



LIFENAT/IT/000837GRANATHA

AZIONE D.2

Monitoraggio dell'impatto del progetto sul contesto socio-economico

Report ex-ante sul monitoraggio degli indicatori ecologici

Novembre 2022

Dott. Davide Ascoli

Dott.ssa Roberta Berretti

Dott. Andrea Battisti

Dott. Donato Morresi

Dott. Antonio Gabellini



Sommario

Azione D1: Valutazione dell'impatto del progetto sul contesto socio-economico e ecosistemico.....	1
Azione D1: Valutazione dell'impatto del progetto sul contesto socio-economico e ecosistemico.....	3
Impatto sui servizi ecosistemici.....	3
Servizio ecosistemico “biodiversità”	3
MATERIALI e METODI.....	3
RISULTATI.....	7
CONCLUSIONI.....	21
Servizio ecosistemico “difesa idrogeologica del suolo”	22
Servizio ecosistemico “funzione paesaggistica”	25
Servizio ecosistemico “funzione di produzione”	26
Effetti del taglio della vegetazione sulla qualità ecosistemica dell’habitat 4030.....	28

Abstract - Deliverable Action D1

This deliverable illustrates methods used to assess treatments (cutting, prescribed burning, control) effects on habitat 4030 - European dry heaths and on ecosystem services (biodiversity, soil protection, landscape, production), and reports the results of project activities carried out from 2017 to 2022. Eco-services functioning has been assessed by a set of indicators. Biodiversity functionality has been assessed from 2017 to 2021 through Carabidae family abundance and species diversity monitored by pitfall traps (4 traps at 24 sampling sites: 8 sites in C1-C2 actions, 8 sites in C3, 8 sites in control areas). In total, 25 Carabidae species and 4 Gryllidae species have been found: Carabidae (505 individuals), Gryllidae (550 ind.), Geotrupes sp. (3242 ind.) and Araneidae (882 ind.). Treatments did not show significant differences in species diversity and richness, significant differences in abundance it is show in prescribed burning treatments. As regards remaining ecosystem services, the deliverable describes field and remote sensing protocols to monitor the set of indicators and refer to deliverable D2 to what concerns some results. Soil protection did not represent a critical issue in any moment of treatment application. Indeed, the heathland systems displayed a marked resilience to disturbance and a fast recovery of the soil cover by resprouting grasses, shrubs and trees species independently from the treatment type. At the landscape scale, treatment contributed to diversify the landscape structure although within treatment areas the mechanical cutting tended to homogenize the vegetation structure while prescribed burning to diversify it. Under a productive point of view, all heathland areas treated with the production goals resprouted vigorously and produced stems suitable for broom production at 3-4 years after treatment application.

Azione D1: Valutazione dell'impatto del progetto sul contesto socio-economico e ecosistemico

L'obiettivo di questa azione è la valutazione dell'impatto del progetto a partire dal contesto socio/economico e ecosistemico analizzando distintamente:

- ✓ Impatto nei servizi ecosistemici
- ✓ Impatto socio-economico

Il presente documento illustra la metodologia relativa alla sola valutazione dei servizi ecosistemici ed i risultati ottenuti all'anno 2020.

Impatto sui servizi ecosistemici

L'impatto del progetto in termini ecosistemici sarà valutato attraverso il monitoraggio dei seguenti indicatori:

- i) Servizio ecosistemico "biodiversità"
- ii) Servizio ecosistemico "difesa idrogeologica del suolo"
- iii) Servizio ecosistemico "funzione paesaggistica"
- iv) Servizio ecosistemico "funzione di produzione"
- v) Effetti del taglio della vegetazione sulla qualità ecosistemica dell'habitat 4030

Tabella 1: schema di sintesi degli indici utilizzati per il monitoraggio dei servizi ecosistemici

i) servizio ecosistemico "biodiversità"	composizione e la struttura della cenosi a coleotteri della famiglia Carabidae
ii) servizio ecosistemico "difesa idrogeologica del suolo"	scala popolamento: copertura % al suolo in classi (vegetazione, suolo nudo, necromassa, pietrosità) scala paesaggio: superfici dei poligoni
iii) servizio ecosistemico "funzione paesaggistica"	indici di frammentazione dimensione media tessere di brughiera
iv) servizio ecosistemico "funzione produzione "	scala popolamento: altezza e volume delle chiome di erica (pre-) e dei ricacci (post-) scala paesaggio: Normalized Difference Vegetation Index
v) servizio ecosistemico "qualità ecosistemica dell'habitat 4030"	campionamento fitosociologico

Nell'ambito della Azione D1 il servizio ecosistemico "biodiversità" viene valutato attraverso monitoraggi specifici mentre per gli altri servizi gli indicatori di monitoraggio sono indicatori ottenuti attraverso i dati di monitoraggio dell'Azione D2.

Servizio ecosistemico "biodiversità"

Per valutare l'impatto del progetto sul servizio ecosistemico "biodiversità" viene utilizzata la composizione e struttura della cenosi a coleotteri della famiglia Carabidae. I Carabidi sono considerati ottimi indicatori ambientali, la loro ecologia e tassonomia è relativamente ben conosciuta e soprattutto reagiscono velocemente e in maniera sensibile ai cambiamenti naturali o indotti dalla attività antropiche.

A Dicembre 2020 si sono concluse 4 stagioni di monitoraggio per conto dell'azione D1, incentrata sul gruppo faunistico prescelto dei carabidi (*Coleoptera*, *Carabidae*), quale gruppo indicatore delle aree soggette ai trattamenti delle azioni C1, C2 e C3.

MATERIALI e METODI

I monitoraggi sono stati realizzati mediante campionamento passivo grazie all'utilizzo di pitfall-traps (trappole a caduta). Ciascuna trappola è stata posizionata interrata a livello del terreno e innescata con una soluzione sovra-satura di aceto e sale, la prima sostanza con funzione attrattiva mentre la seconda quale conservante. Ogni trappola è stata coperta per limitare l'allagamento dovuto alle piogge, nonché per ridurre manomissioni da parte della fauna selvatica.

Il numero di trappole collocate in ogni sito è stato modificato dalla prima versione metodologica, passando da 5 trappole previste per ogni sito a 4 trappole effettive, collocate in un raggio di 10 metri e disposte quanto più possibile fedeli allo schema riportato in Figura 1. Questo schema è stato mantenuto per tutti gli anni di campionamento effettuati. Questa successiva scelta è il risultato scaturito dalla praticità del lavoro di campo in funzione delle caratteristiche fisiche e morfologiche del terreno di lavoro. La suddetta modifica nello schema di campionamento non si ripercuote sul risultato, che sarà comunque raggiunto in termini di risultati aggregati per sito.

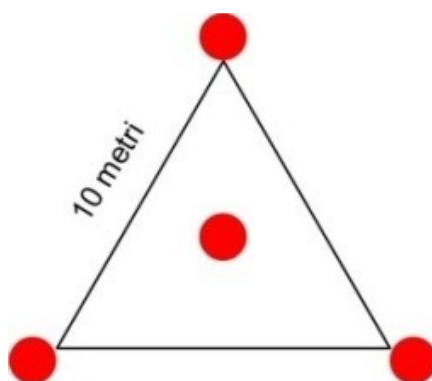


Figura 1: Schema rappresentante la collocazione spaziale delle 4 trappole per ogni sito.

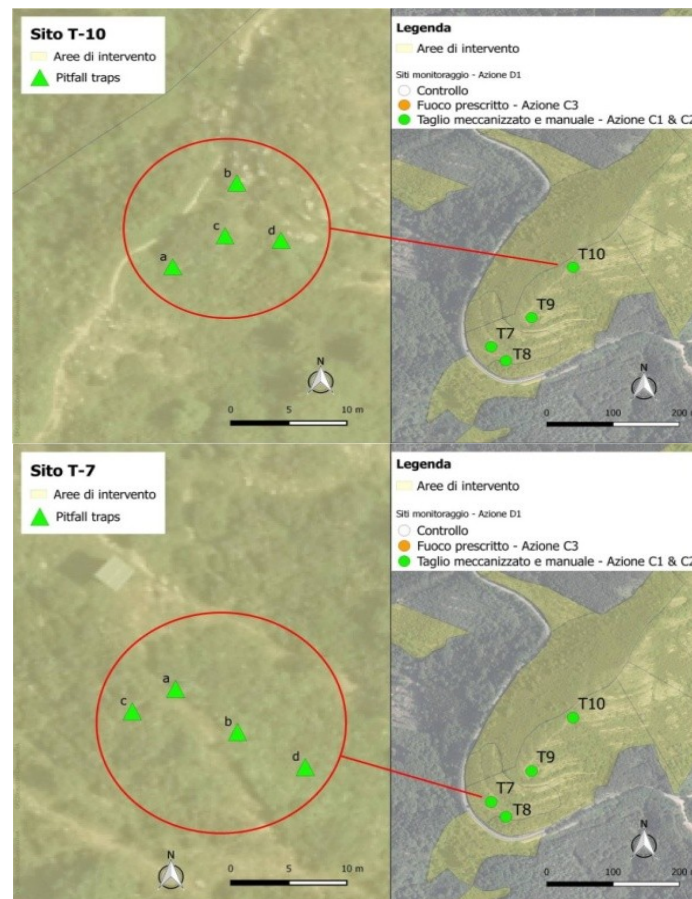


Figura 2a, 2b: Esempio di distribuzione di 4 siti di monitoraggio, T7 - T8 - T9 - T10. A) collocazione delle trappole all'interno del sito T-10, come da schema di riferimento. B) Esempio di collocazione delle trappole all'interno di un sito con schema modificato, per questioni pratiche di attività sul campo (Sito T-7).

Durante gli anni 2017 e 2018, in località “Casacce-Anciolina” erano stati individuati 30 siti di monitoraggio (Figura 3), per un totale di 120 trappole operative ad ogni sessione di campionamento, ovvero 120 potenziali eventi di campionamento indipendenti per ogni raccolta (almeno 5 all’anno). I 30 siti erano stati pensati per essere distribuiti a gruppi di 10 all’interno di superfici che sarebbero state trattate già dal secondo anno con taglio meccanizzato o fuoco prescritto, o non trattate affatto (siti controllo). Nonostante quanto programmato, tra il primo e il secondo anno di monitoraggio nessuna azione concreta di taglio o incendio era stata effettuata all’interno delle superfici in cui ricadevano i 30 siti designati, per ragioni pratiche e operative. Così che tutti i dati raccolti per i 30 siti individuati, durante i due precedenti anni, 2017 e 2018, restituiscono unicamente dati descrittivi di pre-intervento.

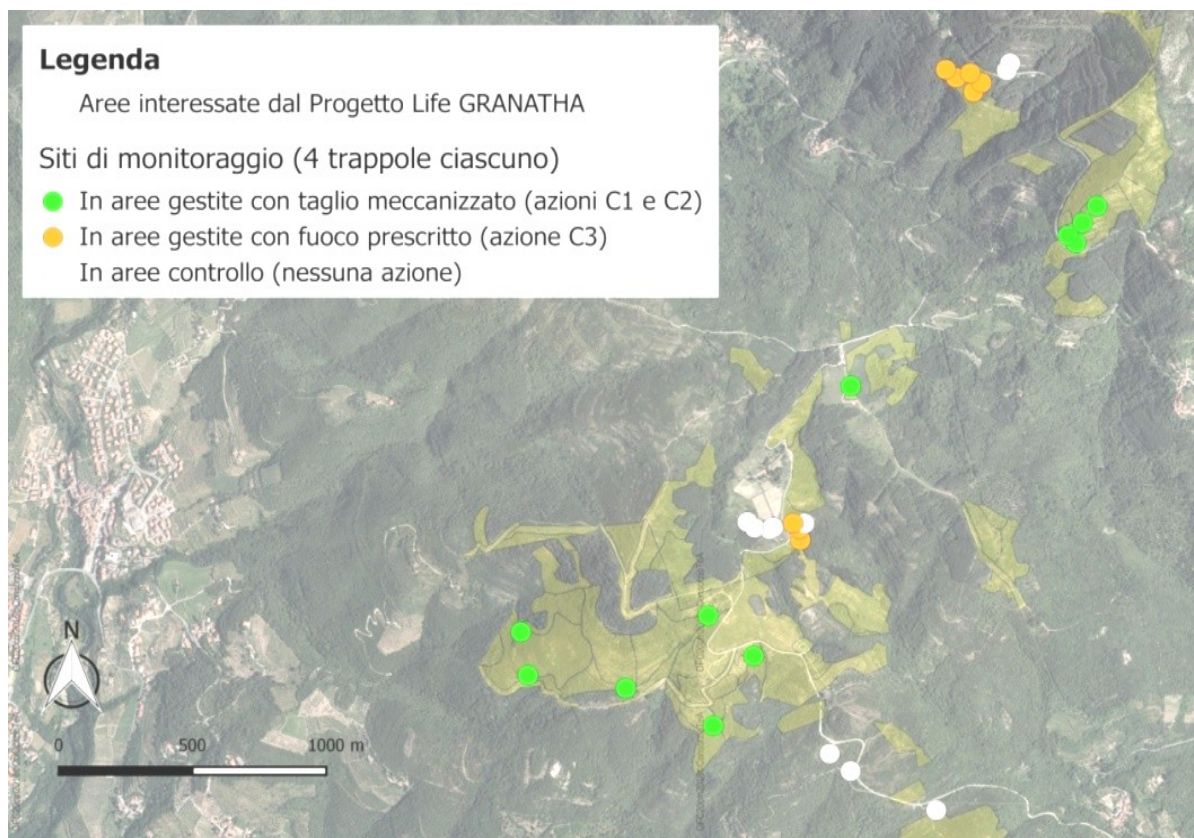


Figura 3: Collocazione spaziale dei 30 siti di monitoraggio collocati all'interno dell'area di studio "Casacce-Anciolina" e monitorati negli anni 2017 e 2018.

Durante il 2019 e 2020 sono stati monitorati esclusivamente siti interessati concretamente da azioni di taglio o fuoco prescritto (azioni C1, C2 o C3), e affiancati a questi sono stati monitorati altrettanti siti con caratteristiche ecologiche e ambientali simili ma privi di gestione, quali siti di controllo.

Per il 2019 e 2020 è quindi bene distinguere le aree di studio rispetto a quelle pregresse 2017 e 2018. Le aree di studio per monitorare l'effettivo impatto delle azioni C1, C2 e C3, sono pertanto:

a) "Casacce"

- Monitorata con 9 siti (3 siti trattati con taglio, 3 siti con fuoco prescritto e 3 siti di controllo) nel 2019;
- Monitorata con 12 siti (4 per tipologia), nel 2020.

b) "Cocollo"

- Monitorata con 12 siti (4 trattati con taglio, 4 con fuoco prescritto e 4 di controllo) nel 2019 e 20.

La località **Casacce**, era già stata monitorata in modo esaustivo nei due anni precedenti (2017 e 2018), attraverso 30 siti di monitoraggio (vedi paragrafo precedente). Di questi, ne sono stati replicati siti in aree effettivamente campionate anche negli anni precedenti solo per le tipologie del "controllo" e del "fuoco prescritto", mentre per quanto riguarda i siti in aree soggette a "taglio meccanizzato", si è dovuto individuare ulteriori siti in aree in cui le operazioni di taglio fossero concretamente avvenute. Per la collocazione esatta dei siti di campionamento nel 2019 e 2020 si vedano le figure 4 e 5.

La località **Cocollo** è stata invece individuata quale nuova area di monitoraggio idonea, poiché si avevano superfici ambientali simili interessate concretamente da "taglio" e "incendio", affiancate da aree non gestite di "controllo". I siti di campionamento qui presenti sono stati individuati in modo da confrontare tre situazioni ambientali analoghe per quota, esposizione e località come raffigurato nelle figure 4 e 5.

In totale nel 2019 sono state gestite 84 trappole su 21 siti, con un potenziale di 420 campioni indipendenti da analizzare, mentre nel 2020 sono state gestite 96 trappole su 24 siti, con un potenziale di 480 campioni indipendenti. Tenendo conto delle trappole trovate inattive durante ogni raccolta, causa manomissioni ad opera della fauna selvatica o di eccessive piogge, il numero reale di campionamenti indipendenti risulterà leggermente inferiore rispetto a quanto atteso per ognuna delle due annate di riferimento (vedi tab. 2).

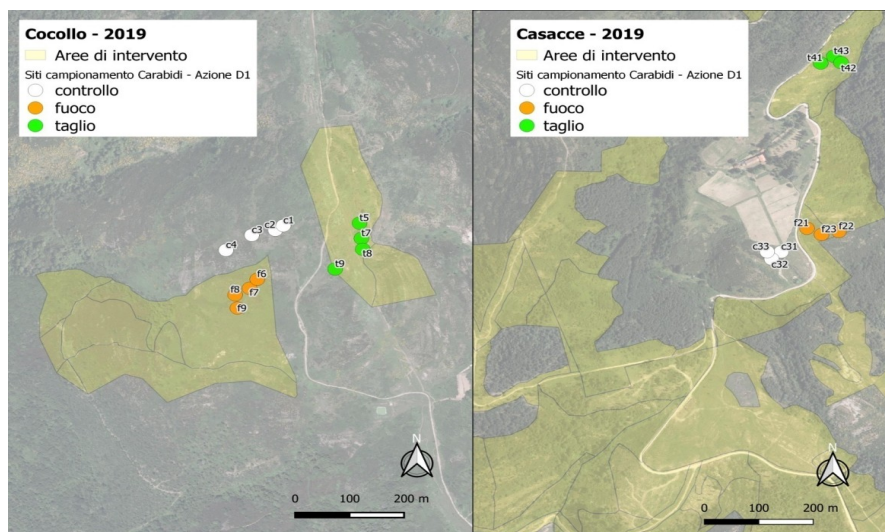


Figure 4: Le aree di studio Casacce e Cocollo, e i siti di campionamento utilizzati nel 2019, suddivisi per tipologia gestionale.

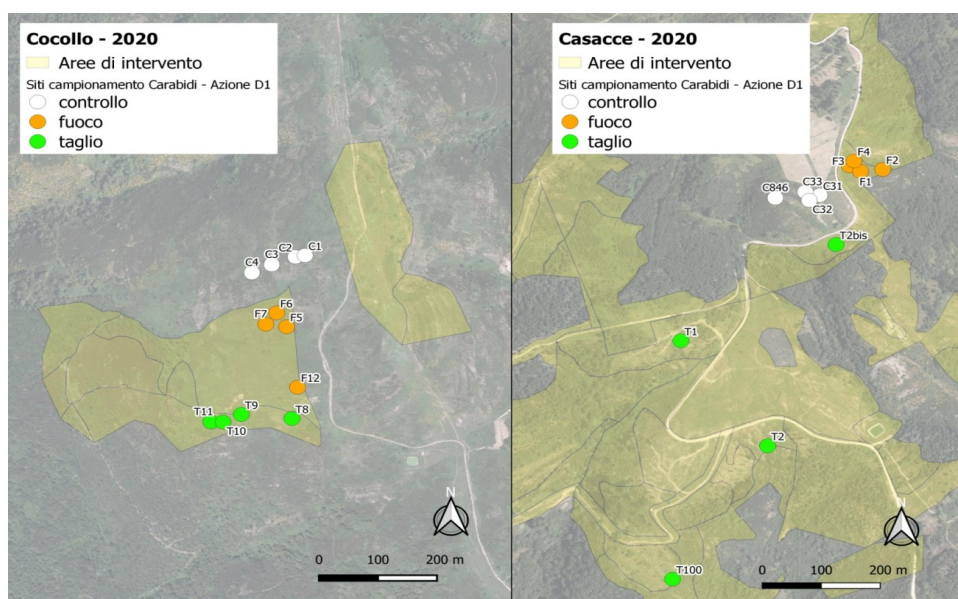


Figura 5: Le aree di studio Casacce e Cocollo, e i siti di campionamento utilizzati nel 2020, suddivisi per tipologia gestionale.

RISULTATI

I primi quattro anni di monitoraggio (2017 – 2020)

Al termine della quarta stagione di monitoraggio, lo sforzo di campionamento risultante è quanto riportato in Tabella 2, in cui è possibile avere una visione d'insieme delle sessioni di campionamento complessive e delle frequenze delle trappole trovate inattive per ciascuna stagione.

Tabella 2: Riassunto delle attività di monitoraggio realizzate negli anni dal 2017 al 2020. Sono riportate le date di posa delle trappole e di ogni successiva sessione di monitoraggio. Per ogni sessione si riportano anche le percentuali di trappole manomesse, quindi inattive a causa della pioggia o della fauna selvatica.

2017			2018			2019			2020		
Raccolte	Date	% Trappole inattive	Raccolte	Date	% Trappole inattive	Raccolte	Date	% Trappole inattive	Raccolte	Date	% Trappole inattive
posa	13-15 Giugno		posa	1-3 Luglio		posa	13-14 Giugno		posa	24giugno	
1°	25-giu	11,25%	1°	16-lug	17,50%	1°	11-lug	11,43%	1°	09-lug	11,46%
2°	09-lug	15,63%	2°	04-ago	37,50%	2°	16-ago	10,48%	2°	25-lug	43,75%
3°	16-lug	7,50%	3°	30-ago	38,33%	3°	02-set	17,14%	3°	12-ago	9,37%
4°	05-ago	11,88%	4°	30-set	40,00%	4°	04-ott	21,90%	4°	01-set	27,08%
5°	17-ago	11,25%	5°	15-ott	30,83%	5°	22-ott	29,52%	5°	16-set	28,12%
6°	03-set	24,38%									

Risultati specifici per gli anni 2017 e 2018 - (come da report precedenti)

Suddivisione dei 30 siti monitorati all'interno di aree che saranno trattate nelle azioni del progetto (fig.3):

- 10 sono collocati in aree che saranno soggette ad azioni meccaniche di taglio (C1, C2).
- 10 sono collocati in aree che saranno soggette a fuoco prescritto (C3).
- 10 sono collocati in aree che non saranno trattate, considerate siti di controllo.

Nel precedente report veniva riportato come fossero 9 i siti relativi al fuoco prescritto e 11 quelli relativi al controllo, poiché uno dei siti individuati per il fuoco, F10 risultava di poco fuori dal margine dell'area effettiva che sarebbe stata trattata con incendio, ed era quindi stato rinominato C11 e considerato un controllo. Durante il 2019, in seguito al passaggio del fuoco, abbiamo inserito un sito di controllo al margine dell'area bruciata, ma all'interno della superficie così gestita, a pochi metri effettivi dal sito C11. Quest'ultimo, avendo raccolto nei 2 anni precedenti dati pre-intervento, è stato possibile considerarlo quale effettivo sito di monitoraggio del fuoco prescritto spostandolo di pochi metri in area con arbusti bruciati, e deve essere pertanto reconsiderato quale sito F10.

Comunità di artropodi – 2017 e 2018

Tutti i campioni raccolti sono stati smistati e gli esemplari contati per ogni principale gruppo di artropodi (tab.2, fig. 6), la cui presenza all'interno delle trappole è risultata con frequenza molto alta e di facile identificazione. Nel dettaglio i gruppi individuati sono: *Gryllidae* (*Orthoptera*; *Ensiferain* generale con abitudini terricole e fossorie), *Geotrupes sp.* (*Coleoptera*; *Scarabaeidae*), *Aranea* (più propriamente conosciuti come “ragni” veri e propri) e *Scorpiones* (scorpioni). Tutti gli individui di *Carabidae*, invece, sono stati identificati a livello di specie, osservando nel 2017 un totale di 25 specie, mentre per il 2018 un totale di 27 specie (tab.3).

Tabella 3: abbondanze complessive dei gruppi di artropodi considerati relative ai primi due anni di monitoraggio.

	2017 (6 raccolte)	2018 (5 raccolte)
<i>Carabidae</i>	502	671
<i>Geotrupes sp.</i>	3242	1917
<i>Grillidae</i>	550	523
<i>Aranea</i>	882	844
<i>Scorpiones</i>	14	46

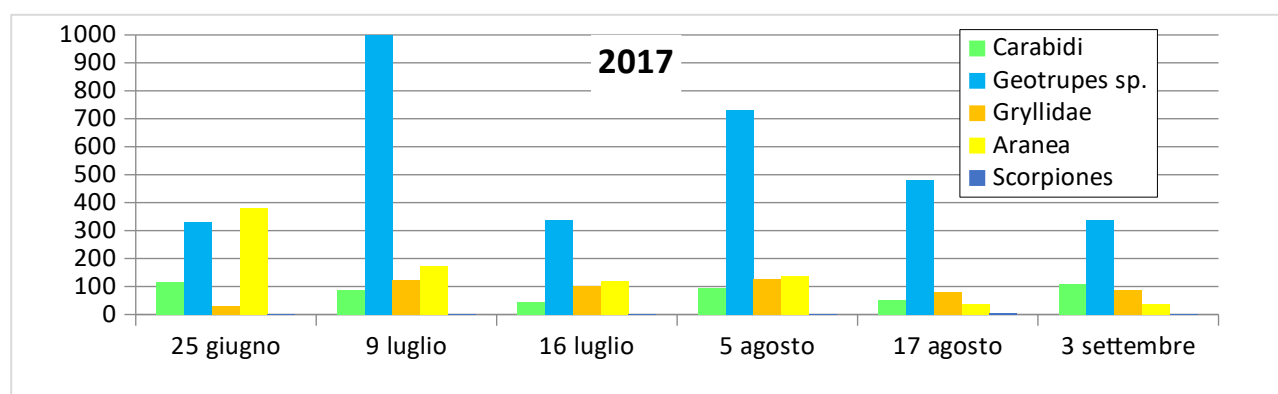


Figura 6: Numero totale di individui catturati per ciascuno dei gruppi di artropodi considerati, anno 2017.

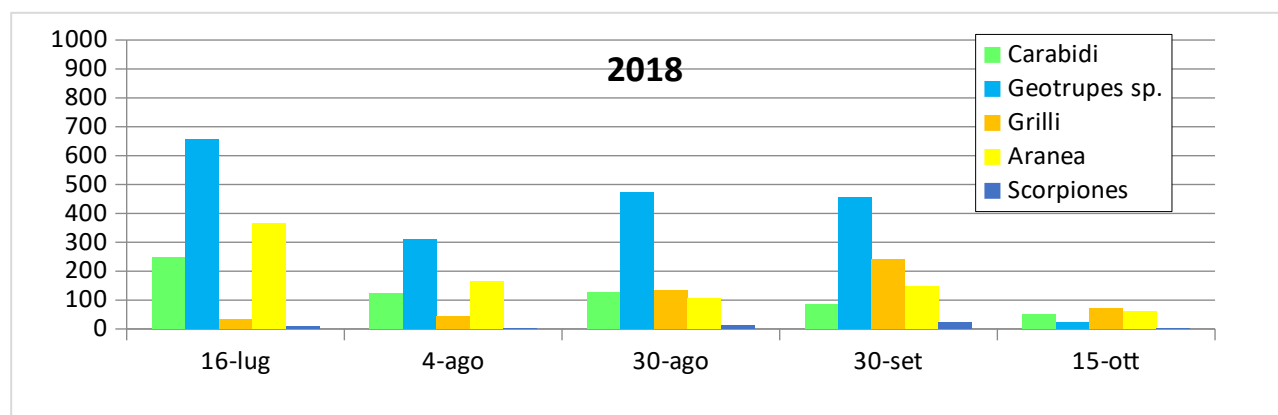


Figura 7: Numero totale di individui catturati per ciascuno dei gruppi di artropodi considerati, anno 2018.

Carabidae – 2017 e 2018

I carabidae rappresentano il gruppo di artropodi scelto per rappresentare l'intera comunità di artropodi, poiché strettamente legati alle risorse trofiche del suolo e al microhabitat. Sono quindi utilizzati per monitorare lo stato generale della comunità degli artropodi all'interno delle aree di intervento. Si mostrano di seguito i risultati del primo confronto tra periodi stagionali e i 30 siti monitorati negli anni 2017 e 2018 (fig. 8 e 9).

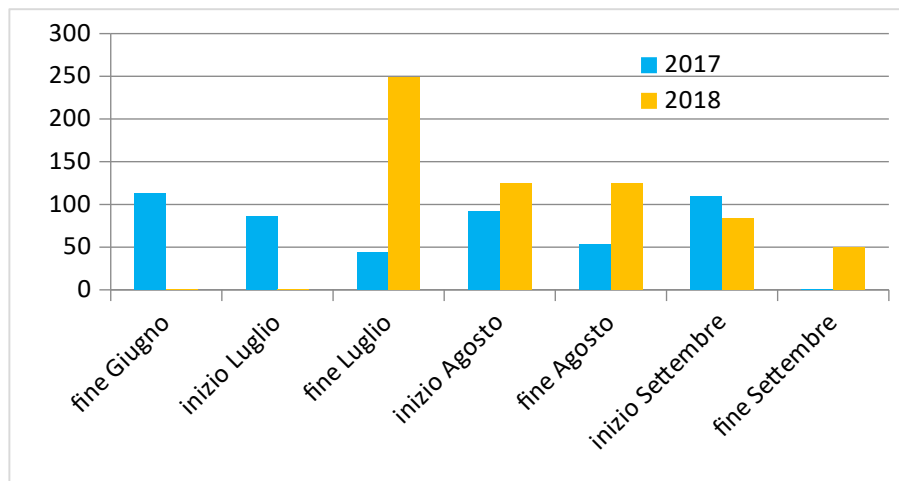


Figura 8: Abbondanze complessive dei carabidi, confronto lungo la stagione.

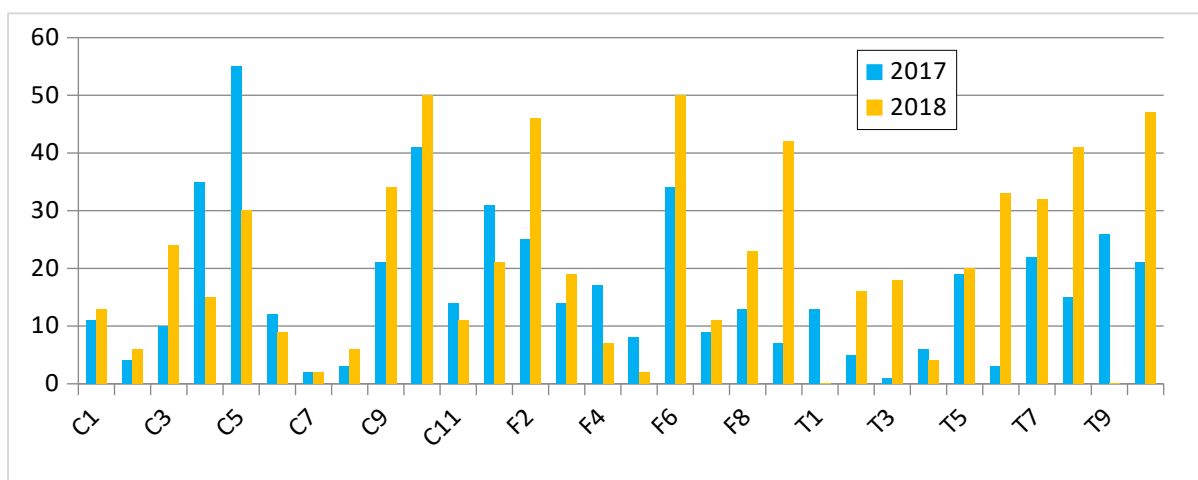


Figura 9: Abbondanze complessive dei carabidi, confronto per sito.

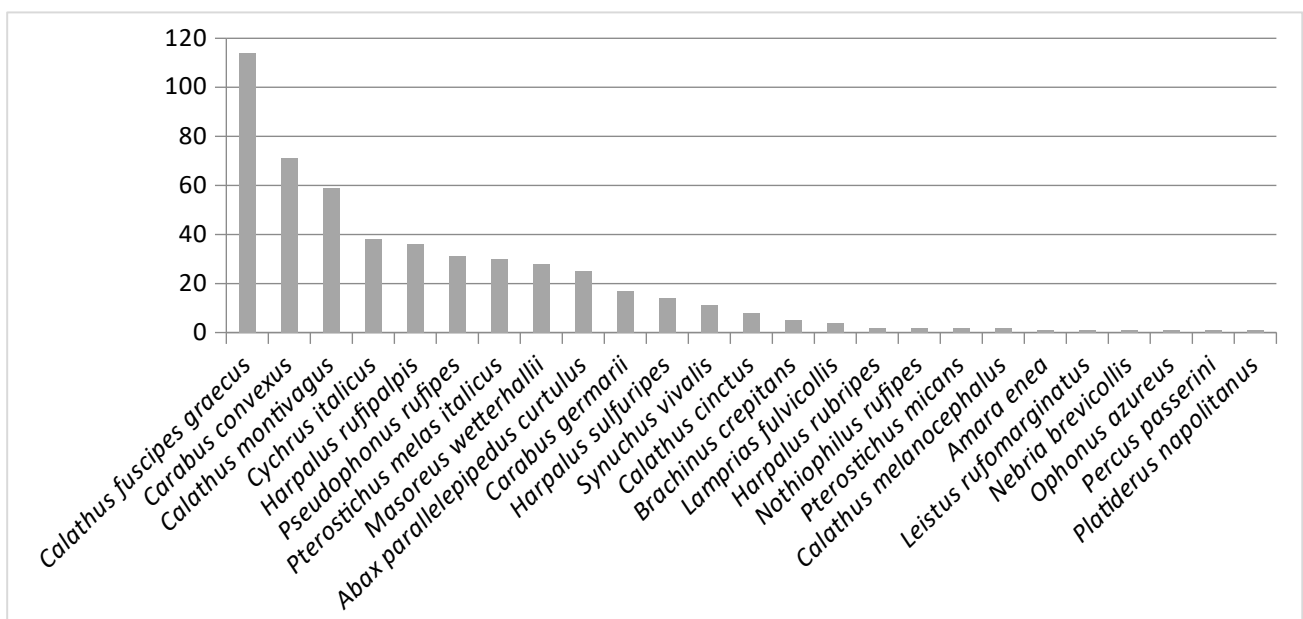


Figura 10: Rappresentazione grafica complessiva delle abbondanze delle catture di carabidi nel 2017.

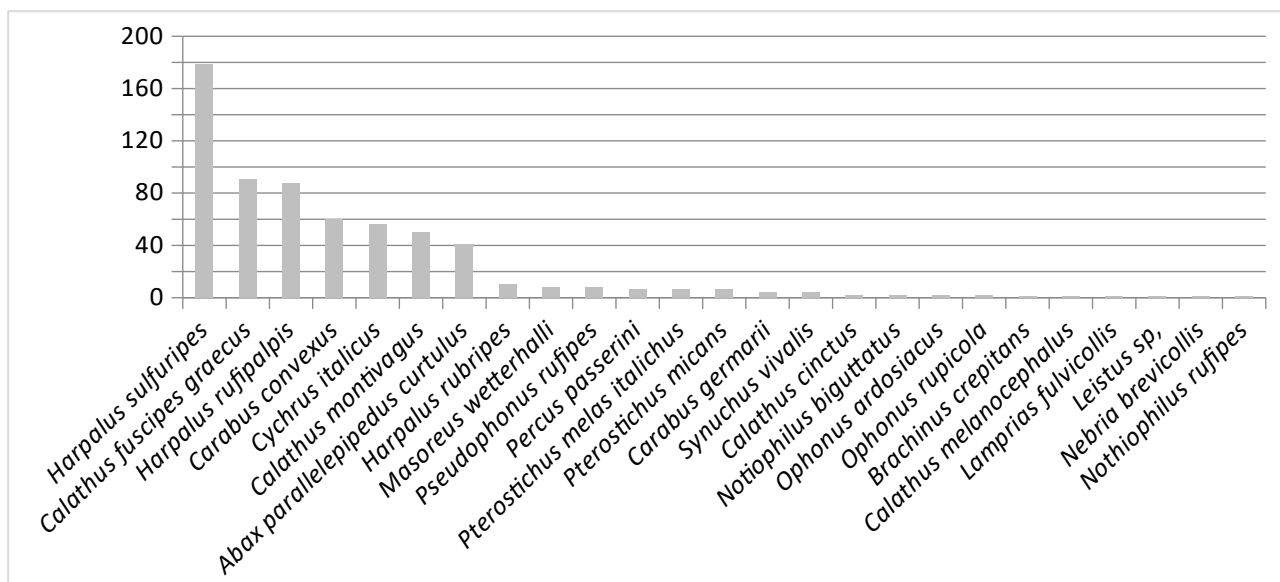


Figura 11: Rappresentazione grafica complessiva delle abbondanze delle catture di carabidi nel 2018.

Nei grafici precedenti (Fig. 10 e 11) sono riportate le specie più abbondanti osservate nei due anni di monitoraggio. Nonostante l'assenza di interventi, è evidente una variazione nelle abbondanze relative di ogni specie. Quest'ultima dovuta probabilmente a variabili ambientali non tenute in considerazione nel monitoraggio, oltre al normale andamento fenologico caratteristico delle popolazioni di artropodi. Da non tralasciare considerazioni riguardanti il periodo di campionamento leggermente sfasato tra 2017 e 2018, oltre che alla differente stagionalità propria di ogni annata.

Confronto tra tipologie di trattamento - anni 2017 e 2018

Tutti i dati sono stati considerati aggregati per sito, ovvero l'insieme delle 4 trappole.

L'Abbondanza delle catture non differisce nei tre gruppi identificati come 'taglio', 'fuoco' e 'controllo', in nessuna delle due stagioni monitorate. La significatività è stata testata con un GLM considerando i dati distribuiti come probabilità discreta (Poisson) (fig.12).

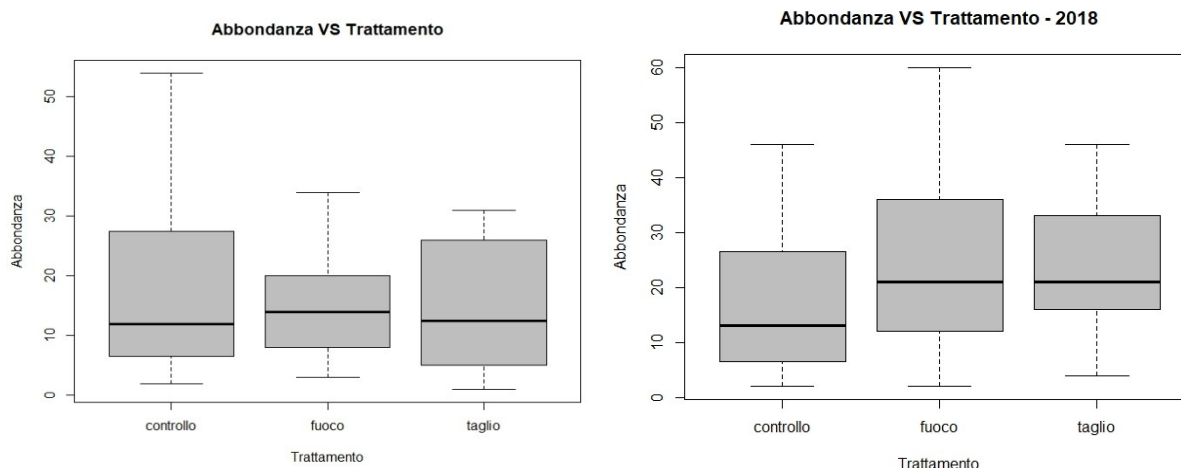


Figura 12: Confronto delle abbondanze complessive di carabidi tra le 3 aree di intervento nelle due stagioni di monitoraggio (2017 sinistra; 2018 destra). Nessuna differenza significativa tra le aree o le annate.

La Diversità calcolata come l'indice di Shannon, non differisce nei tre gruppi di intervento (GLM, Poisson). Dal grafico tuttavia si può ipotizzare che una leggera prevalenza dell'indice si abbia nelle aree di controllo per il 2017, mentre una minore diversità si osservi nelle aree che saranno soggette a taglio, con i dati 2018, pur non raggiungendo in entrambi i casi la significatività statistica (fig. 13).

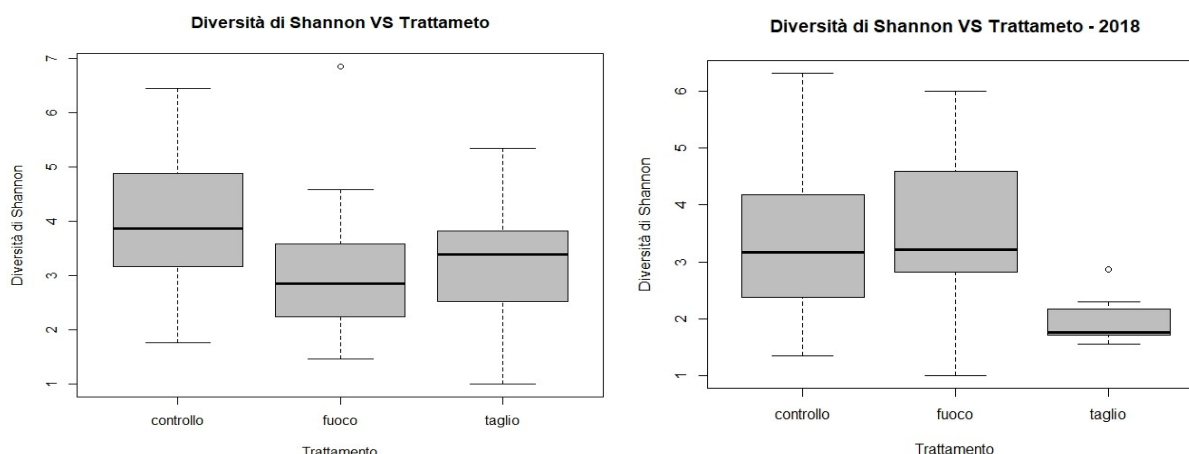
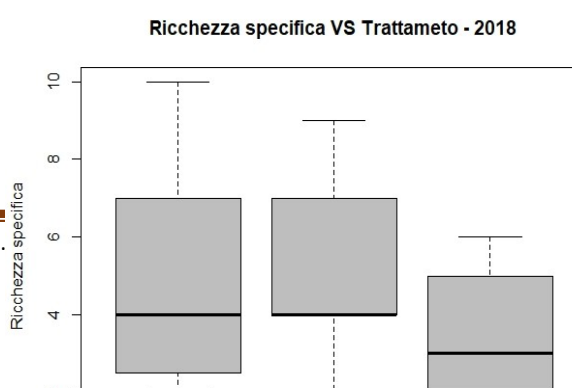


Figura 13: Confronto della diversità di Shannon tra le tre aree di intervento (a scala di SITO) nei due anni di monitoraggio (2017 sinistra; 2018 destra). Nessuna differenza significativa nonostante non si osservi una situazione perfettamente identica tra le aree non trattate.

La Ricchezza specifica rispecchia i risultati precedenti, (GLM, Poisson) $P < 2 \times 10^{-16}$ (***)



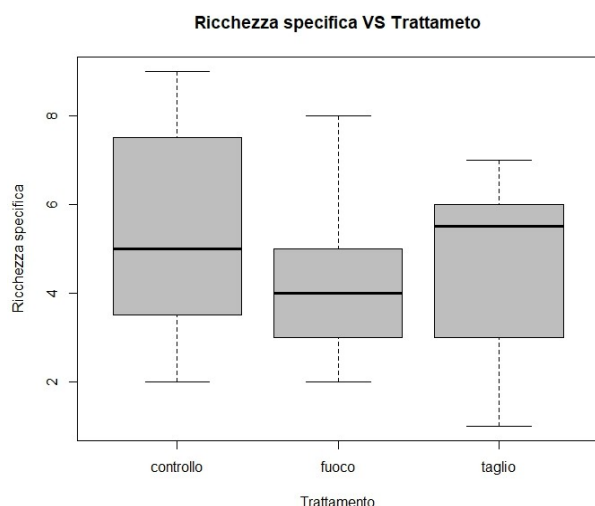


Figura 14: Confronto della ricchezza specifica tra le tre aree di intervento (a scala di SITO) nei due anni di monitoraggio (2017 sinistra; 2018 destra). Nessuna differenza significativa.

Infine, l'Indice "IndVal" ha permesso di quantificare la specificità di una particolare entità tassonomica in relazione ad un particolare gruppo di intervento (la variabile considerata). Si considerano tre livelli di significatività per le specie indicatrici, quelle altamente significative (***, $p < 0.001$), quelle con significatività maggiore (**, $p < 0.01$) e quelle sufficientemente significative (*, $p < 0.05$). In entrambe le annate di monitoraggio una sola specie risulta maggiormente significativa per i siti che saranno trattati con 'fuoco prescritto', si tratta di *Carabus convexus*, specie brachittera e predatrice. Mentre un'unica specie risulta al limite della significatività per quanto riguarda i siti che saranno gestiti come 'controllo'; si tratta di *Pseudophonus rufipes*, specie alata più generalista di aree aperte e semi-aperte. Si ipotizza che la presenza di abbondanti fioriture possa condizionare la sua presenza nel sito indagato. Essendo tutti i siti ancora considerati come situazione iniziale pre-intervento, la selettività di queste 2 specie per particolari gruppi di siti potrebbe essere correlata a condizioni micro-ambientali non quantificate, proprie di alcune aree arbustive.

Tabella 4: Specie indicatrici di alcune tipologie ambientali monitorate.

Specie	Specificità per l'ambiente gestito a..		
	Controllo	Fuoco	Taglio
<i>Carabusconvexus</i> **		$p = 0.0086$ (2017) $p = 0.0024$ (2018)	
<i>Pseudophonusrufipes</i> *	$p = 0.0238$ (2017) $p = 0.0699$ (2018)		

** $p < 0.01$

* $p < 0.05$

Confronto abbondanze Carabidi – anni 2017 e 2018

Non essendo stati ancora effettuati interventi di trattamento alla fine dei monitoraggi 2018, i risultati ottenuti in questi due primi anni rispecchiano l'andamento naturale della comunità di carabidi, e in generale degli artropodi del suolo e dei siti monitorati. E' quindi possibile confrontare le abbondanze complessive dei carabidi a prescindere delle tipologie di trattamento, considerando quale unica variabile tra le due serie di dati proprio il differente anno di monitoraggio. Anche in questo secondo caso non si riscontrano differenze significative tra i due anni di monitoraggio ($p=0.312$), nonostante un valore assoluto più alto riguardi la stagione 2018.

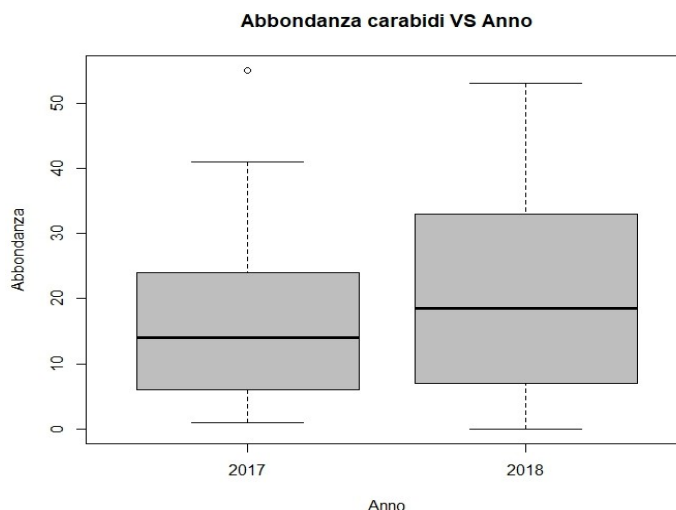


Figura 15: Confronto delle abbondanze di carabidi tra le stagioni di monitoraggio 2017 e 2018. Non si osservano differenze tra le due annate, nonostante sia evidente una diversa abbondanza naturale tra le due annate.

Confronto generale delle abbondanze—anni 2017 e 2018

Non essendo stati effettuati trattamenti in questi primi due anni di monitoraggio, e non essendo presenti differenze significative nelle abbondanze dei carabidi tra le 3 tipologie di intervento (vedi paragrafo precedente), si riporta per ciascun gruppo di artropodi (scarabeidi, ortotteri, ragni e scorpioni) il solo confronto generale tra le abbondanze complessive dei due anni 2017 e 2018.

Il confronto tra le abbondanze 2017 e 2018 degli altri gruppi di artropodi conteggiati e testati anch'essi con il test non-parametrico Kruskal-Wallis, risulta anch'esso non significativo, come riscontrato per i carabidi (fig. 15). I valori di significatività nel dettaglio di ciascun gruppo sono i seguenti: scarabeidi (Ovvero *Geotrupes sp.*) $p=0.274$; ortotteri (Ovvero *Gryllidae* in generale) $p=0.464$; ragni (*Aranea*) $p=0.367$; scorpioni (*Scorpiones*) $p=0.281$.

Tra i quattro gruppi facoltativi di artropodi considerati, sono stati raccolti dati sufficienti per le analisi, con l'eccezione degli scorpioni, i quali potrebbero non essere più presi in considerazione negli anni a seguire.

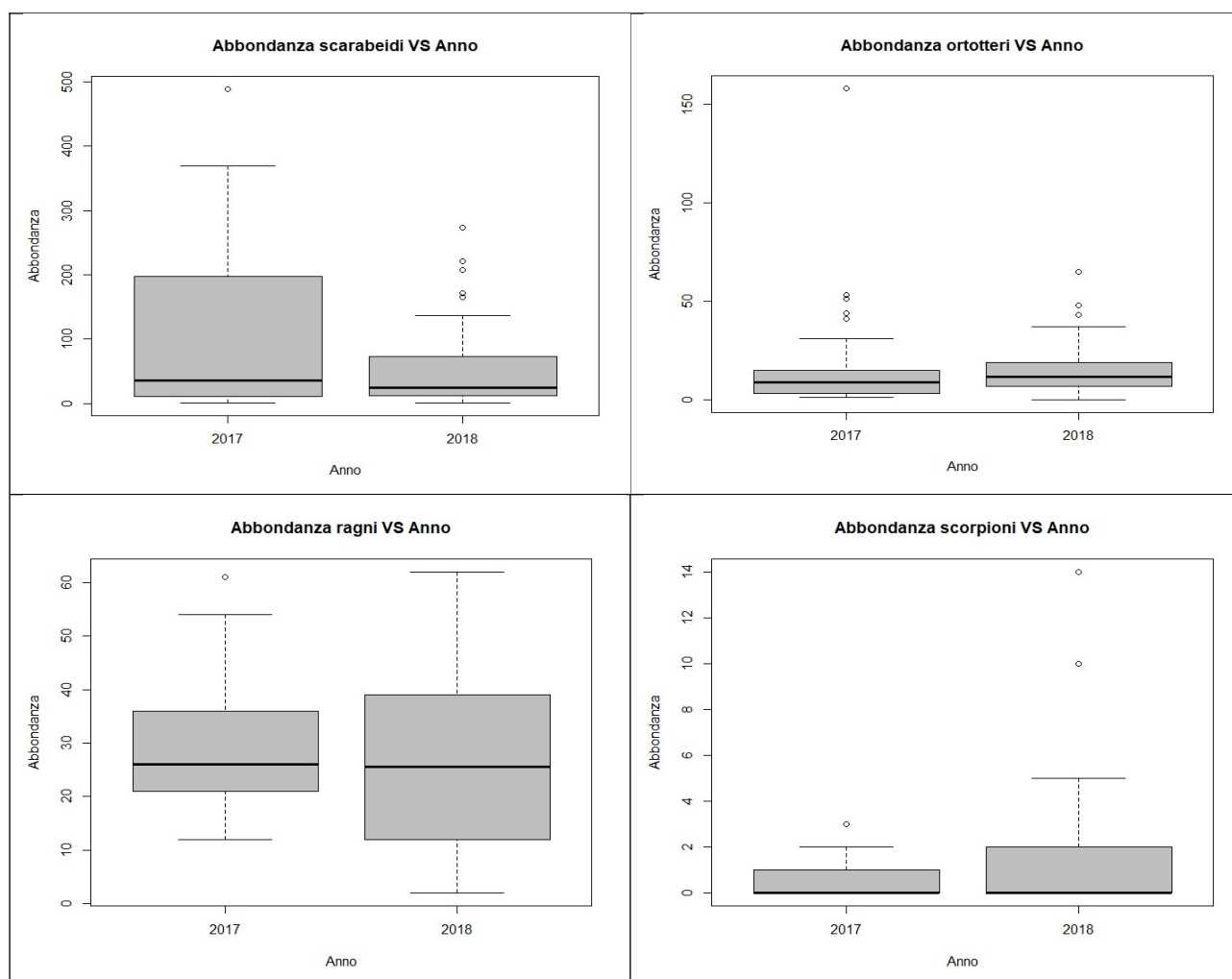


Figura 16: Confronto delle abbondanze nei due anni di monitoraggio per i gruppi a) degli scarabeidi (*Geotrupes* sp.), b) degli ortoteri (*Gryllidae* in generale), c) dei ragni (*Aranea*) e d) degli scorpioni (*Scorpiones*).

Risultati dei monitoraggi 2019 e 2020

I risultati relativi alle stagioni 2019 e 2020 sono da distinguere tra le aree di studio **Casacce** e **Cocollo**. I risultati mettono in confronto la comunità di CARABIDI all'interno di tre situazioni ambientali interessate da attività gestionali quali "fuoco prescritto", "taglio meccanizzato" o di "Controllo" (prive di gestione). In particolare si andranno ad effettuare confronti riguardo i parametri di a) Abbondanza complessiva degli individui, b) l'indice di diversità di Shannon, c) Ricchezza specifica, oltre che a individuare grazie all'analisi d) IndVal eventuali specie indicatrici di una particolare tipologia gestionale.

Nonostante per l'area *Casacce* fossero presenti 6 siti replicati anche negli anni passati, il fatto che si siano individuati nuovi siti per la variabile gestionale legata al taglio meccanizzato, non ci permette di realizzare un confronto effettivo tra i siti monitorati nel 2019 e i medesimi siti monitorati precedentemente (2017 e 2018). Così che anche per l'area *Casacce*, così come per quella *Cocollo*, si riporteranno esclusivamente i risultati di confronto tra tipologie gestionali all'interno delle due stagioni di monitoraggio 2019 e 2020.

Quale premessa si vuole indicare come tutti i dati siano stati considerati aggregati per Sito, ovvero come l'insieme dei campionamenti e dei risultati individuali di ciascuna delle 4 trappole presenti per ogni sito. Questo per ovviare alle trappole inattive a causa dell'azione dei cinghiali e al basso numero di individui di carabidi catturati per ogni singola trappola, e avere così dati da analizzare dati più solidi.

Negli anni passati erano stati considerati anche i gruppi dei Ragni, *Geotrupes*, *Gryllidae* e *Scorpioides*, ma dal precedente confronto di 3 annate per soli 6 siti effettivamente replicati come monitoraggi dal 2017 al 2019,

non si evincevano andamenti regolari o utili per potere dare conclusioni riguardo ai risultati generali aggregati per ciascuno di questi gruppi faunistici. Inoltre, alcuni gruppi sono drasticamente diminuiti per ciò che concerne l'abbondanza o sono risultati addirittura assenti in alcuni anni di campionamento. Ad esempio il gruppo *Scorpioides*, già presente con pochi individui e risultato del tutto assente nel 2019 e 2020, così anche il gruppo dei *Grillidae*, molto abbondante nel 2017 presso siti di monitoraggio non più indagati in seguito (perché non interessati dalle azioni gestionali in tempi utili per l'azione di monitoraggio), mentre quasi assente nel 2019 e 2020 tra i dati raccolti, con meno di 10 individui in tutta la stagione. Pertanto, vista la non necessità di monitorare tali gruppi secondo il protocollo iniziale, nonostante si fossero conteggiati come gruppo aggiunto inizialmente, non si restituiscono ulteriori risultati di confronto poiché non forniscono più informazioni (considerati aggregati come gruppi e non come singole specie) di quelle già restituite dal solo gruppo dei Carabidi, effettivamente considerato al livello di specie, come di seguito si andrà a descrivere.

Anno 2019 (come da report precedente)

In totale nell'area Casacce sono state campionate **14 specie** di carabidi, per un totale di soli 127 individui (Figura 17). Mentre per l'area del Cocollo sono state campionate **22 specie** di carabidi, per un totale di 770 individui (Figura 18).

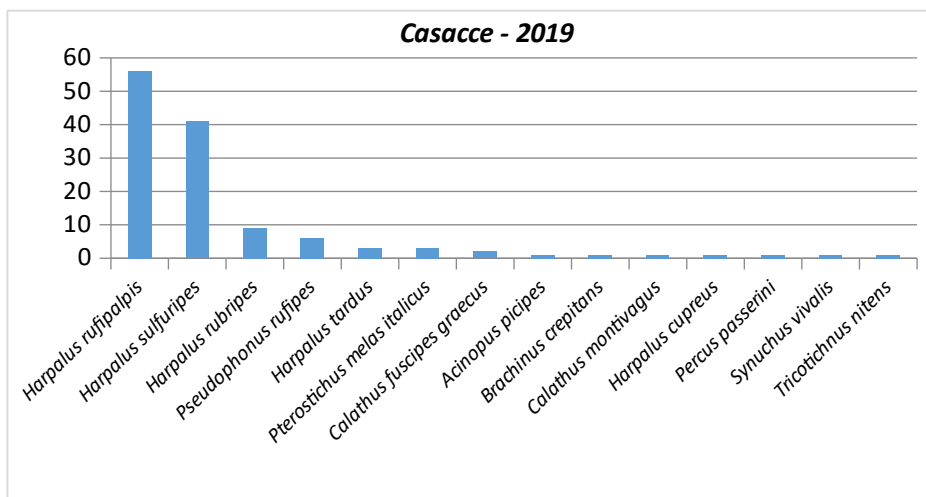


Figura 17: Elenco delle specie osservate nell'area Casacce 2019 e loro abbondanza relativa

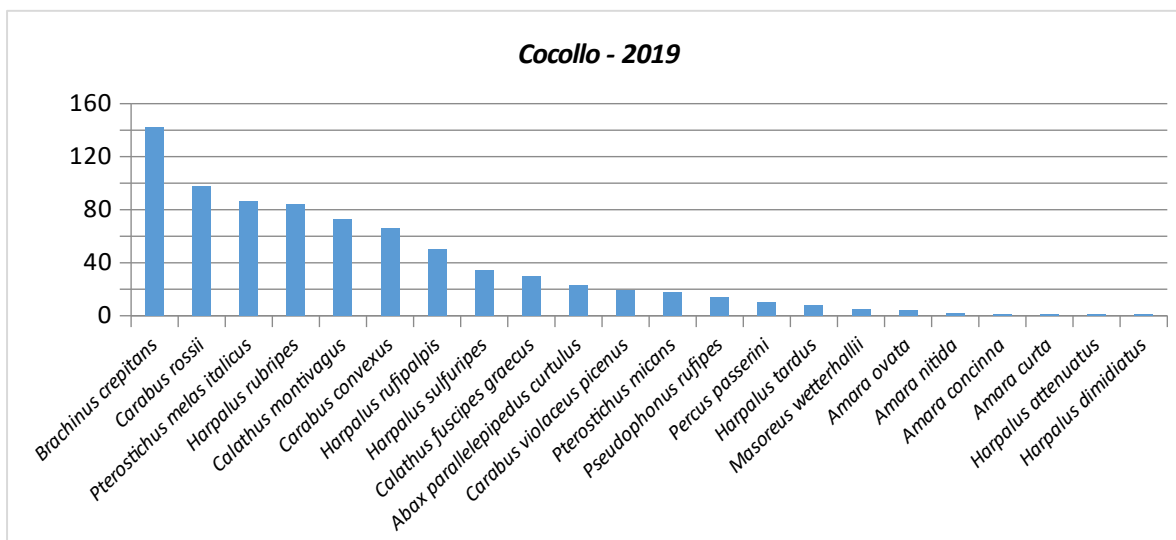


Figura 18: Elenco delle specie osservate nell'area Cocollo 2019 e loro abbondanza relativa.

Come precedentemente accennato, per le analisi più approfondite si esamineranno solo i risultati relativi all'area Coccollo, dove i dati complessivi hanno permesso di ottenere risultati significativi e pertinenti agli obiettivi prefissati. Mentre le Casacce, durante l'anno 2019, hanno ottenuto pochi dati tra tutti i siti monitorati, tali da non permettere analisi costruttive di confronto tra i gruppi ambientali/gestionali indagati.

Anno 2020 (come da report precedente)

Nella stagione 2020, per l'area delle Casacce sono state campionate **13 specie** di carabidi, per un totale di 110 individui (Figura 19), mentre per l'area del Coccollo sono state campionate **18 specie** per 480 individui (Figura 20).

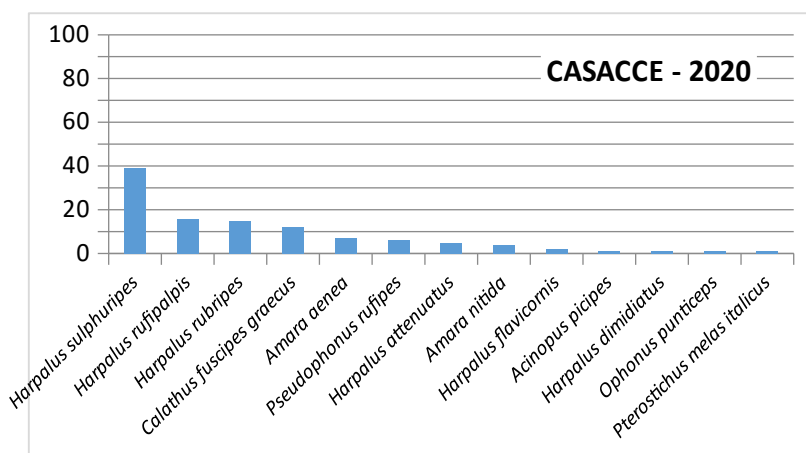


Figura 19: Elenco delle specie osservate nell'area Casacce 2020 e loro abbondanza relativa

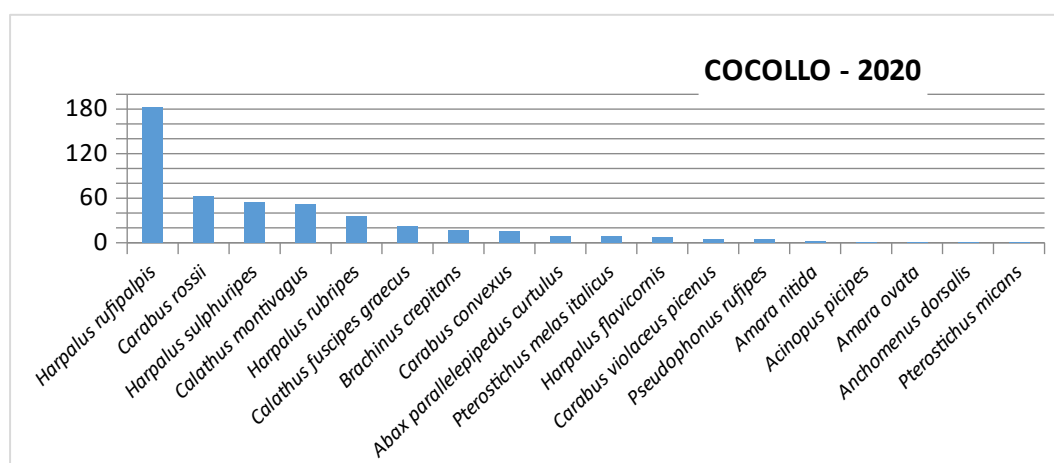


Figura 20: Elenco delle specie osservate nell'area Coccollo 2020 e loro abbondanza relativa

Confrontando i dati di cattura e di trappole inattive tra aree nelle due annate (Tabella 5), si osserva come l'area del Coccollo sia quella più ricca in termini di dati numerici su cui potere effettuare analisi statistiche più solide, mentre nuovamente in loc. Casacce solo 3 specie superano i 15 ind. totali.

Tabella 5: Confronto risultato di campionamento tra aree Casacce e Coccollo negli anni 2019 e 2020

	Casacce		Coccollo	
	2019	2020	2019	2020
N. Sp.	14	13	22	18
N. Ind.	127	110	770	480
Trappole inattive	22%	23%	32%	16%

--	--	--	--	--

Anno 2021

Nella stagione 2021, per l'area delle Casacce sono state campionate 12 specie di carabidi, per un totale di 67 individui (fig. 20a), mentre per l'area del Cocollo sono state campionate 22 specie, per 762 individui (fig. 20b).

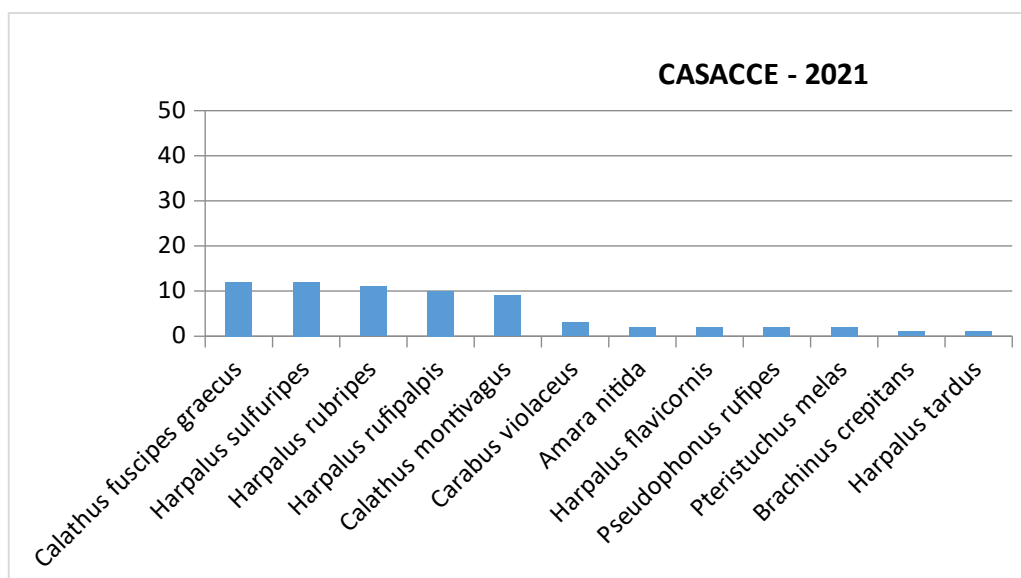


Figura 20a: Elenco delle specie osservate nell'area *Casacce-2021* e loro abbondanza relativa.

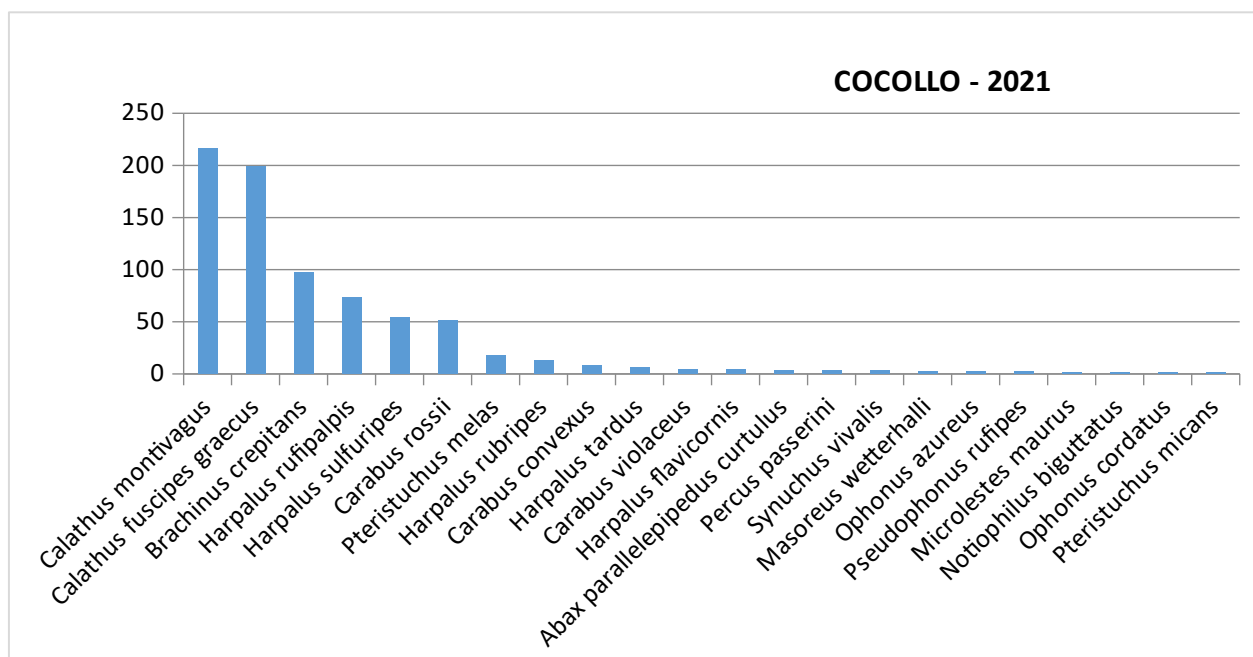


Figura 20b: Elenco delle specie osservate nell'area *Cocollo-2021* e loro abbondanza relativa.

Risultati delle analisi - 2019 e 2020

Cocollo (2019 e 2020)

a) L'Abbondanza delle catture risulta differente tra tipologie gestionali, mostrandosi in entrambe le annate significativamente più elevata nel trattamento con fuoco prescritto, rispetto al controllo, con significatività testate mediante GLM [Poisson] (2019 e 2020, $p < 2 \cdot 10^{-16}$ ***) (Figura 21).

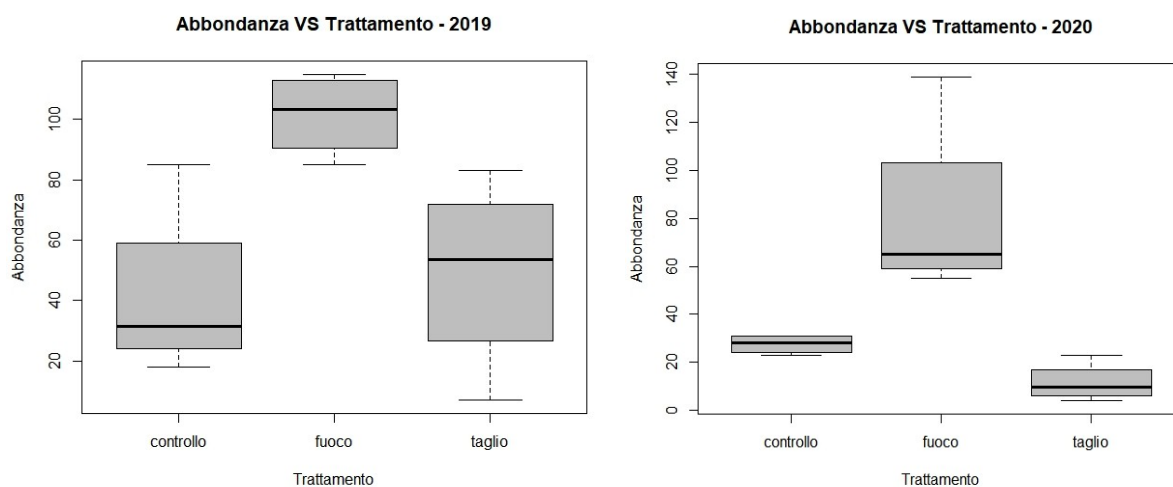


Figura 21: Confronto delle abbondanze tra le tre tipologie gestionali, area di studio Cocollo, anni 2019 e 2020.

b) La Diversità calcolata come indice di Shannon, sempre confrontata rispetto al controllo, risulta poco o nulla significativa se si confrontano trattamento con fuoco prescritto e controllo (2019, $p=0.0373^*$; 2020, $p=0.276$), mentre torna più significativo il confronto tra controllo e taglio meccanizzato solo per il 2019 (2019, $p=0.0018^{**}$; 2020, $p=0.104$) (Figura 22).

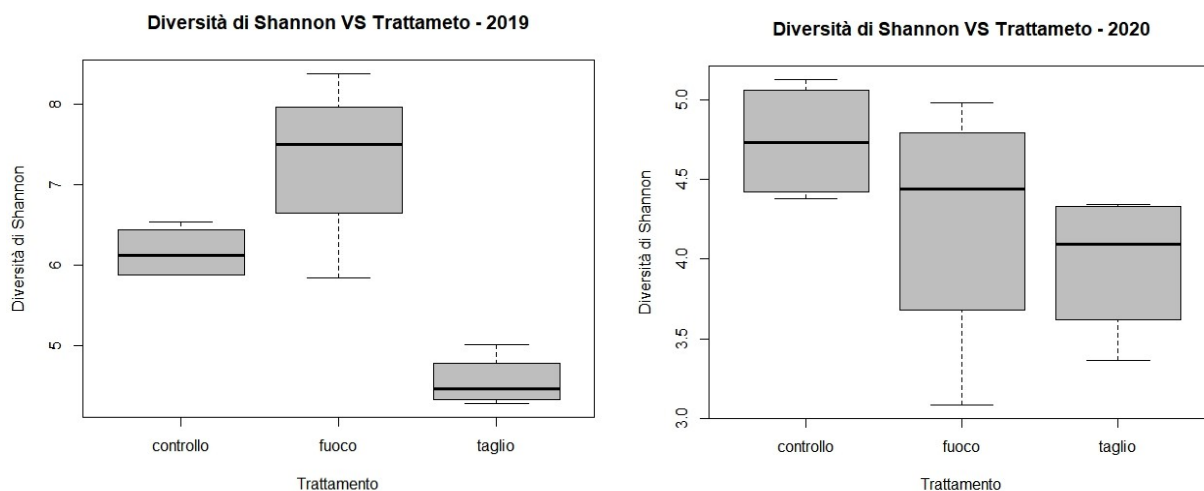


Figura 22: Confronto della diversità di Shannon tra le tre tipologie gestionali, area di studio Cocollo, anni 2019 e 2020.

c) La ricchezza specifica, invece, non sembra differire significativamente tra la gestione con fuoco prescritto quanto testate mediante GLM (2019, $p=0.0765$; 2020, $p=0.332$) o di taglio meccanizzato (2019, $p=0.326$; 2020, $p=0.170$), rispetto al controllo. Nonostante il fuoco prescritto abbia una ricchezza specifica leggermente maggiore rispetto al controllo e decisamente maggiore rispetto al taglio in entrambe le stagioni monitorate (Figura 23).

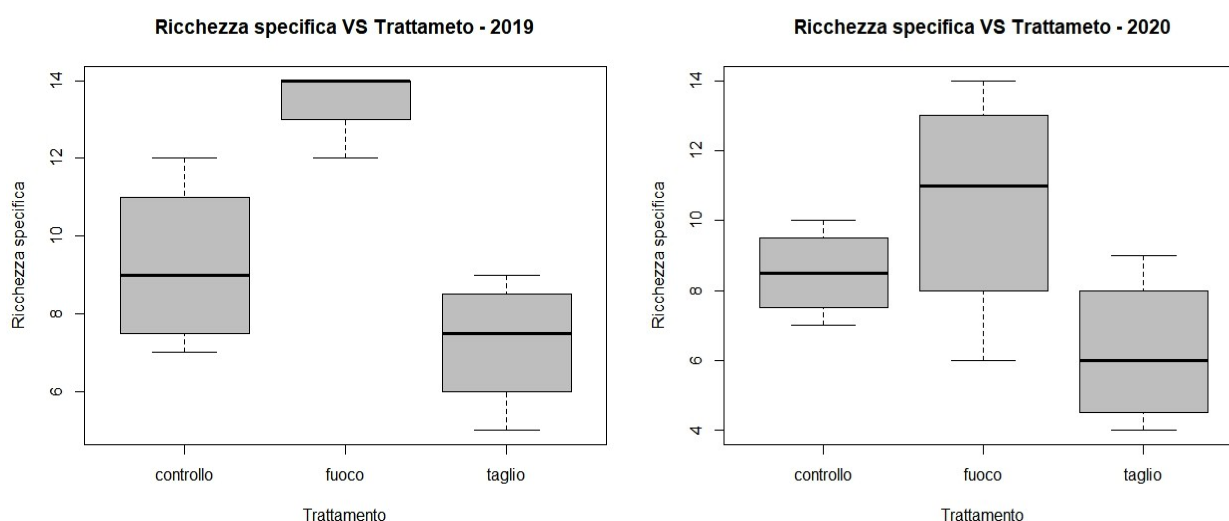


Figura 23: Confronto della ricchezza specifica tra le tre tipologie gestionali, area di studio Cocollo, anni 2019 e 2020.

d) infine, l'indice "IndVal" ha permesso di individuare la specificità di particolari specie in relazione ad una particolare tipologia di gestione. Si considerano tre livelli di significatività per le specie indicatrici: i) altamente significative (***) $p < 0.001$; ii) con significatività maggiore (**) $p < 0.01$; iii) sufficientemente significative (*) $p < 0.05$.

Nel **2019** si osserva una sola specie a significatività maggiore per il fuoco prescritto, *Carabus rossii*, un predatore generalista con buona vagilità e di buone dimensioni. Mentre altre due specie, di più piccola dimensione, risultano appena significative per la medesima tipologia gestionale, e sono *Harpalus rufipalpis* e *Abax parallelepipedus*. Infine, una sola specie risulta sufficientemente significativa per la tipologia gestionale del taglio, si tratta di *Pterostichus melas italicus*, carabide predatore con buona vagilità.

Mentre nel **2020** si osserva una sola specie sufficientemente significativa per la tipologia gestionale del fuoco prescritto e si tratta nuovamente di *Harpalus rufipalpis*, una delle specie più abbondanti e comuni nei campionamenti.

Tabella 6: Specie indicatrici di alcune tipologie ambientali monitorate nel 2019.

Specie	Specificità per tipologia gestionale		
	Controllo	Fuoco	Taglio
<i>Carabus rossii</i> **		$p=0.0045$	
<i>Pterostichus melas</i> *			$p=0.0212$
<i>Harpalus rufipalpis</i> *		$p=0.0118$	
<i>Abax parallelepipedus</i> *		$p=0.0122$	

Tabella 7: Specie indicatrici di alcune tipologie ambientali monitorate nel 2020.

	Specificità per tipologia gestionale		
Specie	Controllo	Fuoco	Taglio
<i>Harpalus rufipalpis</i> *		p=0.0116	

Casacce (2020)

a) L'Abbondanza delle catture risulta differente tra tipologie gestionali, mostrandosi significativamente più elevata nel trattamento con fuoco prescritto, significatività testate rispetto al "controllo" mediante GLM [Poisson] (2020, $p=2,52 \cdot 10^{-6}$ ***), mentre la tipologia gestionale del taglio non presenza abbondanze significativamente diverse dal controllo (2020, $p=1$) (Figura 24).

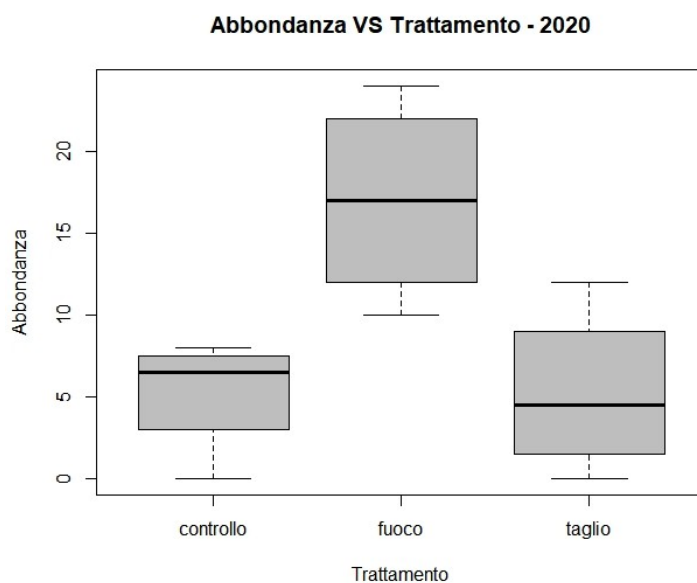


Figura 24: Confronto delle abbondanze tra le tre tipologie gestionali, area di studio Casacce 2020.

b) La Diversità calcolata come indice di Shannon, risulta anch'essa maggiore nella tipologia gestionale del "fuoco prescritto", ma non altamente significativa se testate mediante GLM (2020, $p=0,0793$), mentre non risultano differenze tra il controllo e il taglio meccanizzato (2020, $p=0,562$) (Figura 25).

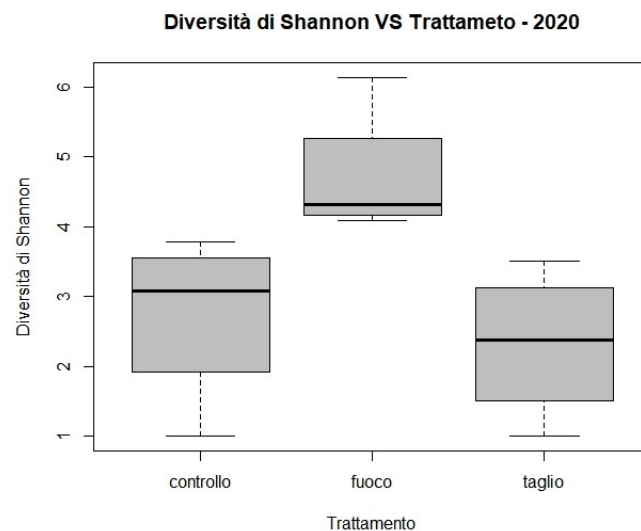


Figura 25: Confronto della diversità di Shannon tra le tre tipologie gestionali, area di studio Casacce 2020.

c) La ricchezza specifica anch'essa si presenta maggiore nel trattamento con "fuoco prescritto", con valori statisticamente significativi se testate mediante GLM (2020, $p=0.0037^{**}$), mentre non vi sono differenze significative tra controllo e taglio meccanizzato (2020, $p=0,67$) (Figura 26).

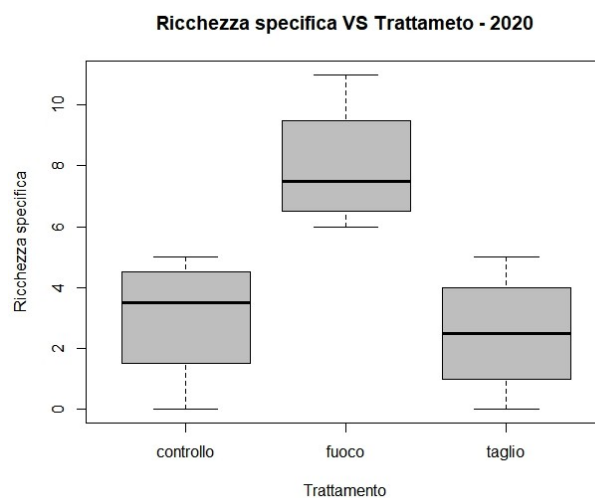


Figura 26: Confronto della ricchezza specifica tra le tre tipologie gestionali, area di studio Casacce 2020.

d) Infine, l'indice "IndVal" ha permesso di individuare la specificità di una particolare entità tassonomica (specie) in relazione ad una particolare tipologia di gestione. Si considerano tre livelli di significatività per le specie indicatrici: altamente significative (*** ; $p<0.001$), con significatività maggiore (** ; $p<0.01$) e sufficientemente significative (* ; $p<0.05$).

Si osserva una sola specie con significatività maggiore per la tipologia gestionale del fuoco prescritto e come per l'area del Cocollo (sia nel 2019 che nel 2020) si tratta di *Harpalus rufipalpis*, una delle specie più abbondanti e comuni in tutti i campionamenti.

Tabella 8: Specie indicatrici di alcune tipologie ambientali monitorate nel 2020.

	Specificità per tipologia gestionale		
Specie	Controllo	Fuoco	Taglio
<i>Harpalus rufipalpis</i> **		p=0.0059	

Risultati delle analisi del triennio 2019, 2020 e 2021

Confrontando i risultati delle catture di carabidi, sulla base di ricchezza specifica e delle trappole inattive, delle aree Casacce e Cocollo (tab. 8a), risulta evidente come l'area del Cocollo sia l'unica che presenti dati numerici tali da permettere di effettuare analisi statistiche utilizzabili, soprattutto per quanto riguarda il numero di carabidi catturati per ognuno dei tre anni.

Tabella 8a: Confronto dei risultati di campionamento tra le aree Casacce e Cocollo, triennio 2019 – 2021.

Area /Anno	Casacce			Cocollo		
	2019	2020	2021	2019	2020	2021
N. Sp.	14	13	12	22	18	22
N. Ind.	127	110	67	770	480	762
Trappole inattive	22%	23%	20%	32%	16%	7%

Risultati area "Cocollo" (2019, 2020 e 2021)

- a) L'Abbondanza delle catture risulta differente tra tipologie gestionali, mostrandosi per tutte le annate del triennio abbondanze maggiori per i siti trattati con fuoco prescritto, seppure con differenze sempre più ridotte con l'aumentare del tempo trascorso dal passaggio del fuoco nell'inverno 2018-2019 (fig. 26a).
- b)

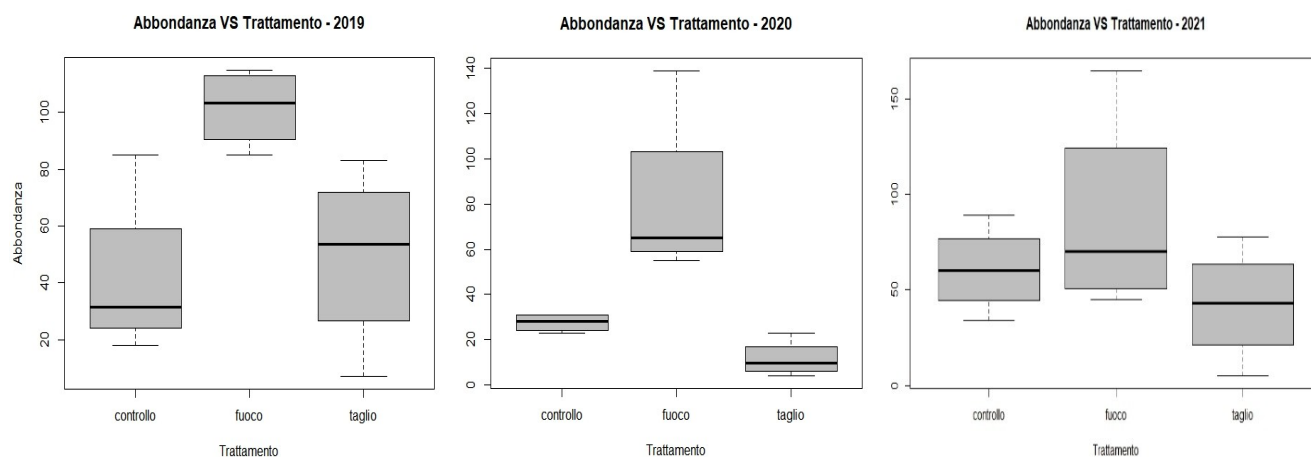


Figura 26a: Confronto delle abbondanze tra le tre tipologie gestionali, area di studio Cocollo, triennio 2019 - 2021.

- c) La Diversità calcolata come indice di Shannon, risulta poco o nulla significativa se si confrontano fuoco prescritto e controllo, mentre si osserva una diversità sempre inferiore per i siti gestiti con taglio meccanizzato (fig. 26b).

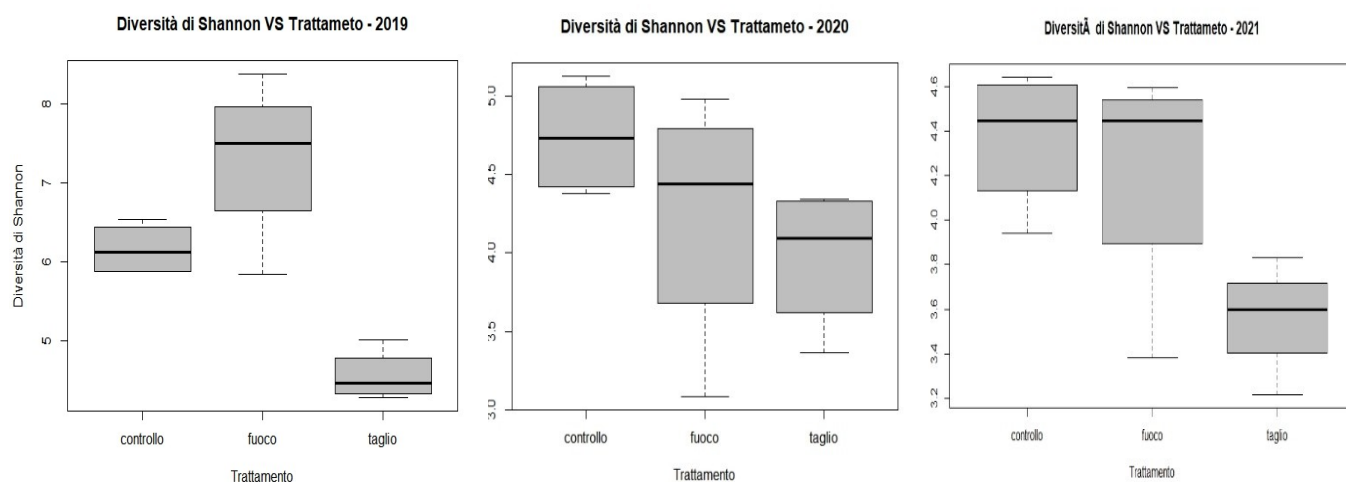


Figura 26b: Confronto della diversità di Shannon tra le tre tipologie gestionali, area di studio Cocollo, triennio 2019 - 2021.

- d) La ricchezza specifica, infine, sembra osservare valori leggermente più alti per l'area trattata con fuoco prescritto, soprattutto nei confronti del taglio, ma il discostamento dei dati potrebbe non risultare statisticamente significativo (fig. 26c).

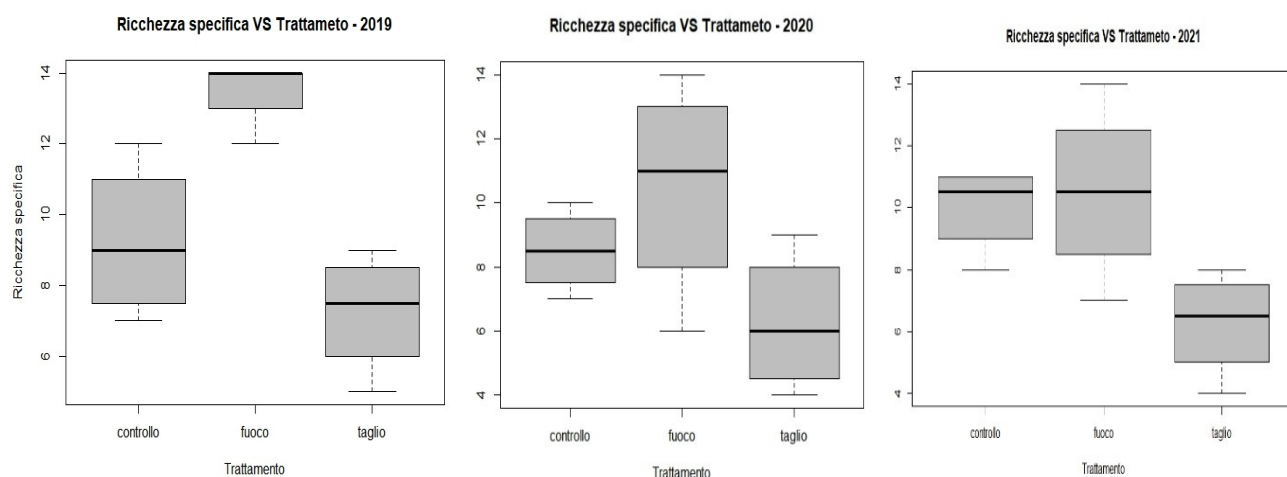


Figura 26c: Confronto della ricchezza specifica tra le tre tipologie gestionali, area di studio Coccollo, anni 2019 e 2020.

e) Infine, l'indice "IndVal" ha permesso di individuare la specificità di particolari specie in relazione ad una particolare tipologia di gestione. Si considerino tre livelli di significatività per le specie indicatrici: i) altamente significative (***) $p < 0.001$; ii) con significatività maggiore (**) $p < 0.01$; iii) solo sufficientemente significative (*) $p < 0.05$.

Nel **2019** (tab. 8b) una sola specie risulta avere significatività maggiore per il fuoco prescritto, *Carabus rossii*, un predatore generalista con buona vagilità e di buone dimensioni. Mentre altre due specie di più piccola dimensione risultano sufficientemente significative per la medesima tipologia gestionale, ovvero *Harpalus rufipalpis* e *Abax parallelepipedus*. Mentre, una sola specie risulta sufficientemente significativa per la tipologia gestionale del taglio, si tratta di *Pterostichus melas italicus*, un carabide predatore non volatore ma con buona vagilità.

Nel **2020** (tab. 8c) una sola specie risulta sufficientemente significativa per l'area trattata con fuoco prescritto, si tratta nuovamente di *Harpalus rufipalpis*, una delle specie più abbondanti e comuni nei campionamenti in generale.

Infine, nel **2021** nessuna specie mostra risultati di specificità per nessuna delle tre tipologie gestionali considerate.

Tabella 8b: Specie indicatrici di alcune tipologie ambientali monitorate nel 2019.

	Specificità per la tipologia gestionale...		
Specie	Controllo	Fuoco	Taglio
<i>Carabus rossii</i> **		$p=0.0045$	
<i>Pterostichus melas</i> *			$P=0.0212$
<i>Harpalus rufipalpis</i> *		$p=0.0118$	
<i>Abax parallelepipedus</i> *		$p=0.0122$	

Tabella 8c: Specie indicatrici di alcune tipologie ambientali monitorate nel 2020.

	Specificità per la tipologia gestionale...		
Specie	Controllo	Fuoco	Taglio
<i>Harpalus rufipalpis</i> *		p=0.0116	

CONCLUSIONI

Al quinto anno di monitoraggio della componente biodiversità (2 anni di monitoraggio pre-intervento + 3 anni di monitoraggio post intervento), mediante i carabidi quale bioindicatore, rispetto alle diverse tipologie gestionali, ovvero come “Controllo”, “Fuoco prescritto” e “Taglio meccanizzato”, è possibile trarre alcune conclusioni riguardo l’impatto degli interventi sulla micro-fauna terrestre. L’area delle Casacce è stata analizzata esclusivamente per l’anno 2020, in quanto i dati relativi alla stagione 2019 risultano troppo carenti per potere effettuare analisi statistiche solide e utilizzabili, mentre i dati provenienti dal Cocollo sono stati analizzati sia nel 2019, nel 2020 e nel 2021.

Per entrambe le aree, delle Casacce e del Cocollo, per tutti e tre i set di dati (Casacce 2020, Cocollo 2019, 2020 e 2021) **la tipologia gestionale del “fuoco prescritto” ha restituito risultati di abbondanza (di individui di carabidi), ricchezza specifica (numero di specie) e diversità (calcolata come indice di Shannon) simili, o più spesso maggiori, in confronto alla tipologia di controllo, ovvero priva di gestione. Mentre la gestione con taglio meccanizzato ha dato risultati sempre confrontabili, o più spesso minori, rispetto ai siti di controllo.** La significatività del valore discostato dal controllo, in positivo o negativo è risultata per lo più riconosciuta anche a livello statistico grazie ai test effettuati mediante GLM, con significatività evidenti o sufficienti a seconda dei casi specifici (vedi capitoli precedenti).

Quindi in conclusione sembra, al momento, che la gestione mediante fuoco prescritto non solo abbia permesso di mantenere una comunità di carabidae con buoni valori di diversità, abbondanza e ricchezza specifica, almeno pari a quelli osservati in aree analoghe non sottoposte a trattamenti, ma addirittura si può osservare in alcuni casi come questi valori superino gli stessi osservati presso i siti di controllo, portando a comunità localmente più ricche, abbondanti e diversificate. Il taglio meccanizzato, per contro, non solo presenta valori inferiori agli stessi osservati nei siti di controllo, ma mostra sempre valori decisamente inferiori a quelli rilevati nei siti gestiti con fuoco prescritto.

Come già riportato nelle precedenti conclusioni, la spiegazione più immediata che viene ipotizzata riguarda la struttura al suolo della vegetazione. Nonostante si vada a ridurre la copertura vegetale, sia con fuoco che mediante taglio, il microhabitat risultante è probabilmente molto diverso tra le due tipologie gestionali. Laddove viene applicato il fuoco prescritto si osserva una permanenza in loco di strutture legnose, sia al suolo che sovrastanti lo stesso. Inoltre, tutte le parti organiche bruciate permangono nell’area, cadendo al suolo e formando uno strato di materiale organico. Inoltre, l’ombreggiamento dato dai fusti ancora in piedi, o coricati al suolo, limitano probabilmente l’irraggiamento al suolo e quindi è probabile che consenta di

mantenere una sufficiente condizione di umidità. Tutti elementi che non permangono con il taglio meccanizzato, dove la vegetazione viene tagliata e rimossa.

Al termine di questa terza stagione di monitoraggio, inoltre, è stato possibile individuare quale specie indicatrice della tipologia gestionale del fuoco prescritto *Harpalus rufipalpis*, specie ritenuta più affine a tipologie ambientali calde, sabbiose e poco vegetate.

Infine, quale ultimo elemento che potrebbe spiegare i valori maggiori nella tipologia gestionale del fuoco prescritto, si vorrebbe considerare il fatto che in ambienti mediterranei incendi di origine naturale sono da sempre stati presenti in ambiente mediterraneo, con maggiore o minore frequenza, a differenza di eventi naturali che prevedano l'asportazione e la rimozione della parte vegetale di intere aree, per i quali non sembrano esserci esempi così evidenti e frequenti caratteristici. È quindi possibile che come la componente botanica sia favorita dal passaggio del fuoco, o in alcuni casi vincolata ad esso per concludere i propri cicli vitali, anche la componente faunistica più strettamente legata agli ambienti vegetati abbia evoluto adattamenti che le permettono di non risentire del passaggio del fuoco, sia in termini di abbondanza, che di ricchezza specifica delle comunità che di diversità strutturale ed equilibrio tra le specie.

Servizio ecosistemico “difesa idrogeologica del suolo”

Il servizio ecosistemico “difesa idrogeologica del suolo” viene monitorato attraverso il cambiamento indotto dagli interventi sia a scala di popolamento che a scala di paesaggio attraverso i seguenti indicatori:

- ✓ a scala di popolamento viene monitorata la variazione della copertura percentuale al suolo a partire dalle classi utilizzate nel monitoraggio realizzato nell'azione D2 (suolo nudo, pietrosità, necromassa, arbusti, alberi, erba). Tali classi vengono accorpate nelle nuove classi, definite sulla base della loro funzionalità nel confronto della difesa idrogeologica ossia: brughiera; erbaceo; arboreo; suolo nudo.

Per i risultati relativi a questa caratterizzazione delle aree di intervento e controllo nella fase di pre-intervento si rimanda ai deliverables dell'azione D2.

- ✓ a scala di paesaggio viene monitorata la variazione della copertura percentuale al suolo a partire dagli indici utilizzati per i monitoraggi realizzati nell'ambito dell'azione D2. Per la funzione “difesa idrogeologica del suolo” saranno definiti come indicatori di monitoraggio le superfici dei poligoni classificati nelle seguenti classi:
 - foresta (copertura arborea prevalente)
 - arbusti (copertura di brughiera prevalente)
 - erbe (copertura erbacea prevalente)
 - suolo nudo (copertura del suolo nudo prevalente)

Il servizio ecosistemico difesa idrogeologica del suolo è stato monitorato a scala di popolamento e di paesaggio monitorando la variazione del grado di copertura tra l'anno 2017 (pre-intervento) e l'anno 2022 (post-intervento).

A scala di popolamento le classi rilevate con il rilievo a terra sono state accorpate:

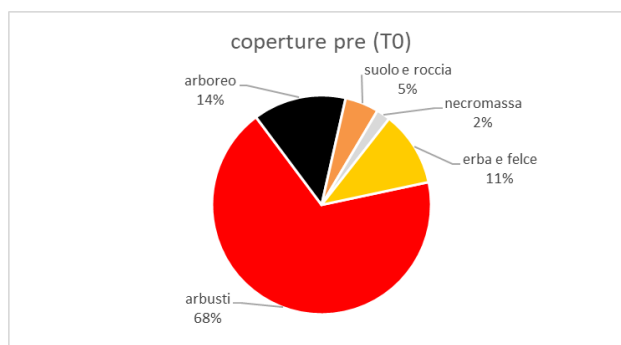
- suolo nudo
- necromassa
- erbaceo: erba + felci
- brughiera = arbusti
- arboreo

Il confronto delle coperture nei diversi anni successivi al taglio (T1, T2, T3, T4) evidenzia come a scala di popolamento siano variati i valori delle diverse componenti con i seguenti trend:

- suolo, rocce e necromassa hanno subito un incremento di valore percentuale nell'anno di intervento per poi subire una successiva riduzione negli anni successivi. Questo trend è da attribuirsi al disturbo subito dal suolo durante le attività di taglio (soprattutto se meccanizzato con trattore) e all'accumulo della necromassa come residuo del taglio sulla superficie trattata;
- erbe e felci evidenziano un incremento nei due anni successivi all'anno di intervento (T1 e T2) in seguito alla disponibilità di luce, acqua e nutriente indotta dal taglio della componente arbustiva ed arborea. Negli anni successivi si assiste ad un trend di riduzione (T3 e T4) da imputarsi principalmente all'occupazione dello spazio da parte degli arbusti e della componente arborea.
- gli arbusti evidenziano un incremento a partire dall'anno di intervento (T1) grazie principalmente al vigoroso ricaccio delle ceppaie di erica. La similarità di valori del dato tra il tempo T1 e T2 è imputabile al fatto che i polloni presentano principalmente uno sviluppo in altezza che non modifica sostanzialmente lo sviluppo radiale della ceppaia e quindi un conseguente ridotto effetto sulla copertura. Negli anni successivi (T3 e T4) lo sviluppo dei polloni avviene anche in direzione radiale rispetto al centro della ceppaia così da assistere ad un incremento del grado di copertura della classe.
- la componente arborea evidenzia anch'essa un trend costante di incremento a partire dall'anno di intervento (T1) in seguito allo sviluppo dei ricacci polloniferi. La similarità di valori del dato tra il tempo T1 e T2 è imputabile al fatto che i polloni presentano principalmente uno sviluppo in altezza. I ricacci della componente della arborea sono inoltre frequentemente soggetti ad attività di brucamento da parte della fauna selvatica nelle primissime fasi di sviluppo del pollone.

Tabella 9: Confronto coperture percentuali a scala di popolamento nella situazione pre-intervento (T0 – anno 2017) e negli anni successivi post intervento (T1, T2, T3, T4)

Ripartizioni % in classi	T0	T1	T2	T3	T4
arbusti	68,1	26,7	25,5	32,5	39,2
arboreo	13,8	8,6	7,6	8,1	9,4
suolo e roccia	5,0	11,0	10,4	8,0	6,0
necromassa	2,1	17,6	14,9	10,0	8,1
erba e felce	11,1	36,4	42,0	41,0	37,0



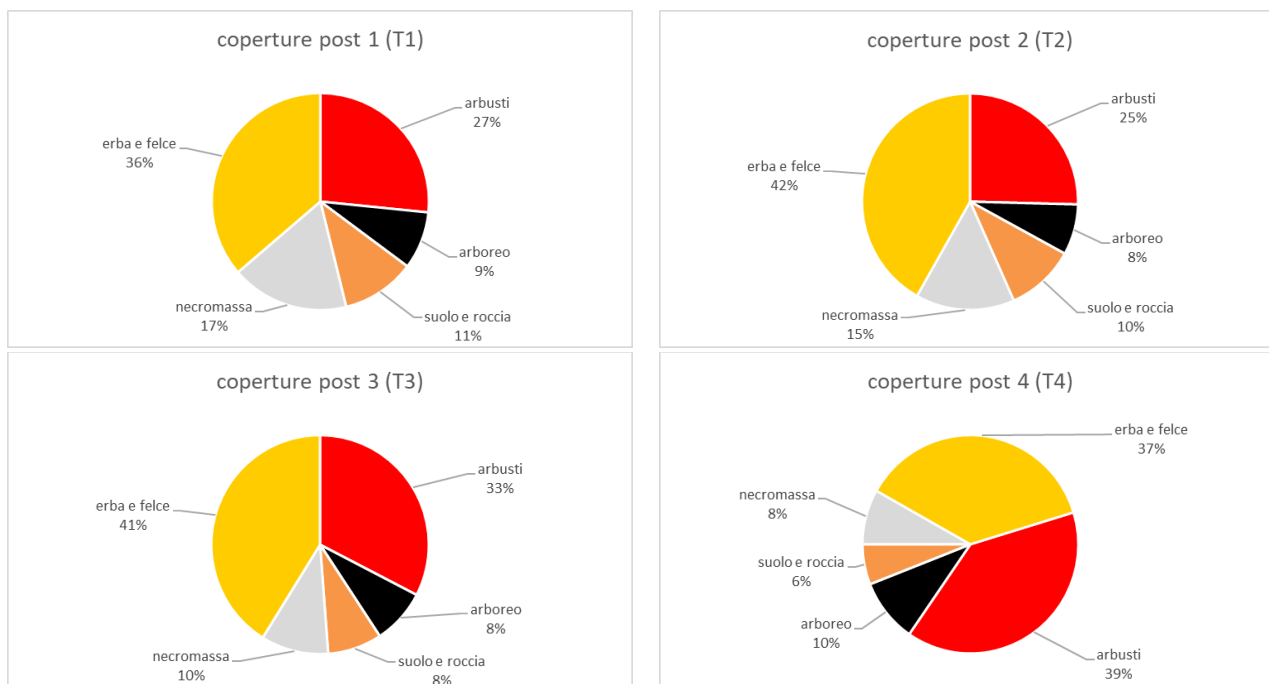


Figura 27: Confronto coperture percentuali a scala di popolamento nella situazione pre intervento (T0 – anno 2017) e negli anni successivi post intervento (T1, T2, T3, T4)

L'elaborazione delle immagini satellitari consente di osservare come a scala di paesaggio le classi di copertura percentuale adottate (periodo 2017-2020), delle aree di intervento, siano sostanzialmente cambiate dal 2017 (Figura 28 - sinistra) al 2020 (Figura 28 - destra). Nel 2020 le classi maggiormente rappresentate in termini di percentuale di superficie complessiva sono quelle dominate dall'erba, o dove l'erba è accessoria seguite da quelle dominate dagli arbusti. Rispetto alle superfici percentuali nel 2017 (fig. 28 - sinistra) si osserva chiaramente l'effetto a scala di paesaggio nel breve periodo (1-2 stagioni vegetative) degli interventi, con un aumento della classe Erba_arbusti (Figura 28 - destra), soprattutto a carico delle classi Arbusti_arbusti che dal 12% nel 2017 è sceso al 3% nel 2020 e della classe Arbusti_foresta e Foresta_foresta che hanno perso rispettivamente il 13% e 3%. La dinamica di ricostituzione degli arbusteti è rapida. Di conseguenza la classe Erbe_arbusti nei prossimi anni evolverà ad Arbusti_arbusti aumentando marcatamente la presenza di arbusteti aperti rispetto alle condizioni pre-progetto.

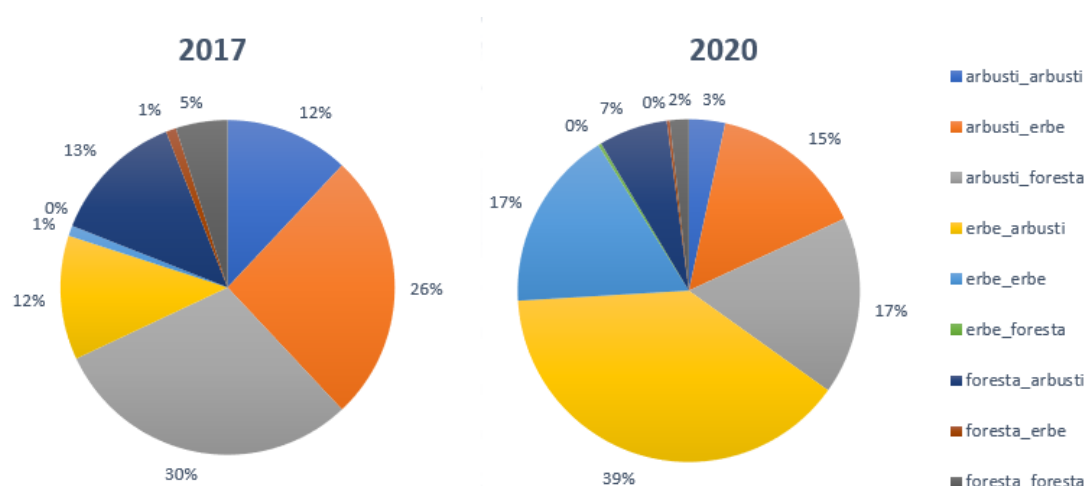


Figura 28: Confronto classi di copertura percentuali a scala di paesaggio nella situazione pre intervento (T0 – anno 2017) e nel 2020

La variazione della superficie complessiva dei poligoni, valutata esclusivamente nell’ambito delle aree di intervento realizzate nel periodo 2017-2021, attraverso l’analisi dell’indice NDVI, nelle classi arbusti, erbe e foresta evidenzia:

- incremento assoluto della superficie classificata “arbusti” (2017 – 2021: + 1.1 ha) in seguito principalmente all’attività di taglio della componente “foresta”
- incremento assoluto della superficie classificata “erba” (2017 – 2021: + 0.6 ha) in seguito alla riduzione della concorrenza della componente “arbusti” dovuta all’attività di taglio delle ceppaie. I dati evidenziano però una progressiva riduzione della superficie ad “erbe” nel tempo in seguito allo sviluppo dei polloni delle ceppaie tagliate e quindi nuova occupazione dello spazio da parte di queste a scapito dell’erba;
- riduzione della superficie classificata a “foresta” in seguito alle attività di taglio della componente arborea presente nelle aree di intervento (2017-2021: -1,7 ha). Solo per la classe “foresta” si assiste ad una scomparsa totale di superficie, in seguito al taglio di tutta la componente arborea presente.

Tabella 10: superficie totale dei poligoni nelle diverse classi a scala di analisi di paesaggio per l’anno 2017, 2019 e 2020

	2017	2018	2019	2020	2021
Superficie poligoni (ha)	SUM	SUM	SUM	SUM	SUM
arbusti	79,7	81,3	80,2	80,2	80,8
erbe	0,8	0,0	2,0	1,9	1,4
foresta	1,7	0,8	0,0	0,0	0,0

In termini di difesa idrogeologica è possibile affermare che la riduzione nel breve periodo del grado di copertura a carico della componente arborea e arbustiva (coperture caratterizzate da una elevata efficacia in termini di intercettazione della pioggia e protezione del suolo) è compensato in termini di funzione

protettiva dalla necromassa, dalla componente erbacea e dai ricacci vigorosi della componente arbustiva. L'incremento di suolo nudo è stato rilevato solo a scala di popolamento mentre non ha raggiunto estensioni unitarie tali da essere rilevata a scala di paesaggio attraverso le immagini satellitari. La sua presenza è quindi da contestualizzare in una matrice di copertura del suolo molto eterogenea nella quale le altre componenti sono in grado di assolvere ad un ruolo protettivo ai fini della funzione idrogeologica. Le tendenze evidenziano inoltre una sua progressiva riduzione in seguito allo sviluppo di tutte le componenti vegetali e dell'accrescimento in altezza e radiale dei ricacci sulle ceppaie di erica.

Servizio ecosistemico “funzione paesaggistica”

Il servizio ecosistemico “funzione paesaggistica” è stato monitorato attraverso il cambiamento indotto dagli interventi a scala di paesaggio attraverso i seguenti indicatori:

- ✓ estensione media dei poligoni delle diverse classi di copertura;
- ✓ media degli indici spettrali NDVI, NDER e NBR2 nei poligoni destinati ai trattamenti di fuoco prescritto e taglio meccanizzato negli anni dal 2017 (pre-trattamento) al 2021 (fine dei trattamenti). L'andamento negli anni di questi indici è direttamente proporzionale alla capacità di ricostituzione degli arbusteti a seguito dei trattamenti realizzati;
- ✓ deviazione standard degli indici spettrali NDVI, NBR e NBR2 nei poligoni destinati ai trattamenti di fuoco prescritto e taglio meccanizzato negli anni dal 2017 (pre-trattamento) al 2021 (fine dei trattamenti). L'andamento negli anni di questi indici consente di valutare l'omogeneità/eterogeneità spaziale nella ricostituzione degli arbusteti a seguito dei trattamenti realizzati;
- ✓ variazione dal 2017 al 2020 degli indici di frammentazione i.e., rapporto area/perimetro delle tessere di brughiera: La complessità dei perimetri offre un'informazione sulla geometria dei poligoni, cioè la tendenza ad essere semplici e compatti (valori P/A bassi) o al contrario, irregolari e contorti (valori P/A elevati).
- ✓ variazione dal 2017 al 2020 della dimensione media dei poligoni classificati a brughiera per valutare come gli interventi contribuiscano a ricostituire superfici a brughiera più estese e uniformi rispetto al pre-intervento.

Il servizio ecosistemico “funzione paesaggistica” è stato monitorato attraverso il cambiamento indotto dagli interventi a scala di paesaggio confrontando gli indici sopra elencati (media e deviazione standard NDVI, NDER, NBR2, frammentazione e dimensione media dei poligoni) ottenuti nella classificazione delle immagini satellitari 2017 e 2021.

Per quanto riguarda l'estensione media dei poligoni delle diverse classi di copertura (Tabella 11) si evidenzia come i trattamenti hanno complessivamente modificato nel tempo la distribuzione delle diverse classi di copertura in quanto diversi poligoni sono passati da una classe ad un'altra classe. Per la classe “foresta” si assiste ad una riduzione marcata, in seguito al taglio di tutta la componente arborea presente nelle aree trattate. Come evidenziato in precedenza i poligoni classificati “erbe”, dopo una prima fase di espansione, espressa anche dalle superfici media dei poligoni, hanno subito una successiva riduzione di superficie in seguito alla concorrenza dei polloni delle ceppaie di erica accresciutisi negli anni successivi al taglio.

Tabella 11: superficie media dei poligoni nelle diverse classi per il 2017, 2018, 2019, 2020, 2021

	2017		2018		2019		2020		2021	
Superficie media poligono	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV

(m ²)										
arbusti	18974,7	20325,9	18072,5	19928,5	18640,4	20192,6	18652,1	20181,7	18783,2	20114,5
erbe	3942,7	3055,0			6615,0	4509,7	6447,4	4846,4	4567,2	2415,9
foresta	8280,0	229,3	8117,9	/						

A scala di paesaggio gli effetti dei trattamenti sono stati valutati attraverso la variazione temporale dei valori dei seguenti indici, distinti per trattamento:

-> NDVI - Normalized Difference Vegetation Index: indicatore di attività fotosintetica

-> NDRE - Normalized Difference Red Edge: indicatore quantità di clorofilla fogliare

-> NBR2 - Normalized Burn Ratio 2: indicatore contenuto idrico nella vegetazione

Nel valutare l'andamento medio annuo di questi indici dal 2017 al 2021, come riportato in Figura 28, è necessario tener conto che la maggior parte dei trattamenti è stata realizzata dopo il secondo anno di monitoraggio satellitare, per cui gli anni 2017 e 2018 devono essere considerati come pre-trattamento, e gli anni 2019-2021 come anni post-trattamento. In particolare, i cantieri di fuoco prescritto sono stati attuati secondo il seguente calendario: Sito Casacce: ottobre 2018 e ottobre 2019; Sito Cocollo: febbraio 2019 e marzo 2021. Per quanto riguarda i cantieri di taglio, sono stati attuati secondo il seguente calendario: Sito Casacce: da ottobre 2018 a febbraio 2021; Sito Cocollo: da febbraio a dicembre 2019.

Le analisi della media degli indici NDVI, NDER e NBR2 nelle aree trattate a fuoco prescritto e taglio nei siti delle Casacce e del Cocollo (Figura 28) mostrano quanto segue:

-> nel fuoco prescritto NDVI, NDRE e NBR2 mostrano i valori più bassi nell'anno 2019 come effetto dei cantieri attuati a fine 2018 ed inizio 2019. Gli indici mostrano valori superiori già nell'anno successivo (2020) in seguito alla pronta ripresa dell'attività vegetativa delle ceppaie di erica, in seguito al ricaccio dei polloni. I valori rilevati per l'anno 2020 sono inoltre influenzati dalla dinamica di mortalità della componente arborea che segue il passaggio del fuoco prescritto, la dove questo ha avuto severità medio-bassa. NDVI e NDER tendono ad avere valori simili anche per l'anno 2021 mentre l'indice NBR2 nel sito Cocollo mostra per tale anno una riduzione di valore da imputarsi al cantiere attuato nel marzo del 2021.

-> nel taglio per il sito Cocollo la concentrazione dei tagli nell'anno 2019 (avvenuti però scalarmente nel tempo) è evidenziata dai valori degli indici NDVI, NDRE e NBR2 nell'anno successivo (2020): tali indici assumono i valori più bassi in assoluto in seguito al taglio di tutta la vegetazione. La ripresa vegetativa indotta dal riscoppio delle ceppaie con l'emissione dei nuovi polloni è rilevata dagli stessi indici che mostrano per il 2021 valori in crescita.

-> nel taglio per il sito Casacce i valori degli indici NDVI, NDRE e NBR2 assumono il valore più basso nell'anno 2019 come effetto accumulato di tutti i tagli avvenuti nel 2018 e nel 2019, ossia gli anni nei quali è stata percorsa la maggior superficie di intervento di taglio. Anche in questo caso, la ripresa vegetativa dovuta al riscoppio delle ceppaie di erica tagliate porta ad un incremento dei valori degli indici per gli anni successivi (2020 e 2021).

-> per il sito Casacce il confronto tra trattamenti evidenzia per gli indici un decremento % di valore per l'anno 2019 maggiore nel fuoco prescritto rispetto al taglio. Negli anni successivi le aree a fuoco prescritto evidenziano però un incremento percentuale degli indici superiori a quanto registrato per le aree trattate con il taglio. I valori % superiori sono interpretabili come una miglior reazione delle ceppaie al disturbo indotto dal fuoco, rispetto al taglio, in termini di numero di emissione dei polloni e di loro accrescimento.

-> per il sito Cocollo il confronto tra trattamenti evidenzia per gli indici un decremento % di valore per l'anno 2019 maggiore nel taglio rispetto al fuoco prescritto. Rispetto al sito delle Casacce questo andamento è da imputare ad una maggiore eterogeneità degli effetti del fuoco nelle aree di intervento in termini di severità sulla componente arborea. Il taglio, che in questo sito è stato esclusivamente con mezzi meccanizzati, ha inciso in opposto in modo uniforme sulla superficie di intervento attraverso il taglio di tutta la componente arbustiva ed arborea. L'incremento degli indici negli anni successivi al trattamento è più evidente, in termini percentuali, nel taglio meccanizzato rispetto al fuoco prescritto dove la dinamica di mortalità della componente arborea che segue il passaggio del fuoco prescritto continua, la dove questo ha avuto severità medio-bassa.

Le analisi della deviazione standard degli indici NDVI, NDER e NBR2 nelle aree trattate a fuoco prescritto e taglio nei siti delle Casacce e del Cocollo (Figura 29) mostrano andamenti simili, con differenze maggiori dagli anni pre-trattamento 2017-2018 all'anno in cui sono stati realizzati molti interventi nel 2019. Subito dopo i trattamenti la deviazione standard dei tre indici tende a diminuire, indicativo di un effetto omogeneizzante dei trattamenti dovuto da un lato alla copertura a dominanza di necromassa ed erba nel taglio meccanizzato e di superficie bruciata e ricaccio dell'erba nel fuoco prescritto. Tuttavia, a partire dal 2020 si osserva in marcato aumento della deviazione standard dei tre indici che in diversi casi continua anche al 2021 per superare i valori di partenza in alcune zone trattate con il fuoco prescritto (es. Cocollo) dove l'eterogeneità degli effetti del fuoco, con l'alternanza di aree bruciate a bassa, media e alta severità determina delle traiettorie di ricostituzione diversificate che contribuiscono ad aumentare la diversità nella struttura della vegetazione che viene rilevata da questi indici spettrali.

Questi risultati mostrano come i trattamenti non costituiscono un elemento perturbatore duraturo nel paesaggio ed in alcuni casi contribuiscono a diversificare la struttura dell'habitat 4030, con conseguenze interessanti per la formazione di habitat e zone di ecotoni utili per mantenere i livelli di biodiversità nell'area.

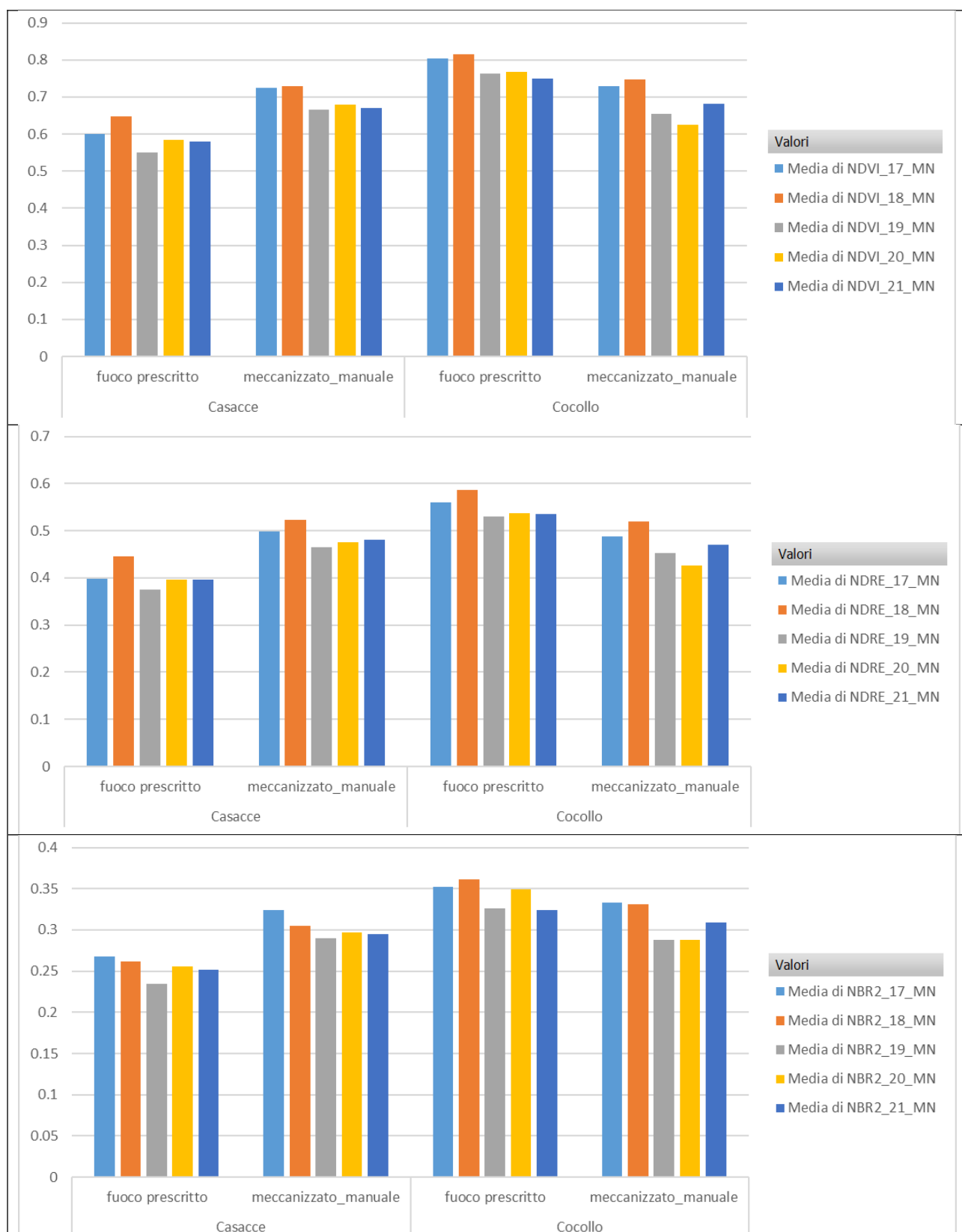


Figura 28: media dell'indice NDVI (sopra), NDRE (mezzo) e NBR2 (sotto) nelle aree trattate con fuoco prescritto e tagli nell'area Casacce e Cocollo dal 2017 al 2021

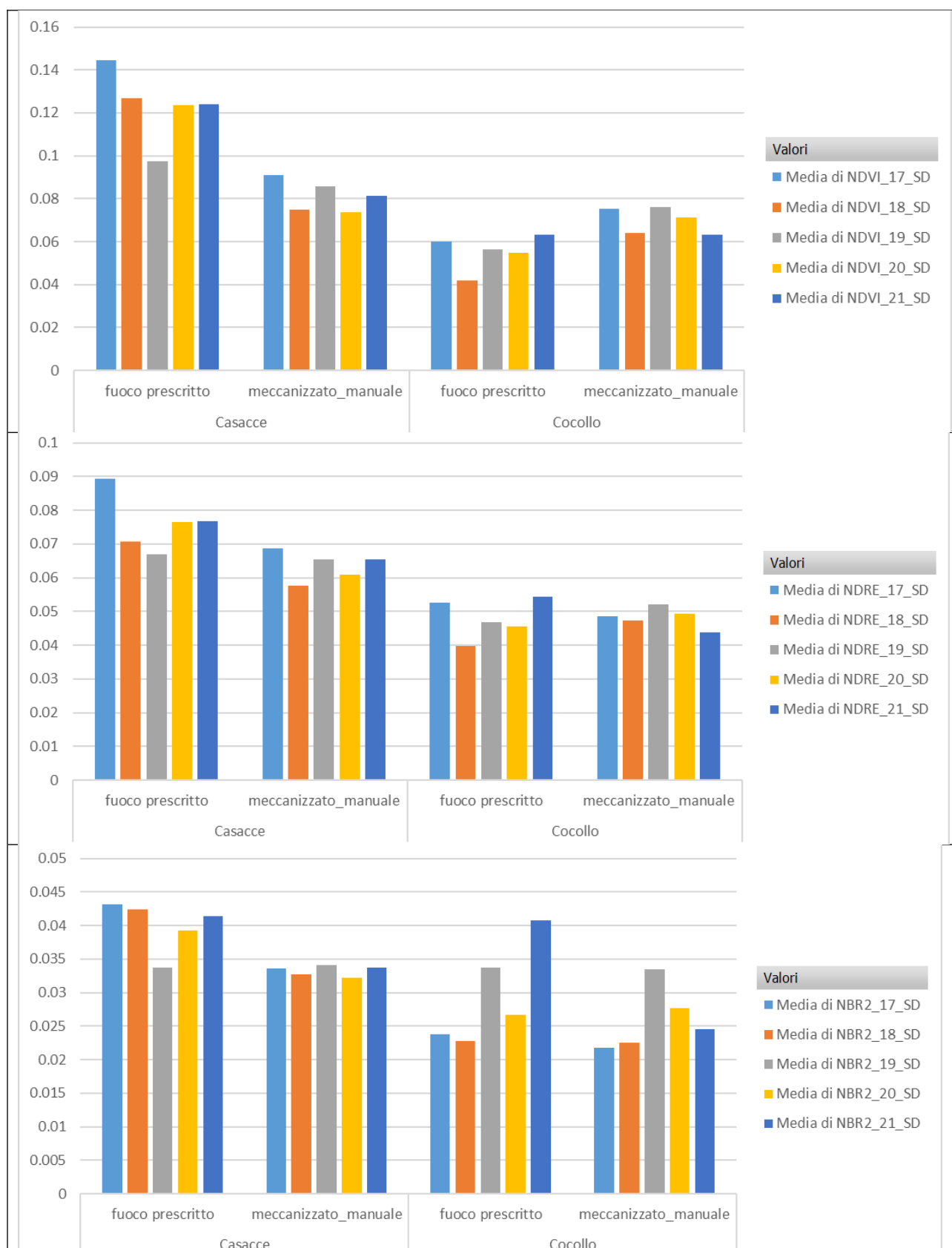


Figura 29: deviazione standard dell'indice NDVI (sopra), NDER (mezzo) e NBR2 (sotto) nelle aree trattate con fuoco prescritto e tagli nell'area Casacce e Cocollo dal 2017 al 2021

In termini di indice di frammentazione ossia del valore medio del rapporto perimetro/area dei singoli poligoni appartenenti alle diverse classi si evidenzia come per tutte le classi si registri una differenza rilevante tra il 2017 ed il 2020 con un incremento del valore medio (Tabella 12).

Tabella 12: valore medio del rapporto perimetro/area dei poligoni suddiviso per classi per classi nel 2017 e 2020

	2017		2020	
perimetro/area	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV
arbusti	0,187	0,197	0,346	0,683
erbe	0,159	0,114	0,672	4,211
foresta	0,226	0,214	0,317	0,413

In termini di perimetri medi dei poligoni per classi di copertura si osserva un lieve incremento del valore medio per tutte le classi analizzate dal 2017 2020 (Tabella 13).

Tabella 13: sviluppo medio dei perimetri dei poligoni in metri distinto per classi di copertura per il 2017 e 2020

	2017		2020	
perimetro (m)	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV
arbusti	265,323	161,335	331,061	241,118
erbe	279,841	162,393	271,960	204,407
foresta	218,126	155,809	229,345	196,672

In termini di distribuzione percentuale dei poligoni in classi di superficie si evidenzia come la distribuzione di questi, distinti per classe di copertura, si sia modificata con gli interventi con un incremento dei poligoni di superficie inferiore ai 1000 m² (Figura 30).

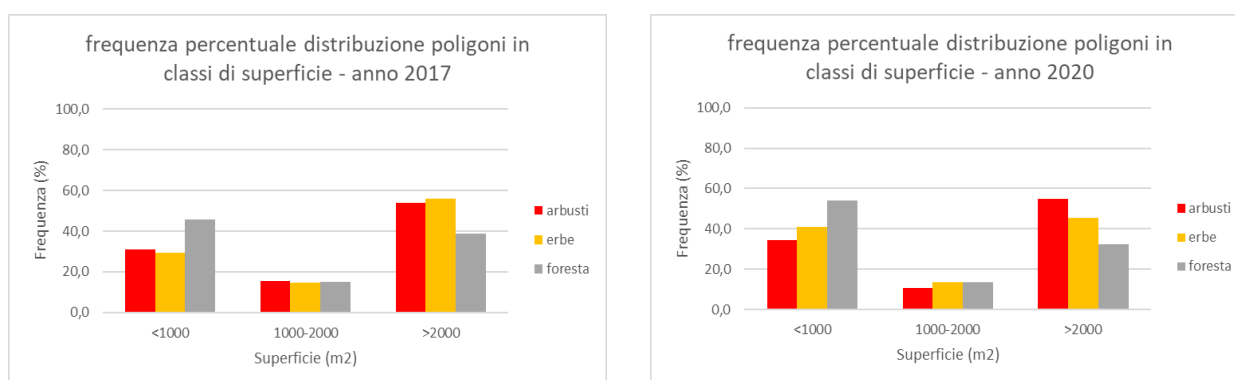


Figura 30: Confronto della frequenza percentuale della distribuzione dei poligoni nelle classi di superficie negli anni 2017 e 2020

L'effetto degli interventi attuati può, in termini di funzione paesaggistica, portare ad una riduzione della complessità paesaggistica in termini di coperture favorendo gli arbusteti a scapito delle altre classi ma introducendo una complessità legata alla struttura degli ericeti che da formazioni abbandonate ed in evoluzione verso la foresta tornano ad essere formazioni giovani strutturalmente diverse dalle precedenti.

Servizio ecosistemico “funzione di produzione”

Il servizio ecosistemico “funzione di produzione” viene monitorato attraverso il cambiamento indotto dagli interventi sia a scala di popolamento sia a scala di paesaggio attraverso i seguenti indicatori:

- ✓ a scala di popolamento viene monitorata la variazione del parametro “valore di fitomassa” indotto dagli interventi realizzati attraverso la stima del volume delle chiome di erica e della capacità di ricaccio delle ceppaie di questa. La formula adottata riporta il valore di fitomassa in termini di kg per metro quadrato di superficie ($\text{fitomassa} = 2.737 \times V^{0,776}$)
- ✓ a scala di paesaggio viene monitorata la variazione dell'indice Normalized Difference Vegetation Index attraverso il rapporto $(\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red})$. L'indice NDVI viene comunemente correlato alla produttività della vegetazione (ad esempio l'indice VPI - Vegetation Productivity Index viene derivato direttamente dall'NDVI). In questo ambito il rapporto utilizzato viene associato alla produttività della brughiera per le aree di brughiera pura.

Il servizio ecosistemico “funzione di produzione” viene monitorato attraverso il cambiamento indotto dagli interventi a scala di popolamento e di paesaggio attraverso i valori di fitomassa e di NDVI. Gli interventi attuati hanno causato come prevedibile una drastica riduzione dei valori di volume e fitomassa, asportando o bruciando la parte epigea dell'erica. I valori post intervento evidenziano una uniformità di dato di volume e fitomassa nelle aree trattate con taglio e fuoco prescritto pur partendo da valori molto diversi (Tabella 14).

Tabella 14: valori di volume e fitomassa erica rilevati nel 2017,2019,2020,2021 e 2022 distinti per trattamento

Volume e fitomassa	Trattamento	2017		2019		2020		2021		2022	
		MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV
volume erica	fuoco prescritto	0,567	0,498	0,055	0,063	0,130	0,147	0,126	0,172	0,207	0,223
volume erica	taglio	0,687	0,272	0,021	0,018	0,067	0,051	0,114	0,071	0,137	0,074
fitomassa erica	fuoco prescritto	1,590	1,303	0,253	0,257	0,490	0,496	0,460	0,562	0,708	0,695
fitomassa erica	taglio	2,007	0,673	0,130	0,085	0,321	0,193	0,490	0,246	0,567	0,254

In termini di differenza del valore medio di NDVI per le diverse classi di copertura del suolo si evidenzia una pressoché costanza di valori tra il pre- ed il post-intervento per tutte le classi (Tabella 15).

Tabella 15: valori medi di NDVI per classi per il 2017, 2018, 2019 e 2020

NDVI	2017		2018		2019		2020		2021	
	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV
arbusti	0,73297	0,07965	0,73797	0,07849	0,69118	0,08411	0,70479	0,09350	0,69855	0,09798
erbe	0,47848	0,02167	/	/	0,48197	0,05525	0,49138	0,02544	0,46241	0,03040
foresta	0,87080	0,00474	0,85922	/						

Effetti del taglio della vegetazione sulla qualità ecosistemica dell'habitat 4030

La qualità ecosistemica dell'habitat 4030 sarà valutata monitorando gli effetti che i tagli avranno sulla componente floristica. I dati raccolti nell'ambito dell'azione D2, ed il loro confronto nel tempo e tra trattamenti diversi, consentiranno di elaborare i seguenti indicatori di monitoraggio:

- spettro corologico
- spettro biologico
- indici ecologici di Ellenberg
- indici di ricchezza floristica e di diversità specifica (Shannon)
- indici di dominanza

Per i risultati relativi a questa caratterizzazione floristica delle aree di intervento e controllo nella fase di pre-intervento si rimanda al Deliverables dell'azione D2. I 200 rilievi eseguiti nei cinque anni di monitoraggio sono stati anche elaborati e valutati in modo univoco in modo da rappresentare, incluse le sovrapposizioni, un habitat in rapporto dinamico con l'uomo e l'ambiente. Le specie censite sono state 158. La media di specie censite è stata di 7 unità (tab.5). La specie più significativa per abbondanza (copertura %) e frequenza è *Erica arborea*, seguono *Brachypodium rupestre*, roccia o terra nuda, *Pteridium aquilinum*, *Rubus canescens*, *Prunus spinosa*. Copertura media, esclusa la % di suolo nudo, è % (K) 147, Indice di diversità secondo Shannon (SH) 4,2, Indice di equiripartizione secondo Evenes (J) 0,6, indice di dominanza o di Simpson (D) 0,1, Indice di luminosità (L) 6,8, indice di temperatura (T) 6,1, indice di umidità (U) 3,2 e indice di reazione (R) 3,2. La roccia o terra in totale occupa il 3,8% delle aree rilevate ed è già stata decurtata dalla copertura e dal valore di diversità.

Lo spettro biologico complessivo è così costituito:

Tabella 16: valori spettro biologico

Spettro Biologico	n.	%
Camefite (Ch)	9	5,7
Geofite (G)	4	2,5
Emicriptofite (H)	83	52,3
Fanerofite (P)	28	17,7
Terofite (T)	34	21,5

Confrontando i rilievi eseguiti a distanza di anni diversi in plot posti in aree testimone (ante operam) (Tabella 17) si osserva che, relativamente ai principali indici ecologici, numero medio di specie e coefficiente di copertura non si osservano particolari differenze. Nel complesso e nel breve tempo di osservazione applicato si può dire che i consorzi invecchiati, come sono queste brughiere prima dell'utilizzazione in atto, si possono considerare stabili e sufficientemente ben definiti anche sotto l'aspetto ecologico.

Confrontando la Tabella 18 relativa al monitoraggio di plot eseguiti in soprassuoli ante-operam e al monitoraggio degli stessi per più anni dalla realizzazione dell'intervento di taglio si osserva che:

- la copertura il primo anno dopo il taglio diminuisce per poi aumentare ed assestarsi;
- l'indice di Shannon aumenta per calare costantemente negli anni successivi e recuperare il valore ante operam;

- l'indice di equiripartizione e quello di dominanza di Simpson subiscono variazioni molto contenute;
- il numero di specie sia totale aumenta sensibilmente immediatamente dopo il taglio rimane elevato fino al 2° anno;
- il numero di specie medio rilevato per plot aumenta sensibilmente immediatamente dopo il taglio rimane elevato fino al 4° anno;
- l'indice di luminosità aumenta sensibilmente il primo anno dopo il taglio per calare repentinamente già dal 2° anno e rimanere su valori assai simili.

L'indice di SH e il basso numero complessivo di specie relative al 4° dopo l'intervento di taglio risentono del modesto numero di plot monitorati.

Confrontando i rilievi eseguiti l'anno successivo all'incendio (anni 2018-19-20) si osservano indici di equiripartizione, dominanza, luce e copertura della fitocenosi simili a quanto rilevato il primo anno dopo il taglio. Rispetto al taglio sono, invece, minori sia l'indice di Shannon che il numero medio di specie rilevate in ciascun plot. Analizzando 5 rilievi presenti sul Cocollo nel 2019 ovvero il primo anno dopo l'incendio e l'anno successivo (2020) nel secondo si osserva una fortissima ripresa vegetativa con aumento del numero medio di specie ed una riduzione del solo indice di luminosità.

Tabella 17: Valori medi annuali dei principali indici ottenuti dall'elaborazione dei 200 plot

Indici medi per anno	2017	2018	2019	2020	2021
Copertura media % = K esclusa roccia nuda	187	159	125	138	127
SH = di diversità secondo Shannon	3,5	3,9	3,7	4,3	3,9
J = di equiripartizione	0,6	0,6	0,6	0,7	0,6
D = di dominanza o di Simpson	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2
ILLUM = Luce	6,8	6,9	7,3	7,2	7,0
N = Specie x rilievo	6,9	7,8	7,0	9,3	8

Tabella 18: Valori medi dell'habitat 4030 calcolati su 200 rilevamenti

K = copertura media del terreno esclusa la roccia nuda	147	
SH = di diversità secondo Shannon	4,2	
J = di equiripartizione	0,6	
D = di dominanza o di Simpson	0,1	
L = Luce	6,8	
T = Temperatura	6,1	
U = Umidità	3,2	
R = Reazione	3,2	
Numero complessivo di specie complessivo rilevate	158	
Rf = ricchezza floristica	0,006	
Numero medio di specie rilevate per plot	7,8	
Spettro Biologico	n.	%
Camefite (Ch)	9	5,7
Geofite (G)	4	2,5
Emicriptofite (H)	83	52,3
Fanerofite (P)	28	17,7
Terofite (T)	34	21,5

Dove:

L = 6,8 in quanto costituito da specie in genere in piena luce, ma spesso anche con luce ridotta;

T = 6,1 perché costituito da specie degli ambienti mediterraneo montani,

U= 3,2 formato principalmente da specie indicatori di aridità, più frequenti nei luoghi secchi che in quelli con falda superficiale; assenti da suoli umidi

R = 3,2 formato da specie indicatrici di acidità, vivono su suoli acidi solo sporadicamente si presentano su suoli neutri.

Tabella 19: Valori ante operam a distanza di 1 o più anni (14 plot).

Parametri e indici	Rilievi 2017-19	Rilievi 2019-20-21
Copertura media % = K esclusa roccia	170	152
SH = di diversità secondo Shannon	3,4	3,4
J = di equiripartizione	0,6	0,6
D = di dominanza o di Simpson	0,2	0,2
ILLUM = Luce	6,8	6,8
N = Numero medio di specie	36	47
Rf = ricchezza floristica	0,03	0,02
Numero medio specie per rilievo	7,0	6,8

Tabella 20: - plot (30) ante-operam, post-operam: 1° anno (35), 2° anno (24), 3° anno (11) e 4° anno (4).

Parametri e indici	Ante-oper	Post oper 1°	Post oper 2°	Post oper 3°	Post oper 4°
Copertura media % = K esclusa roccia	152	128	138	123	131
SH = di diversità secondo Shannon	3,2	4,3	3,8	3,5	2,9
J = di equiripartizione	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7
D = di dominanza o di Simpson	0,3	0,1	0,2	0,2	0,2
ILLUM = Luce	6,7	7,8	7,1	7,0	7,1
N = Numero di specie	46	109	58	46	18
Rf = ricchezza floristica	0,02	0,01	0,02	0,02	0,06
Numero medio specie per rilievo	5,8	10,2	9,0	8,8	7,8

Tabella 21: Turi plot post operam a seguito del fuoco prescritto (16 plot) a seguire colonne (2020 e 2021 particolare su 5 plot)

Parametri e indici	Rilievi 2018-19-20	Rilievi 2019	Rilievi 2020
Copertura media % = K esclusa roccia	134	91	219
SH = di diversità secondo Shannon	3,4	1,8	2,98
J = di equiripartizione	0,6	0,6	0,8
D = di dominanza o di Simpson	0,1	0,3	0,2
ILLUM = Luce	7,3	8,2	6,5
N = Numero di specie	39	9	14
Rf = ricchezza floristica	0,03	0,1	0,07
Numero medio specie per rilievo	6,5	3,8	6,6

Complessivamente queste brughiere una volta invecchiate sono sia capaci di assicurare un'ottima copertura del terreno grazie anche ad una significativa stratificazione della componente vegetale che di una discreta stabilità almeno nel breve periodo.

La brughiera quando è soggetta a rinnovazione, si rivela anche una cenosi ricca di specie vegetali quindi con un livello alto di biodiversità. La potenzialità di formare cenosi di elevata biodiversità si esprime in particolare quando ne è garantita la presenza su superfici di una certa consistenza. Piccole superfici, in parte paragonabili al singolo rilievo, presentano, invece, un numero medio di specie abbastanza contenuto e pari a 7,8 unità.

I valori calcolati per i 4 indici di Ellemberg (Pignatti & al. 2005) evidenziano una cenosi di ambiente aperto, luminoso, tipico dell'area montana mediterranea in condizioni edafiche secche ed acide.

Il confronto tra rilievi eseguiti negli stessi plot dove è stato eseguito sia intervento di abbruciamento che di taglio della brughiera ha dato risultati interessanti ed in gran parte attesi. Altrettanto è avvenuto confrontando i dati raccolti in plot interessati da fuoco con dati raccolti sia in plot di aree testimone prive d'intervento che in plot in aree d'intervento con taglio.

In caso d'intervento di eliminazione della porzione epigea, indipendentemente dalle modalità e dalla natura, si osserva minore copertura del suolo, aumento della ricchezza floristica e dell'indice di luminosità oltre diminuzione della dominanza secondo l'indice di Simpson. Una maggiore diversità secondo l'indice di Shannon si osserva principalmente dove è stato eseguito il taglio raso.

Con l'abbruciamento si osserva che tra il primo ed il secondo anno dopo l'intervento nel nuovo popolamento è in atto una crescita vegetativa ed un incremento di specie eccezionali probabilmente dovuti ai nutrienti messi a disposizione dall'incendio.

Quanto osservato concorre a definire i servizi ecosistemici offerti dall'habitat 4030.

L'indagine botanica svolta evidenzia come l'habitat abbia effettiva funzionalità floristico-vegetazionale solo se presente su superfici significative. In queste condizioni esprime in modo compiuto sia la buona capacità di copertura del suolo, più elevata in assenza di utilizzazioni, che l'elevata ricchezza floristica.

Quest'ultima si può tradurre in elevata biodiversità; che è più alta nel caso di cenosi oggetto di periodica trasformazione culturale (taglio e incendio con fuoco prescritto).

L'habitat dimostra anche spiccata resilienza in quanto nel breve tempo reagisce energicamente al prelievo della porzione epigea indipendente di come questo avvenga: sia per abbruciamento che per taglio raso, ricostruendo rapidamente la cenosi in modo fedele a quella di partenza.