, nelle praterie aride e semi-aride alcuni autori riportano un incremento della produttività nel lungo periodo (Valkó et al. 2018) mentre altri non hanno osservato variazioni legate al passaggio del fuoco (Augustine et al. 2010). La carenza idrica costituisce infatti un fattore limitante che attenua gli effetti legati all'apporto di nutrienti. Inoltre, certamente l'intensità (la quantità di calore sprigionata, le temperature raggiunte), la frequenza e la stagione degli eventi incendiivi così come l'uso del suolo e le caratteristiche climatiche e edafiche della vegetazione interessata condizionano fortemente le risposte vegetazionali. Ad esempio, nel caso di eventi particolarmente intensi si possono verificare danni agli apparati radicali che necessitano di qualche anno per essere recuperati. Gli stipeti, dove il suolo è poco evoluto e gli apparati radicali sono abbastanza superficiali, il fuoco ha causato una riduzione della fitomassa verde in tutti i trattamenti. Nei brometi, invece, tale effetto si osserva soltanto nelle praterie testimone. L'incendio potrebbe aver agito con maggiore intensità nei brometi non pascolati (TEST) a causa di un maggior accumulo di necromassa al suolo, che invece si è ridotta sia nel trattamento PRIM, sia in STABB per effetto del pascolamento.

La quantità di necromassa al suolo è significativamente diminuita nell'arco del periodo di studio in tutti i trattamenti (Figura 3 c, d). Come per la fitomassa verde, le fluttuazioni climatiche inter-annuali sembrano aver giocato un ruolo predominante nel condizionare le dinamiche vegetazionali, soprattutto negli stipeti. Infatti, negli stipeti, praterie pascolate, stabbiate e praterie testimone seguono il medesimo andamento. Nei brometi, invece, una significativa diminuzione della necromassa si osserva in PRIM e STABB ma non in TEST, e ciò indica un coinvolgimento della gestione pastorale. Il pascolamento, mediante le azioni di defogliazione (rimozione di una parte della fitomassa verde prodotta annualmente) e calpestamento (frantumazione e mineralizzazione della necromassa), contribuisce in maniera decisiva a ridurre la quantità di lettiera accumulata al suolo, che è molto abbondante nelle praterie abbandonate (Schwabe et al. 2013). L'incendio ha accelerato questi processi bruciando completamente la necromassa con conseguente incremento del suolo nudo esposto, che rappresenta un microhabitat ottimale per la germinazione di molte specie rare legate agli ambienti aridi di tipo mediterraneo (Figura 4). Occorre considerare però che in assenza di una gestione pastorale continuativa, è prevedibile che la necromassa al suolo torni ad accumularsi rapidamente nell'arco di pochi anni (Ruprecht et al. 2016).



Figura 4 – Separazione netta fra prateria incendiata e praterie non incendiata, evidente per via della differente quantità di necromassa accumulata al suolo

Copertura erbacea totale e copertura delle specie dominanti

Al tempo T0 la copertura erbacea totale non differisce fra i trattamenti in entrambi gli habitat (Figura 5 a, b) e, in linea con le caratteristiche ecologiche dei due habitat, è mediamente maggiore nei brometi (88 %) rispetto agli stipeti (76 %). In questi ultimi si osserva una riduzione della variabile nel trattamento AUT dall'anno T0 all'anno T2. Questo effetto non si osserva nel pascolamento primaverile, e ciò può essere dovuto al fatto che l'azione esercitata sul cotico erboso dagli animali è compensata dalla ricrescita della vegetazione nell'arco della stagione. Al contrario, il pascolamento autunnale si svolge al termine della stagione vegetativa, per cui il monitoraggio effettuato nella primavera successiva consente di cogliere gli effetti del pascolamento. Similmente al trattamento PRIM, anche in STABB non si osserva un decremento della copertura erbacea totale, che, a partire dal secondo anno di monitoraggio (T1), assume valori più alti in STABB rispetto a TEST, AUT e PRIM. Nei brometi, invece, si osserva una significativa riduzione della copertura erbacea in STABB nell'anno T1, che tuttavia è seguita da un buon recupero l'anno successivo (T2). Questi risultati suggeriscono che, sebbene la concentrazione degli animali nelle aree di pernottamento possa danneggiare temporaneamente il cotico erboso, la cenosi vegetale è in grado di ri-colonizzare gli spazi vuoti nel breve periodo, dimostrando una buona resilienza al disturbo. L'incendio, come prevedibile, ha causato una riduzione della copertura erbacea in alcuni trattamenti. L'effetto più intenso si osserva nei brometi nel trattamento TEST, ed è possibile che ciò sia dovuto ad un maggior accumulo di necromassa al suolo che ha alimentato le fiamme (Figura 6). Tuttavia, occorre considerare che l'incendio si è sviluppato con intensità variabile nei due settori, per fattori legati alla dinamica stessa dell'incendio e alla presenza di piante legnose. Di conseguenza, gli effetti riscontrati potrebbero dipendere, in misura più o meno dominante, da tali fattori oltre che dai trattamenti applicati.

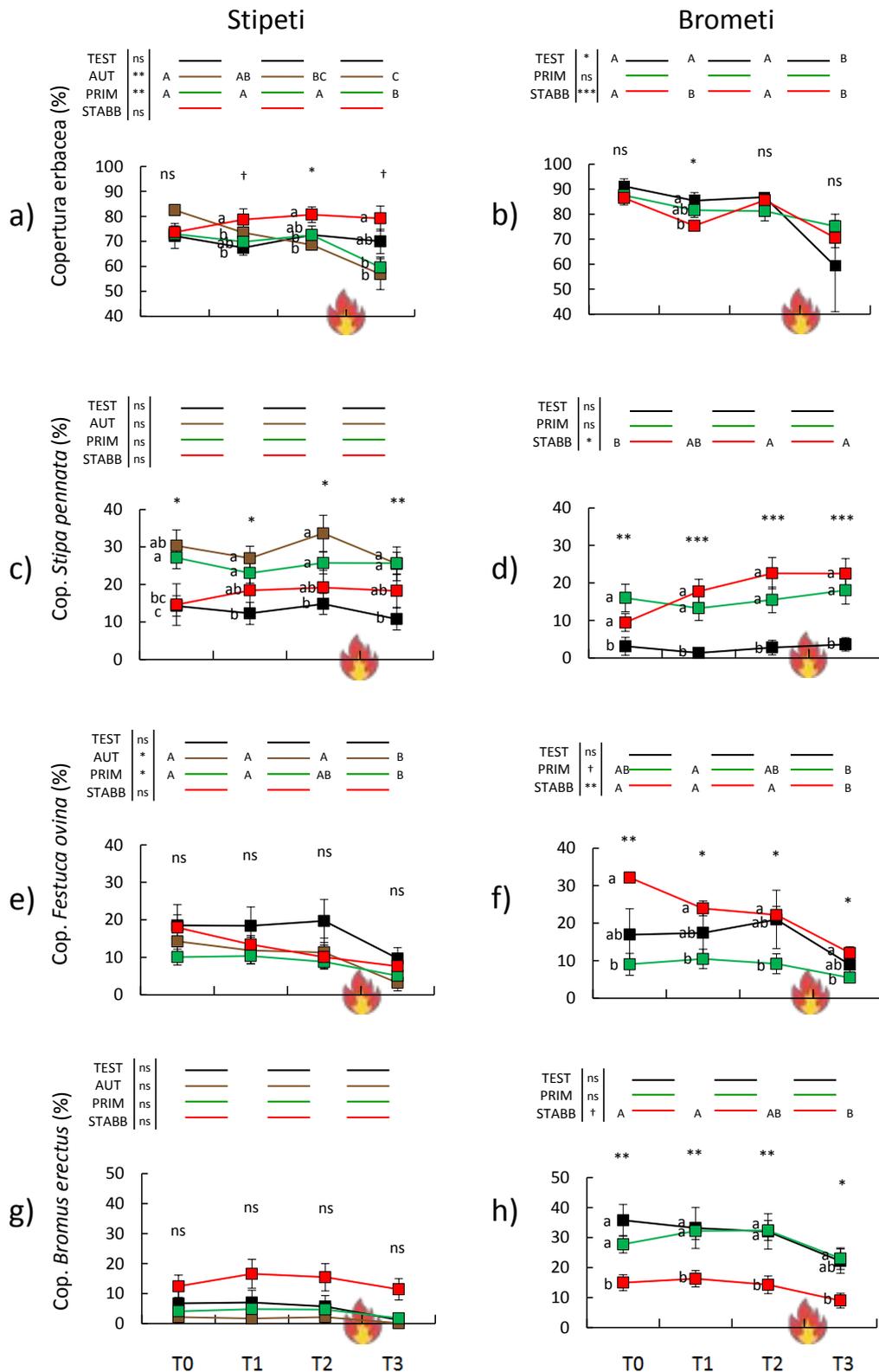


Figura 5 – Copertura erbacea e delle specie dominanti (*Stipa pennata*, *Festuca ovina*, *Bromus erectus*) in stipeti (a, c, e, g) e brometi (b, d, f, h). I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. Le lettere maiuscole indicano il confronto fra anni a parità di trattamento, mentre le lettere minuscole indicano il confronto tra trattamenti a parità di anno. ***, p<0.001; **, p<0.01; *, p<0.05; †, p<0.1; ns, p>0.1.

La copertura delle specie dominanti, *Stipa pennata*, *Bromus erectus* e *Festuca ovina* s.l., è piuttosto stabile nel corso del periodo di studio in tutti i trattamenti sperimentali (Figura 5 c-h). Tuttavia, alcune variazioni si osservano nei brometi in STABB. In questo trattamento *Stipa pennata* mostra un significativo incremento dall'anno T0 all'anno T2. Al contrario, *Festuca ovina* s.l. mostra un andamento, seppur non significativo, alla riduzione della sua copertura negli anni successivi all'applicazione del trattamento (nei brometi la sua copertura passa dal 32.2% al 22.2%). Questi risultati suggeriscono che il trattamento di stabbiatura, il più energico dal punto di vista di defogliazione, calpestamento e apporto di nutrienti, influenzi negativamente la competitività di *Festuca ovina* s.l. e positivamente quella di *Stipa pennata*. Certamente le differenti caratteristiche foraggere delle due specie sono fra le principali concause di questo fenomeno: *Stipa pennata* è una specie caratterizzata da scarsa palatabilità e digeribilità (IQS = 0), che viene perlopiù rifiutata dagli animali, mentre *Festuca ovina* è fra le graminee più palatabili in queste praterie (IQS = 1,5). Inoltre, siccome la selezione delle specie da parte degli animali dipende dalla loro disponibilità, anche l'abbondanza di *Festuca ovina*, oltre alla scarsa qualità foraggera di *Stipa pennata*, è da considerarsi fra le cause della riduzione della prima a favore della seconda. *Bromus erectus*, invece, nonostante sia una specie molto consumata in queste praterie (Pittarello et al. 2017), è stabile in tutti i trattamenti sperimentali. Mentre *Stipa pennata* è resistente al disturbo operato dagli animali pascolatori e *Festuca ovina* appare sensibile, *Bromus erectus* risponde in maniera resiliente, in quanto reagisce al consumo con una buona capacità di ricaccio. Anche l'incendio sembra deprimere *Festuca ovina* in misura maggiore rispetto alle altre due graminee. Riduzioni significative si osservano in AUT e PRIM negli stipeti e in STABB nei brometi.

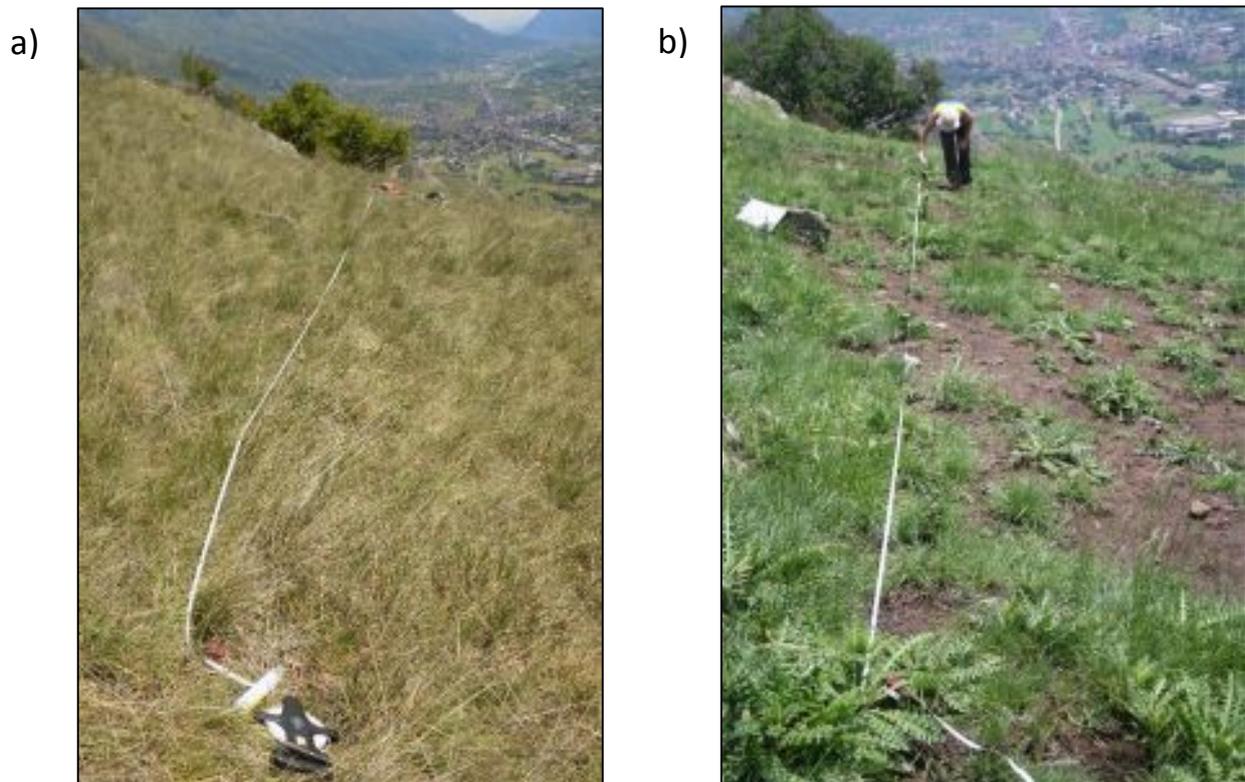


Figura 6 – Praterie non pascolate nel (a) pre-incendio e (b) post-incendio. Si noti la riduzione della copertura erbacea attribuibile, in parte, alla rimozione totale della necromassa al suolo dovuta al passaggio del fuoco

Indici di biodiversità

La conservazione delle praterie aride della Valle di Susa, scopo del progetto LIFE Xero-grazing, è dovuta all'elevata biodiversità di questi habitat. Durante i rilievi vegetazionali sono state rilevate ben 278 specie, con un numero massimo di specie per rilievo pari a 71 e una media tra i rilievi di 45 specie per rilievo. Infatti, le aree xerothermiche delle Alpi occidentali racchiudono la maggiore biodiversità vegetale delle Alpi.

La biodiversità è stata valutata con il numero di specie, l'indice di Shannon e l'equitabilità, tre variabili che nel complesso hanno restituito all'incirca i medesimi risultati, che non hanno evidenziato differenze tra i trattamenti, ma solamente tra i diversi anni.

Per il numero di specie nell'arco del tempo si è assistito negli stipeti (Figura 7a) ad una differenza significativa tra il numero di specie del T0 e quello del T1. La variazione è con molta probabilità imputabile alle fluttuazioni climatiche inter-annuali. Nei brometi (Figura 7b) l'unica variazione significativa si è verificata nel trattamento STABB. La variazione è quindi probabilmente imputabile al trattamento che, essendo quello più intenso, ha provocato un consumo del cotico con aumento degli spazi vuoti e un conseguente aumento delle specie annuali (Cfr. "Gruppi fitosociologici").

Come il numero di specie, anche l'Indice di Shannon (Figura 7 c, d) non permette di distinguere differenze significative tra i trattamenti in nessuno dei due habitat. Sono invece apprezzabili variazioni significative nel tempo (Allegato 1). Riguardo il pascolamento l'unica variazione significativa è avvenuta nel trattamento PRIM negli stipeti tra gli anni T0 e T1, con un incremento dell'indice. Negli stipeti oltre ad essere presente una differenza tra T0 e T1 si può notare anche una tendenza all'incremento nel valore dell'indice in seguito all'incendio, significativo però solamente per il trattamento TEST. L'incremento è dovuto all'effetto dell'incendio su alcune categorie vegetali, in particolare si è assistito ad un aumento di specie ruderali e specie tipiche di comunità pioniera annuali (Cfr. "Gruppi fitosociologici"). Questo incremento non è apprezzabile però nelle aree trattate a STABB, in cui l'indice si mantiene stabile da T0 a T3, probabilmente a causa della minor presenza di biomassa secca con conseguente diminuzione del carico di combustibile e quindi dell'intensità e severità dell'incendio. Nei brometi si assiste ad una stabilità nel tempo dell'indice, interrotta solamente dall'intervento dell'incendio che a differenza degli stipeti ha interessato anche la stabiatura con un incremento significativo.

Per quanto riguarda l'equitabilità (Figura 7 e, f) l'unica variazione significativa riguarda il periodo post-incendio nei brometi; l'incendio ha provocato un aumento dell'equitabilità e quindi dell'omogeneità nella distribuzione tra le specie, essendo aumentata la copertura delle specie annuali che prima risultavano sporadiche. Questo aumento post-incendio non è però apprezzabile negli stipeti.

I risultati mostrano dunque che la gestione pastorale non ha influenzato negativamente l'eccezionale biodiversità delle praterie xerothermiche, che appare invece più sensibile alle condizioni climatiche. L'incendio ha favorito una più equa ripartizione fra le specie, come evidenziato dall'indice di Shannon e dall'equitabilità, senza tuttavia modificare la ricchezza specifica.

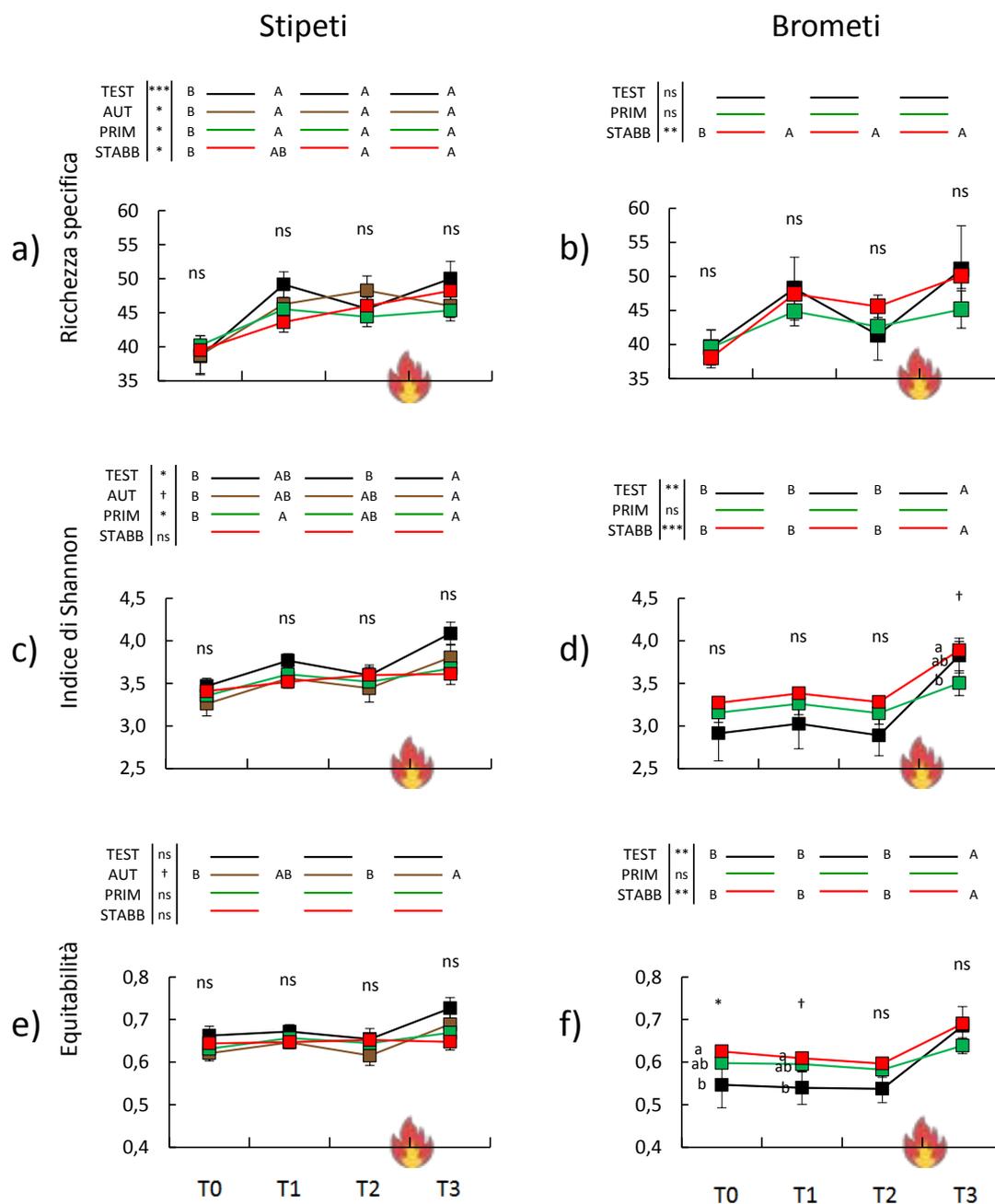


Figura 7 – Numero di specie, indice di Shannon e Equitabilità in stipeti (a, c, e) e brometi (b, d, f). I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. Le lettere maiuscole indicano il confronto fra anni a parità di trattamento, mentre le lettere minuscole indicano il confronto tra trattamenti a parità di anno. ***, $p < 0.001$; **, $p < 0.01$; *, $p < 0.05$; †, $p < 0.1$; ns, $p > 0.1$.

Gruppi fitosociologici

L'analisi dei gruppi fitosociologici è uno strumento utile per descrivere le cenosi vegetali, in quanto fornisce informazioni circa le condizioni ecologiche che caratterizzano il sito e consente di indagare lo status dell'habitat e le dinamiche vegetazionali in atto. In tutti i trattamenti sperimentali, al tempo T0, le specie tipiche di praterie aride sono la componente più rappresentata, con una copertura relativa superiore al 90% (Figura 8). Le specie pioniere annuali rappresentano invece una piccola frazione della composizione vegetale, praticamente assente nell'habitat 6210* e ridotta nell'habitat 6240*. Le specie pioniere annuali, a ecologia eliofila e oligotrofica, trovano il loro optimum ecologico in ambienti caratterizzati da suoli superficiali, rocciosi e condizioni climatiche particolarmente xeriche. Nelle praterie aride della classe *Festuco-Brometea* tali condizioni si realizzano nei microhabitat di suolo nudo, liberi da fitomassa indecomposta, che si intervallano ai cespi delle graminee. L'accumulo di fitomassa al suolo, legato alle dinamiche di abbandono, determina una riduzione di tali microhabitat e minaccia dunque la persistenza di queste specie, verso cui l'interesse conservazionistico è elevato. Infatti, la presenza di queste specie non solo contribuisce all'elevata biodiversità di queste formazioni ma ne incrementa il loro pregio floristico.

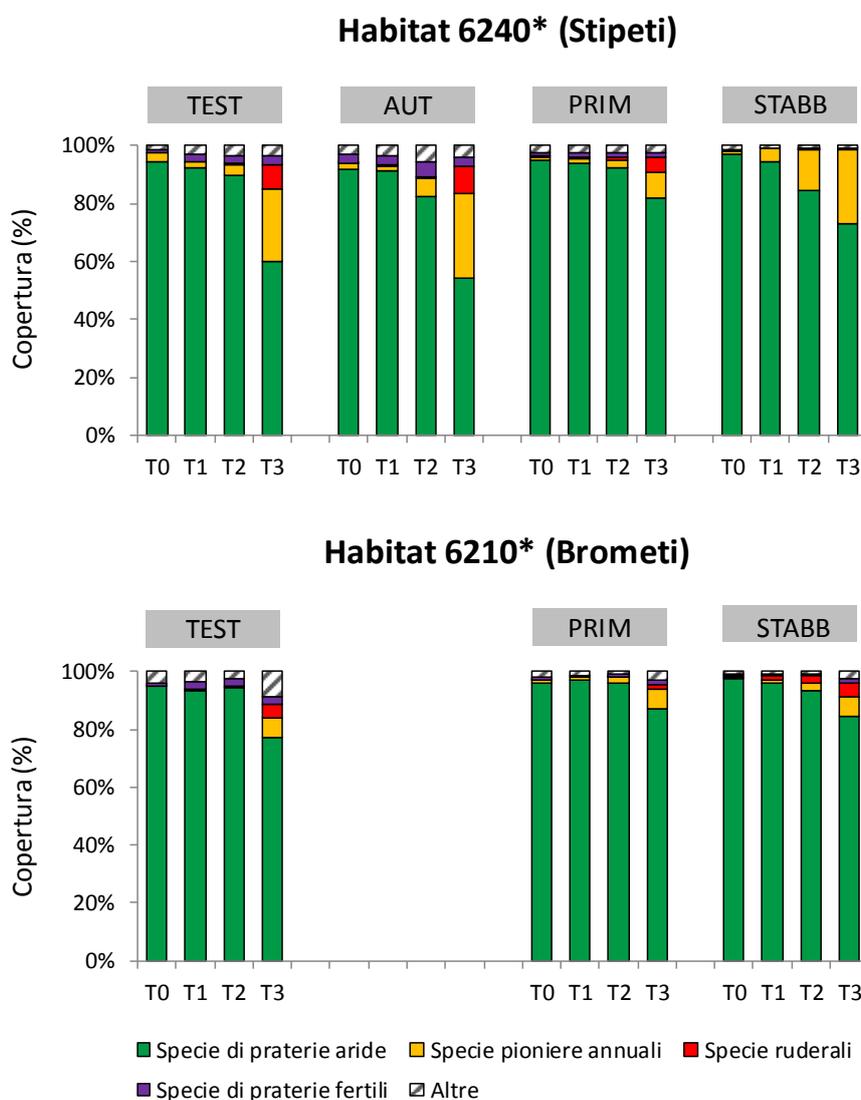


Figura 8 – Copertura (%) dei gruppi fitosociologici in stipeti e brometi secondo i trattamenti e nel corso del tempo.

Molte delle specie pregiate, tipicamente a carattere mediterraneo e considerate rare o poco comuni nel territorio, appartengono a tale gruppo fitosociologico. Si tratta, ad esempio, delle stenomediterranee *Asterolinon linum-stellatum*, *Ononis reclinata* e *Euphorbia sulcata*. Sebbene non siano la componente dominante delle praterie aride, le specie pioniere annuali rappresentano dunque un set di specie di elevato interesse. La figura 8 suggerisce che il pascolamento, e soprattutto la pratica della stabbiatura, favorisca gradualmente la presenza di queste specie. L'incendio ha poi agito nella medesima direzione, ma con maggiore vigoria, incrementando grandemente la loro abbondanza al tempo T3. Come per le specie pioniere annuali, anche le specie ruderali sono per nulla o poco rappresentate al tempo T0, mentre è evidente che il passaggio del fuoco le abbia favorite. Le specie ruderali rappresentano un gruppo di specie che assume un carattere negativo nell'ambito della conservazione di questi habitat. Si tratta infatti di specie banali estremamente competitive in ambienti disturbati (e.g. ambienti antropici), che tendono a deprimere il valore naturalistico di queste formazioni erbacee (Figura 9). Infine, le specie tipiche di praterie fertili si mantengono costanti nell'arco del periodo di studio, assestandosi su valori di copertura piuttosto contenuti.

Osservando l'andamento del numero di specie di praterie aride (Figura 10 a, b), non si osservano variazioni significative nel corso del periodo di studio. Le lievi fluttuazioni osservate sono attribuibili alla variabilità climatica inter-annuale, similmente a quanto detto per la ricchezza specifica totale (Cfr. "Biodiversità"). La loro copertura (Figura 10 c, d) varia invece considerevolmente nel corso del periodo di progetto, sia per effetto degli animali utilizzatori, sia in seguito all'incendio. Nello specifico, nel trattamento STABB si osserva un decremento significativo della copertura due anni dopo l'applicazione del trattamento (T2). L'andamento osservato è accompagnato dall'incremento, complementare, della copertura delle specie pioniere annuali (Figura 10 g, h). La loro copertura aumenta in STABB, in media, dal 1.3% al 13.9% negli stipeti e dal 0.5% al 2.5% nei brometi. La riduzione delle specie di praterie aride non va dunque intesa come un deperimento dell'habitat, quanto come un effetto dovuto all'azione degli animali a favore dei microhabitat di suolo nudo, dove le specie pioniere annuali competono con successo (Ruprecht et al. 2010; Schwabe et al. 2013).

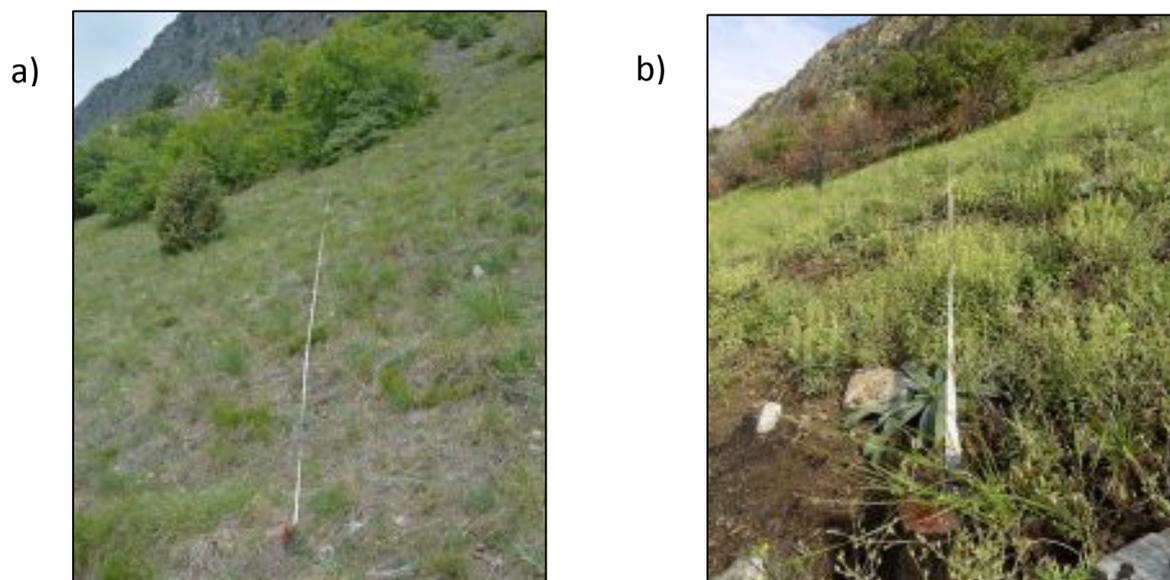


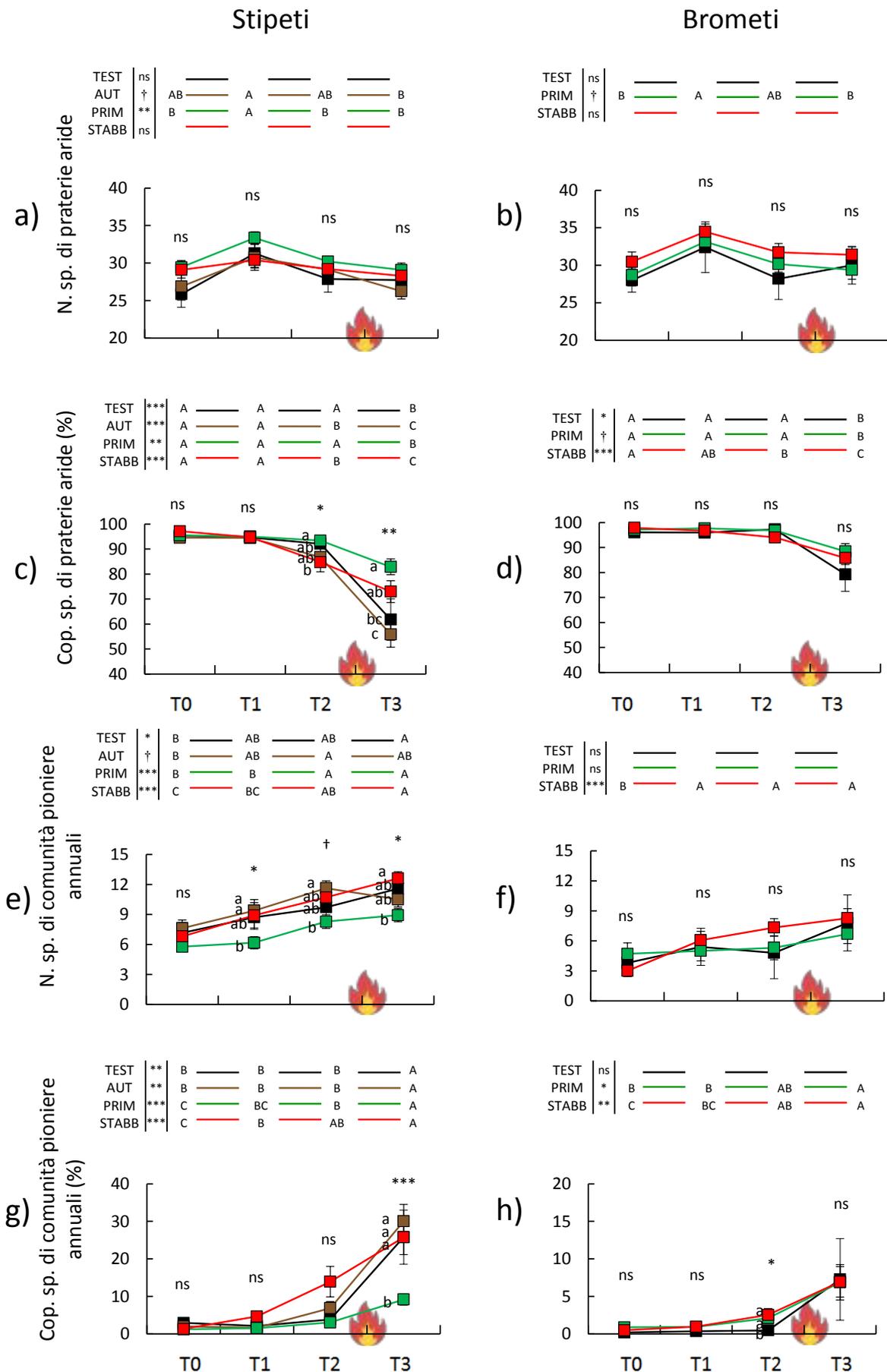
Figura 9 – Transetto permanente in stipeto nella condizione AUT nel (a) pre-incendio e (b) post-incendio. Si noti l'eliminazione totale della lettiera e la presenza abbondante della specie *Alyssum alyssoides*, tipica di comunità pioniere annuali, nel post-incendio.

L'incendio ha agito in maniera più intensa, causando una riduzione della copertura delle specie di praterie aride a favore di altri gruppi di specie. Dal tempo T2 al tempo T3 si osserva infatti un incremento della

copertura delle specie pioniere annuali in entrambi gli habitat, favorite dall'eliminazione totale della necromassa al suolo. L'effetto è stato più marcato negli stipeti (variazioni puntuali del +20-30% in alcuni transetti) ed è legato alle condizioni estreme sotto il profilo edafico e climatico che rendono queste formazioni maggiormente vocate ad ospitare queste specie. Il suolo nudo è infatti più abbondante negli stipeti rispetto ai brometi (st: $19.4 \pm 1.11\%$, xb: $10.3 \pm 1.39\%$, media \pm errore standard, $p < 0.001$), dove si intervalla ai cespi di *Stipa pennata*. L'effetto è particolarmente marcato nel trattamento AUT, ma occorre sottolineare che i rilievi facenti parte di questo trattamento si trovano tutti nel settore 1 (Mompantero), dove l'incendio si è sviluppato con una maggiore intensità rispetto al settore 2 (Bussoleno), e ciò ha sicuramente acuito il trend verso una comunità arricchita in specie annuali, riducendo, in modo complementare, la copertura delle specie erbacee perennanti (Figura 9). Se da un lato l'effetto del fuoco sulla copertura è stato importante, lo stesso non è avvenuto riguardo al numero di specie (Figura 10 e, f), che non sono aumentate in maniera significativa. Questo significa che, seppur con coperture basse, le specie pioniere annuali presenti nella banca seme erano ben rappresentate numericamente nella situazione pre-incendio. Il pascolamento, e in particolare lo stazionamento degli animali nelle aree di riposo, sembra invece aver favorito un lieve incremento del numero di specie pioniere annuali dal tempo T0 al tempo T2.

Negli stipeti, invece, dove l'andamento è simile in tutti i trattamenti compreso TEST, le fluttuazioni climatiche inter-annuali hanno sicuramente esercitato un'influenza che si combina con gli effetti legati al pascolamento. Riguardo alle specie tipiche di comunità ruderali (Figura 10 i-p), si osserva un limitato effetto dovuto al pascolamento, mentre una più marcata variazione si riscontra nel post-incendio (Figura 10). L'effetto del pascolamento riguarda essenzialmente il numero di specie, mentre nessun incremento di copertura è stato osservato. In particolare, è il numero di specie annuali ad aumentare dal tempo T0 al tempo T2 in alcuni trattamenti negli stipeti. Tale aumento, seppur significativo, è molto contenuto e da un punto di vista conservazionistico assolutamente trascurabile. Infatti, al tempo T2, non si superano, in media, le 2 specie per trattamento. L'utilizzazione animale più intensa avvenuta nelle stabbiature non ha dunque favorito una tendenza alla ruderalizzazione. L'effetto dell'incendio è invece evidente, in entrambi gli habitat, sia sul numero di specie sia sulla copertura. Il numero di specie ruderali annue aumenta in entrambi gli habitat, con un maggior effetto negli stipeti, mentre alcune specie ruderali perennanti aumentano nei brometi. L'incendio ha stimolato la presenza di alcune specie ruderali presenti nella banca semi e probabilmente legate alla gestione antropica storica del sito, non rinvenute durante i monitoraggi effettuati negli anni precedenti all'incendio (e.g. *Anagallis arvensis*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chaenorrhinum minus*, *Chenopodium album*, *Fumaria officinalis*, *Malva neglecta*, *Papaver hybridum* e *Polygonum aviculare*).

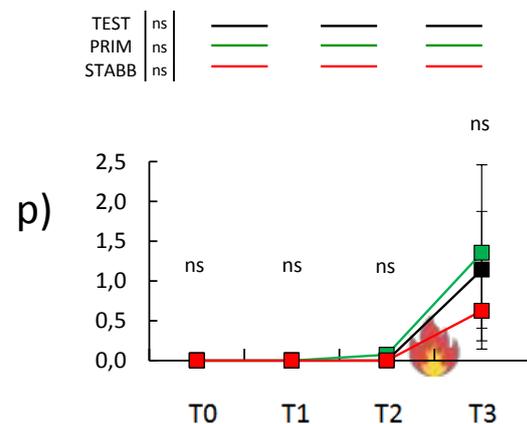
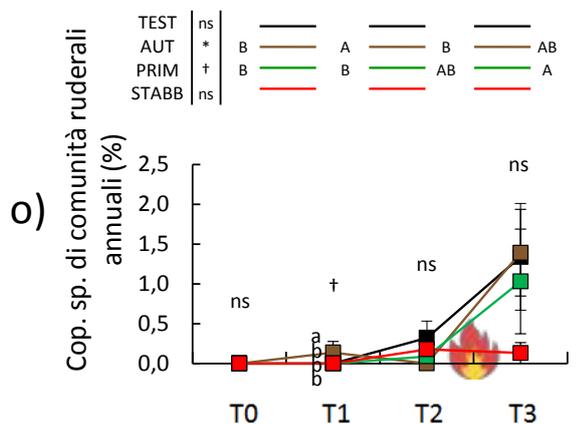
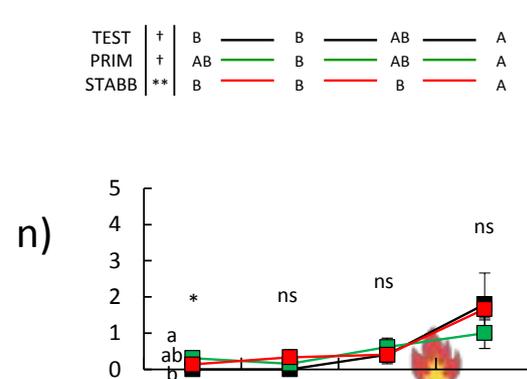
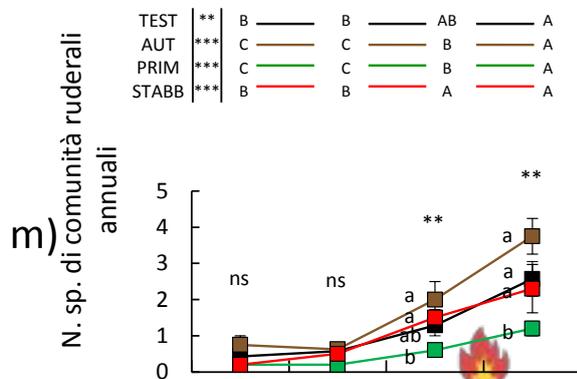
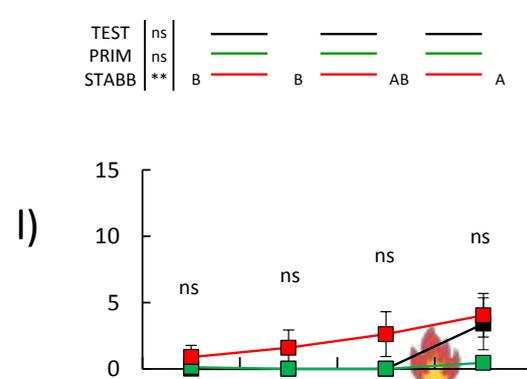
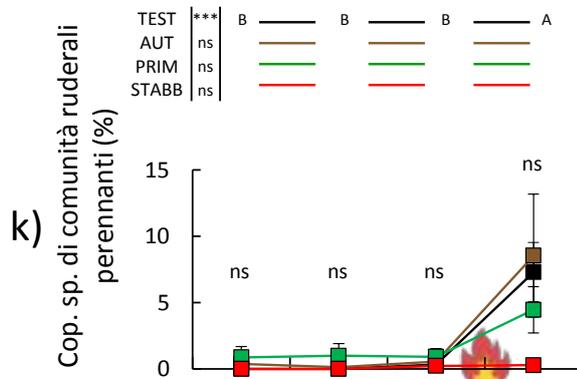
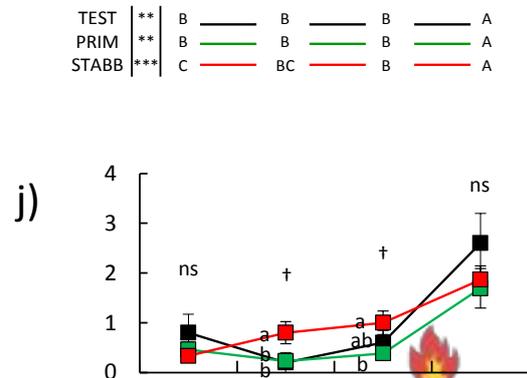
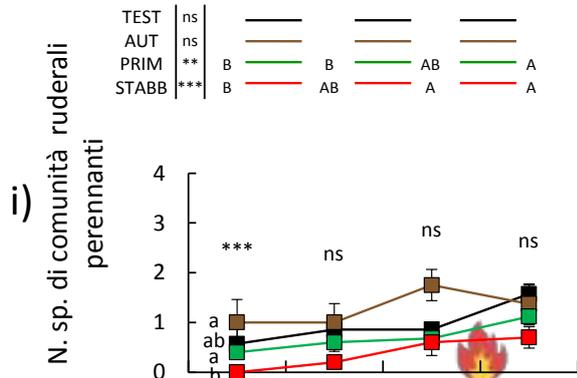
Si tratta tuttavia di specie non invasive, spesso di taglia ridotta, che non tendono a dominare la cenosi vegetale e la cui competitività è certamente favorita dagli eventi di disturbo ma si riduce con il ristabilirsi delle graminee dominanti. Assieme al numero di specie, anche la copertura aumenta significativamente nel post-incendio nella quasi totalità dei trattamenti, in entrambi gli habitat. L'effetto è più marcato riguardo alle specie ruderali perennanti, dove, al tempo T3, la copertura raggiunge valori medi superiori al 5% in AUT e TEST negli stipeti. L'incremento di copertura osservato è attribuibile in massima parte alle specie *Reseda lutea* e *Carduus nutans* (Cfr. "Effetto nello spazio multivariato: Indicator Species Analysis"), la cui copertura





Stipeti

Brometi



la fertilità del suolo a favore di questo gruppo di specie. Negli ecosistemi aridi, caratterizzati da scarse precipitazioni e suolo poco evoluto, l'apporto di nutrienti appare meno impattante rispetto a quanto si verifica in ambienti temperati (Clark et al. 2007). È sì possibile che due anni di pascolamento, in ecosistemi caratterizzati da spiccata aridità, non siano sufficienti per cogliere un effetto significativo, ma d'altra parte certamente non si evidenzia l'esistenza di una dinamica vegetale verso comunità erbacee fertili, che, se consistente, potrebbe costituire una problematica per la conservazione degli habitat 6210* e 6240*. Si ritiene dunque che le condizioni edafo-climatiche estreme del sito rappresentino un ostacolo vincolante per l'insediamento di queste specie, sebbene non si possa escludere la possibilità di un loro modesto aumento nel lungo periodo.

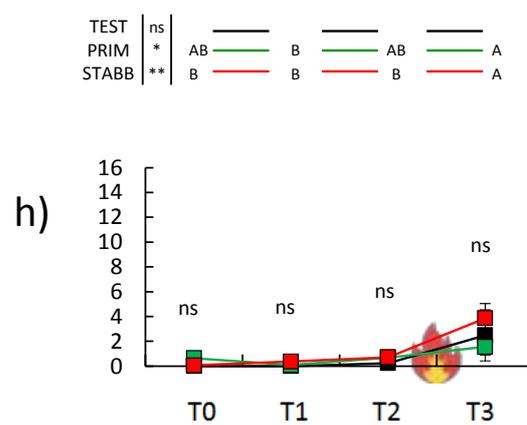
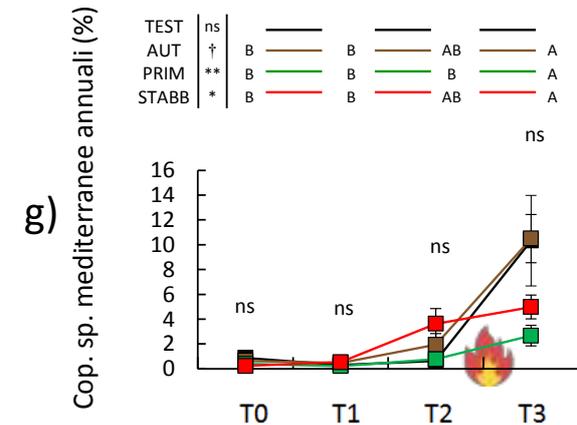
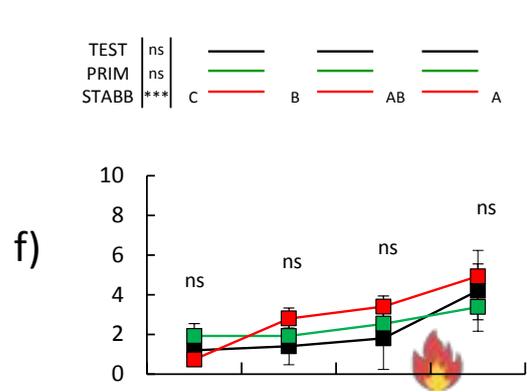
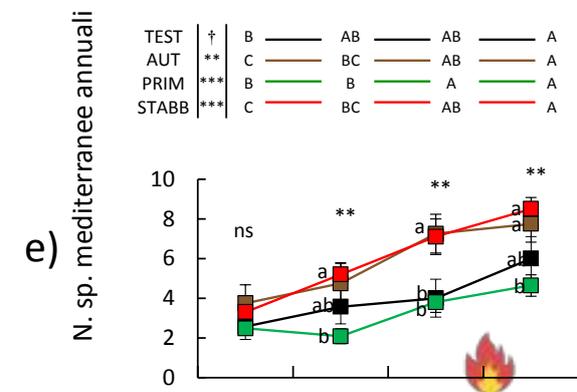
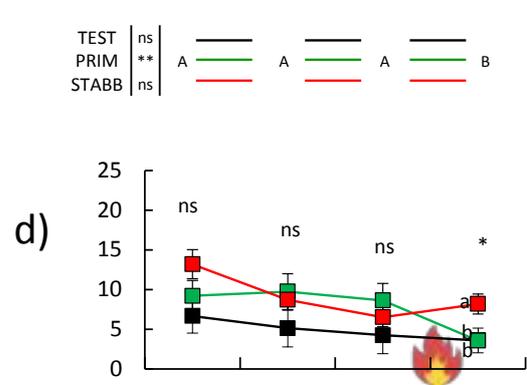
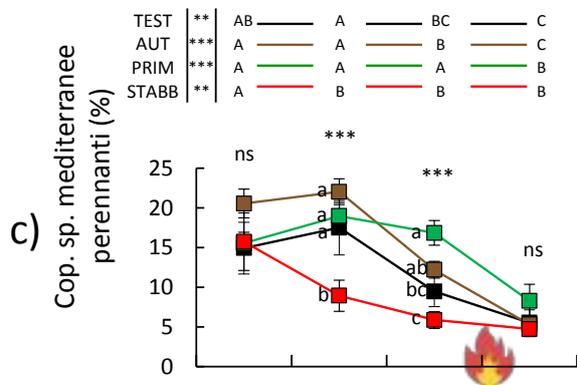
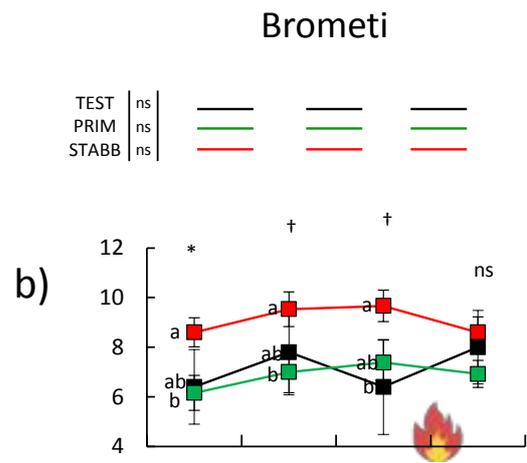
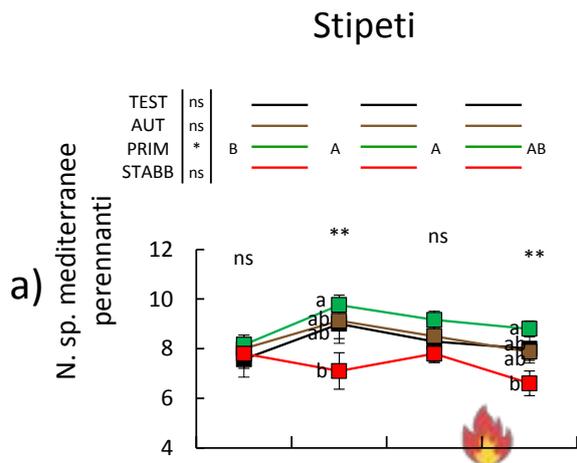
Gruppi corologici

Dalla Figura 11 è possibile osservare che le specie steppiche (Figura 11 i-l) sono presenti in quantità ridotta come numero (mediamente 4 specie nelle praterie) e sono rimaste stabili nel tempo, anche in termini di copertura. Non hanno subito quindi alcuna variazione né a causa del pascolamento né a causa dell'incendio, le uniche differenze significative sono da imputare alla variabilità climatica che porta ad avere oscillazioni nella composizione specifica e nella copertura delle diverse specie da un anno all'altro.

Un'altra categoria importante per il progetto è quella delle specie mediterranee, la cui presenza nell'area di studio è uno dei motivi principali per cui sono stati istituiti il SIC "Oasi xerothermiche della Val di Susa – Orrido di Chianocco e Foresto" e le riserve naturali dell'Orrido di Chianocco e dell'Orrido di Foresto. Per avere maggiori informazioni su questo gruppo sono state suddivise le analisi tra le specie mediterranee annuali (Figura 11 e-h) e quelle perenni (Figura 11 a-d). Nei brometi non si sono riscontrate variazioni significative dovute ad incendio e pascolamento, ma solamente variazioni spiegabili con l'eterogeneità delle aree e con il carattere effimero delle specie annuali. L'unica possibile influenza del pascolamento riguarda il numero di specie annuali nelle aree trattate a STABB, in cui si riconosce un aumento del valore già in seguito alla stabbiatura nel T1.

Se si analizzano invece gli stipeti si può notare come il comportamento delle specie perennanti e di quelle annuali sia diametralmente opposto. Le specie perenni sono relativamente stabili nel tempo a livello numerico anche in seguito all'incendio, senza effetti marcati del pascolamento, mentre a livello di copertura hanno subito un calo significativo. Il calo è stato generalizzato in tutti i trattamenti, in particolare in seguito all'incendio. Le specie interessate maggiormente dalla diminuzione della copertura sono *Koeleria vallesiana*, *Lavandula angustifolia* e *Teucrium chamaedrys*. È osservabile anche una differenza in T1 tra la STABB e gli altri trattamenti, la stabbiatura quindi ha avuto un effetto negativo sulla copertura delle specie mediterranee perennanti, senza comunque intaccare il numero di specie presenti.

Le annue si sono comportate in modo opposto, aumentando gradualmente sia grazie al pascolamento sia a seguito dell'incendio. Il numero di specie è all'incirca raddoppiato nelle aree utilizzate per il pascolamento autunnale e per le stabbiature, mentre nel pascolamento primaverile al pari del TEST non si sono riscontrate differenze significative. L'incendio ha avuto invece un effetto meno marcato. Le specie comparse in seguito al pascolamento sono, ad esempio, *Cerastium brachypetalum*, *Petrorhagia prolifera* e *Ajuga chamaeptytis*. Al contrario analizzando l'andamento della copertura non sono riscontrabili significative differenze tra i trattamenti, ma in seguito all'incendio si ha avuto un drastico incremento della copertura, in particolare di *Asterolinon linum-stellatum*, *Euphorbia sulcata*, *Alyssum alyssoides*, *Hornungia petraea*, *Linaria simplex*, *Medicago minima* e *Crepis foetida*, tutte specie già presenti nelle praterie e che



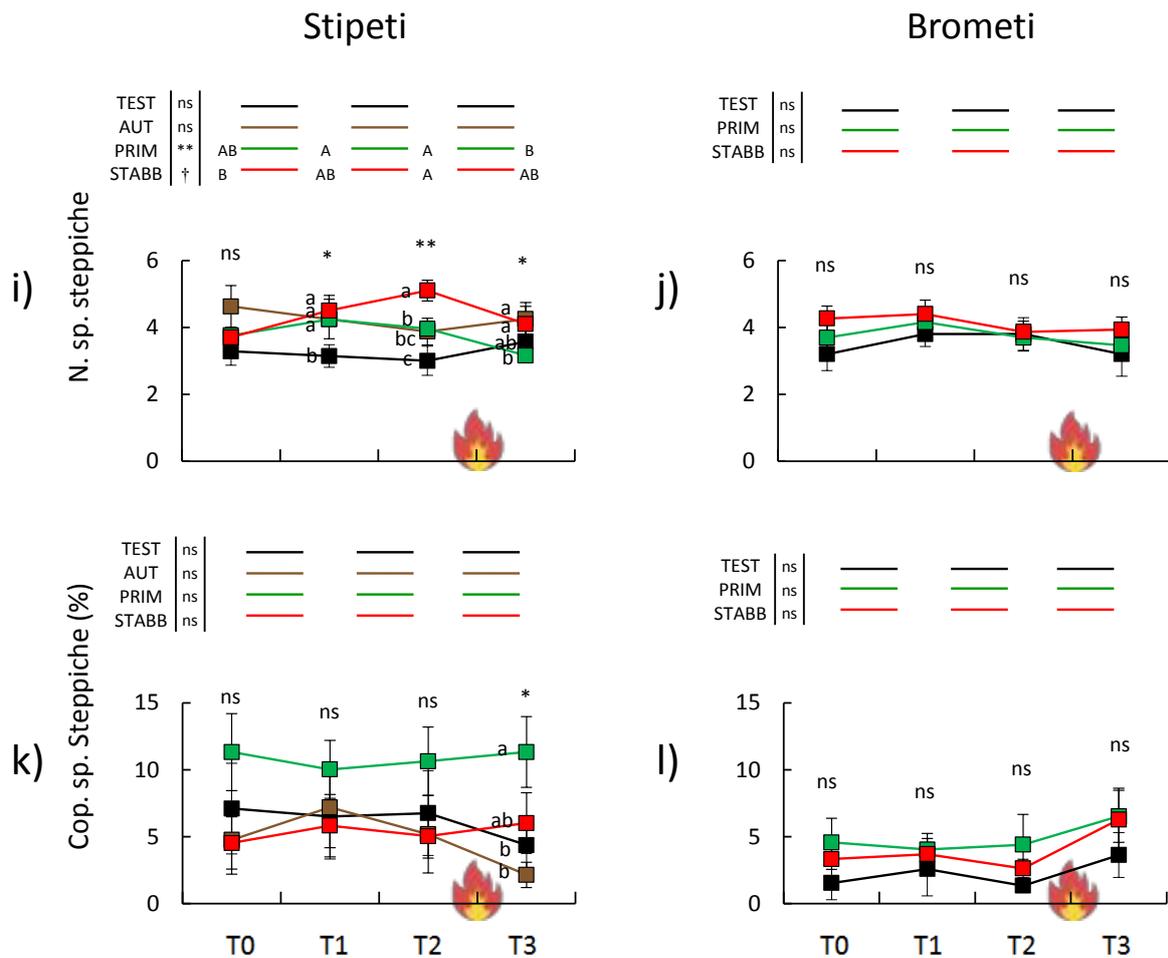


Figura 11 – Specie mediterranee perennanti, specie mediterranee annuali e specie steppiche in stipeti (a, c, e, g, i, k) e brometi (b, d, f, h, j, l). I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. Le lettere maiuscole indicano il confronto fra anni a parità di trattamento, mentre le lettere minuscole indicano il confronto tra trattamenti a parità di anno. *, p<0.001; **, p<0.01; *, p<0.05; †, p<0.1; ns, p>0.1.**

rivestono un forte interesse per la conservazione. La presenza delle specie annuali infatti è abbastanza costante, ma a cambiare fortemente in base ai disturbi, antropici o naturali che siano, è la superficie occupata dalle specie annuali, che si conservano nella banca semi in modo rinnovarsi qualora le condizioni pedoclimatiche siano consone alla loro presenza, in particolare quando si ha una diminuzione della copertura di altre specie con esposizione di suolo nudo che rende competitive anche le specie annuali.

Le differenti reazioni da parte di stipeti e brometi sono probabilmente imputabili ai diversi meccanismi pedoclimatici. Gli stipeti occupano le aree più aride e con suoli più superficiali, caratteristica che limita la componente erbacea. Infatti, la percentuale di suolo nudo relativa all'anno T1 negli stipeti corrisponde a 24.7%, mentre nei brometi ha un valore di 11.6%. L'intrinseca presenza di spazi vuoti consente il mantenimento di una componente annuale e la relativa banca semi negli stipeti, che con l'effetto di disturbo prima dovuto al pascolamento poi all'incendio, ha consentito un abbondante aumento delle terofite mediterranee. Nei brometi è avvenuto lo stesso processo, ma con intensità inferiore a causa della maggiore copertura di partenza delle specie perennanti, con conseguente minore spazio disponibile per la colonizzazione delle specie annuali. La stabbiatura in entrambi gli habitat è risultata idonea a incrementare

le specie annuali a livello di numero di specie, senza alterare la copertura relativa delle diverse componenti vegetali e consentendo di mantenere la biodiversità tipica delle praterie xerothermiche.

Forme biologiche

Nell'analisi delle forme biologiche (Pignatti, 1982) sono state prese in considerazione le emicriptofite, le camefite e le terofite, cioè le forme di cui fanno parte la maggior parte delle specie interessanti, da conservare all'interno delle oasi xerothermiche. I risultati sono rappresentati nella Figura 12.

Le camefite (Figura 12 a-d) sono rappresentate nell'area di studio da specie quali ad esempio *Ononis minutissima* e le specie appartenenti ai generi *Fumana* e *Helianthemum*. Queste specie hanno reagito in modo molto irregolare ai disturbi. Nei brometi non si è assistito ad alcun effetto del pascolamento, né dell'incendio; le uniche variazioni significative sono probabilmente riconducibili a fluttuazioni di tipo climatico senza alcun significato per il presente studio. Per quanto riguarda invece gli stipeti l'unico trattamento che ha subito una diminuzione significativa del numero di camefite è stato la stabbiatura; in realtà questa variazione non è molto accentuata perché passa da un valore massimo a T0 di 7.2 a un valore minimo in T3 di 5.3 specie. Le specie che sono sparite sono *Sempervivum tectorum*, *Sedum montanum* e *Globularia cordifolia*, specie rupicole molto sensibili al calpestamento. È interessante vedere dal grafico (Figura 12) come al T0 non ci siano differenze tra i trattamenti, ma negli anni successivi il trattamento STABB si discosta sempre di più dagli altri trattamenti. La copertura ha dato invece risultati più interessanti negli stipeti, con una diminuzione significativa in seguito all'incendio dovuto alla combustione della porzione epigea e con minime differenze tra i trattamenti, eccetto in T2 in cui il trattamento di stabbiatura ha provocato un disturbo sulla vegetazione sfavorendo le camefite a vantaggio di altre forme biologiche, come attestato anche da Škornik et al. (2010).

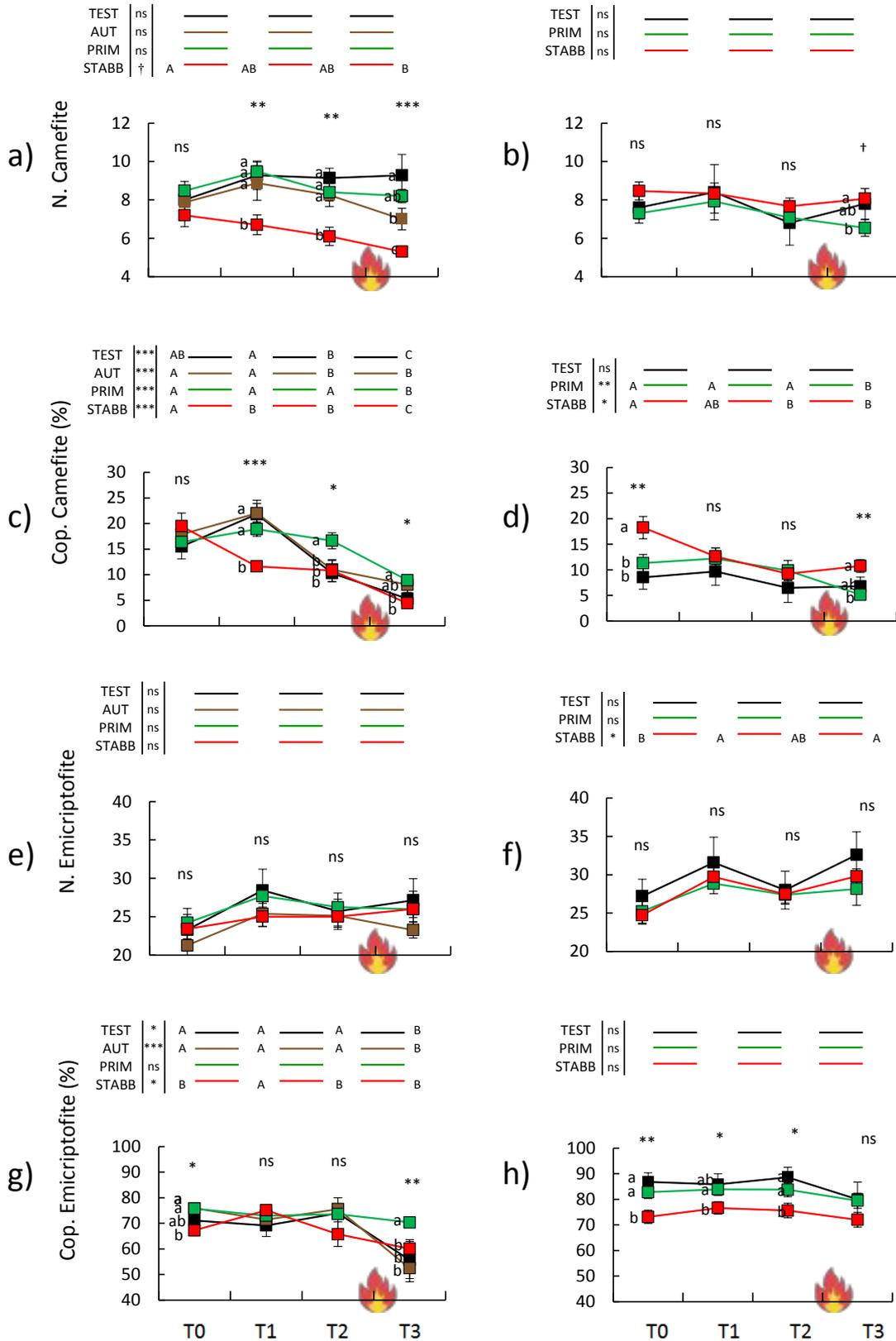
Le emicriptofite (Figura 12 e-h) sono rappresentate principalmente da graminee ma anche da specie di particolare interesse come *Achillea tomentosa*, *Campanula sibirica* e *Aster lynosiris*. Il pascolamento e l'incendio non hanno provocato alcun effetto significativo sul numero di specie afferenti a questo gruppo. Per quanto riguarda invece le coperture si può apprezzare una variazione significativa solamente negli stipeti in seguito al verificarsi dell'incendio. Quest'ultimo ha provocato una netta diminuzione della copertura occupata dalle emicriptofite, in particolare di graminee, passando da valori medi di 72% al T2 a valori medi di 60% al T3.

Le terofite (Figura 12 i-l) sono rappresentate ad esempio da *Euphorbia sulcata*, *Hornungia petraea* e *Asterolinon linum-stellatum*. A differenza delle forme biologiche precedenti che hanno subito una generale diminuzione, le terofite si sono dimostrate, come da aspettative, le specie più resilienti nei confronti dei disturbi. L'aumento è stato sia in termini di copertura sia in termini di numero di specie. Negli stipeti si sono verificati gli incrementi maggiori, in particolare in termini di copertura. La copertura media è passata dal minimo di 0.8% in T0 al massimo di 21.4% in T3. Tutti i trattamenti, compreso TEST, hanno subito un incremento nella copertura in seguito all'incendio. Solamente in STABB è apprezzabile anche un aumento significativo della copertura negli anni T1 e T2 dovuto all'apertura di spazi di suolo nudo grazie al calpestamento e alla brucatura del bestiame. Le terofite sono perfettamente adattate a sfruttare il suolo nudo come specie pioniere per cui un disturbo a bassa intensità costante come il pascolamento le favorisce senza deprimere troppo le altre forme biologiche come invece succede nel caso di disturbi più intensi quali l'incendio, che ha provocato una sensibile riduzione nella copertura delle camefite e delle emicriptofite, come indicato precedentemente.



Stipeti

Brometi



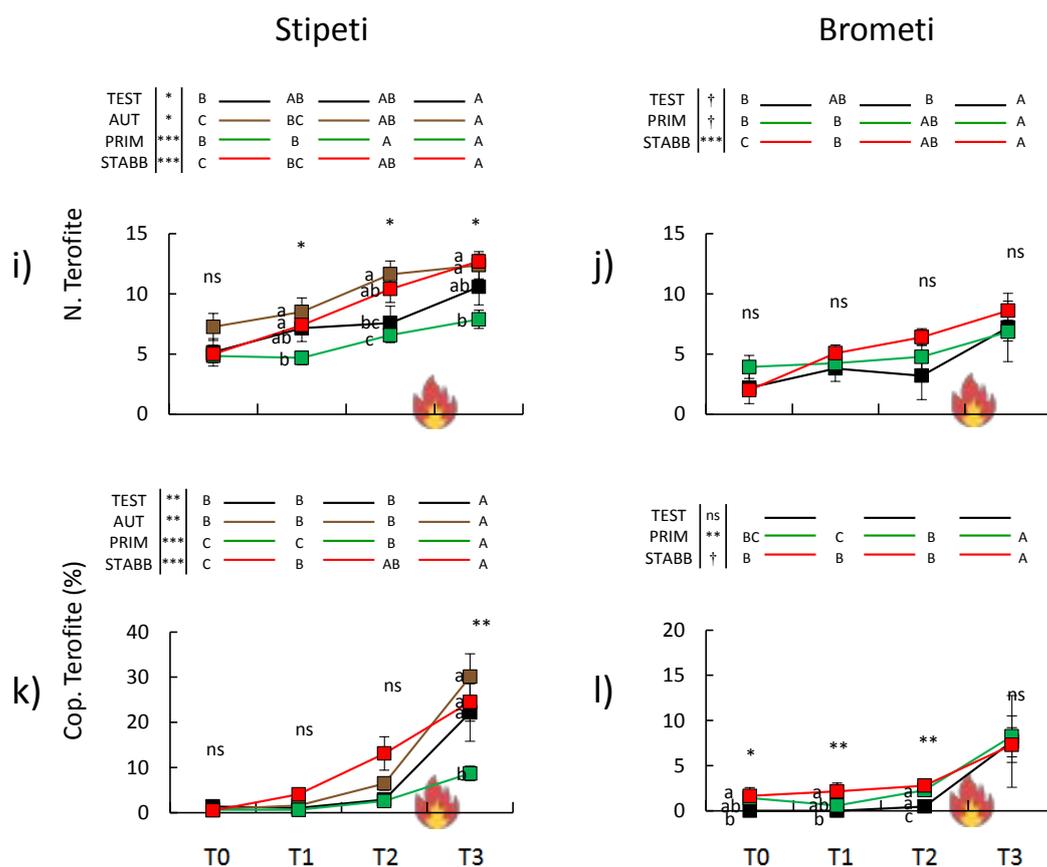


Figura 12 – Numero e copertura di camefite, emicriptofite e terofite in stipeti (a, c, e, g, i, k) e brometi (b, d, f, h, j, l). I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. Le lettere maiuscole indicano il confronto fra anni a parità di trattamento, mentre le lettere minuscole indicano il confronto tra trattamenti a parità di anno. *, $p < 0.001$; **, $p < 0.01$; *, $p < 0.05$; †, $p < 0.1$; ns, $p > 0.1$.**

Per quanto riguarda il numero di specie l'incremento non è stato molto accentuato, ma graduale, probabilmente non dovuto al pascolamento in quanto anche il testimone subisce le medesime variazioni. L'incendio, che è stato essenziale nell'aumentare la copertura, non ha fornito gli stessi risultati in termini di numero di specie, che infatti è rimasto stabile evidenziando uno scarso effetto dell'incendio sulla distribuzione delle forme biologiche. Sono riscontrabili differenze significative tra i trattamenti riconducibili probabilmente alla variabilità della banca semi delle diverse aree.

Nei brometi non sono apprezzabili differenze significative tra i trattamenti, né a causa del pascolamento, mentre l'effetto dell'incendio è marcato, seppur meno accentuato rispetto agli stipeti, in particolare per quanto riguarda la copertura. L'effetto dell'incendio è stato più marcato negli stipeti in cui il suolo è molto superficiale e ripido per cui più sensibile rispetto ai brometi che si trovano nelle aree più pianeggianti.

Valore Pastorale

Il Valore Pastorale negli ambienti aridi si mantiene sempre su valori molto bassi: in media 11.1 negli stipeti e 15.5 nei brometi. Eventuali variazioni sono quindi molto importanti per valutare se il pascolamento abbia un effetto positivo o provochi un ulteriore impoverimento della prateria.

Il VP delle praterie si è mantenuto stabile da T0 a T2 senza significative differenze tra i trattamenti di pascolamento, fatta eccezione per il trattamento STABB limitatamente ai brometi (Figura 13 a, b). La stabbatura nei brometi ha provocato una riduzione graduale del VP, non rilevabile invece negli stipeti;

questo può essere dovuto alla diversa abbondanza di specie palatabili tra i due habitat, con dominanza di specie con valore pabulare nullo negli stipeti (*Stipa pennata* IQS=0) e dominanza di specie con scarso valore pabulare nei brometi (*Bromus erectus* IQS=1,5). La preferenza delle specie più palatabili da parte del bestiame ha sicuramente favorito le specie meno palatabili con conseguente diminuzione del VP nelle aree dove a dominare erano le specie con il migliore indice di qualità specifica. Come attestato da Pittarello et al. (2017) infatti nelle praterie xerothermiche in cui l'offerta consiste in specie con indici di qualità specifica molto bassi, si assiste a una marcata selezione delle specie più palatabili, mentre le meno palatabili vengono consumate proporzionalmente all'intensità di pascolamento. Infatti, la copertura di *Festuca ovina*, specie con indice di qualità specifico pari a 1.5, ha subito un decremento tra gli anni T0 e T2 nei brometi, seppur non significativo, compensato da un aumento significativo della copertura di *Stipa pennata* (Cfr. "Copertura erbacea totale e copertura delle specie dominanti"). La diminuzione si è verificata significativamente solamente nelle stabbature perchè il pascolamento primaverile e quello autunnale non hanno avuto intensità tali da provocare un effetto significativo sulla vegetazione. A differenza delle aree alpine più mesofile quindi le stabbature non hanno provocato un aumento della fertilità e quindi del valore pastorale delle praterie, al contrario ne hanno causato un lieve impoverimento, limitatamente ai brometi. Infatti, come attestato anche da Clark et al. (2007), nelle praterie aride il fattore limitante è in primo luogo la disponibilità idrica, mentre la disponibilità di nutrienti è un fattore secondario.

Bisogna sottolineare tuttavia che il trattamento di stabbatura ha occupato solamente il 2% circa della superficie di pascolamento, una rotazione su più ampie superfici di stabbature brevi è probabile che non causi un impoverimento della prateria.

L'incendio non ha avuto effetti sul VP, ma si è manifestato con decrementi significativi solamente nel trattamento AUT degli stipeti a causa probabilmente di variabili di tipo stagionale e di diversa intensità locale dell'incendio piuttosto che a causa del trattamento.

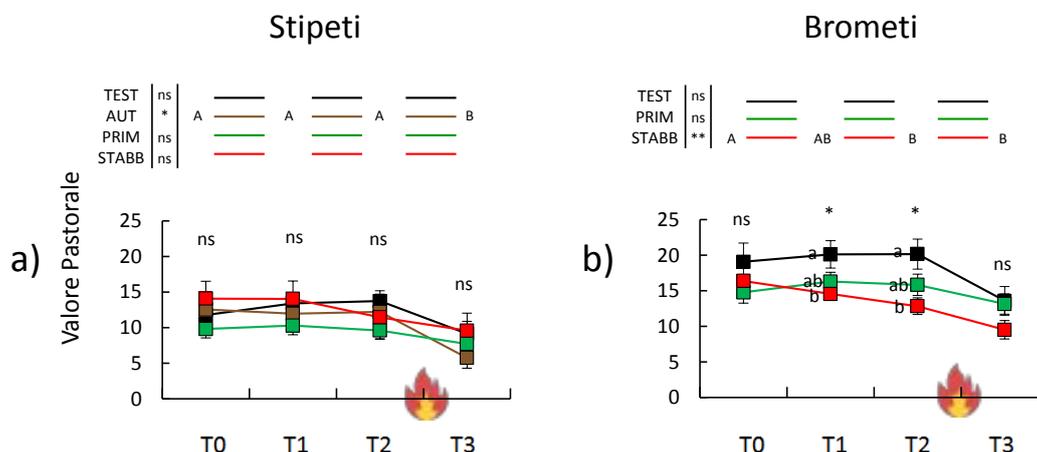


Figura 13 – Valore Pastorale in stipeti (a) e brometi (b). I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. Le lettere maiuscole indicano il confronto fra anni a parità di trattamento, mentre le lettere minuscole indicano il confronto tra trattamenti a parità di anno. ***, $p < 0.001$; **, $p < 0.01$; *, $p < 0.05$; †, $p < 0.1$; ns, $p > 0.1$.

Fertilità del suolo

L'indice N di Landolt assume un valore medio complessivo di tutti gli anni di 2.14 sia negli stipeti sia nei brometi. Secondo la classificazione di Landolt et al. (2010) perciò entrambi gli habitat vegetano su suoli poveri di nutrienti, in particolare di N e P. Nei brometi non sono riscontrabili variazioni del valore tra trattamenti, ma solamente una variazione tra il T2 e il T3 dovuta all'incendio. L'aumento di fertilità è significativo nei

trattamenti PRIM, mentre la tendenza alla crescita in STABB non è risultata significativa quindi sembrerebbe che l'incendio abbia avuto un effetto di fertilizzazione maggiore nelle aree che hanno subito il pascolamento in precedenza; i valori rimangono comunque molto simili a quelli del TEST, da cui non si riscontra una differenza significativa.

Negli stipeti invece si è assistito ad un aumento suddiviso in due momenti. Un primo lieve incremento nel valore di N si riscontra tra gli anni T1 e T2 in seguito al pascolamento e limitatamente all'utilizzazione a STABB e AUT. Il secondo aumento, più intenso, è avvenuto in seguito all'incendio in tutti i trattamenti. È da notare che in corrispondenza di ogni incremento si ha una diversificazione sempre più accentuata tra i diversi trattamenti, in particolare PRIM ha subito una crescita meno accentuata della fertilità rispetto agli altri trattamenti, che si discostano meno dal TEST.

L'incendio sembrerebbe quindi importante nell'aumentare la fertilità nel breve periodo delle praterie consentendo di mineralizzare i residui organici che solitamente si accumulano impedendo il ciclo dei nutrienti all'interno del suolo, a causa della scarsa umidità con conseguente scarsa attività microbica. In realtà il valore di N è influenzato fortemente dalla comparsa delle ruderali piuttosto che da un effettivo aumento di fertilità. Non è inoltre appurabile alla luce dei dati in possesso definire se l'aumento delle ruderali è dovuto a un aumento di fertilità o solamente all'aumento di suolo nudo colonizzabile. Negli stipeti si è assistito a un analogo aumento del valore di N seppur poco intenso dovuto al pascolamento autunnale e alla stabbiatura. Come si può vedere bene nel grafico (Figura 14 a, b) l'aumento di N dovuto al pascolamento è meno accentuato rispetto a quello dovuto all'incendio, il pascolamento infatti consente un'utilizzazione della prateria con ridotti effetti sulla composizione specifica sul lungo periodo, mentre l'incendio è un disturbo di intensità molto maggiore che agisce in particolare nel breve periodo, favorendo specie ruderali che provocano un innalzamento del valore dell'indice N.

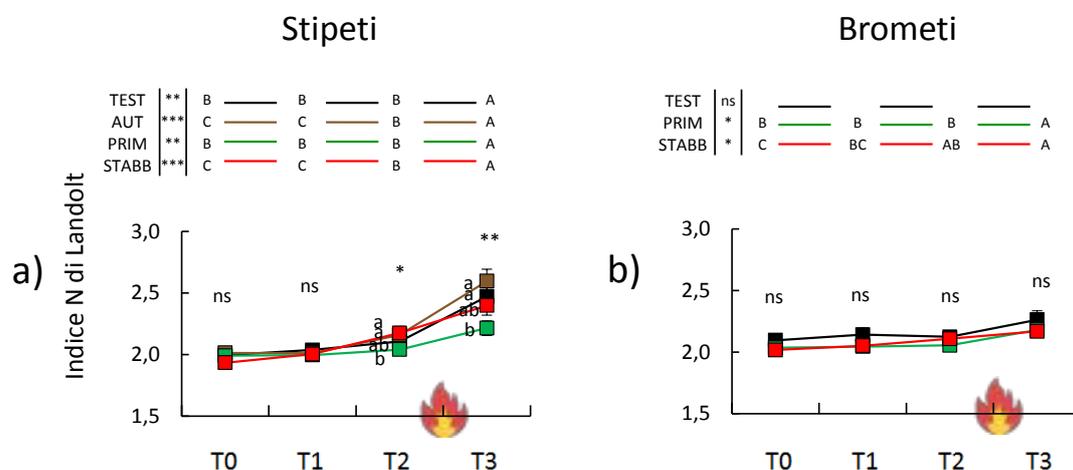


Figura 14 – Indice N di Landolt in stipeti (a) e brometi (b). I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. Le lettere maiuscole indicano il confronto fra anni a parità di trattamento, mentre le lettere minuscole indicano il confronto tra trattamenti a parità di anno. ***, $p < 0.001$; **, $p < 0.01$; *, $p < 0.05$; †, $p < 0.1$; ns, $p > 0.1$.

Se l'aumento di N fosse correlato ad un reale aumento di fertilità, comunque sarebbe di breve effetto in quanto le sostanze mineralizzate sono facilmente liscivate dalle precipitazioni, infatti all'aumento iniziale di fertilità subentra nel lungo periodo un ritorno alla scarsa fertilità originale come attestato dai dati 2019 di N (Cfr. Due anni post-incendio).

Altezza media di *Stipa pennata*

L'altezza media dei culmi vegetativi della specie *Stipa pennata* (Figura 15 a, b) si è rivelata essere un indicatore poco affidabile della fertilità del suolo. L'altezza non dipende infatti solo dalla fertilità del suolo, che sembra dare un apporto marginale, ma anche da altre variabili quali lo stadio fenologico al momento del rilevamento e la piovosità annuale.

Si è assistito ad una diminuzione del valore dell'altezza media tra T0 e T1, probabilmente a causa dell'elevata piovosità dell'anno 2014 con conseguente crescita di abbondante biomassa. STABB si discosta in T0 in entrambi i casi dagli altri trattamenti; questa differenza non è rappresentativa in quanto l'anno di riferimento per il T0 nelle stabbature è il 2015 che ha avuto un regime pluviometrico molto più asciutto rispetto al 2014, anno di riferimento per gli altri trattamenti. In seguito alla decrescita del primo anno per cause climatiche i valori rimangono stabili con le utilizzazioni pastorali, apparentemente quindi il pascolamento sembra non avere un significativo effetto sull'altezza.

L'incendio ha provocato alcune variazioni irregolari e difficilmente spiegabili legate al pascolamento, con effetti diversi nei due habitat. Negli stipeti, TEST e STABB sono rimasti costanti, mentre nelle aree pascolate con bassa intensità l'altezza è diminuita in modo analogo nei trattamenti PRIM e AUT. Questo risultato è contrario alle aspettative. Nei brometi al contrario TEST e PRIM sono rimasti invariati in seguito all'incendio, mentre la STABB ha subito un incremento significativo. Quest'ultimo risultato relativo al post-incendio di STABB è in linea con le aspettative. In particolare, ci si aspetterebbe che nelle aree pascolate, o meglio stabbate, si assista ad una diminuzione di necromassa con conseguente diminuzione del carico di combustibile e quindi dell'intensità dell'incendio. Avendo un incendio meno intenso, i danni sui cespi della *Stipa pennata* sono inferiori per cui l'altezza più elevata.

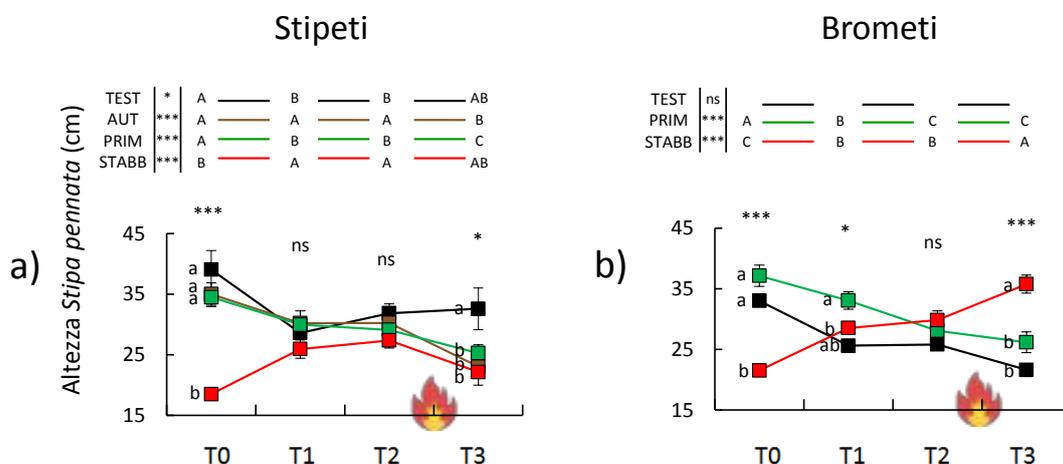


Figura 15 – Altezza vegetativa di *Stipa pennata* in stipeti (a) e brometi (b). I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. Le lettere maiuscole indicano il confronto fra anni a parità di trattamento, mentre le lettere minuscole indicano il confronto tra trattamenti a parità di anno. ***, $p < 0.001$; **, $p < 0.01$; *, $p < 0.05$; †, $p < 0.1$; ns, $p > 0.1$.

Essendo l'altezza nel complesso una variabile poco affidabile nel descrivere la fertilità del suolo e l'effetto del pascolamento, ne è sconsigliato l'utilizzo per progetti analoghi.

Effetto nello spazio multivariato: *Indicator species analysis*

L'Indicator Species Analysis mostra che in seguito a due anni di trattamento si sono verificate significative variazioni nella composizione vegetazionale delle praterie (Tabella 3). Negli stipeti l'effetto si osserva in tutti i trattamenti di pascolamento: molte specie tipiche di comunità pioniera annuali sono associate al tempo T2 in AUT, PRIM e STABB. Fra queste, ad esempio, *Helianthemum salicifolium*, *Linaria simplex*, *Minuartia rubra* e *Ononis reclinata*, tutte specie ad areale mediterraneo pregiate (Figura 16). *Arenaria serpyllifolia* è associata al tempo T2 in tutti i trattamenti, compreso TEST, per cui il suo incremento è attribuibile perlopiù alle fluttuazioni climatiche inter-annuali. Nei brometi si osservano variazioni soltanto nel trattamento STABB, dove, similmente agli stipeti, l'energica utilizzazione animale favorisce alcune specie pioniera annuali. Inoltre, coerentemente con quanto discusso in precedenza (Cfr. "Copertura erbacea e copertura delle specie dominanti"), *Festuca ovina* riduce la sua copertura mentre *Stipa pennata* la incrementa. Fra le specie che risentono del pascolamento, in entrambi gli habitat, troviamo le camefite *Teucrium chamaedrys*, *Helianthemum apenninum* e *Sempervivum tectorum*, significativamente associate al tempo T0. Tali specie presentano fusto lignificato e portano le gemme al di sopra del livello del suolo, per cui l'azione di calpestamento è certamente un disturbo che le può danneggiare. Al contrario, le specie tipiche di comunità ruderali *Reseda phyteuma* e *Sherardia arvensis* si avvantaggiano del disturbo esercitato dagli animali negli stipeti.

L'incendio ha causato variazioni significative della composizione vegetazionale, evidenti sia negli stipeti sia nei brometi (Tabella 4). Complessivamente, in entrambi gli habitat, si osservano specie tipiche di praterie aride prevalentemente associate al tempo T2 e specie pioniera annuali e specie ruderali prevalentemente associate al tempo T3. Fra le specie tipiche di praterie aride, si osserva una generale riduzione delle principali graminee caratterizzanti le praterie oggetto di studio quali *Bothriochloa ischaemum*, *Bromus erectus*, *Cleistogenes serotina*, *Festuca ovina*, *Koeleria vallesiana* e *Stipa pennata*, significativamente associate al pre-incendio (T2). Il passaggio del fuoco tende infatti a ridurre la copertura delle graminee e incrementare quella delle dicotiledoni, che nell'area studio corrispondono in massima parte alle specie pioniera annuali. Anche le camefite *Fumana* spp. e *Teucrium chamaedrys*, dato il fusto legnoso alla base, hanno risentito del passaggio del fuoco. Le specie tipiche di comunità ruderali che si sono avvantaggiate dell'incendio sono invece *Carduus nutans*, *Chenopodium album*, *Reseda phyteuma* e *Reseda lutea*. Si tratta di specie che si avvantaggiano degli ambienti disturbati e la cui espansione è legata al passaggio del fuoco, ma non presentano caratteristiche di invasività tali da costituire una grave minaccia per la conservazione. A nuocere negativamente le cenosi vegetali potrebbe invece essere, ad esempio, una specie come *Elymus repens*, una graminea ruderale stolonifera caratterizzata certamente da un maggior grado di invasività. Tuttavia, laddove presente, questa specie mantiene la copertura costante, sia in seguito a stabbiatura sia nel post-incendio. Contrariamente alle altre condizioni sperimentali, il trattamento TEST nei brometi non mostra una variazione sostanziale delle specie associate fra il tempo T2 e il tempo T3. Questo risultato sottolinea che la variabilità spaziale della dinamica dell'incendio e delle caratteristiche vegetazionali-stazionali dell'area di studio assumono un ruolo importante nel condizionare le risposte vegetazionali.

Interessante notare che alcune specie rispondono in maniera simile al pascolamento e al fuoco mentre altre reagiscono soltanto a uno dei due fenomeni. Ad esempio, *Teucrium chamaedrys* e *Globularia bisnagarica* sono sensibili sia al pascolamento, sia al passaggio del fuoco e *Alyssum alyssoides*, *Arabis auriculata*, *Echium vulgare* e *Linaria simplex* sono favorite da entrambi gli eventi, mentre per esempio *Minuartia rubra* ed *Echium vulgare* compaiono rispettivamente solo nel caso dell'incendio e solo del pascolamento. Ma in generale, sebbene con meccanismi e tempistiche differenti e limitatamente ad alcuni aspetti (e.g. quantità di necromassa al suolo), il pascolamento e l'incendio agiscono in maniera simile.

Tabella 3 – Indicator Species analysis realizzata per confrontare (a) la situazione pre-trattamento (T0) e la situazione post-trattamento (T2) entro ciascun habitat e ciascun trattamento. I valori indicano l'indice di associazione (Indc Value). In parentesi sono indicate le forme biologiche: CH=Camefite, H=Emicriptofite, H BIENNE= Emicriptofite biennali, G=Geofite e T=Terofite. ***, p<0.001; **, p<0.01; *, p<0.05.

	STIPETI				BROMETI		
	TEST	AUT	PRIM	STABB	TEST	PRIM	STABB
Specie associate al pre-trattamento (T0)							
Specie tipiche di praterie aride							
<i>Centaureum erythraea</i> (H BIENNE)	.	.	.	0.707*	.	.	.
<i>Cuscuta epithymum</i> (T PAR)	.	.	0.538*
<i>Echinops ritro</i> (H)	.	.	.	0.707*	.	.	.
<i>Festuca ovina</i> s.l. (H)	0.773**
<i>Globularia bisnagarica</i> (H)	.	0.791*
<i>Helianthemum apenninum</i> (CH)	.	.	.	0.889**	.	.	.
<i>Hippocrepis comosa</i> (H)	.	.	0.69*
<i>Orobanche</i> spp. (T)	.	.	0.679**
<i>Teucrium chamaedrys</i> (CH)	.	0.858*	0.823*
Specie tipiche di comunità pioniere annuali							
<i>Sempervivum tectorum</i> (CH)	0.88**
Specie associate al post-trattamento (T2)							
Specie tipiche di praterie aride							
<i>Allium sphaerocephalon</i> (G)	.	0.846*	0.705**	.	.	.	0.719*
<i>Asperula aristata</i> (H)	.	.	0.755*
<i>Eryngium campestre</i> (H)	.	.	.	0.856*	.	.	.
<i>Stipa pennata</i> s.l. (H)	0.836**
Specie tipiche di comunità pioniere annuali							
<i>Alyssum alyssoides</i> (T)	0.928***
<i>Arabis auriculata</i> (T)	0.73**
<i>Arenaria serpyllifolia</i> (T)	0.917*	0.967**	0.9***	0.988**	.	.	0.974***
<i>Echium vulgare</i> (H BIENNE)	0.632*
<i>Helianthemum salicifolium</i> (T)	.	.	.	0.837**	.	.	.
<i>Linaria simplex</i> (T)	.	0.894**
<i>Minuartia rubra</i> (H BIENNE)	.	.	0.578*
<i>Ononis reclinata</i> (T)	.	0.955**	.	0.9*	.	.	.
Specie tipiche di comunità ruderali							
<i>Reseda phyteuma</i> (T)	.	0.791*
<i>Sherardia arvensis</i> (T)	.	.	.	0.775*	.	.	.

Tabella 4 – Indicator Species analysis realizzata per confrontare la situazione pre-incendio (T2) e la situazione post-incendio (T3) entro ciascun habitat e ciascun trattamento. I valori indicano l'indice di associazione (Indc Value). In parentesi sono indicate le forme biologiche: CH=Camefite, H=Emicriptofite, H BIENNE= Emicriptofite biennali, G=Geofite e T=Terofite. *, p<0.001; **, p<0.01; *, p<0.05.**

	STIPETI				BROMETI		
	TEST	AUT	PRIM	STABB	TEST	PRIM	STABB
Specie associate al pre-incendio (T2)							
Specie tipiche di praterie aride							
<i>Asperula aristata</i> (H)	.	.	0.786*
<i>Bothriochloa ischaemum</i> (H)	.	0.898*	0.761*
<i>Bromus erectus</i> (H)	0.784*	.	.
<i>Campanula sibirica</i> (H BIENNE)	.	.	0.605*
<i>Cleistogenes serotina</i> (H)	.	0.911*	0.566**
<i>Festuca ovina s.l.</i> (H)	.	0.896*	0.804*	.	.	.	0.814**
<i>Fumana spp.</i> (CH)	.	.	0.92***
<i>Globularia bisnagarica</i> (H)	.	.	0.706*	.	0.679*	.	.
<i>Koeleria vallesiana</i> (H)	.	0.909*	0.836**
<i>Scorzonera austriaca</i> (H)	0.955*	.	.
<i>Stipa pennata s.l.</i> (H)	.	0.794*	0.767*
<i>Teucrium chamaedrys</i> (CH)	0.964**	0.957**	0.908***	0.846*	.	0.875**	0.874*
Specie tipiche di comunità pioniere annuali							
<i>Dianthus sylvestris</i> (H)	.	.	0.626**
<i>Linum strictum</i> (T)	.	.	0.633*
Altre specie							
<i>Astragalus monspessulanus</i> (H)	0.701*
Specie associate al post-incendio (T3)							
Specie tipiche di praterie aride							
<i>Centaurea valesiaca</i> (H BIENNE)	.	.	0.51*	.	.	.	0.577*
<i>Ononis natrix</i> (H)	0.858*
<i>Silene otites</i> (H)	0.934*
Specie tipiche di comunità pioniere annuali							
<i>Alyssum alyssoides</i> (T)	0.966*	0.874*
<i>Arabis auriculata</i> (T)	0.801*	.	.
<i>Arenaria serpyllifolia</i> (T)	0.92*	0.907*	0.811*	0.832*	.	.	.
<i>Echium vulgare</i> (H BIENNE)	0.897*
<i>Linaria simplex</i> (T)	.	.	0.794*	0.958***	.	.	.
Specie tipiche di comunità ruderali							
<i>Chenopodium album</i> (T)	0.632*
<i>Reseda phyteuma</i> (T)	.	0.888*
<i>Carduus nutans</i> (H BIENNE)	0.962*	0.761*	0.862*
<i>Reseda lutea</i> (H)	.	.	0.76**
Altre specie							
<i>Verbascum thapsus</i> (H BIENNE)	0.816***
<i>Arabis turrita</i> (H BIENNE)	.	0.866**



Figura 16 – Da sinistra: *Helianthemum salicifolium*, *Ononis reclinata* e *Linaria simplex*; Specie mediterranee di piccola taglia favorite dal pascolamento

Lo stato della vegetazione a due anni dal passaggio del fuoco

L'analisi dell'effetto di un incendio su una fitocenosi non può limitarsi al semplice rilevamento post-incendio nell'anno successivo all'evento. Per questo motivo per poter valutare la capacità di recupero delle praterie in seguito all'incendio i rilevamenti sono stati effettuati anche nella primavera del 2019. Essendosi verificato l'incendio nella stagione autunnale, il monitoraggio della primavera successiva all'evento ha consentito di evidenziare molto bene l'impatto di breve termine sulla vegetazione, in quanto durante l'inverno la vegetazione non ha avuto modo di recuperare i danni trovandosi in riposo vegetativo.

Nel 2019 sono stati selezionati 38 rilievi rappresentativi accomunati dall'assenza di trattamenti di taglio della componente arborea e dal passaggio dell'incendio, e in modo tale da avere un pari numero di ripetizioni ripartite tra brometi e stipeti. Tutti i trattamenti di pascolamento sono rientrati nell'analisi, in quanto la ripartizione dei 38 rilievi in base al trattamento è sintetizzabile come segue: 6 TEST, 9 PRIM, 3 AUT e 20 STABB. Gli anni analizzati sono stati 2017, 2018 e 2019, rispettivamente ad indicare: la condizione pre-incendio, il primo anno post-incendio e il secondo anno-post incendio. L'analisi statistica è stata condotta mediante modelli misti (GLMMs) con una struttura a misure ripetute nel tempo, utilizzando come fattore fisso il tempo (2017, 2018, 2019).

Come da aspettative, in seguito alla drastica riduzione della biomassa verde e all'azzeramento della necromassa, nel 2019 si è assistito a un ritorno a una situazione simile a quella del 2017. L'effetto dell'incendio è stato quindi marcato al primo anno e ha consentito l'apertura di spazi di suolo vuoto potenzialmente occupabili da specie annuali. Le variazioni nella biomassa hanno prodotto un analogo cambiamento nel valore pastorale a causa dell'aumento di specie annuali con indici di qualità specifici nulli e della leggera diminuzione delle specie perenni tra le quali troviamo specie con indici di qualità specifica superiori a 1, come *Festuca ovina*. Il VP al pari della fitomassa è poi aumentato nel 2019 tornando ai valori pre-incendio.

La copertura erbacea totale è rimasta abbastanza stabile, con lievi inflessioni nell'anno 2018 ma non significative, eccetto per quanto riguarda STABB nei brometi dove l'andamento è significativo. Lo stesso andamento è riscontrabile nella copertura di *Festuca ovina* sia nei brometi sia negli stipeti, nei primi

limitatamente al trattamento STABB, mentre nei secondi solamente in TEST. *Festuca ovina*, si è mostrata sensibile al passaggio del fuoco, ma ha recuperato la copertura nell'anno successivo. È probabile che l'inflexione nella copertura erbacea totale sia imputabile proprio alla diminuzione della copertura della *Festuca ovina*.

Nei brometi le variabili legate alla biodiversità in seguito all'aumento dovuto all'incendio, si sono mantenute stabili successivamente, solamente il trattamento STABB è però risultato significativo in equità e Shannon, mentre solamente TEST per la ricchezza specifica. Negli stipeti, i risultati significativi per quanto riguarda le variabili di biodiversità sono stati scarsi. Il numero di specie non ha subito alcuna variazione significativa, mentre l'indice di Shannon è variato solamente per TEST e AUT e l'equità solo in AUT. Tutte le variazioni significative sono costituite da un lieve decremento nel 2019 a seguito dell'aumento del 2018; i valori sono rimasti comunque più elevati rispetto al 2017. Questa variazione è dovuta probabilmente all'aumento di copertura delle specie annuali che precedentemente erano solamente sporadiche, per cui l'incendio ha aumentato l'omogeneità nelle coperture delle diverse specie.

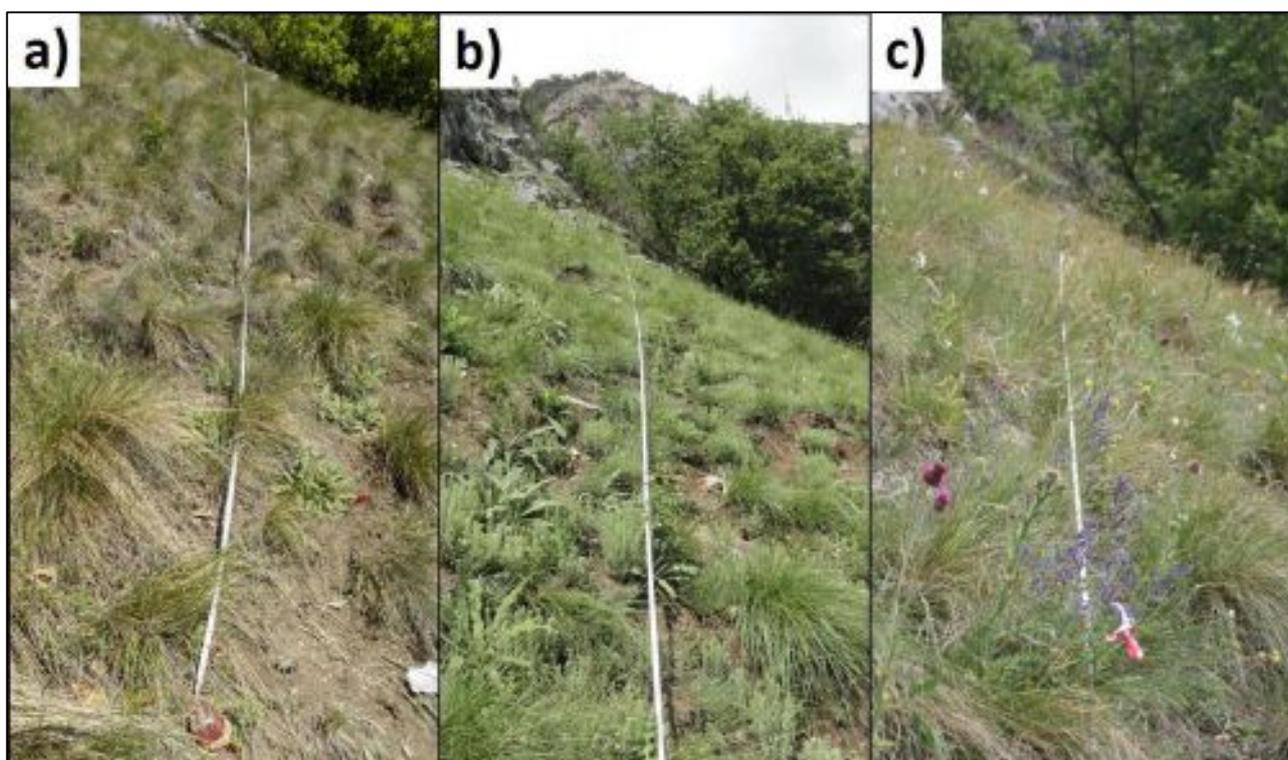


Figura 17 – Stessa stazione di rilievo nel 2017 (a), nel 2018 (b) e nel 2019 (c): è ben osservabile la netta differenza nelle proporzioni tra le specie.

Il numero di specie delle diverse categorie fitosociologiche, corologiche e delle forme biologiche non ha subito variazioni negli stipeti (Tabella 5), mentre nei brometi (Tabella 6) le variazioni sono limitate alle terofite nel trattamento TEST, alle specie mediterranee annuali nel trattamento STABB e alle specie di comunità pioniere annuali in STABB (Figura 17). Per queste tre variabili si è assistito a una stabilizzazione su valori elevati simili a quelli raggiunti nel 2018. Anche negli altri trattamenti si assiste ad un andamento simile anche se non significativo. Per quanto riguarda le coperture i risultati sono stati diversi tra i due habitat. Nei brometi è osservabile per le variabili terofite, specie mediterranee annue e specie di comunità pioniere annuali un andamento analogo al corrispondente numero di specie, anche se i risultati sono significativi solo per il trattamento STABB. Anche la copertura delle specie tipiche di comunità ruderali perennanti ha subito

variazioni significative, infatti nei trattamenti TEST e PRIM in seguito all'incremento istantaneo del 2018, si è avuta una diminuzione l'anno successivo fino a livelli simili al 2017.

Tabella 5 – Variabili analizzate per la valutazione dell'incendio nei brometi. I valori corrispondono alla media con l'errore standard, mentre le lettere all'apice indicano il confronto tra gli anni a parità di trattamento. La significatività è indicata nell'ultima colonna.

STIPETI	2017	2018	2019	p-value
Fitomassa verde				
TEST	3.0 ± 0.00 ^A	2.0 ± 0.00 ^B	2.3 ± 0.33 ^{AB}	*
AUT	2.2 ± 0.17	1.8 ± 0.17	2.3 ± 0.17	ns
PRIM	2.3 ± 0.33 ^B	2.7 ± 0.17 ^{AB}	3.0 ± 0.00 ^A	†
STABB	3.1 ± 0.12 ^A	2.4 ± 0.22 ^B	2.9 ± 0.31 ^A	**
Necromassa				
TEST	2.0 ± 0.00 ^A	1.0 ± 0.00 ^B	2.0 ± 0.00 ^A	*
AUT	2.0 ± 0.00 ^A	1.0 ± 0.00 ^B	2.0 ± 0.00 ^A	*
PRIM	1.8 ± 0.17 ^A	1.0 ± 0.00 ^B	2.0 ± 0.00 ^A	***
STABB	2.4 ± 0.21 ^A	1.1 ± 0.10 ^B	2.2 ± 0.13 ^A	***
Cop. erbacea (%)				
TEST	76.7 ± 1.67 ^A	50.0 ± 12.58 ^B	80.3 ± 2.40 ^A	†
AUT	63.3 ± 1.67	63.3 ± 9.28	73.3 ± 4.41	ns
PRIM	73.0 ± 4.36	70.0 ± 7.64	85.3 ± 5.78	ns
STABB	80.7 ± 3.10	81.2 ± 4.98	85.0 ± 4.39	ns
Cop. <i>Stipa pennata</i> (%)				
TEST	17.7 ± 3.71	16.7 ± 3.76	12.0 ± 7.37	ns
AUT	47.7 ± 5.84	38.7 ± 3.28	45.0 ± 3.61	ns
PRIM	18.0 ± 7.00	22.3 ± 11.26	20.0 ± 8.72	ns
STABB	19.3 ± 4.62	18.4 ± 4.37	21.9 ± 5.73	ns
Cop. <i>Festuca ovina</i> (%)				
TEST	33.0 ± 4.93 ^A	15.3 ± 2.19 ^B	29.0 ± 3.06 ^A	**
AUT	13.0 ± 7.94	6.7 ± 5.70	12.3 ± 7.69	ns
PRIM	6.0 ± 3.51	3.0 ± 2.52	7.0 ± 1.53	ns
STABB	10.0 ± 3.19	7.5 ± 1.77	14.3 ± 3.00	ns
Cop. <i>Bromus erectus</i> (%)				
TEST	1.7 ± 1.67	0.0 ± 0.00	1.0 ± 0.00	ns
AUT	-	-	-	-
PRIM	11.3 ± 5.70	4.0 ± 3.51	5.0 ± 2.65	ns
STABB	15.5 ± 4.59	11.4 ± 3.59	14.8 ± 4.54	ns
Ricchezza specifica				
TEST	45.3 ± 1.20	50.3 ± 2.60	50.3 ± 0.88	ns
AUT	42.3 ± 2.96	44.3 ± 3.53	38.7 ± 3.18	ns
PRIM	39.3 ± 2.73	39.0 ± 0.58	40.7 ± 2.19	ns
STABB	46.0 ± 1.24	48.2 ± 2.56	47.3 ± 1.76	ns
Indice di Shannon				
TEST	3.3 ± 0.09 ^B	3.8 ± 0.21 ^A	3.6 ± 0.15 ^{AB}	*
AUT	3.0 ± 0.10 ^B	3.4 ± 0.20 ^A	3.1 ± 0.13 ^B	*
PRIM	3.5 ± 0.12	3.4 ± 0.21	3.6 ± 0.23	ns
STABB	3.6 ± 0.10	3.6 ± 0.12	3.5 ± 0.06	ns
Equitabilità				
TEST	0.6 ± 0.02	0.7 ± 0.05	0.6 ± 0.02	ns
AUT	0.6 ± 0.02 ^B	0.6 ± 0.02 ^A	0.6 ± 0.01 ^{AB}	*
PRIM	0.7 ± 0.02	0.6 ± 0.04	0.7 ± 0.05	ns
STABB	0.7 ± 0.02	0.6 ± 0.02	0.6 ± 0.01	ns

STIPETI	2017	2018	2019	p-value
N. sp. di praterie aride				
TEST	27.7 ± 2.85	27.3 ± 0.67	29.7 ± 1.76	ns
AUT	25.7 ± 0.67	25.3 ± 2.60	23.0 ± 2.08	ns
PRIM	29.0 ± 0.58	27.3 ± 1.67	29.0 ± 1.00	ns
STABB	29.2 ± 1.25	28.3 ± 1.70	27.5 ± 1.28	ns
Cop. sp. di praterie aride (%)				
TEST	96.0 ± 0.00 ^A	71.7 ± 8.95 ^B	83.3 ± 4.06 ^{AB}	*
AUT	92.3 ± 4.81 ^A	68.0 ± 4.62 ^B	92.0 ± 1.00 ^A	*
PRIM	98.7 ± 0.33	92.7 ± 3.33	97.0 ± 0.58	ns
STABB	84.7 ± 3.85 ^A	73.1 ± 4.38 ^B	87.9 ± 2.68 ^A	**
N. sp. di comunità pioniere annuali				
TEST	10.3 ± 2.03	12.7 ± 0.88	12.0 ± 1.00	ns
AUT	11.3 ± 0.88	10.3 ± 0.67	9.7 ± 1.45	ns
PRIM	6.0 ± 1.73	6.7 ± 1.20	6.0 ± 1.00	ns
STABB	10.7 ± 1.08	12.6 ± 0.67	13.7 ± 1.05	ns
Cop. sp. di comunità pioniere annuali (%)				
TEST	2.3 ± 0.67 ^B	18.7 ± 6.89 ^A	10.7 ± 2.96 ^{AB}	†
AUT	3.3 ± 1.20 ^B	29.0 ± 3.51 ^A	4.7 ± 1.20 ^B	***
PRIM	0.3 ± 0.33 ^B	5.0 ± 1.53 ^A	1.0 ± 0.58 ^B	*
STABB	13.9 ± 4.01	25.7 ± 4.59	10.9 ± 2.96	ns
N. sp. di comunità ruderali perennanti				
TEST	1.0 ± 0.00	1.7 ± 0.33	2.0 ± 0.00	ns
AUT	1.3 ± 0.33	1.0 ± 0.00	1.7 ± 0.33	ns
PRIM	0.3 ± 0.33	0.7 ± 0.33	1.0 ± 0.58	ns
STABB	0.6 ± 0.27	0.7 ± 0.21	1.1 ± 0.23	ns
Cop. sp. di comunità ruderali perennanti (%)				
TEST	0.3 ± 0.33	7.3 ± 3.33	3.3 ± 1.45	ns
AUT	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00	0.3 ± 0.33	ns
PRIM	0.0 ± 0.00	1.0 ± 1.00	0.0 ± 0.00	ns
STABB	0.2 ± 0.20	0.2 ± 0.13	0.1 ± 0.10	ns
N. sp. di comunità ruderali annuali				
TEST	1.3 ± 0.33	2.7 ± 0.88	1.7 ± 0.67	ns
AUT	1.0 ± 0.58	3.3 ± 0.88	2.3 ± 0.88	ns
PRIM	0.3 ± 0.33	0.7 ± 0.33	1.0 ± 0.58	ns
STABB	1.5 ± 0.22	2.3 ± 0.67	1.5 ± 0.22	ns
Cop. sp. di comunità ruderali annuali (%)				
TEST	0.0 ± 0.00	0.3 ± 0.33	0.3 ± 0.33	ns
AUT	0.0 ± 0.00	1.0 ± 0.58	0.3 ± 0.33	ns
PRIM	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00	0.3 ± 0.33	ns
STABB	0.2 ± 0.13	0.1 ± 0.10	0.1 ± 0.10	ns
N. sp. di praterie fertili				
TEST	1.3 ± 0.33	1.7 ± 0.33	1.0 ± 0.58	ns
AUT	0.7 ± 0.33	0.7 ± 0.33	0.7 ± 0.33	ns
PRIM	0.3 ± 0.33	0.7 ± 0.33	0.7 ± 0.33	ns
STABB	0.6 ± 0.22	0.7 ± 0.26	0.7 ± 0.21	ns
Cop. sp. di praterie fertili (%)				
TEST	1.0 ± 0.00	1.3 ± 0.67	1.0 ± 1.00	ns
AUT	4.3 ± 4.33	2.0 ± 1.53	0.3 ± 0.33	ns
PRIM	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00	0.7 ± 0.67	ns
STABB	0.3 ± 0.15	0.1 ± 0.10	0.1 ± 0.10	ns
N. sp. mediterranee perennanti				
TEST	8.7 ± 1.33	8.7 ± 0.33	8.7 ± 0.33	ns
AUT	8.0 ± 0.58	7.7 ± 0.67	8.3 ± 1.33	ns
PRIM	9.0 ± 0.00	8.7 ± 1.33	9.3 ± 0.67	ns
STABB	7.8 ± 0.36	6.6 ± 0.50	7.2 ± 0.33	ns

STIPETI	2017	2018	2019	p-value
Cop. sp. mediterranee perennanti (%)				
TEST	7.3 ± 0.33	4.3 ± 2.40	6.0 ± 3.51	ns
AUT	13.3 ± 0.88 ^A	3.7 ± 1.33 ^B	13.0 ± 1.00 ^A	**
PRIM	18.7 ± 7.80	8.0 ± 2.89	9.0 ± 4.58	ns
STABB	5.9 ± 1.10	4.7 ± 0.97	4.7 ± 1.28	ns
N. sp. mediterranee annuali				
TEST	5.3 ± 1.45	7.3 ± 1.86	7.0 ± 0.58	ns
AUT	8.3 ± 1.20	8.7 ± 1.20	8.3 ± 1.45	ns
PRIM	3.0 ± 1.53	4.3 ± 0.88	3.7 ± 0.67	ns
STABB	8.0 ± 0.95	9.5 ± 0.58	10.7 ± 0.93	ns
Cop. sp. mediterranee annuali (%)				
TEST	1.0 ± 0.58	6.0 ± 4.04	6.3 ± 1.76	ns
AUT	2.3 ± 0.67 ^B	16.3 ± 2.19 ^A	2.7 ± 1.20 ^B	**
PRIM	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00	1.0 ± 0.58	ns
STABB	6.2 ± 1.98	6.4 ± 1.27	6.1 ± 1.88	ns
N. sp. steppiche				
TEST	2.3 ± 0.33	3.7 ± 0.67	2.7 ± 0.33	ns
AUT	3.3 ± 0.33	3.7 ± 0.88	3.3 ± 0.67	ns
PRIM	3.3 ± 0.67	2.7 ± 0.33	3.0 ± 0.58	ns
STABB	5.3 ± 0.33	4.5 ± 0.43	4.6 ± 0.34	ns
Cop. sp. steppiche (%)				
TEST	0.7 ± 0.33 ^A	0.3 ± 0.33 ^B	0.0 ± 0.00 ^C	***
AUT	2.0 ± 2.00	0.0 ± 0.00	0.3 ± 0.33	ns
PRIM	16.7 ± 8.29	23.0 ± 6.81	20.3 ± 6.89	ns
STABB	5.0 ± 1.67	6.0 ± 2.24	6.4 ± 2.98	ns
N. Camefite				
TEST	10.0 ± 0.58	11.3 ± 0.88	10.3 ± 0.67	ns
AUT	7.3 ± 1.20	7.0 ± 1.53	5.7 ± 1.33	ns
PRIM	8.0 ± 1.00	7.7 ± 1.20	8.3 ± 1.20	ns
STABB	6.1 ± 0.48	5.3 ± 0.21	5.8 ± 0.25	ns
Cop. Camefite (%)				
TEST	9.7 ± 0.67	4.7 ± 2.67	7.0 ± 3.61	ns
AUT	11.3 ± 2.03 ^{AB}	5.7 ± 2.67 ^B	18.7 ± 3.33 ^A	*
PRIM	17.3 ± 6.44	7.3 ± 3.38	12.3 ± 3.38	ns
STABB	11.0 ± 2.14 ^A	4.5 ± 0.85 ^B	10.3 ± 2.62 ^A	*
N. Emicriptofite				
TEST	24.7 ± 2.85	24.7 ± 1.45	27.0 ± 2.52	ns
AUT	21.3 ± 1.45	22.0 ± 1.53	22.0 ± 1.15	ns
PRIM	24.3 ± 0.33	23.3 ± 1.86	25.0 ± 1.53	ns
STABB	25.0 ± 1.40	26.0 ± 2.32	24.9 ± 1.86	ns
Cop. Emicriptofite (%)				
TEST	64.0 ± 7.57	53.7 ± 2.33	60.3 ± 8.19	ns
AUT	73.3 ± 0.33 ^A	54.0 ± 4.93 ^B	73.3 ± 2.73 ^A	*
PRIM	77.7 ± 6.64	83.7 ± 3.84	77.3 ± 4.84	ns
STABB	65.7 ± 4.80 ^{AB}	60.0 ± 3.56 ^B	70.8 ± 3.36 ^A	*
N. Terofite				
TEST	8.0 ± 2.00	11.0 ± 1.53	9.3 ± 0.88	ns
AUT	10.3 ± 1.20	11.3 ± 1.45	9.7 ± 2.03	ns
PRIM	4.7 ± 1.45	5.7 ± 1.20	5.0 ± 0.58	ns
STABB	10.4 ± 1.13	12.7 ± 0.62	13.4 ± 0.88	ns
Cop. Terofite (%)				
TEST	1.7 ± 0.33	14.7 ± 6.44	6.7 ± 2.03	ns
AUT	3.7 ± 0.33 ^B	30.0 ± 3.61 ^A	3.3 ± 0.88 ^B	***
PRIM	0.3 ± 0.33	2.0 ± 1.00	1.0 ± 0.58	ns
STABB	13.2 ± 3.70	24.5 ± 4.19	8.3 ± 2.75	ns

STIPETI	2017	2018	2019	p-value
Valore pastorale (VP)				
TEST	12.1 ± 1.62 ^A	7.8 ± 0.71 ^B	12.4 ± 1.48 ^A	*
AUT	8.6 ± 2.81	5.6 ± 2.23	7.3 ± 1.72	ns
PRIM	10.9 ± 4.10 ^{AB}	9.6 ± 4.10 ^B	11.7 ± 3.57 ^A	†
STABB	11.4 ± 3.09 ^A	9.6 ± 2.44 ^B	12.2 ± 2.81 ^A	**
Indice N di Landolt				
TEST	2.1 ± 0.00 ^B	2.4 ± 0.09 ^A	2.1 ± 0.06 ^B	*
AUT	2.1 ± 0.07 ^B	2.4 ± 0.08 ^A	2.0 ± 0.03 ^B	*
PRIM	2.0 ± 0.02 ^B	2.0 ± 0.01 ^A	2.0 ± 0.04 ^{AB}	†
STABB	2.2 ± 0.04 ^B	2.4 ± 0.07 ^A	2.0 ± 0.02 ^C	***
Altezza di <i>Stipa pennata</i> (cm)				
TEST	32.0 ± 2.31 ^B	35.2 ± 5.90 ^{AB}	40.5 ± 4.11 ^A	†
AUT	30.0 ± 0.90 ^B	22.7 ± 1.68 ^C	41.5 ± 0.77 ^A	***
PRIM	28.1 ± 5.46	24.7 ± 1.35	33.5 ± 3.47	ns
STABB	28.8 ± 1.15 ^B	23.7 ± 1.52 ^C	34.9 ± 1.34 ^A	***

Tabella 6 – Variabili analizzate per la valutazione dell'incendio nei brometi. I valori corrispondono alla media con l'errore standard, mentre le lettere all'apice indicano il confronto tra gli anni a parità di trattamento. La significatività è indicata nell'ultima colonna.

BROMETI	2017	2018	2019	p-value
Fitomassa verde				
TEST	3.0 ± 0.00 ^A	2.2 ± 0.44 ^B	3.3 ± 0.33 ^A	*
PRIM	2.9 ± 0.20 ^A	2.3 ± 0.21 ^B	3.1 ± 0.27 ^A	*
STABB	2.9 ± 0.13	2.8 ± 0.25	2.8 ± 0.15	ns
Necromassa				
TEST	3.2 ± 0.17 ^A	1.0 ± 0.00 ^C	1.8 ± 0.17 ^B	***
PRIM	2.3 ± 0.25 ^A	1.0 ± 0.00 ^B	1.9 ± 0.08 ^A	***
STABB	2.5 ± 0.23 ^A	1.0 ± 0.00 ^B	2.4 ± 0.24 ^A	***
Cop. erbacea (%)				
TEST	86.7 ± 1.67	83.3 ± 9.28	87.0 ± 8.50	ns
PRIM	76.5 ± 6.68	71.0 ± 10.54	84.8 ± 3.56	ns
STABB	86.9 ± 1.44 ^A	68.8 ± 5.71 ^B	78.3 ± 5.07 ^{AB}	**
Cop. <i>Stipa pennata</i> (%)				
TEST	1.0 ± 0.58	2.7 ± 1.45	1.3 ± 0.67	ns
PRIM	13.3 ± 5.26	16.7 ± 6.16	15.7 ± 5.57	ns
STABB	18.2 ± 4.16	17.4 ± 4.09	13.8 ± 4.23	ns
Cop. <i>Festuca ovina</i> (%)				
TEST	29.7 ± 10.04	11.0 ± 5.69	17.0 ± 7.64	ns
PRIM	8.2 ± 3.65	6.7 ± 0.99	9.5 ± 1.63	ns
STABB	26.0 ± 2.20 ^A	14.2 ± 2.05 ^B	22.8 ± 2.60 ^A	**
Cop. <i>Bromus erectus</i> (%)				
TEST	28.0 ± 9.87	27.3 ± 4.26	23.3 ± 2.85	ns
PRIM	31.7 ± 4.66	25.7 ± 5.70	27.3 ± 5.17	ns
STABB	11.5 ± 2.40	6.9 ± 1.88	8.1 ± 2.10	ns
Ricchezza specifica				
TEST	39.7 ± 5.49 ^B	52.3 ± 3.84 ^{AB}	57.7 ± 3.38 ^A	*
PRIM	44.5 ± 2.72	45.2 ± 2.17	49.7 ± 2.29	ns
STABB	48.6 ± 1.55	52.8 ± 1.74	50.1 ± 1.40	ns
Indice di Shannon				
TEST	2.7 ± 0.35 ^B	3.6 ± 0.20 ^{AB}	3.7 ± 0.14 ^A	†

BROMETI	2017	2018	2019	p-value
PRIM	3.3 ± 0.19	3.5 ± 0.16	3.5 ± 0.22	ns
STABB	3.4 ± 0.06 ^C	4.1 ± 0.11 ^A	3.8 ± 0.12 ^B	***
Equitabilità				
TEST	0.5 ± 0.05	0.6 ± 0.05	0.6 ± 0.03	ns
PRIM	0.6 ± 0.03	0.6 ± 0.03	0.6 ± 0.03	ns
STABB	0.6 ± 0.01 ^B	0.7 ± 0.02 ^A	0.7 ± 0.02 ^A	***
N. sp. di praterie aride				
TEST	27.3 ± 4.84	31.0 ± 2.89	34.7 ± 4.41	ns
PRIM	31.3 ± 1.48	30.8 ± 1.30	32.5 ± 0.99	ns
STABB	31.7 ± 1.54	31.3 ± 0.94	29.4 ± 0.88	ns
Cop. sp. di praterie aride (%)				
TEST	99.3 ± 0.67	89.3 ± 5.24	84.0 ± 6.00	ns
PRIM	96.8 ± 1.05	90.7 ± 2.86	94.8 ± 2.52	ns
STABB	92.6 ± 2.32 ^A	83.0 ± 2.82 ^B	79.8 ± 3.66 ^B	*
N. sp. di comunità pioniere annuali				
TEST	2.7 ± 0.67 ^B	7.0 ± 1.00 ^{AB}	8.7 ± 0.88 ^A	*
PRIM	6.5 ± 1.80	7.0 ± 1.55	8.8 ± 1.30	ns
STABB	8.6 ± 1.06	9.8 ± 0.92	9.7 ± 0.88	ns
Cop. sp. di comunità pioniere annuali (%)				
TEST	0.0 ± 0.00	2.3 ± 1.33	5.3 ± 3.33	ns
PRIM	2.5 ± 0.99	6.0 ± 3.01	2.3 ± 0.92	ns
STABB	2.2 ± 0.85 ^B	6.5 ± 1.97 ^A	9.3 ± 1.70 ^A	*
N. sp. di comunità ruderali perennanti				
TEST	0.7 ± 0.33	3.0 ± 1.00	2.0 ± 0.58	ns
PRIM	0.5 ± 0.22	1.5 ± 0.56	1.8 ± 0.79	ns
STABB	1.5 ± 0.22	2.4 ± 0.22	2.5 ± 0.27	ns
Cop. sp. di comunità ruderali perennanti (%)				
TEST	0.0 ± 0.00	4.7 ± 3.28	5.0 ± 3.00	ns
PRIM	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00	0.3 ± 0.33	ns
STABB	4.0 ± 2.48	6.1 ± 2.27	6.3 ± 2.53	ns
N. sp. di comunità ruderali annuali				
TEST	0.3 ± 0.33	1.3 ± 0.33	1.3 ± 0.88	ns
PRIM	0.7 ± 0.21	0.5 ± 0.5	1.2 ± 0.31	ns
STABB	0.5 ± 0.31	1.7 ± 0.45	1.3 ± 0.45	ns
Cop. sp. di comunità ruderali annuali (%)				
TEST	0.0 ± 0.00 ^B	1.3 ± 1.33 ^A	0.0 ± 0.00 ^B	***
PRIM	0.2 ± 0.17 ^B	0.5 ± 0.50 ^A	0.0 ± 0.00 ^C	***
STABB	0.0 ± 0.00	0.9 ± 0.69	1.8 ± 1.69	ns
N. sp. di praterie fertili				
TEST	3.0 ± 1.00	3.7 ± 1.76	3.0 ± 0.58	ns
PRIM	1.7 ± 0.67	1.7 ± 0.71	1.5 ± 0.56	ns
STABB	2.3 ± 0.37	2.8 ± 0.47	2.4 ± 0.34	ns
Cop. sp. di praterie fertili (%)				
TEST	0.7 ± 0.67	0.3 ± 0.33	1.3 ± 1.33	ns
PRIM	0.0 ± 0.00	1.5 ± 0.96	0.7 ± 0.42	ns
STABB	0.9 ± 0.48	1.9 ± 0.64	0.8 ± 0.36	ns
N. sp. mediterranee perennanti				
TEST	6.0 ± 3.00	7.3 ± 1.86	9.0 ± 2.08	ns
PRIM	8.5 ± 1.50	7.2 ± 0.48	9.0 ± 1.15	ns
STABB	10.8 ± 0.39	9.8 ± 0.47	10.2 ± 0.42	ns
Cop. sp. mediterranee perennanti (%)				
TEST	2.3 ± 1.45	4.7 ± 2.33	4.0 ± 1.53	ns
PRIM	10.3 ± 3.77	5.5 ± 0.96	5.8 ± 1.64	ns
STABB	8.3 ± 1.53	9.6 ± 1.64	6.9 ± 1.06	ns

BROMETI	2017	2018	2019	p-value
N. sp. mediterranee annuali				
TEST	0.3 ± 0.33 ^B	3.3 ± 0.33 ^A	4.7 ± 1.20 ^A	*
PRIM	3.5 ± 1.31	3.7 ± 1.09	5.3 ± 1.09	ns
STABB	4.3 ± 0.65 ^B	6.5 ± 0.54 ^A	5.9 ± 0.53 ^A	†
Cop. sp. mediterranee annuali (%)				
TEST	0.0 ± 0.00	0.7 ± 0.67	4.3 ± 2.85	ns
PRIM	0.7 ± 0.49	1.8 ± 1.33	1.2 ± 0.54	ns
STABB	0.4 ± 0.16 ^B	3.8 ± 1.17 ^A	7.2 ± 1.55 ^A	***
N. sp. steppiche				
TEST	3.0 ± 0.58	2.7 ± 0.88	2.7 ± 0.88	ns
PRIM	3.3 ± 0.42	3.0 ± 0.45	4.3 ± 0.56	ns
STABB	3.4 ± 0.37	3.3 ± 0.40	3.1 ± 0.31	ns
Cop. sp. steppiche (%)				
TEST	1.0 ± 0.58	4.3 ± 2.60	1.0 ± 1.00	ns
PRIM	8.0 ± 4.63	8.3 ± 3.69	7.0 ± 4.08	ns
STABB	2.7 ± 0.94	8.4 ± 3.38	3.5 ± 0.90	ns
N. Camefite				
TEST	6.0 ± 1.53	7.0 ± 0.00	8.0 ± 1.15	ns
PRIM	8.5 ± 0.67	7.5 ± 0.62	8.5 ± 0.72	ns
STABB	7.6 ± 0.48	8.2 ± 0.57	8.0 ± 0.61	ns
Cop. Camefite (%)				
TEST	3.7 ± 1.33	6.7 ± 3.28	5.7 ± 2.67	ns
PRIM	13.2 ± 3.04	6.7 ± 1.26	9.7 ± 2.81	ns
STABB	11.3 ± 1.69	11.9 ± 1.55	10.8 ± 0.94	ns
N. Emicriptofite				
TEST	28.0 ± 4.36	34.7 ± 2.33	38.3 ± 3.71	ns
PRIM	27.3 ± 1.58	28.5 ± 1.71	29.2 ± 1.54	ns
STABB	29.4 ± 1.35	31.1 ± 1.06	29.3 ± 0.90	ns
Cop. Emicriptofite (%)				
TEST	90.0 ± 4.00	82.7 ± 5.78	81.7 ± 1.45	ns
PRIM	80.3 ± 3.58	79.3 ± 4.34	82.0 ± 4.37	ns
STABB	70.5 ± 2.51	69.7 ± 2.62	63.4 ± 2.23	ns
N. Terofite				
TEST	1.7 ± 0.33 ^B	6.7 ± 1.67 ^A	8.0 ± 1.53 ^A	*
PRIM	5.7 ± 1.50	6.2 ± 1.05	8.7 ± 1.31	ns
STABB	7.4 ± 0.85	9.8 ± 0.87	8.9 ± 0.75	ns
Cop. Terofite (%)				
TEST	0 ± 0.00	3.3 ± 1.20	4.7 ± 2.67	ns
PRIM	2.0 ± 1.00	6.0 ± 2.63	1.5 ± 0.67	ns
STABB	2.0 ± 0.76 ^B	6.8 ± 1.82 ^A	9.3 ± 1.72 ^A	**
Valore pastorale (VP)				
TEST	21.6 ± 3.53	16.1 ± 0.92	18.9 ± 2.45	ns
PRIM	15.6 ± 2.49	14.2 ± 2.21	15.6 ± 2.07	ns
STABB	13.2 ± 1.36 ^A	10.1 ± 1.57 ^B	11.5 ± 1.30 ^{AB}	*
Indice N di Landolt				
TEST	2.2 ± 0.07	2.3 ± 0.07	2.3 ± 0.05	ns
PRIM	2.0 ± 0.02 ^B	2.1 ± 0.03 ^A	2.1 ± 0.04 ^B	*
STABB	2.2 ± 0.05 ^B	2.2 ± 0.05 ^A	2.2 ± 0.07 ^{AB}	†
Altezza di <i>Stipa pennata</i> (cm)				
TEST	-	22.8 ± 8.61	36.2 ± 2.46	ns
PRIM	27.3 ± 1.65 ^B	28.2 ± 2.21 ^B	35.0 ± 1.11 ^A	*
STABB	27.1 ± 1.18 ^B	34.7 ± 1.43 ^A	30.9 ± 1.45 ^{AB}	**

Negli stipeti gli unici gruppi fitosociologici con variazioni significative sono le specie tipiche di praterie aride e le specie tipiche di comunità pioniere annuali. Le prime hanno subito una riduzione con l'incendio, ma hanno recuperato la copertura nel 2019. Le ultime al contrario sono aumentate molto con l'incendio riuscendo a occupare gli spazi vuoti prodotti dalla diminuzione della copertura delle specie di praterie aride e sono poi crollate a valori di poco superiori a quelli del 2017 nel 2019. Le specie di praterie aride sono le più rappresentate in termini di copertura nelle praterie xerothermiche, per cui una loro lieve diminuzione a favore delle specie annuali è auspicabile per la conservazione delle specie tipiche di comunità pioniere annuali. L'incendio ha intensità troppo elevate favorendo la comparsa di specie ruderali mentre il pascolamento consente di aumentare leggermente il suolo nudo con conseguente aumento delle specie annuali, ma non abbastanza da favorire le specie ruderali indesiderate. La copertura delle specie mediterranee ha avuto un andamento opposto tra annuali e perennanti, con una variazione significativa solamente riguardante il trattamento AUT, le annuali si sono avvantaggiate dei nuovi spazi vuoti all'interno della prateria aumentando fortemente nel 2018 per poi ridimensionarsi l'anno successivo, le perenni al contrario hanno subito grandi perdite di copertura l'anno successivo all'incendio, ma hanno recuperato fortemente nel 2019 ricostituendo l'apparato epigeo.

Negli stipeti riguardo le forme biologiche si assiste a due comportamenti contrapposti tra le specie perennanti e le annuali. Camefite ed emicriptofite hanno recuperato nel 2019 la copertura persa con l'incendio nel 2018, mentre le terofite in seguito al forte aumento del 2018 sono crollate ai valori del 2017 l'anno successivo. I valori assumono però un andamento significativo solamente per quanto riguarda i trattamenti AUT e STABB.

Il valore di N di Landolt, in entrambi gli habitat, ha subito un incremento nel 2018, seguito da un decremento successivo che ha riportato il valore ai livelli precedenti (2017). Questa variazione è dovuta all'analogo andamento della copertura delle specie ruderali, favorite dall'apertura di spazi di suolo nudo piuttosto che dall'effettiva disponibilità di nutrienti.

L'altezza della *Stipa pennata* ha subito variazioni significative completamente diverse tra i due habitat. Nei brometi si è assistito ad un aumento del valore in seguito all'incendio, negli stipeti invece si è assistito ad una diminuzione nel 2018 compensata da un lieve aumento nel 2019. È possibile che l'incendio abbia avuto un effetto, ma l'aleatorietà di questa variabile non permette di fare ragionamenti precisi (Cfr. Altezza media di *Stipa pennata*).

Analizzando la possibile influenza dell'incendio sulla vegetazione ci si aspetterebbe un maggior effetto nelle aree più ricche di necromassa che agisce come combustibile per il fuoco. In realtà le variazioni significative si sono ripartite tra TEST, STABB e AUT in modo relativamente casuale per cui l'effetto del carico di combustibile non sembra essere di grande importanza in questo tipo di praterie, ma la maggiore o minore intensità del fuoco si riscontra a causa probabilmente di motivi topografici o di vicinanza a zone arbustate o arborate.

Le praterie xerothermiche sembrano avere un certo grado di adattamento al fuoco, essendo perfettamente resilienti. Infatti, la maggior parte delle variabili analizzate, in seguito ad un'alterazione immediatamente successiva all'incendio, sono tornate a valori simili a quelli dell'anno precedente all'evento. Le specie perenni, in seguito alla diminuzione di copertura dovuta alla combustione degli apparati epigei, sono riuscite a recuperarla grazie all'elevata capacità di ricaccio. Le annuali invece sono favorite dal fuoco dal momento che quest'ultimo crea le condizioni perché possano essere temporaneamente più competitive rispetto alle perennanti. Il fatto che già il secondo anno in seguito all'evento si assista ad una drastica riduzione della copertura delle specie annuali non è un problema in quanto la conservazione delle specie annuali è legata all'abbondante produzione di seme che consente di avere una banca semi idonea ad una successiva ripresa di copertura nel momento in cui un nuovo disturbo provocherà la diminuzione delle specie perennanti.

Conclusioni

I risultati del rapporto di monitoraggio hanno evidenziato che il pascolamento ovino rappresenta uno strumento efficace per il mantenimento della vegetazione tipica delle praterie xerothermiche. Le azioni esercitate dagli animali sul cotico erboso hanno contribuito a migliorare la struttura della vegetazione, favorendo alcuni gruppi di specie di interesse conservazionistico. Infatti, gli animali pascolatori contribuiscono alla riduzione della lettiera accumulata al suolo mediante il consumo di una buona parte della fitomassa prodotta annualmente e mediante il calpestamento che frantuma e mineralizza la lettiera. Ciò garantisce la persistenza di specie mediterranee a breve ciclo vitale, di particolare pregio floristico, che necessitano di una struttura della vegetazione più aperta, idonea a soddisfare la loro ecologia tipicamente eliofila e oligotrofica. La gestione pastorale adottata, comprensiva di pascolamento primaverile e pascolamento autunnale, e il carico applicato sono risultati dunque in equilibrio con le esigenze conservazionistiche delle praterie: la biodiversità vegetale e l'abbondanza di specie tipiche di praterie aride si è mantenuta elevata. Le stabbature non hanno danneggiato la struttura della vegetazione né favorito una tendenza alla ruderalizzazione, ma al contrario rappresentano delle piccole *patches* all'interno dell'area di pascolo che contribuiscono a diversificare l'habitat, rendendolo più eterogeneo e adatto ad accogliere una maggiore biodiversità. Il valore pastorale si è mantenuto costante in seguito a due anni di pascolamento, sottolineando come le caratteristiche estreme sotto il profilo edafico e climatico di queste formazioni erbacee rallentino e ostacolino incrementi di fertilità.

L'incendio è stato un avvenimento disastroso a livello sociale e idrogeologico, ma ha consentito di poter analizzare gli effetti del fuoco sulle praterie xerothermiche. I risultati ottenuti hanno evidenziato che alcune specie annuali di interesse conservazionistico sono state favorite dal passaggio del fuoco per mezzo dell'eliminazione totale della necromassa al suolo. Tuttavia, l'evento ha anche provocato la comparsa di specie ruderali di scarso interesse, e laddove la dinamica è stata più intensa, si è osservata una riduzione della copertura erbacea e della biomassa verde. Trattandosi di praterie aride la cui flora è particolarmente adattata a periodici passaggi del fuoco, il recupero è stato rapido: nel secondo anno post-incendio la biomassa verde, la copertura delle specie tipiche di praterie aride e il valore pastorale sono tornati ai valori iniziali. Ciò evidenzia la resilienza di queste comunità erbacee nei confronti dell'incendio, che ha provocato un'alterazione della composizione vegetale limitata al breve periodo.

RAPPORTO DI MONITORAGGIO SUL CONTENIMENTO DELLA VEGETAZIONE LEGNOSA

Obiettivi

Le praterie xerotermiche della Valle di Susa hanno subito dalla metà del secolo scorso un intenso fenomeno di abbandono delle pratiche agricole e pastorali. La perdita economica e sociale per il territorio è stata considerevole, ma allo stesso tempo si è assistito a una analoga riduzione della funzione biologica. Gli habitat secondari a prateria 6210* (brometi) e 6240* (stipeti) sono fortemente dipendenti dalla gestione antropica che, per mezzo del pascolamento, consente di contenere la copertura di specie arboree e arbustive che colonizzerebbero velocemente le superfici. Decenni di abbandono hanno provocato una rapida occupazione delle superfici pascolive da parte del bosco, rallentata in alcuni settori solamente dalla forte carenza idrica tipica di questa zona della valle di Susa. In particolare, i brometi hanno subito la maggiore invasione da parte del bosco a causa dei suoli più profondi e con maggiore disponibilità idrica rispetto alle analoghe superfici occupate dagli stipeti. I brometi sono infatti habitat semi-naturali tipicamente dipendenti dall'intervento umano per potersi conservare con la loro eccezionale biodiversità vegetale e animale e la loro stupenda fioritura di orchidee.

Allo scopo di recuperare le funzioni sia biologica sia socioeconomica delle praterie già invase, il progetto ha attuato attività di decespugliamento, taglio di esemplari arborei o potatura dei loro palchi più bassi. Lo scopo era di favorire il rallentamento delle dinamiche della vegetazione rispetto alla naturale successione verso il bosco, liberando lo spazio necessario alla ricolonizzazione da parte di specie tipiche delle praterie aride, di interesse conservazionistico.

Nello specifico gli interventi di taglio arboreo sono stati effettuati su nuclei di piccole dimensioni di recente invasione, con individui relativamente giovani. I nuclei dominati da *Pinus sylvestris* sono stati sramati nella porzione inferiore del fusto, mentre i nuclei dominati da *Quercus pubescens* hanno subito il diradamento dei fusti (Figura 18).

I nuclei arbustati sono stati interamente decespugliati solamente se costituiti da specie invasive quali *Prunus spinosa*, *Rosa canina* aggr., *Rubus fruticosus* aggr., e *Amelanchier ovalis*, le specie presenti più abbondantemente nelle aree arbustate (Grafico 1). In alcune aree si è proceduto con il decespugliamento per tre anni consecutivi in modo da limitare il ricaccio da parte degli arbusti, che presentano una buona capacità pollonifera.

Sono state attentamente tutelate le aree interessate dalla presenza di arbusti di interesse conservazionistico relativamente alla loro corologia mediterranea; queste specie in particolare sono *Juniperus oxycedrus*, *Cotinus coggygria* e *Colutea arborescens*.



Figura 18 – Interventi di sramatura dei palchi inferiori di pino silvestre (a) e taglio del fusto intero di roverella (b).

Ripartizione specifica della copertura arbustiva

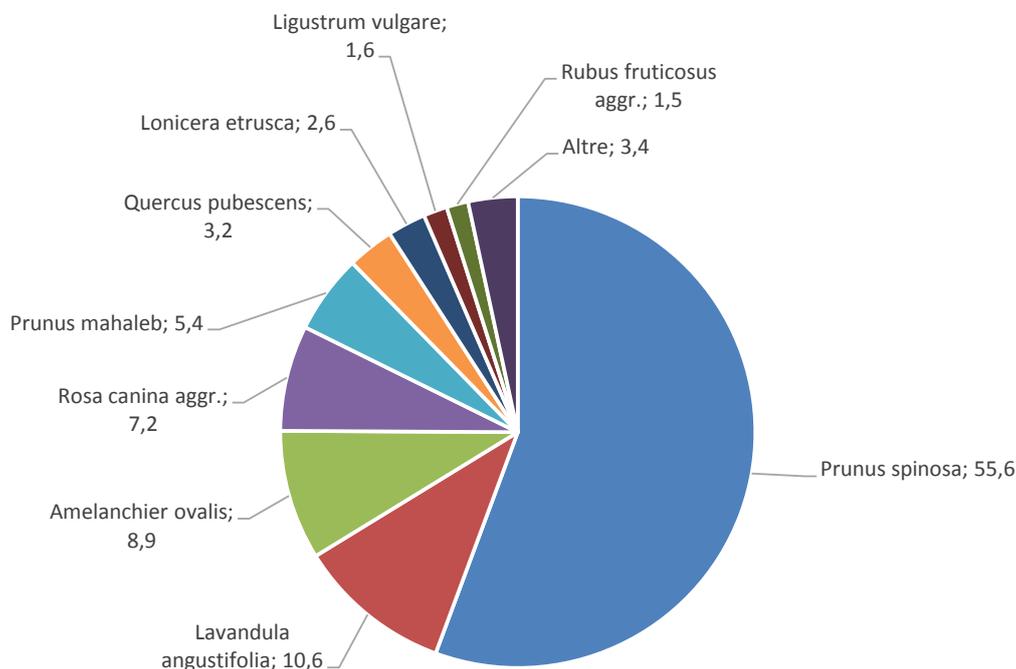


Grafico 1 – Ripartizione specifica della copertura arbustiva (anno di riferimento: 2014).

Schema sperimentale e analisi dati

Gli interventi volti al miglioramento e al recupero delle praterie tramite taglio, potatura e decespugliamento sono stati valutati nella loro efficacia grazie alla rete di monitoraggio. L'estensione degli interventi di taglio ha interessato una superficie di circa 20 ha all'interno dell'area di progetto, ripartiti in diverse categorie secondo quanto riportato in Tabella 7.

Tabella 7 – Ripartizione degli interventi con relativa superficie interessata.

Intervento:	Superficie (ha):
Diradamento del nucleo arboreo	6.04
Rimozione completa del nucleo arboreo	3.99
Decespugliamento	10.07

Per studiare gli effetti degli interventi e le risposte vegetazionali, 12 rilievi della rete di monitoraggio sono stati posizionati in corrispondenza delle aree di miglioramento. Nello specifico, sono state individuate le seguenti categorie di trattamento:

- **ARB** (taglio arboreo): 4 rilievi in cui sono stati effettuati nel 2015 tagli di diradamento dei fusti o rimozione dell'intero nucleo arboreo, principalmente di *Quercus pubescens*, e di potatura delle branche inferiori, in particolare di *Pinus sylvestris*;
- **ARBU_1** (un taglio arbustivo): 6 rilievi in cui è stato svolto il decespugliamento solamente nel primo anno (2015), costituisce il trattamento di taglio arbustivo di minore intensità;

- **ARBU_3** (tre tagli arbustivi): 2 rilievi in cui il decespugliamento è avvenuto in tutti gli anni di intervento (2015-2016-2017), rappresenta il trattamento di maggiore intensità sugli arbusti;
- **PASC** (pascolamento): 3 rilievi arbustati e pascolati negli anni 2015 e 2016 che non hanno subito alcun intervento di taglio. Questo trattamento è stato individuato in modo da confrontare l'azione degli interventi di taglio sulla vegetazione e l'azione esercitata dal pascolamento ovino.

All'interno del presente monitoraggio sono state prese in considerazione solamente aree afferenti all'habitat 6210* (brometi), in quanto quest'ultimo è maggiormente interessato dall'invasione arborea e arbustiva per via delle caratteristiche edafiche meno estreme e limitanti.

Per studiare le dinamiche vegetazionali sono state calcolate, per ogni trattamento, le seguenti variabili:

- **Area basimetrica:** consiste nella sommatoria delle sezioni dei fusti legnosi presenti nel rilievo, rapportata all'ettaro. È una variabile utile per la valutazione della densità dei popolamenti arborei e arbustivi e della reazione da parte delle specie legnose al taglio;
- **Il numero di polloni:** consiste nel numero esatto di polloni presente nell'area del rilievo, successivamente rapportato all'ettaro. Consente di valutare la capacità di ricaccio delle specie interessate dal taglio e dal decespugliamento;
- **Ricchezza specifica e Indice di Shannon;** la ricchezza specifica è stata calcolata considerando tutte le specie presenti nel transetto rettangolare. Al fine di considerare anche le specie occasionali nel calcolo dell'indice di Shannon, è stata costruita una matrice di coperture attribuendo alle specie occasionali una copertura dello 0.3%;
- Gruppi fitosociologici di specie individuati secondo l'optimum ecologico definito da Aeschmann et al. (2004):
 - (i) **Specie tipiche di praterie aride**, con optimum nelle classi *Festuco – Brometea* e *Lygeo – Stipetea*. Questo gruppo rappresenta il target per gli obiettivi conservazionistici;
 - (ii) **Specie tipiche di boschi e arbusteti**, con optimum nelle classi *Carpino – Fagetea sylvaticae*, *Crataego – Prunetea*, *Erico – Pinetea*, *Pistacio lentisci – Rhamnetea alaterni*, *Pyrolo – Pinetea*, *Quercetea pubescentis*, *Quercetea robori – sessiliflorae*. Questo gruppo rappresenta le cenosi definitive a cui tende la naturale successione ecologica, ma a livello gestionale sono le specie indesiderate che si vorrebbe far diminuire a favore delle specie tipiche di prateria. Le specie arboree e arbustive afferenti a questo gruppo sono interessate dai trattamenti di taglio.

Mentre le variabili vegetazionali consentono di avere indicazioni riguardo l'evoluzione della vegetazione erbacea in seguito ai tagli, l'area basimetrica e il numero di polloni consentono di valutare l'efficacia dei trattamenti sulla vegetazione legnosa e la sua capacità di recupero in seguito al taglio. Le variabili della biodiversità indicano invece quanto globalmente il numero di specie e l'omogeneità nella distribuzione spaziale di queste ultime possa essere variato in seguito ai trattamenti.

L'analisi statistica è stata condotta mediante modelli misti (GLMMs) con una struttura a misure ripetute nel tempo, utilizzando come fattori fissi il tempo (T0, T1, T2, T3) e il trattamento (ARB, ARBU_1, ARBU_3, PASC) e la loro interazione. I GLMMs sono stati realizzati mediante il software SPSS.

Risultati

Nella Figura 19 è possibile osservare i risultati delle analisi condotte sulle variabili in esame. L'area basimetrica complessiva (Figura 19a) non ha subito variazioni significative nell'arco del tempo a causa della forte capacità pollonifera delle specie interessate dai tagli, fra le quali la più abbondante era *Prunus spinosa* (Grafico 1). Solamente per quanto riguarda gli esemplari arborei, costituiti prevalentemente da *Quercus pubescens* e *Pinus sylvestris*, si è assistito a una marcata diminuzione dell'area basimetrica tra T0 e T1. Al tempo T0 l'area basimetrica delle aree interessate dai tagli di esemplari arborei (ARB) era significativamente maggiore rispetto agli altri trattamenti, a causa dei diametri considerevolmente maggiori rispetto agli arbusti. Di conseguenza, la rimozione per quanto parziale delle ha causato una riduzione significativa dell'area basimetrica piante i valori della quale si sono allineati a quelli degli altri trattamenti. Peraltro, la riduzione di tale area basimetrica non è stata sufficientemente compensata nel tempo da parte dei nuovi polloni di *Quercus pubescens*, che invece impiegheranno alcuni anni aggiungere valori precedenti il taglio. Gli interventi di potatura su *Pinus sylvestris* non hanno avuto alcuna influenza sull'analisi in quanto l'area basimetrica non è cambiata sensibilmente. Non si è assistito ad alcun effetto da parte dell'incendio.

Seppure dalle analisi non siano emerse variazioni significative del numero di polloni nell'arco degli anni, è comunque osservabile un andamento in crescita (Figura 19b). Questo andamento si manifesta significativamente nei confronti tra i trattamenti, in cui partendo al T0 con valori simili, i trattamenti si discostano sempre di più l'uno dall'altro con il passare degli anni. L'incremento maggiore avviene nei tagli arbustivi, in particolare quelli intensi, a causa della forte capacità pollonifera delle specie interessate dagli interventi. L'incendio ha agito al pari degli interventi di taglio, causando la morte dell'apparato epigeo e stimolando il ricaccio della ceppaia, senza compromettere la vitalità della ceppaia stessa. L'incendio non è stato altrettanto positivo nei confronti di specie interessanti per la conservazione come *Juniperus oxycedrus* e *J. communis*, specie rispettivamente con limitata e nulla capacità pollonifera, che sono state interessate negativamente dal passaggio del fuoco nelle aree in cui le fiamme hanno raggiunto le maggiori intensità, con la morte di alcuni esemplari. Questi dati sono coerenti con altri studi di settori, dove si afferma che *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna* e *Amelanchier ovalis* sono specie caratterizzate da un'elevata capacità pollonifera post-incendio (Quevedo et al. 2007). Inoltre, anche Michielsen et al. (2017) non hanno osservato differenze nella capacità pollonifera di tali specie in seguito a taglio e incendio, a dimostrazione del fatto che entrambe le tipologie di intervento agiscono in maniera simile sulla vigoria degli arbusti. Gli autori, infatti, suggeriscono che, nel caso di adozione del fuoco prescritto, la sua intensità dovrebbe essere particolarmente elevata per poter danneggiare efficacemente i tessuti meristemati del colletto delle piante e impedire così il ricaccio. Da osservazioni sul campo è possibile affermare che nonostante globalmente si sia assistito a un aumento di polloni (Figura 20), in alcune aree, in cui l'incendio ha avuto intensità particolarmente elevata, la morte degli arbusti è stata completa e non sono più stati in grado di ricacciare. Incendi di questo tipo però non sono la soluzione al contenimento dell'arbustamento in quanto distruggono anche tutte le specie erbacee associate.

Il pascolamento sembra mantenere area basimetrica e numero di polloni costanti nell'arco del tempo, sebbene la quantità di arbusti in partenza sia minore. Il pascolamento effettuato nei rilievi analizzati però è stato di bassa intensità e limitato al periodo primaverile, mentre non è stato possibile analizzare le stabbature in quanto queste ultime hanno interessato le aree arbustate solo marginalmente.

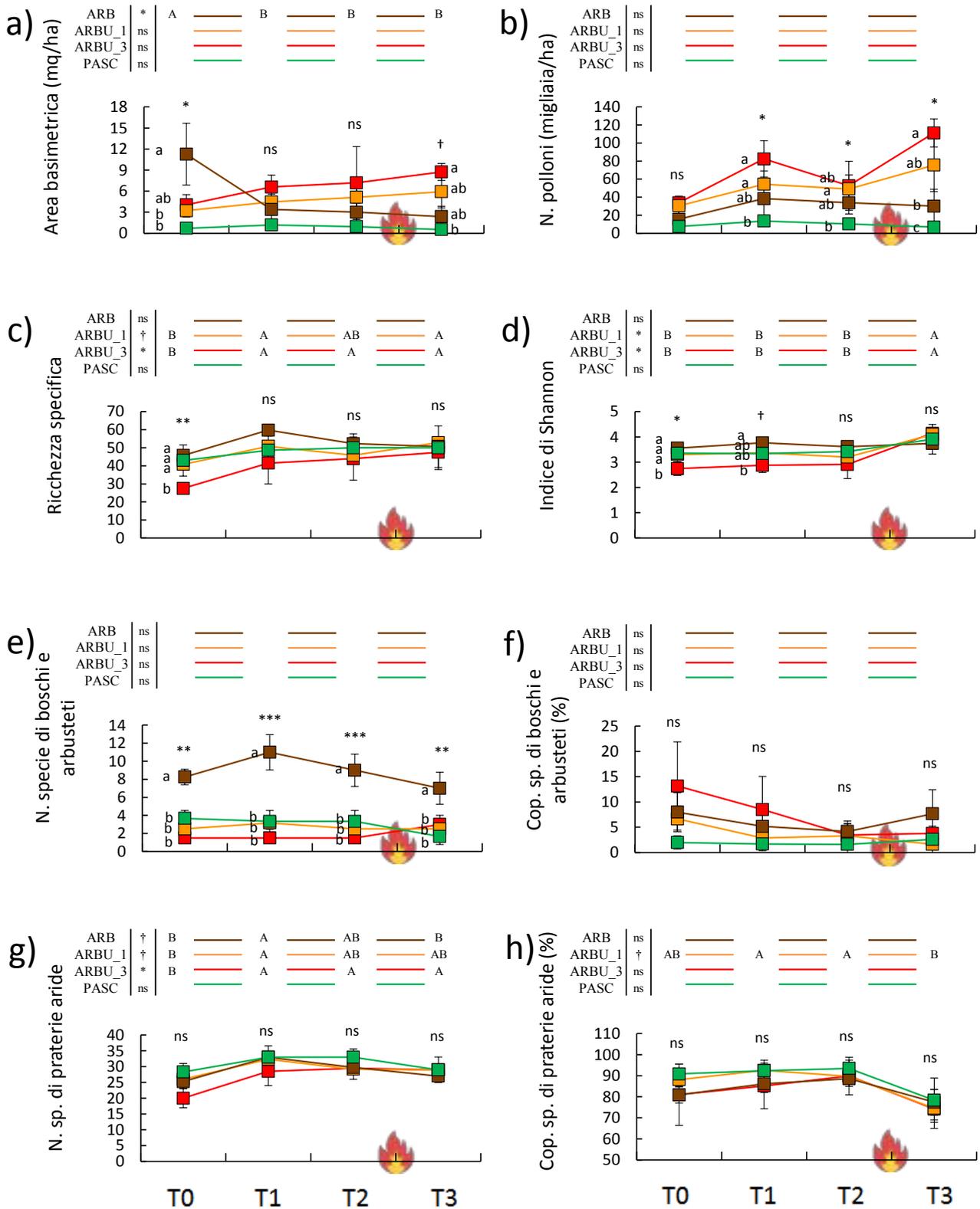


Figura 19– Area basimetrica ad ettaro (a), numero di polloni ad ettaro (b), ricchezza specifica (c), indice di Shannon (d) e numero e copertura delle specie tipiche di praterie aride (g-h) e delle specie tipiche di boschi e arbusteti (e-f). I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. Le lettere maiuscole indicano il confronto fra anni a parità di trattamento, mentre le lettere minuscole indicano il confronto tra trattamenti a parità di anno. ***, $p < 0.001$; **, $p < 0.01$; *, $p < 0.05$; †, $p < 0.1$; ns, $p > 0.1$.

Le specie tipiche di boschi e arbusteti (Figura 19e-f) rappresentano il gruppo di specie di cui si potrebbe prevedere una diminuzione in seguito ai tagli, per via delle dinamiche vegetazionali verso formazioni più aperte. Tuttavia, non si è assistito ad una diminuzione né del numero di specie, né della loro copertura in nessun trattamento. Il numero di specie differisce significativamente tra i trattamenti tutti gli anni, con un discostamento del trattamento ARB rispetto agli altri. Questa differenza è dovuta a caratteristiche ecologiche che vedono nelle aree boscate la conclusione della successione naturale di questi habitat, per cui il numero di specie tipiche del bosco è ovviamente maggiore.



Figura 20 – Prateria parzialmente arbustata nella prima stagione vegetativa in seguito all’incendio; in primo piano sono osservabili numerosi giovani polloni di *Prunus spinosa* prodotti dalle ceppaie bruciate.

Le specie tipiche di praterie aride non hanno mostrato differenze significative tra i trattamenti. È invece osservabile un aumento significativo del numero di specie nei rilievi interessati dagli interventi di taglio dall’anno T0 all’anno T1. Le specie di interesse conservazionistico, legate agli habitat prioritari 6210* e 6240*, sono quindi aumentate in seguito ai tagli, ma si sono mantenute su quei valori solamente nei trattamenti ARBU_1 e ARBU_3, mentre nel trattamento ARB il numero di specie di praterie aride al tempo T3 è sceso ai valori precedenti (T0). A livello di copertura non si sono verificati cambiamenti significativi nel tempo, sebbene sia osservabile una tendenza all’incremento nei trattamenti ARB e ARBU_3 e una generale diminuzione in seguito all’incendio, al pari dei risultati del monitoraggio della vegetazione (Cfr. Rapporto di monitoraggio sugli effetti del pascolamento e del fuoco sulla vegetazione delle praterie xerothermiche).

Le variabili che descrivono la biodiversità (Figura 19c-d) consentono di valutare due diversi comportamenti della vegetazione in seguito ai disturbi del taglio e dell'incendio. La ricchezza specifica ha subito un aumento significativo tra T0 e T1 in seguito ai tagli arbustivi. I tagli infatti hanno consentito l'ingresso di specie tipiche delle praterie aride, senza conseguentemente subire una diminuzione delle specie legate ad ambienti boscati. L'indice di Shannon non ha subito variazioni in seguito agli interventi di taglio, ma è stato invece influenzato positivamente dall'incendio, a causa della maggiore omogeneità nella distribuzione proporzionale delle diverse specie, con diminuzione di copertura delle specie più abbondanti e aumento della copertura delle specie prima meno rappresentate. Anche per quanto riguarda l'indice di Shannon le variazioni sono significative solamente nelle aree trattate con taglio arbustivo (ARBU_1 e ARBU_3). Le differenze tra i trattamenti osservabili al tempo T0 (Figura 19c-d) sono imputabili a differenze stagionali fra i siti monitorati.

Conclusioni

Il monitoraggio della vegetazione ha consentito di poter valutare l'effetto degli interventi di taglio e decespugliamento sulla vegetazione legnosa ed erbacea, al fine di valutarne l'efficacia nel contenimento del processo di arbustamento ed invasione da parte del bosco (Figura 21).

Nelle aree soggette a decespugliamento della componente arbustiva, si è osservato l'ingresso di specie tipiche di praterie aride, che si sono avvantaggiate dell'aumento di luminosità al suolo. L'aumento di specie tipiche delle praterie aride nelle aree trattate a decespugliamento non è stato tuttavia accompagnato da una diminuzione delle specie invece legate agli ambienti boscati e dei mantelli arbustivi, causando un generale incremento della ricchezza specifica. Le specie eliofile che sono comparse erano però presenti in modo sporadico, in quanto questo effetto non è stato accompagnato da un significativo aumento della loro copertura. È interessante notare come la crescita delle specie di praterie aride nei trattamenti di taglio arbustivo si sia mantenuta negli anni successivi al primo, mentre nel trattamento di taglio arboreo al tempo T3 torni ai valori precedenti ai tagli. Questo è dovuto alla capacità delle specie arboree di allargare la loro chioma e compensare la perdita di copertura dovuta ai diradamenti. In questo modo il ritorno ad una copertura chiusa nelle aree che hanno subito il diradamento ha provocato una riduzione delle specie tipiche di praterie più eliofile, consentendo la sopravvivenza solo delle specie che sopportano un certo grado di copertura, vanificando di fatto l'efficacia degli interventi. Quindi nonostante l'area basimetrica sia diminuita fortemente a causa delle dimensioni dei tronchi asportati, l'effetto sulla vegetazione è scarso e di breve durata in questo trattamento. Non è da escludere però un effetto dell'incendio per quanto riguarda la riduzione delle specie di praterie aride, anche se non si sono riscontrate analoghe variazioni negli altri trattamenti. Anche per quanto riguarda i trattamenti di decespugliamento l'area basimetrica e il numero di polloni hanno consentito di concludere che i tagli non hanno esercitato un consistente effetto sulla riduzione degli arbusti, infatti la forte capacità di ricaccio dovuta alla capacità pollonifera delle specie trattate consente agli arbusti di recuperare velocemente la loro copertura. Nonostante ciò, il taglio è positivo per il recupero delle praterie in quanto, seppur per un breve periodo, la luminosità aumenta fortemente grazie alla diminuzione dell'altezza vegetativa degli arbusti, favorendo l'ingresso di specie eliofile caratterizzanti le praterie xerothermiche.



Figura 21 – Copertura vegetale del rilievo XA5168: prima degli interventi nel 2014 (a), in seguito al taglio arbustivo nel 2015 (b), due anni dopo l'intervento di taglio nel 2016 (c) e in seguito all'incendio nel 2018 (d).

L'incendio ha agito sulle cenosi a elevata componente legnosa in modo simile ai tagli, eliminando la porzione epigea e favorendo l'ulteriore riscoppio di polloni, che raggiungono peraltro i valori massimi al tempo T3. In linea con i risultati del monitoraggio della vegetazione (Cfr. Rapporto di monitoraggio sugli effetti del pascolamento e del fuoco sulla vegetazione delle praterie xerothermiche), l'incendio ha causato una riduzione della copertura delle specie tipiche di praterie aride (specialmente graminee) e un aumento proporzionale della copertura di specie più sporadiche. Questo effetto si riflette in un aumento dell'omogeneità della distribuzione delle specie e quindi nell'incremento dell'indice di Shannon nel post-incendio.

I dati ottenuti portano dunque a concludere che gli interventi di taglio sono utili solamente se abbinati ad una gestione che preveda un pascolamento intenso delle aree tagliate, in modo da contenere i ricacci. Inoltre, il decespugliamento è l'unico strumento proponibile in contesti di avanzata invasione, dove gli arbusteti risultano di taglia medio-elevata e inaccessibili, contesti nei quali gli animali pascolatori non potrebbero accedere. I tagli si dimostrano quindi necessari ma non sufficienti per il recupero delle aree invase: il decespugliamento si configura come un'azione preliminare necessaria alla successiva utilizzazione mediante il pascolamento (Barbaro et al. 2001). Miechelsen et al. (2017) suggeriscono, come strumenti per il controllo dell'invasione arbustiva, (i) un intenso intervento di decespugliamento, opportunamente prolungato nel tempo, immediatamente seguito dal pascolamento oppure (ii) l'applicazione del fuoco prescritto ad intensità tali che garantiscano il danneggiamento dei tessuti meristemati del colletto. Inoltre, uno strumento gestionale utile potrebbe essere la collocazione dei punti di riposo del bestiame (stabbature) proprio nei nuclei tagliati, in modo da concentrare e massimizzare l'effetto del pascolamento. Questa proposta era già indicata nel piano di gestione (Azione A4), ma è stata applicata solo marginalmente per via delle scelte gestionali del pastore. Infatti, per ovvie ragioni, presenta maggiori vantaggi la localizzazione delle stabbature in aree pianeggianti, che sono più agevoli e sicure per lo stazionamento degli animali.

Il solo pascolamento, applicato con carichi adeguati, sembra essere in grado di mantenere la copertura arbustiva costante, ma certamente non è efficace per il recupero e l'involuzione di arbusteti invasi a formazioni aperte. La combinazione di decespugliamento e pascolamento appare dunque come la soluzione più efficace per il contenimento della vegetazione legnosa d'invasione, a condizione che il carico di bestiame nelle aree decespugliate sia molto intenso.



Bibliografia

Aeschimann, David, Konrad Lauber, Daniel Martin Moser, and Jean-Paul Theurillat. 2004. *Flora Alpina*. Zanichelli. Bologna, Italia.

Augustine, David J., Justin D. Derner, and Daniel G. Milchunas. 2010. Prescribed Fire, Grazing, and Herbaceous Plant Production in Shortgrass Steppe. *Rangeland Ecology & Management* 63 (3): 317–23.

Barbaro, Luc, Thierry Dutoit, and Philippe Cozic. 2001. A Six-Year Experimental Restoration of Biodiversity by Shrub-Clearing and Grazing in Calcareous Grasslands of the French Prealps. *Biodiversity and Conservation* 10: 119–35.

Cavallero, Andrea, Paolo Aceto, Alessandra Gorlier, Giampiero Lombardi, Michele Lonati, Barbara Martinasso, and Chiara Tagliatori. 2007. *I Tipi pastorali delle Alpi piemontesi*. Alberto Perdisa Editore.

Clark, Chris M., Elsa E. Cleland, Scott L. Collins, Joseph E. Fargione, Laura Gough, Katherine L. Gross, Steven C. Pennings, Katherine N. Suding, and James B. Grace. 2007. Environmental and Plant Community Determinants of Species Loss following Nitrogen Enrichment. *Ecology Letters* 10 (7): 596-607

Daget, P., and J. Poissonet. 1971. Une methode d'analyse phytologique des prairies. *Annales agronomiques*.

Dostálek, Jiří, and Tomáš Frantík. 2008. Dry Grassland Plant Diversity Conservation Using Low-Intensity Sheep and Goat Grazing Management: Case Study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation* 17 (6): 1439–54.

Everson, Colin S., and Terry Everson. 2016. The Long-Term Effects of Fire Regime on Primary Production of Montane Grasslands in South Africa. *African Journal of Range & Forage Science* 33 (1): 33–41.

Landolt, Elias, Beat Bäumler, Andreas Erhardt, Otto Hegg, Frank Klötzli, Walter Lämmler, Michael Nobis, Katrin Rudmann-Maurer, Fritz Schweingruber, and Jean-Paul Theurillat. 2010. *Flora Indicativa = Ecological Indicator Values and Biological Attributes of the Flora of Switzerland and the Alps: Ökologische Zeigerwerte Und Biologische Kennzeichen Zur Flora Der Schweiz Und Der Alpen*. Haupt Verlag.

Michielsen, Mathias, László Szemák, Annamária Fenesi, Ivan Nijs, and Eszter Ruprecht. 2017. Resprouting of Woody Species Encroaching Temperate European Grasslands after Cutting and Burning. *Applied Vegetation Science* 20 (3): 388–96.

Pignatti, Sandro. 1982. *Flora d'Italia*. Edagricole. Bologna, Italia.

Pittarello, Marco, Massimiliano Probo, Michele Lonati, and Giampiero Lombardi. 2016. Restoration of Sub-Alpine Shrub-Encroached Grasslands through Pastoral Practices: Effects on Vegetation Structure and Botanical Composition. *Applied Vegetation Science* 19 (3): 381-390

Pittarello, Marco, Alessandra Gorlier, Giampiero Lombardi, and Michele Lonati. 2017. Plant Species Selection by Sheep in Semi-Natural Dry Grasslands Extensively Grazed in the South-Western Italian Alps. *The Rangeland Journal* 39 (2): 123-131





Quevedo, Lidia, Anselm Rodrigo, and Josep Maria Espelta. 2007. Post-Fire Resprouting Ability of 15 Non-Dominant Shrub and Tree Species in Mediterranean Areas of NE Spain. *Annals of Forest Science* 64 (8): 883–90.

Ruprecht, Eszter, Márton Z. Enyedi, R. Lutz Eckstein, and Tobias W. Donath. 2010. Restorative Removal of Plant Litter and Vegetation 40 Years after Abandonment Enhances Re-Emergence of Steppe Grassland Vegetation. *Biological Conservation* 143 (2): 449–56.

Ruprecht, Eszter, Márton Z. Enyedi, Anna Szabó, and Annamaria Fenesi. 2016. Biomass Removal by Clipping and Raking vs. Burning for the Restoration of Abandoned Stipa-dominated European Steppe-like Grasslands. *Applied Vegetation Science* 19 (1): 78-88

Ryser, Peter, Regula Langenauer, and Andreas Gigon. 1995. Species Richness and Vegetation Structure in a Limestone Grassland after 15 Years Management with Six Biomass Removal Regimes. *Folia Geobotanica* 30 (2): 157–167.

Schwabe, Angelika, Karin Süß, and Christian Storm. 2013. What Are the Long-Term Effects of Livestock Grazing in Steppic Sandy Grassland with High Conservation Value? Results from a 12-Year Field Study. *Tuexenia* 33: 189–212.

Škornik, Sonja, Matej Vidrih, and Mitja Kaligarič. 2010. The effect of grazing pressure on species richness, composition and productivity in North Adriatic Karst pastures. *Plant Biosystems* 144 (2): 355-364.

Tasser, Erich, and Ulrike Tappeiner. 2005. New Model to Predict Rooting in Diverse Plant Community Compositions. *Ecological Modelling* 185:195–211.

Valkó, Orsolya, András Kelemen, Tamás Miglécz, Péter Török, Balázs Deák, Katalin Tóth, János Pál Tóth, and Béla Tóthmérész. 2018. Litter Removal Does Not Compensate Detrimental Fire Effects on Biodiversity in Regularly Burned Semi-Natural Grasslands. *Science of The Total Environment* 622–623 (May): 783–89.

Zuur, Alain F., ed. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Statistics for Biology and Health. New York, NY: Springer.

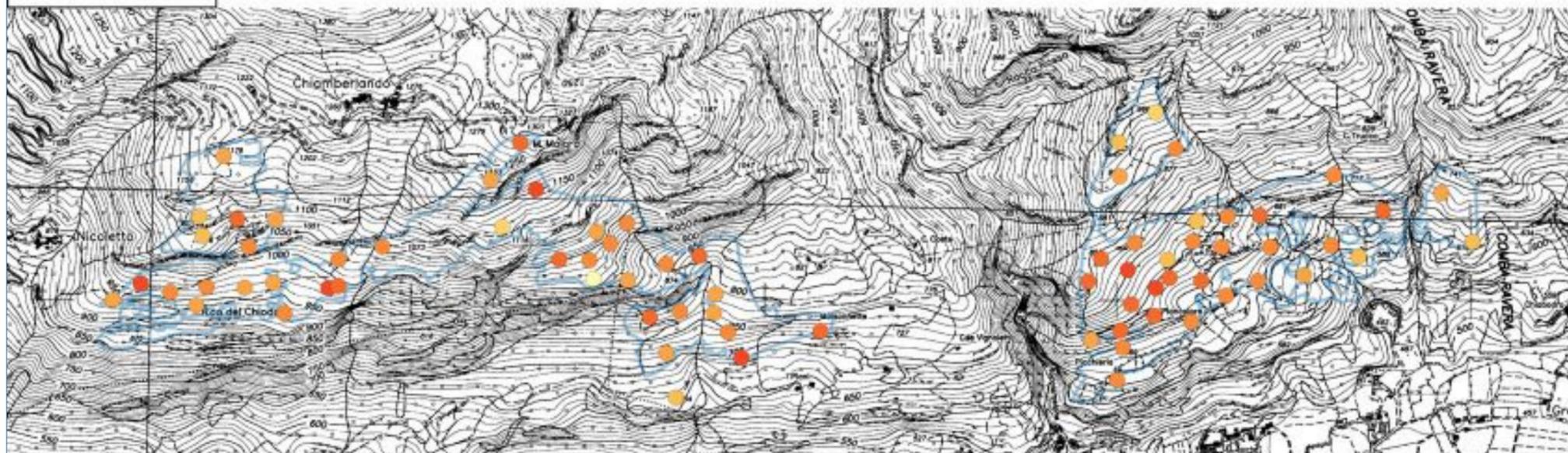
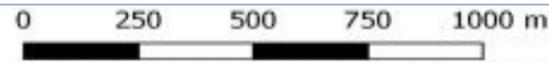


ALLEGATI

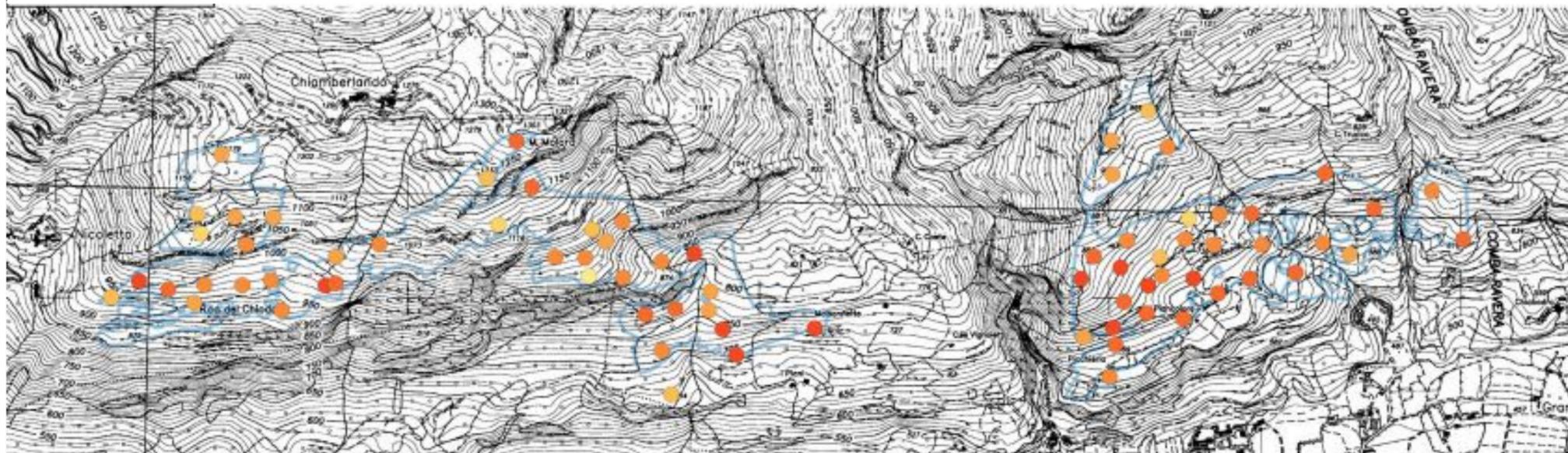
Allegato 1 – Carta della biodiversità rilevata sulla rete di monitoraggio

Allegato 2 – Carta degli interventi di taglio e decespugliamento nei settori di pascolamento del SIC IT1110030

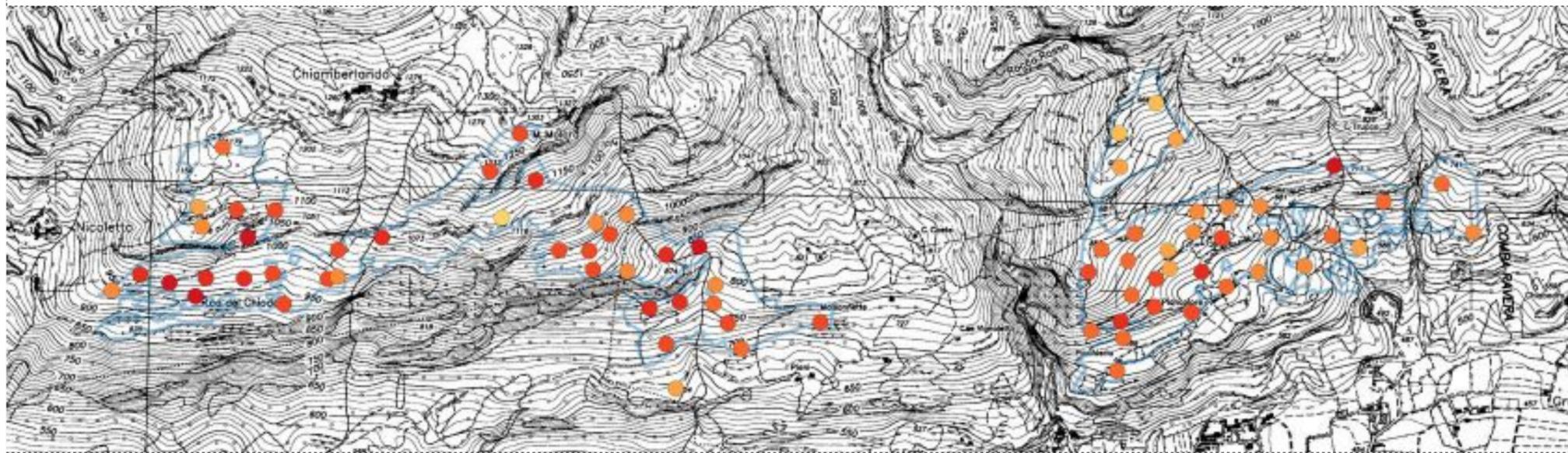
ALLEGATO 1



2014 - Abbandono



2017 - Post-Pascolamento



2018 - Post-incendio

LIFE12 NAT/IT/000818 Xero-Grazing

Monitoraggio degli effetti delle azioni concrete sulla vegetazione – Azione D1

CARTA DELLA BIODIVERSITÀ RILEVATA SULLA RETE DI MONITORAGGIO

Legenda

□ Settori di pascolamento

Indice di Shannon

- 1.64-1.95
- 1.96-2.26
- 2.27-2.57
- 2.58-2.88
- 2.89-3.19
- 3.20-3.50
- 3.51-3.81
- 3.82-4.12
- 4.13-4.43
- 4.44-4.74



Documento realizzato da DISAFA – Università degli Studi di Torino, basato su Sfondo CTR (Carta Tecnica Regionale) raster 1:10.000 (1991-1995)

