Conservazione e recupero delle praterie xerotermiche della Val di Susa mediante la gestione pastorale







Ente di gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie



Dipartimento di Scienze Agrarie Forestali e Alimentari Università di Torino



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



Comune di Bussoleno



Comune di Mompantero



D.R.E.Am. Italia - Soc. Coop. Agr. For. Dimensione Ricerca Ecologia Ambiente





LIFE XERO-GRAZING

Conservazione e recupero delle praterie xerotermiche della Valle di Susa mediante la gestione pastorale

Semi-natural dry-grassland conservation and restoration in Valle Susa through grazing management

Questa pubblicazione è stata realizzata con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea.

This publication was produced with the help of LIFE founds of the European Union.

Versione digitale gratuita disponibile su:
Free digital version on:

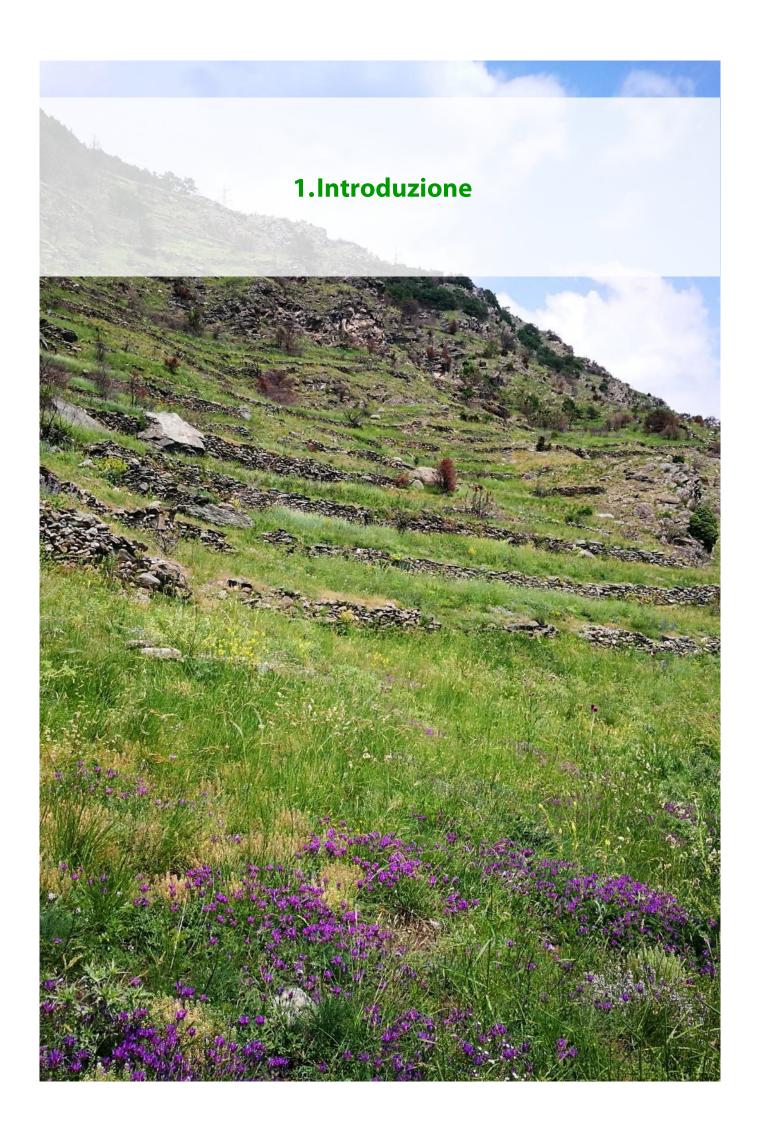
www.lifexerograzing.eu

Sommario

4

1. INTRODUZIONE

2.	NAS	SCITA E STORIA DEL PROGETTO LIFE XERO-GRAZING	7		
3.	OASI XEROTERMICHE DELLA BASSA VALLE DI SUSA: UN'ISOLA DI MEDITERRANEO NELLE ALPI				
	3.1	Localizzazione geografica, morfologia e clima	14		
	3.2	Fisionomia e composizione floristica delle praterie xerotermiche e dinamica vegetazionale	17		
	3.3	Carta degli usi del suolo e degli habitat 6210* e 6240* della ZSC IT1110030	17		
	3.4	Inquadramento vegetazionale delle praterie xeriche	19		
4.		DLUZIONE DELL'AGRICOLTURA E DELL'ALLEVAMENTO NELLE OASI			
	XER	OTERMICHE	25		
	4.1	La gestione agro-pastorale storica	26		
	4.2	L'abbandono del secondo dopoguerra	30		
	4.3	L'uso del suolo attuale	32		
5.		TIONE PASTORALE PER IL RECUPERO E LA CONSERVAZIONE DELLE OASI	2.4		
		OTERMICHE State of the state o	34		
	5.1	Pianificazione degli interventi di conservazione	35		
	5.2	La gestione pastorale nelle Oasi Xerotermiche	36		
	5.3	Monitoraggio degli effetti del pascolamento e dell'incendio sugli habitat target	40		
	5.4	Monitoraggio degli interventi di taglio e decespugliamento	50		
	5.5	Monitoraggio degli effetti del pascolamento su orchidee e specie stenomediterranee rare	50		
	5.6	Conclusioni	53		
6.		UMENTI POLITICI E AGRONOMICI DI GESTIONE PARTECIPATA PER IL RECUPERO LE TERRE ABBANDONATE	55		
7.	STR	UMENTI DI PARTECIPAZIONE E DI COMUNICAZIONE DEL PROGETTO	59		
BIE	BLIO	GRAFIA	62		



Ogni progetto europeo si connota per la ricerca di elementi forti, che siano in grado di affrontare e risolvere problemi che la collettività ed i privati devono affrontare, ma anche di dargli riconoscibilità ed evidenza.

Il progetto LIFE+ **Xero-grazing** - "Conservazione e recupero delle praterie xerotermiche della Valle di Susa mediante la gestione pastorale" può essere ricondotto ad una serie di **parole chiave** che lo riassumono in modo chiaro ed esplicito.

La prima parola su cui è opportuno porre la nostra attenzione è "Habitat". Nella Zona Speciale di Conservazione IT1110030 "Oasi xerotermiche della Val di Susa - Orrido di Chianocco", coincidente con le riserve naturali speciali degli Orridi di Foresto e Chianocco, gestite dall'Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie, l'habitat prioritario "6210* – Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (Festuco- Brometalia) (*stupenda fioritura di orchidee)" era minacciato dall'abbandono delle pratiche agricole che si erano succedute nei secoli e che avevano contribuito a mantenerlo nel tempo. L'accumulo di biomassa erbacea non consumata, l'invasione di arbusti e l'evoluzione verso il querceto xerofilo stavano compromettendo l'esistenza di questo importante habitat, tutelato dalla direttiva 92/43 CEE del Consiglio d'Europa.

Qui interviene un secondo termine rilevante, quello di "Conservazione". In un contesto seminaturale in cui l'abbandono ed il ritorno del bosco stava determinando la scomparsa dell'habitat e del corteggio di orchidee che lo accompagnano, si rendeva necessario intervenire con pratiche agronomiche, corretta gestione pastorale con pascolo turnato e creazione di infrastrutture agricole (in primis una rete irrigua per abbeverare il bestiame). Conservare in questo caso significava intervenire ed attivarsi per arrestare un processo naturale, quello dell'evoluzione verso un ecosistema forestale molto meno interessante sotto il punto di vista della tutela della biodiversità. È stata quindi una scelta, su cui qualche purista potrebbe storcere il naso, che ha contribuito ad arricchire il patrimonio naturale europeo.

Non solo. In condizioni naturali buona parte del territorio italiano sarebbe ricoperto di foreste, fino al limite altitudinale della vegetazione arborea. Sarebbe una distesa continua e monotona di piante arboree, interrotta solo localmente da fattori che impediscono lo sviluppo degli alberi (radure prodotte da tempeste, condizioni permanenti di siccità estrema, suoli molto superficiali, frane...). Interviene quindi un ulteriore elemento: il Paesaggio. Conservare, ed è il caso del progetto LIFE Xero-grazing, può significare anche mantenere un aspetto paesistico che appartiene alla cultura italiana, in particolare in un contesto nazionale che ha visto negli ultimi trent'anni un incremento della superficie forestale di 3 milioni di ettari, dovuto non ad una scelta e ad un governo controllato, ma all'abbandono.

È ora il turno della parola "pecora". Un gregge di ovini è divenuto l'elemento gestionale cardine per poter gestire il processo di arresto dell'avanzata del bosco. E' stata certamente una novità, forse anche un po' strana ed anomala, che un ente Parco acquistasse 150 pecore per attuare la conservazione. Ciò ha significato anche effettuare una indagine di mercato per individuare un pastore interessato a governare il bestiame secondo la programmazione e le modalità stabilite dai ricercatori della Facoltà di Agraria dell'Università di Torino, in un territorio interessato anche dalla presenza del Lupo, che ha richiesto l'utilizzo di recinzioni mobili elettrificate e l'uso di cane da guardiania, realizzando un collegamento con il progetto LIFE Wolfalps.

Anche un disastro è entrato nel progetto. Il termine, indesiderato, è "incendio". Il progremma avrebbe dovuto durare tre anni. Ma a fine ottobre del 2017 un enorme e violento incendio ha sconvolto la bassa Valle di Susa. L'evento inatteso ha percorso 4018 ettari, provocando ingenti danni a strutture, abitazioni, pascoli e boschi, colpendo le Oasi ed interrompendo il percorso di gestione e monitoraggio prestabilito. Si sono posti nuovi problemi e quesiti, ma anche opportunità di ricerca. In particolare era importante appurare quali danni avevano subito gli habitat e le orchidee. Per consentire la ripresa vegetativa è stato sospeso il pascolo per una stagione vegetativa, sono state intraprese nuove osservazioni mirate, anche per verificare se le orchidee fossero sopravvissute meglio nelle aree in cui l'accumulo di sostanza organica morta era ridotto grazie al prelievo operato dalla brucatura del bestiame ovino. Il progetto ha permesso una opportunità gestionale ed economica, che altrimenti sarebbe stata preclusa. Le aree interessate sono state le uniche su cui è stato possibile derogare dal divieto decennale di pascolo previsto dall'art.10 della Legge n.353/2000 sulle aree incendiate poiché tale pratica è stata riconosciuta in sede ministeriale, grazie al suggerimento dell'Ente Parco

ed al sapiente intervento regionale nell'ambito del Piano straordinario di interventi di ripristino, quale elemento di conservazione e di ripristino degli habitat di interesse comunitario presenti.

Un elemento fondamentale è stato il partenariato. Sono stati riuniti enti e competenze molto diversi:

- l'Ente di gestione delle Aree protette delle Alpi Cozie, capofila, preposto alla conservazione, alla sorveglianza ed alla gestione del territorio,
- il Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi dell'Università degli Studi di Torino (DBIOS), che ha fornito le competenze scientifiche per le indagini botanico-vegetazionali,
- il Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari dell'Università degli Studi di Torino (DISAFA), che ha portato le competenze scientifiche e di gestione vegetazionale e pastorale,
- i Comuni di Bussoleno e Mompantero che hanno recato le loro conoscenze territoriali, facilitato i rapporti con i cittadini e messo a disposizione terreni ed infrastrutture,
- la D.R.E.Am. Italia soc. coop. Agricolo-Forestale che ha fornito il supporto tecnico amministrativo.

Tutti hanno costituito un insieme composito e complesso, che si è integrato molto positivamente, apportando un valore aggiunto importante per il raggiungimento dei risultati e creare le basi per una continuazione della collaborazione nello sviluppo di questo ed altri progetti.

Un'altra parola chiave importante è "Europa". In un momento in cui si mette in dubbio il significato dell'Unione Europea è importante ricordare come questa abbia garantito pace, benessere e stabilità per più di mezzo secolo. Molte direttive hanno creato le basi per una crescita comune e positiva del nostro continente. Basterebbe ricordare che migliaia di giovani europei hanno potuto incontrarsi, vivere insieme e lavorare su progetti comuni con il programma ERASMUS. Le direttive europee "Habitat" e "Uccelli" hanno costituito pietre miliari per la conservazione di habitat e specie che altrimenti sarebbero scomparse. L'Unione europea però non si è limitata a porre dei principi; ha anche fornito gambe per la loro attuazione con un strumento finanziario mirato che permette la realizzazione ogni anno ed in tutti i paesi dell'Unione di attività di protezione, ripristino e restauro di specie ed habitat naturali. Il progetto si chiama LIFE+, "Vita" in inglese, pur riferendosi, più prosaicamente a "L'Instrument Financier Pour l'Environnement" istituito nel 1992 per cofinanziare progetti a favore dell'ambiente negli Stati membri e nei paesi Terzi. Il finanziamento di cui Xerograzing ha fruito ha consentito di garantire la conservazione di un habitat prioritario e i partner di progetto e - crediamo – l'intera collettività sono grati per questa opportunità.

L'ultima parola è "Comunità". I progetti sono studiati, progettati, realizzati da persone. Professori universitari, ricercatori, personale tecnico-amministrativo dell'area protetta e guardiaparco, Presidente e Consiglieri del Parco, Sindaci e personale dei comuni, collaboratori esterni, il pastore, la Regione, hanno lavorato e collaborato assieme per l'attuazione di un bel progetto che ha anche contribuito alla costituzione di una Associazione fondiaria per la gestione del territorio del Comune di Mompantero e la valorizzazione delle attività agro-silvo-pastorali. Una comunità scientifica sì è integrata nella comunità locale. Anche questo è un bel risultato. A tutti deve essere porto un sincero ringraziamento.

Michele Ottino Direttore dell'Ente di gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie

2. Nascita e storia del Progetto LIFE XERO-GRAZING



A cura di B. Aimone

Il progetto LIFE "XERO-GRAZING", identificato con la sigla LIFE12 NAT/IT/000818 "Semi-natural dry-grassland conservation and restoration in Valle Susa through grazing management", approvato e cofinanziato dalla Unione Europea nel luglio 2013, ha visto l'impegno di un partenariato composto da:

- Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie (capofila coordinatore)
- Comune di Bussoleno
- Comune di Mompantero
- Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari dell'Università degli Studi di Torino (DISAFA)
- Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi dell'Università degli Studi di Torino (DBIOS)
- D.R.E.Am Italia

Il progetto, iniziato 01/07/2013, si è concluso il 30/06/2019 e ha avuto una proroga di un anno necessaria a monitorare gli effetti degli incendi che a fine ottobre 2017 hanno colpito l'area.

Il bilancio del progetto è stato di € 1.001.034, cofinanziati per 497.821 euro da parte dell'Unione Europea e per 503.213 euro da parte dei beneficiari.

Il progetto è stato candidato al bando LIFE+ Natura e Biodiversità per avviare azioni di conservazione e recupero dell'habitat prioritario 6210* "Praterie secche su calcare a *Bromus erectus* (formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo — *Festuca-Brometalia*)" ricco di orchidee; presente nel Sito Natura 2000 (IT1110030) "Oasi Xerotermiche della valle di Susa e Orrido di Chianocco, caratterizzato da una elevata biodiversità floristica dove in un'area di 1250 ha che equivale a circa lo 0,05% della superficie territoriale della regione Piemonte si trova circa il 14% delle specie floristiche presenti in Piemonte. A seguito dell'abbandono del territorio e la pressoché totale assenza di utilizzazione che si protrae da decenni, si sono avute variazioni nella composizione floristica con conseguente progressiva invasione di alberi ed arbusti.

Obiettivo principale del progetto è stato quello di contrastare l'invasione di alberi e arbusti a scapito di altri habitat ed in particolare dell'habitat prioritario 6210*. Il progetto LIFE ha affrontato queste cause di minaccia intervenendo con tagli selettivi della vegetazione arborea ed arbustiva per ripristinare le condizioni ecologiche necessarie alla propagazione delle orchidee e per il mantenimento nel tempo delle praterie si è scelto di infrastrutturare il territorio per consentire il pascolamento gestito e turnato di un gregge di servizio composto da almeno 150 pecore. Le azioni concrete di tutela dell'habitat sono state affiancate da iniziative di disseminazione dell'attività di progetto, sensibilizzazione e di coinvolgimento dei portatori di interesse del territorio e con una specifica proposta didattica.

A progetto concluso numerosi sono stati i risultati, anche non previsti in origine, che hanno reso particolarmente utile questo lavoro pluriennale orientato alla conservazione dell'habitat. È stato infatti possibile rilevare l'esistenza dell'habitat prioritario 6240* "formazioni erbose steppiche", avere elementi utili per redigere le misure di conservazione sito specifiche e il piano di gestione del Sito, promuovere e supportare la costituzione di una Associazione Fondiaria.

Il progetto è costituito da una serie di azioni tecniche delle quali si riporta di seguito una brevissima rassegna:

AZIONE A1 Aggiornamento dello stato di conservazione dell'habitat 6210*

L'Azione A1 conclusa nel dicembre 2014 ha permesso di approfondire le conoscenze dal punto di vista floristico e vegetazionale in relazione alle differenze ecologiche che caratterizzano gli habitat presenti nel Sito dove oltre all'habitat 6210* "Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*) (stupenda fioritura di orchidee)" si è anche potuto confermare la presenza dell'habitat 6240* "Formazioni erbose steppiche sub-pannoniche" che oltre alle specie comuni alle praterie pannoniche, ha una sua originalità ed autonomia per la presenza delle specie steno-mediterranee.

AZIONE A2 Analisi della gestione attuale e pregressa

Con l'Azione A2 conclusa nel marzo 2014 è stata condotta un'analisi della gestione agro -pastorale storica dove i dati raccolti testimoniano che l'intero territorio era caratterizzato da un'intesa attività agro-pastorale per almeno 600 anni. Coltivi, vigneti, prati e pascoli costituivano la principale fonte di sostentamento per le popolazioni locali, ma in seguito all'abbandono avvenuto tra gli anni 1950 e 1960, i terrazzamenti un tempo coltivati sono ora uniformemente coperti da praterie xero-termiche frammiste ad arbusteti e boschi. Le indagini sulla gestione storica e sulla gestione attuale consentono di stimare che circa il 90% del territorio

agricolo ha subito una completa variazione delle modalità di uso del suolo, in meno di sessanta anni. Solo il 3% della superficie del Sito Natura 2000 IT1110030 prima dell'avvio del progetto LIFE risultava effettivamente utilizzato dal punto di vista agro-pastorale e i cinque consorzi irrigui presenti sul territorio consentono di fatto la sopravvivenza delle residuali attività agricole prossime alle borgate oltre a quella, principale, delle coltivazioni più intensive di fondovalle.

AZIONE A3 Linee guida per la conservazione ed il recupero

L'Azione A3 si è conclusa nel dicembre 2014 Le attività condotte hanno consentito di predisporre linee guida per la gestione dell'habitat 6210* e dell'habitat 6240* (riconosciuto ex novo per il sito) L'utilizzo del pascolamento è stato valutato lo strumento di gestione realmente proponibile per entrambi gli habitat. Sono stati definiti tutti i dettagli per una corretta applicazione del pascolamento, anche se non necessariamente limitata agli habitat di riferimento, nell'ottica di una loro applicazione in altre aree della Rete Natura 2000.

AZIONE A4 Definizione tecnica degli interventi necessari per la conservazione e il recupero

L'Azione A4 si è conclusa nel dicembre 2014 con la redazione di un piano di gestione dei settori di pascolamento individuati nel Sito contenente il programma di interventi necessari alla conservazione e al recupero di circa 80 ha di prateria contenenti gli habitat 6210* e 6240*, suddivisa in due macro-settori Settore 1, 45 ha su terreni di proprietà del Comune di Mompantero e Settore 2, 35 ha su terreni di proprietà del Comune di di Bussoleno.

AZIONE A5 Impianto di una rete di monitoraggio naturalistico

L'Azione A5 conclusa nel mese di settembre 2014 ha consentito di definire la scelta delle specie oggetto di monitoraggio e predisporre la griglia di monitoraggio definitiva con il posizionamento di 89 transetti rettangolari fissi (2 x 12.5 m) permanenti sui due settori di intervento per il rilievo vegetazionale condotto applicando il metodo fitopastorale (Daget & Poissonet 1969) e la definizione della collocazione dei 40 plot permanenti quadrati (5 x 5 m) per il monitoraggio delle popolazioni di orchidee e di specie stenomediterranee, in cui sono stati realizzati i rilievi fitosociologici secondo la metodologia di Braun-Blanquet (1932) e rilievo di caratteristiche biometriche su individui delle specie oggetto di monitoraggio. L'azione ha permesso di rilevare in modo completo la situazione vegetazionale pre-intervento dell'habitat 6210*, in modo da verificare con il monitoraggio futuro gli effetti delle azioni concrete sulla vegetazione.

AZIONE C1 Recupero di porzioni di habitat

L'Azione C1 si è conclusa nel mese di marzo 2015 con 3 mesi di ritardo rispetto alla data del 31 dicembre 2014, a causa della particolare complessità degli interventi, distribuiti in un territorio vasto su piccole superfici. Questo ha richiesto un maggior impegno nell'identificazione con GPS delle aree di azione e più tempo per il controllo e la verifica in corso d'opera dei lavori appaltati alla ditta esecutrice.

Con questa azione sono stati recuperati, su superfici diffuse, poco più di 20 ha complessivi di habitat 6210*e 6240* così ripartibili.

- circa 10 ha di habitat variamente invasi da alberi (e arbusti);
- . circa 10 ha di habitat variamente invasi da arbusti



AZIONE C2 Predisposizione delle attrezzature pastorali funzionali alla gestione conservativa

L'Azione C2 si è conclusa il 31/12/2015 con 15 mesi di ritardo rispetto alla data del 30 settembre 2014, ritardi dovuti a difficoltà di ordine tecnico legate alla morfologia dei luoghi che rendeva difficile la realizzazione del tracciato delle condotte inizialmente ipotizzato. Questo ha comportato ripercussioni di natura economica per la carenza di risorse finanziarie rispetto a quelle previste. Con questa azione sono stati realizzati 4.4 km di

condotte su 4 tracciati differenti comprensivi di 1 cisterna di carico da 3 m³, 1 desabbiatore e 25 pozzetti con raccordi di aggancio per 11 abbeveratoi mobili.





AZIONE C3 Acquisto di bestiame funzionale alla gestione conservativa

L'Azione C3 si è conclusa nel rispetto dei termini di scadenza del 31/12/2015. Stabiliti i requisiti sanitari e la composizione del gregge di 150 ovini di razza biellese, si è proceduto all'acquisto del gregge di servizio, funzionale alla gestione conservativa di lungo periodo dell' habitat 6210* e al successivo inserimento nel gregge del pastore affidatario contrassegnando le pecore individualmente

AZIONE C4 Ripristino delle condizioni di accesso alle aree pascolate

L'Azione C4 prevede la realizzazione di interventi atti a ripristinare i tratti di viabilità pastorale di servizio alle aree di intervento danneggiati o invasi da vegetazione arbustiva per garantire la funzionalità delle vie di accesso per il gregge di servizio.

L'Azione C4 si è conclusa il 31/12/2015 con 15 mesi di ritardo rispetto alla data del 30 settembre 2014 in quanto i lavori sono stati affidati con le medesime tempistiche descritte nella scheda dell'azione C2.

AZIONE C5 Attuazione delle linee guida alla gestione pastorale

L'obiettivo è applicare concretamente le linee guida alla gestione dell'habitat a scopo conservativo e di monitorarne nel tempo l'impatto sulle praterie e le componenti di pregio particolare orchidee stenomediterranee) (azioni D1 e D2). L'azione ha tratto diretto supporto dalla realizzazione delle azioni preparatorie, in particolare A3 e A4, volte a definire le linee guida e i parametri della gestione, e da quelle concrete C1, C2, C3 e C4, volte a recuperare parte della superficie, a predisporre le attrezzature pastorali e l'accesso a servizio della gestione e a costituire un gregge di servizio che utilizzerà l'area. In seguito agli incendi che hanno colpito il sito nel mese di ottobre 2017, l'azione che avrebbe dovuto concludersi il 30 giugno 2018 è stata prorogata al 30 giugno 2019.

AZIONE D1 Monitoraggio degli effetti delle azioni concrete sulla vegetazione

L'obiettivo dell'azione è quello di valutare l'effetto prodotto sulla biodiversità degli habitat 6210* e 6240* dalle azioni concrete di recupero e conservazione attuate con le azioni C1 di



recupero di habitat e C5 di pascolamento. Ogni anno sono stati realizzati 91 rilievi e 15 prelievi di fitomassa e 23 rilievi in 5 aree di pernottamento degli animali destinati al monitoraggio degli effetti del pascolamento e degli interventi di taglio e decespugliamento sulla composizione della vegetazione delle praterie xerotermiche. In seguito agli incendi che hanno colpito il sito nel mese di ottobre 2017, l'azione che avrebbe dovuto concludersi il 30 giugno 2018 è stata prorogata al 30 giugno 2019 per poter monitorare anche l'evoluzione della vegetazione a seguito dell'incendio.



AZIONE D2 Monitoraggio degli effetti delle azioni concrete su orchidee e specie stenomediterranee rare

L'obiettivo dell'azione è quello di valutare l'effetto del pascolamento sulle popolazioni di orchidee e sulle specie stenomediterranee rare esistenti nelle aree di intervento. Il monitoraggio viene condotto sulla rete costituita da 41 plot e su 5 aree di stabbiatura allestita nel 2014 e monitorate negli anni successivi. Anche in questo caso l'azione è stata prorogata al 30 giugno 2019 per poter monitorare gli effetti prodotti dall'incendio sulle popolazioni di orchidee e sulle specie stenomediterranee rare.

AZIONE D3 Monitoraggio dell'impatto socio economico e sugli ecosistemi.

Obiettivo di questa azione è quello di verificare l'impatto socio -economico e sulle funzioni ecosistemiche delle azioni realizzate in una realtà marginale montana, di valore naturalistico e conservazionistico molto elevato, ma sinora di limitato interesse produttivo e gestionale. In questa attività è stata coinvolta la facoltà di Management dell'Università di Torino che ha portato allo sviluppo di una tesi di laurea magistrale in cui sono stai elaborati i dati raccolti in un campione di 100 questionari appositamente predisposti.

Per l'impatto sugli ecosistemi si è fatto riferimento al LIFE11 ENV/IT/000168 MAKING GOOD NATURA per la valutazione del Servizio Ecosistemico di HABITAT e del Servizio Ecosistemico Protezione dal Fuoco.

La disseminazione dei risultati del progetto e dei messaggi ad esso associati si è basata su cinque specifiche azioni:

AZIONE E1 Notice board e cartelli informativi

Questa azione ha comportato la messa in opera di cartelli informativi sugli obiettivi e sulle attività del progetto e la realizzazione di due percorso didattici autoguidati allestiti nei due settori di intervento, rispettivamente localizzati nel Comune di Bussoleno e nel Comune di Monmpantero. dove sono state posizionate per ogni percorso 6 bacheche tematiche con pannelli informativi trasportate sul luogo di posa a dorso di asino e relative a: gestione storica, interventi pastorali, habitat e specie, interventi di taglio e decespugliamento, biodiversità, ginepri e specie arboree.



AZIONE E2 Conferenze e seminari

Durante lo svolgimento del progetto sono stati effettuati due eventi:

- 1. un workshop nel giugno 2014 finalizzato allo scambio di esperienze e visita alla ZSC IT1110030 "Oasi xerotermiche della Val Susa Orrido di Chianocco" per illustrare le attività avviate e quelle previste.
- 2. Il 30 maggio 2019 si è svolto il convegno finale con la presentazione dei risultati e il confronto con altri progetti LIFE che attuano la conservazione di habitat attraverso la gestione agro pastorale, nella tavola

rotonda finale si sono analizzate le prospettive del Post LIFE. Il 31 maggio si è svolta una uscita in campo sul territorio delle Oasi Xerotermiche

Oltre a questi due eventi di maggiore importanza, è stato realizzato un convegno per le attività di network con altri progetti LIFE per lo scambio e la condivisione delle buone pratiche selvicolturali per la biodiversità forestale.

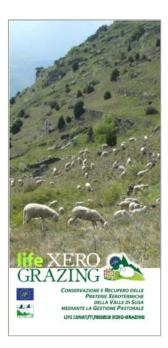
AZIONE E3 Pubblicazione del progetto

Con questa azione è stata realizzata una prima versione della brochure (3500 copie in italiano e 500 copie in inglese) dedicata alla presentazione del progetto e come guida a supporto dei sentieri autoguidati. Le restanti 4000 copie (3550 in italiano e 500 in inglese), sono state redatte con l'aggiornamento relativo ai risultati conseguiti con le azioni di progetto.

Le brochures sono state distribuite in prevalenza in occasione delle visite guidate ai sentieri didattici I sentieri didattici
"Le praterie xerotermiche
ricche di orchidee"

LIFE 12NAT/IT/000818 XERO-GRAZING

Conservazione
e recupero
GRAZING
delle praterie xerotermiche
della Valle di Susa mediante
la gestione pastorale



e in occasione degli eventi (escursioni, seminari, serate, proiezioni del video, mostre, ecc.) organizzati nell'ambito dell'Azione E5.

AZIONE E4 Sito internet del progetto.

Nel sito web del progetto sono raccolte tutte le schede descrittive delle azioni previste e lo stato di avanzamento delle attività sia in fase realizzativa sia conclusiva (rapporti scientifici, tecnici, cartografie, ecc). L'indirizzo del sito è: http://www.lifexerograzing.eu.

AZIONE E5 Attività di sensibilizzazione e divulgazione

Questa azione completa il quadro di tutte le iniziative di disseminazione e divulgazione delle tematiche/problematiche affrontate nel progetto e delle soluzioni di gestione individuate. Si sono svolte azioni di sensibilizzazione verso le comunità locali, gli operatori del settore agro-pastorale, le associazioni di categoria, i turisti e le scuole utilizzando i seguenti strumenti:

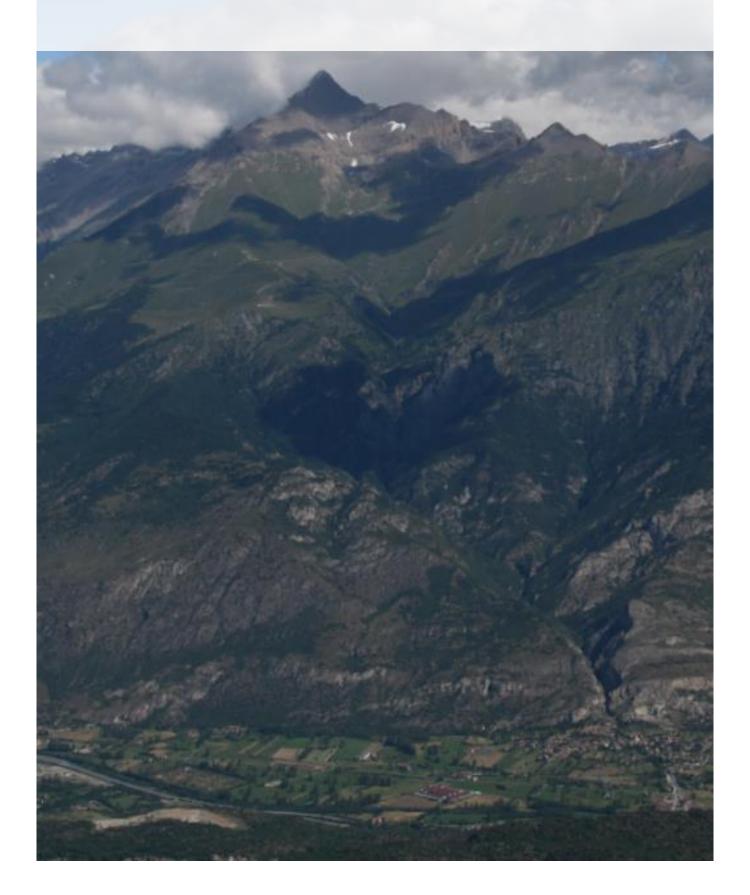
Filmato didattico - dimostrativo. Realizzato in una versione tipo documentario di circa mezz'ora e una versione breve della durata di circa 12 minuti, con testo in italiano letto dallo speaker e una versione con testo a sottotitoli in inglese. da utilizzare in occasione di eventi. Sono stati realizzati altri due filmati brevi che trattano la problematica dell'incendio. Tutti i filmati sono presenti sia sul sito web del progetto, sia sulla pagina Facebook sia su canale Youtube.

Attività didattiche rivolte alle scuole. È stata predisposta una specifica proposta didattica per la quale sono state formate sul progetto 20 guide del parco che hanno svolto interventi in classe e accompagnato oltre 30 scolaresche nell'area d'intervento.

Attività di divulgazione. I contenuti e le finalità del progetto nonché le attività svolte, sono stati divulgati in varie occasioni (convegni, incontri, serate, comunicati stampa, notizie del progetto sui giornali ecc.) Ulteriore occasione di divulgazione e scambio di esperienze sono stati i Networking con altri progetti europei previsti nell'azione F2. Le azioni di divulgazione hanno portato alla costituzione dell'Associazione fondiaria Paradiso, sorta per la gestione del territorio di Mompantero e la valorizzazione delle attività agro-silvo-pastorali.



3. Oasi xerotermiche della bassa Valle di Susa: un'isola di Mediterraneo nelle Alpi



A cura di C. Siniscalco, E. Barni

3.1 Localizzazione geografica, morfologia e clima

Gli habitat di prateria che sono oggetto di questo Progetto LIFE si trovano nella Zona Speciale di Conservazione (ZSC) IT1110030 "Oasi xerotermiche della Valle di Susa - Orrido di Chianocco", affidata alla tutela dell'Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie.

La ZSC è stata istituita in relazione alle praterie e alla loro eccezionale biodiversità floristico-vegetazionale, che è legata alle caratteristiche peculiari del sito che ne fanno "un'isola di Mediterraneo" nelle Alpi. Questa eccezionalità è determinata dal clima e dalle sue variazioni nel corso del quaternario, dalla morfologia di valle e dei rilievi, dalla litologia e dall'influsso dell'uomo nelle Alpi. L'azione combinata di tutti questi fattori si riflette nella struttura e nella composizione delle praterie xerotermiche.

La Valle di Susa, situata alla testata della Pianura Padana e limitata su tre lati da catene montuose, è zona di incontro delle masse d'aria continentali provenienti dalla Piana del Po, dell'umidità proveniente dal Mediterraneo e delle correnti atlantiche nord-occidentali che interagiscono con i rilievi innescando frequenti circolazioni locali e favorendo la presenza di microclimi. Questa Valle, come la maggior parte delle altre vallate dell'Arco alpino in cui sono presenti le oasi xerotermiche, presenta l'asse vallivo con direzione prevalente E-W. Tale morfologia determina la peculiarità climatica, cioè lo scarso apporto di precipitazioni, in genere inferiori a 800 mm annui, quantitativo che è paragonabile ad alcune zone del Centro e Sud Italia a clima marcatamente mediterraneo.

In particolare il tratto medio-basso della valle, in cui si trova la ZSC, è riparato a Sud dalla dorsale del massiccio dell'Orsiera, e anche dalle cosiddette "chiuse" all'imbocco della Valle, e questo determina il caratteristico clima secco in quanto le perturbazioni che provengono dalla pianura non hanno modo di incanalarsi nella vallata

come normalmente avviene nelle valli con orientamento N-S (Figura 3.1).

I venti contribuiscono ad inasprire l'aridità di questo tratto di valle che, sempre a causa della orientazione E-W, è un corridoio percorso da venti asciutti che soffiano prevalentemente da ovest. I giorni di calma sono pochi nell'anno, tenendo conto di mistral, delle brezze di monte e di valle e degli episodi di foehn. Questi venti di caduta, con raffiche che raggiungono i 100 km/h e che possono determinare un rialzo della temperatura anche di 20 °C in poche ore, causano spesso, in inverno e primavera, un'evapo-traspirazione che supera di gran lunga la quantità delle precipitazioni. Una vera e propria aridità si manifesta in giugno, luglio e agosto, come si può osservare nel diagramma di Walter e Lieths basato sui dati climatici di Pietrastretta, località in vicinanza della ZSC (Figura 3.2).

Nel diagramma si osserva che le precipitazioni medie sono di soli 652 mm annui, principalmente concentrati in primavera e, con valori un po' inferiori, in autunno inoltrato, e che la temperatura media annua è di 12,5 °C e l'andamento è caratterizzato da temperature mensili sempre sopra 0°C con il picco in luglio, che coincide con la massima aridità. In effetti si rileva dai dati giornalieri che le temperature non scendono quasi mai sotto gli 0°C.

Infine anche il substrato contribuisce ad accentuare l'aridità del versante. È costituito da

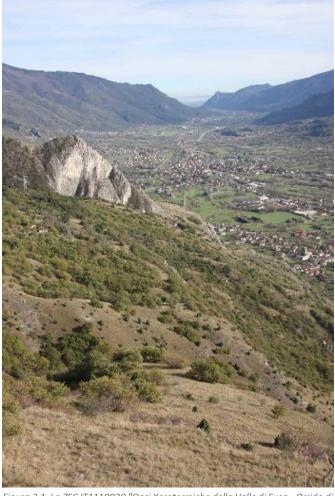


Figura 3.1. La ZSC IT1110030 "Oasi Xerotermiche della Valle di Susa - Orrido di Chianocco". In primo piano le praterie xerotermiche e sullo sfondo lo sbocco vallivo con la chiusura verso la pianura di Torino.

rocce carbonatiche, prevalentemente marmi dolomitici triassici, che si disgregano molto facilmente all'azione degli agenti atmosferici e danno origine a dei suolo poco evoluti, poveri di nutrienti e di sostanza organica, a pH tendenzialmente basico. Sono inceptisuoli ed entisuoli che hanno scarsa capacità di ritenere le acque meteoriche perché sono molto drenanti e quindi facilitano la presenza di specie vegetali adattate alle condizioni di aridità. Questi suoli presentano scarsa consistenza, anche perché le specie vegetali che vi possono crescere producono una scarsa quantità di biomassa e quindi la povertà di sostanza organica non si oppone ai fenomeni erosivi che non permettono l'evolversi di suoli più maturi e ricchi.

Oltre a questi suoli che si trovano "in posto" vi sono, almeno fino a 600-650 m di quota, suoli morenici che sono stati trasportati dal ghiacciaio valsusino durante le glaciazioni. Questi suoli sono ancora più poveri e poco evoluti rispetto ai precedenti, essendo costituiti in gran parte da scheletro grossolano che non può trattenere acqua al suo interno e sono generalmente caratterizzati da forte pendenza.

L'evoluzione dei suoli è possibile comunque solo dove il terreno è in piano, cosa che si verifica soltanto nei pochi pianori, da sempre coltivati almeno fino alla Seconda Guerra Mondiale, o nei terrazzamenti che appunto sono stati realizzati dall'uomo nei secoli, per poter coltivare almeno la vite o altre poche specie di interesse agricolo anche su questo versante così povero e poco vocato per coltivazioni più esigenti in fatto di acqua e nutrienti.

La grande erodibilità dei suoli di questo versante è ben evidenziata e testimoniata dagli "orridi", grandi fessurazioni nel versante roccioso che ospitano una flora ed una fauna molto particolare, legata alle condizioni che si differenziano da quelle complessive del versante e anche legate, come sul resto del versante esposto a Sud di questo tratto di Valle, alla storia climatica e biogeografica degli ultimi millenni.

La presenza di tante specie mediterranee e di numerose specie steppiche, che ora hanno i loro areale principale di distribuzione in altri luoghi rispetto a quelli alpini, ci fa cercare nel clima del passato le ragioni della loro presenza in questa zona.

La presenza di uniche popolazioni isolate di specie che attualmente troviamo diffuse principalmente lungo le coste del Mediterraneo o in zone steppiche asiatiche o dell'Europa orientale potrebbe risalire ad alcuni millenni fa.

Queste specie sono la testimonianza di un periodo post-glaciale più caldo dell'attuale, (fase atlantica, 5500-2000 a.C., caratterizzata da temperature medie fino a 3 °C più elevate di quelle attuali), durante il quale la vegetazione mediterranea doveva estendersi in condizioni di continuità più a N del limite attuale, fino al piede meridionale delle Alpi.

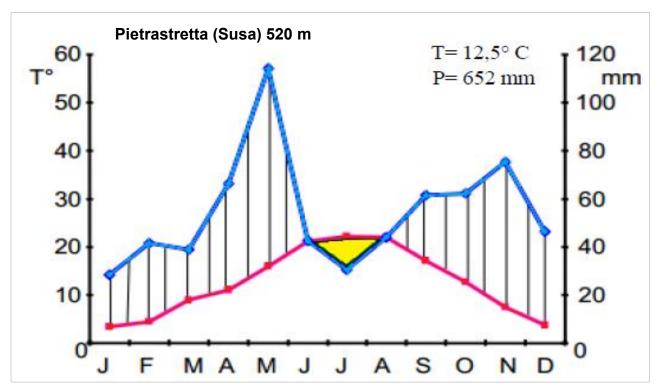


Figura 3.2. Diagramma climatico di Walter e Lieths per la località di Pietrastretta, in prossimità dell'area oggetto del Progetto LIFE.

Il raffreddamento climatico successivo che ha riportato le temperature ai valori attuali ha costretto le specie mediterranee a ritirarsi nelle regioni costiere, lasciando però alcune popolazioni isolate in quelle aree, come le oasi xerotermiche della Val di Susa, dove vi sono condizioni microclimatiche che ne permettono la sopravvivenza. La presenza di tali specie oggi sottolinea l'eccezionalità delle aree oggetto di questo Progetto LIFE, perché la presenza di tante specie mediterranee nelle Alpi è un fatto molto raro, determinato in Val di Susa anche dalla relativa vicinanza al bacino del Mediterraneo. Infatti in condizioni climatiche simili, come ad esempio in Valle d'Aosta o nel Vallese svizzero, vi sono pochissime specie mediterranee rispetto a quanto avviene nella ZSC "Oasi xerotermiche della Valle di Susa- Orrido di Chianocco".

La stessa cosa sarebbe avvenuta per le specie steppiche di cui parleremo nel capitolo sulla flora, in relazione a periodi caldi e aridi del Post-Glaciale, più caldi e aridi dell'attuale.

Su queste ricostruzioni climatiche rimandiamo ad un recentissimo libro di Luca Mercalli e Daniele Cat Berro "Duemila anni di clima in Valsusa. Da Annibale al riscaldamento globale" che riporta e commenta i dati climatici rilevati nel passato o testimoniati da innumerevoli testimonianze ambientali ed antropiche.

Il versante su cui oggi troviamo le praterie xeriche e una grande superficie coperta da boschi di roverella di neo formazione, proprio per le sue caratteristiche climatiche più calde delle aree circostanti, è stato da molti millenni abitato dall'uomo che ha lasciato molte testimonianze della sua vita e delle coltivazioni che hanno modellato il territorio con terrazzamenti, muretti a secco, delimitazioni di proprietà, lastre in pietra a sostegno delle piante di vite o resti di canalizzazioni che erano state realizzate per portare l'acqua dove non era, e non è neppure oggi, presente naturalmente (Figura 3.3).

Nel Neolitico recente (seconda metà V millennio a.C.) la presenza di comunità strutturate è pienamente attestata in alta Valle di Susa dal sito di Chiomonte, a conferma di un ruolo centrale svolto dal sito nel gestire e controllare le direttrici di scambio legate a pratiche di transumanza mobile in alta quota tipiche dei gruppi transalpini occidentali (*chasseani*).

Nel Neolitico recente (fine V millennio a.C., 4400-3800 a.C.) vi sono dati pedologici e paleoclimatici che testimoniano l'espansione della prateria per accresciuta importanza dell'economia pastorale. In questo periodo le condizioni climatiche atlantiche (aumento dell'umidità e temperatura media di qualche grado superiore all'attuale) determinano un fondovalle boscoso e paludoso percorso da un fiume dal corso irregolare



Figura 3.3. Una delle poche zone pianeggianti, da sempre utilizzata per colture, come si può vedere dai muretti a secco sulla destra dell'immagine, e per il pascolamento.



Figura 3.4. Incisione rupestre a Rocca del Chiodo (Mompantero)

e favoriscono lo stanziamento sui versanti a quote medie. I gruppi di uomini della pianura padana non risalgono molto la valle e pongono i loro insediamenti in posizioni rilevate sui versanti. L'allevamento dei caprovini, una limitata agricoltura, la caccia a grandi erbivori e la raccolta dei prodotti del sottobosco rappresentano sempre l'economia di queste comunità fino a tempi relativamente recenti e hanno mantenuto le praterie che ancora oggi sono presenti e che ospitano un'elevata biodiversità vegetale (Figura 3.4).

3.2 Fisionomia e composizione floristica delle praterie xerotermiche e dinamica vegetazionale

Il progetto Life è stato focalizzato, all'inizio del suo svolgimento, sull'habitat 6210* "Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*) con stupenda fioritura di orchidee", poiché nella ZSC tale habitat era già stato individuato come di particolare pregio per estensione e ricchezza in orchidee e specie rare.

La vulnerabilità di tali praterie, dovuta alla ricolonizzazione da parte della roverella e degli arbusti riferibili all'alleanza fitosociologica *Berberidion*, suggeriva infatti la necessità di valutare lo stato di conservazione delle praterie xerotermiche e di individuarne le possibili modalità di gestione.

Durante il primo anno di lavoro si è osservata la presenza nella ZSC di un altro tipo vegetazionale, gli stipeti, che erano già stati ipotizzati per le Alpi Occidentali nell'ambito del "Manuale italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE.", ma che non erano stati però classificati come habitat 6240*, segnalato solo per le Regioni orientali delle Alpi. La presenza dell'habitat 6240* è stata confermata proprio grazie alle attività di progetto.

Nell'ambito dell'azione A1 sono state dunque condotte tutte le indagini finalizzate alla valutazione dello stato di conservazione di entrambi gli habitat 6210* e 6240* in tutta la ZSC IT1110030.

3.3 Carta degli usi del suolo e degli habitat 6210* e 6240* della ZSC IT1110030

Al fine di definire l'estensione e diffusione degli habitat 6210* e 6240* entro la ZSC IT1110030 è stata prevista la redazione di una carta degli usi del suolo in scala 1:10000, visibile in Figura 3.5. La carta è stata realizzata in una prima fase attraverso fotointerpretazione delle ortofoto della Regione Piemonte in ambiente GIS e, successivamente, mediante validazione in campo della carta provvisoria così ottenuta.

Nella fase di fotointerpretazione sono stati individuati e distinti, con la creazione di uno shapefile a poligoni, le zone prative attribuibili agli habitat 6210* e 6240* (e le rispettive transizioni con formazioni boscate, arbustate, ecc., valutate secondo le relative percentuali di copertura), le zone boschive, le aree arbustate, i coltivi e vigneti, gli affioramenti rocciosi, le aree edificate, la viabilità.

Particolare attenzione è stata posta alla verifica dell'attribuzione delle praterie e all'individuazione di una soglia di copertura percentuale arborea e arbustiva per la loro definizione. Da questa carta si è potuto calcolare che su 1412 ettari totali della ZSC soltanto 195 sono relativi a tutti i tipi di praterie.

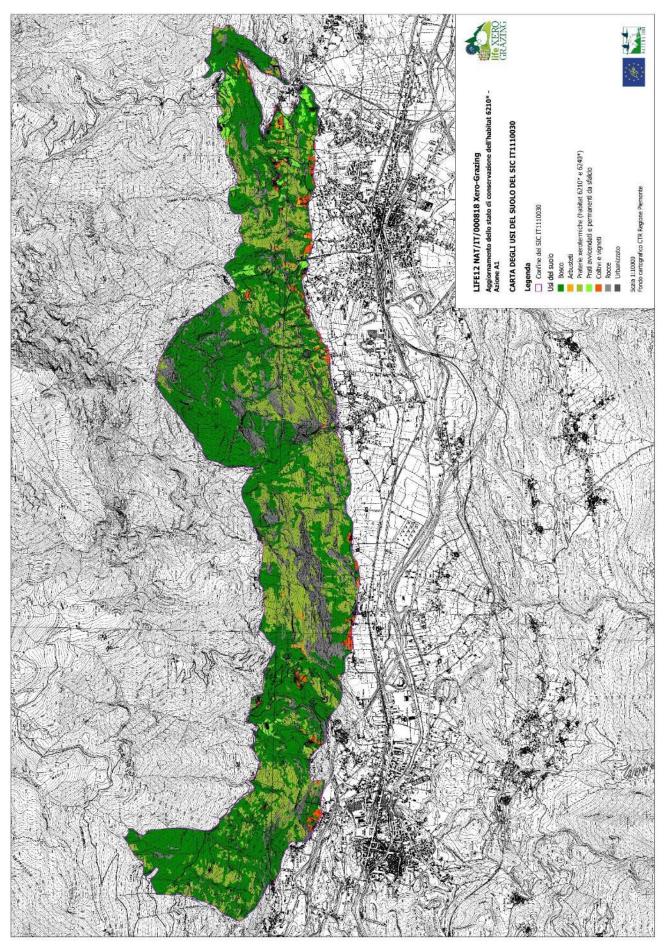


Figura 3.5. Carta degli usi del suolo della ZSC.

3.4 Inquadramento vegetazionale delle praterie xeriche

Come previsto nell'ambito dell'azione A1, dal 2014 l'Università di Torino ha effettuato rilevamenti della vegetazione in tutta la ZSC IT1110030 applicando il metodo fitosociologico al fine di ottenere un quadro esaustivo dello stato di conservazione dell'habitat 6210* ed anche di avere un inquadramento fitosociologico di tutte le praterie xeriche della ZSC di cui era ancora necessario verificare e definire l'attribuzione fitosociologica, e quindi, come emerso durante i rilievi, dell'habitat 6240*.

Al fine di ottenere un quadro completo della vegetazione sono stati effettuati complessivamente 261 rilievi fitosociologici sull'intera superficie della ZSC e fornendo una stima della percentuale di copertura totale dello strato arboreo, arbustivo ed erbaceo, un elenco di tutte le specie presenti, una stima visiva della copertura percentuale di ciascuna, la profondità del suolo misurata con un picchetto in metallo.

Nell'ambito di questi rilievi, nel corso del Progetto sono stati rilevati 40 plot quadrati permanenti (5 x 5 m) per il monitoraggio delle popolazioni di orchidee e di specie steno-mediterranee (rare o vulnerabili secondo la normativa IUCN), localizzati in corrispondenza di popolazioni significative presenti nell'area di intervento. La localizzazione dei quadrati permanenti per le Orchidaceae è stata effettuata anche sulla base di un'indagine preliminare. In corrispondenza di ciascun plot il rilievo vegetazionale è stato condotto secondo le medesime metodologie utilizzate nell'azione A1.

Infine, per valutare quantitativamente gli effetti del pascolamento sulla presenza della biomassa verde e secca, sono stati effettuati prelievi di biomassa in alcune annate (espressa poi in g/m²) accumulata al suolo nel corso degli anni, secondo su 45 aree campione di 50 x 50 cm, distribuite nelle formazioni più rappresentative dei due settori di pascolamento e localizzate in corrispondenza di altrettanti transetti o plot fissi, con successiva separazione della biomassa epigea secca da quella verde, eliminazione dell'umidità in stufa a 65° C per 48 ore e determinazione del peso anidro.

L'analisi multivariata ha ordinato i 261 rilevamenti in due grandi gruppi, il primo riferibile all'habitat 6240 (*): Formazioni erbose steppiche sub-pannoniche, con vegetazione inquadrabile nell'alleanza *Stipo-Poion carniolicae* (ordine *Festucetalia valesiacae*, classe *Festuco-Brometea*) che raggruppa i popolamenti con *Stipa* dominante (Figura 3.6), e il secondo riferibile all'habitat 6210 (*): Formazioni erbose secche seminaturali (Festuco-Brometalia) con vegetazione inquadrabile nell'alleanza *Xerobromion* (ordine *Brometalia erecti*, classe *Festuco-Brometea*) (Figura 3.7), habitat già previsto nell'ambito del Progetto nella fase di stesura. L'inquadramento fitosociologico dei due tipi di vegetazione conferma quanto proposto da Royer (1991) nella sua sintesi fitosociologica e fitogeografica della classe *Festuco-Brometea*.



Figura 3.6. Prateria riferibile all'ordine Stipo-Poion-carniolicae (habitat 6240*) presso Comba Ravera (Bussoleno).

Il primo gruppo di rilevamenti, riferibile all'alleanza *Stipo-Poion carniolicae*, è caratterizzato dalle specie caratteristiche dell'associazione *Contorteto-Diplachnetum* come *Chrysopogon gryllus, Fumana procumbens, Cleistogenes serotina, Crupina vulgaris, Ononis reclinata, Fumana ericoides...:* la loro abbondanza nei rilevamenti conferma la stabilità della composizione floristica rispetto a quanto osservato nei rilevamenti effettuati da Braun-Blanquet nel 1961, 53 anni fa. I rilevamenti sono poi caratterizzati dall'elevata abbondanza (15-55%) e frequenza di *Stipa pennata* (aggr.) e di *Koeleria vallesiana* che costituiscono, insieme a numerose altre specie steppiche caratteristiche di *Stipo-Poion carniolicae* (*Helianthemum apenninum, Ononis pusilla, Inula montana, Potentilla pusilla, Carex liparocarpos*) un contingente comune alla grande maggioranza dei rilievi. Risultano poi presenti, ma meno abbondanti, specie caratteristiche di livelli gerarchici superiori, ad ecologia più ampia, come quelle di *Brometalia erecti* e quelle della classe *Festuco-Brometa,* come *Bothriochloa ischaemum, Allium sphaerocephalon, Teucrium chamaedrys, Eryngium campestre, Carex humilis, Artemisia campestris, Stachys recta* e *Teucrium montanum*.

È da sottolineare la stabilità della composizione floristica rispetto ai rilevamenti effettuati da Braun-Blanquet, anche perché è noto che le praterie rilevate non sono state pascolate da almeno 40 anni, secondo quanto evidenziato nell'Azione A2, e avrebbero potuto essere parzialmente o completamente colonizzate da arbusti dell'ordine *Berberidion* e da roverella come vedremo per le preterie riferibili allo *Xerobromion*. Questi stipeti risultano quindi molto stabili nel tempo, anche se non pascolati o pascolati molto saltuariamente, rispetto ai brometi.

I rilevamenti del secondo gruppo sono riferibili all'alleanza Xerobromion (ordine Brometalia erecti) e includono le praterie a dominanza di Bromus erectus, Festuca gr. ovina e Brachypodium rupestre; considerando i livelli gerarchici inferiori le praterie sono riferibili all'alleanza Xerobromion erecti e, in parte, all'associazione Onobrychido viciifoliae-Brometum erecti (associazione tipica delle Alpi Occidentali). Ad esempio, Onobrychis arenaria, frequentemente rilevata nei rilievi della rete di monitoraggio, è specie esclusiva e vicariante rispetto alla congenere O. viciifolia, ed è perciò da valutare l'importanza in termini di frequenza nell'attribuzione dei rilievi a livello di associazione.

Questi rilevamenti presentano, rispetto ai rilievi del primo gruppo, più alta frequenza e alti indici di abbondanza-dominanza di *Bromus erectus, Hippocrepis comosa, Helianthemum nummularium, Globularia bisnagarica* e *Koeleria pyramidata*. Rispetto ai rilevamenti del primo gruppo si osserva una totale assenza o una ridotta frequenza e abbondanza di numerose specie dei *Festucetalia valesiacae* e dei sintaxa di livello inferiore (*Contorteto-Diplachnetum* e *Stipo-Poion carniolicae*) mentre risultano significative le presenze di numerose specie caratteristiche dell'alleanza *Mesobromion*, come *Ranunculus bulbosus, Centaurea jacea*,



Figura 3.7. Prateria riferibile all'ordine Xerobromion (habitat 6210*) (Bussoleno).

Trifolium montanum, Ononis procumbens e le Orchidaceae *Orchis tridentata, Anacamptis pyramidalis* e *Ophrys holosericea*. La composizione specifica di questo secondo gruppo di rilievi evidenzia condizioni di più ridotta xericità rispetto a quelle del primo gruppo, come precisato qui di seguito.

Le variabili ambientali misurate nei rilevamenti relativi agli habitat 6240* e 6210* hanno evidenziato che il primo habitat (Formazioni erbose steppiche sub-pannoniche. Rilievi riferibili a *Stipo-Poion carniolicae*) si differenzia in modo significativo dal secondo (Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*). Rilievi riferibili a *Xerobromion*) per la maggiore inclinazione dei versanti, la minore altitudine, la maggiore esposizione Sud, la più bassa profondità del suolo (38 cm in media nel primo habitat rispetto ai 54 cm del secondo). La profondità media del suolo risulta veramente ridotta negli stipeti e limita fortemente la capacità e la disponibilità idrica del suolo più di quanto avvenga nei brometi. Tali parametri hanno ricadute sulla struttura della vegetazione. Gli stipeti presentano copertura erbacea minore rispetto ai brometi (75 contro 87%), suolo nudo in percentuale maggiore (18 contro 11%), percentuali maggiori di rocce affioranti, copertura arbustiva e arborea inferiore. Tale dato evidenzia una minore rapidità di evoluzione degli stipeti verso gli stadi dinamici più evoluti, arbustati e arborei, spiegabile con una maggiore limitazione dello sviluppo della biomassa che è confermata dai dati di minore altezza dei culmi di *Stipa pennata* e comunque della specie dominante negli stipeti rispetto ai brometi. Complessivamente, la fitomassa verde è inferiore negli stipeti che nei brometi (3.3 t/ha contro 4 t/ha), come anche la fitomassa secca (3.1 contro 3.4 t/ha).

In relazione a tali parametri ambientali, tutti e due i tipi di prateria sono soggetti, seppure con velocità diverse, ad evoluzione per invasione di arbusti e di roverella: in numerosi rilevamenti le coperture di roverella e *Prunus spinosa* raggiungono rispetti-vamente anche il 50 e il 100% della superficie. Gli stipeti vengono colonizzati molto più lentamente dei brometi (Figura 3.8).

Nella Tabella 3.1 sono riportate le superfici in ettari e le percentuali relative all'inarbustamento e rimboschimento delle praterie.

ALLEANZA	Superficie (ha)	%	
Stipo-Poion carniolicae	164,9	46,8	
Xerobromion	187,1	53,2	
Totale	352,0	100.0	

Tabella 3.1. Superficie occupata dall'habitat 6240* (Stipo-Poion carniolicae) e 6210* (Xerobromion) rispetto al totale della superficie di prateria.

Il numero medio delle specie presenti nei rilevamenti dei due habitat non è differente, ed è relativamente alto, intorno a 35-37 specie per rilievo. La biodiversità vegetale è di poco più elevata (sia come indice di Shannon sia come equitabilità) negli stipeti che nei brometi e ciò può essere messo in relazione alla presenza di microhabitat molto differenziati negli stipeti, in cui si osserva l'alternanza di grandi cespi di graminacee e di spazi di suolo nudo in cui si sviluppano specie annuali di piccole dimensioni che non sopportano la competizione, come le stenomediterrane annuali *Asterolinum linum-stellatum, Linum strictum, Euphorbia sulcata* e *Ononis reclinata*.

La presenza di queste specie stenomediterranee annuali e di numerose stenomediterranee perenni come *Coronilla minima, Linum suffruticosum, Ononis minutissima, Echinops ritro* ed altre viene evidenziata dai valori degli indici di Landolt da cui emerge che gli stipeti presentano valori significativamente più elevati per temperatura, continentalità, luce e aerazione del suolo mentre hanno valori più bassi di umidità, nutrienti e humus. Il pH non varia significativamente tra i due habitat.

Lo spettro corologico ponderato sulla base delle percentuali di copertura delle specie nei rilevamenti mostra che le steno-mediterranee e le eurasiatiche, tra le quali vi sono molte specie steppiche delle aree centrali dell'Europa e dell'Asia, caratterizzate da clima continentale, e le orofite sono più abbondanti negli stipeti che nei brometi mentre la componente eurimediterranea è significativamente più abbon-dante nei brometi. Tali valori confermano che gli stipeti hanno condizioni ambientali nettamente più estreme in relazione alla più ridotta disponibilità idrica del suolo determinata dalla sua struttura e tessitura, oltre che dall'inclinazione, dall'esposizione e dalla profondità media. Tutti i parametri misurati, direttamente o indirettamente, concorrono a spiegare in modo molto chiaro le differenze relative alle specie presenti e alla loro abbondanza nei due gruppi di rilevamenti.

Complessivamente, nella ZSC, sono state segnalate 41 specie vegetali protette secondo le diverse normative di interesse conservazionistico, a conferma dell'ec-cezionalità naturalistica dell'area.

Nell'ambito di queste sono state rilevate complessivamente 23 specie di Orchidaceae (22 rilevate in queste date e 1 nei rilevamenti fitosociologici successivi) e 2 ibridi interspecifici:

- o Platanthera chlorantha (Custer) Rchb.
- o Gymnadenia conopsea (L.) R. Br.
- o Orchis purpurea Hudson
- o Orchis militaris L.
- o Orchis morio L.= Anacamptis morio R. M. Bateman, Prodgeon & M. W. Chase
- o Anacamptis pyramidalis (L.) Rich.
- o Orchis papilionacea L. = Anacamptis papilio-nacea
- o Orchis tridentata Scop. = Neotinea tridentata R. M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase
- o Orchis ustulata L. = Neotinea ustulata R. M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase
- o Ophrys holosericea (Burm. f.) Greuter = Ophrys fuciflora (F.W. Schmidt) Moench s.l.
- o Ophrys insectifera L.
- o Ophrys tetraloniae W. P. Teschner
- o Ophrys apifera Huds. var. aurita (Moggr.) Gremli
- o Dactylorhiza sambucina (L.) Soó
- o Cephalanthera longifolia (Hudson) Fritsch
- o Cephalanthera rubra (L.) L. C. Rich
- o Cephalanthera damasonium (Mill.) Druce
- o Epipactis atrorubens Hoffm. ex Bernh.
- o Epipactis microphylla (Ehrh.) Swartz
- o Limodorum abortivum (L.) Swartz
- o Neottia nidus-avis (L.) Rich.
- o Listera ovata (L.) R. Br.

I due ibridi interspecifici sono *Ophrys fuciflora* s.l. x *Ophrys tetraloniae* e *Anacamptis pyramidalis* x *Anacamptis morio* = *Anacamptis laniccae* (Br.-Bl.) H. Kretzschmar.



Figura 3.8. Colonizzazione di prateria da parte di roverella e arbusti.

Ophrys tetraloniae, specie stenomediterranea, non era mai stata rinvenuta in Valle di Susa ed era fino ad ora conosciuta solo per il settore meridionale del Piemonte.

I dati di localizzazione e di consistenza delle popolazioni sono qui sintetizzati per Comune.

Comune di Chianocco

Sono state censite 43 stazioni tra 560 e 900 m di quota in praterie xeriche, e particolarmente in brometi, anche se qualche segnalazione è relativa a boschi di roverella e pino silvestre o a cespuglieti, nelle quali sono state censite complessivamente 16 specie:

- 1. Platanthera chlorantha (Custer) Rchb.
- 2. Gymnadenia conopsea (L.) R. Br.
- 3. Orchis purpurea Hudson
- 4. Anacamptis pyramidalis (L.) Rich.
- 5. Orchis tridentata Scop. = Neotinea tridentata R. M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase
- 6. Orchis ustulata L. = Neotinea ustulata R. M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase
- 7. Ophrys holosericea (Burm. f.) Greuter = Ophrys fuciflora (F.W. Schmidt) Moench s.l.
- 8. Ophrys fuciflora (F.W. Schmidt) Moench s.l x Ophrys tetraloniae W. P. Teschner
- 9. Ophrys tetraloniae W. P. Teschner
- 10. Ophrys apifera Huds. var. aurita (Moggr.) Gremli
- 11. Ophrys insectifera L.
- 12. Cephalanthera rubra (L.) L. C. Rich
- 13. Cephalanthera longifolia (Hudson) Fritsch
- 14. Epipactis atrorubens Hoffm. ex Bernh.
- 15. Limodorum abortivum (L.) Swartz
- 16. Neottia nidus-avis (L.) Rich.

I prati di Molè-Lorano, concimati e irrigati, non risultano interessanti per la presenza di orchidee.

Da segnalare la presenza di numerose popolazioni di Ophrys fuciflora, in 7 stazioni di cui 2 con più di 50 piedi.

Comune di Bussoleno

Sono stati rilevate 40 stazioni tra 480 e 940 m di quota, in praterie xeriche, brometi, boschi radi.

Le specie rinvenute sono 16:

- 1. Platanthera chlorantha (Custer) Rchb.
- 2. Gymnadenia conopsea (L.) R. Br.
- 3. Orchis purpurea Hudson
- 4. Orchis militaris L.
- 5. Orchis morio L. = Anacamptis morio R. M. Bateman, Prodgeon & M. W. Chase
- 6. Anacamptis pyramidalis (L.) Rich.
- 7. Orchis tridentata Scop. = Neotinea tridentata R. M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase
- 8. Orchis ustulata L. = Neotinea ustulata R. M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase
- 9. Ophrys holosericea (Burm. f.) Greuter = Ophrys fuciflora (F.W. Schmidt) Moench s.l.
- 10. Ophrys fuciflora (F.W. Schmidt) Moench s.l. x Ophrys tetraloniae W. P. Teschner
- 11. Ophrys tetraloniae W. P. Teschner
- 12. Cephalanthera longifolia (Hudson) Fritsch
- 13. Cephalanthera rubra (L.) L. C. Rich
- 14. Cephalanthera damasonium (Mill.) Druce
- 15. Epipactis atrorubens Hoffm. ex Bernh.
- 16. Limodorum abortivum (L.) Swartz

La zona compresa tra Truc San Martino e Piancolore è compresa nell'area soggetta a pascolamento.

Comune di Mompantero

Sono state rilevate 15 stazioni tra 780 e 1250 m di quota in praterie xeriche, in particolare brometi, boschi misti di latifoglie e di conifere e latifoglie, in cui sono risultate presenti 14 specie:

- 1. Platanthera chlorantha (Custer) Rchb.
- 2. Gymnadenia conopsea (L.) R. Br.
- 3. Orchis militaris L.

- 4. Anacamptis pyramidalis (L.) Rich.
- 5. Orchis tridentata Scop. = Neotinea tridentata R. M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase
- 6. Orchis ustulata L. = Neotinea ustulata R. M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase
- 7. Ophrys holosericea (Burm. f.) Greuter= Ophrys fuciflora (F.W. Schmidt) Moench
- 8. Dactylorhiza sambucina (L.) Soó
- 9. Cephalanthera longifolia (Hudson) Fritsch
- 10. Cephalanthera rubra (L.) L. C. Rich
- 11. Epipactis atrorubens Hoffm. ex Bernh.
- 12. Epipactis microphylla (Ehrh.) Swartz
- 13. Limodorum abortivum (L.) Swartz
- 14. Listera ovata (L.) R. Br.

A parte i rilevamenti nelle zone di Seghino e Ganduglia, gli altri punti ricadono nelle aree di pascolamento.

Tutta la vasta zona di Rocca del Chiodo, con vecchi terrazzamenti occupati da estese praterie è considerevole per la biodiversità presente e potenziale di Orchidaceae. La zona di Seghino, un tempo ricchissima di Orchidaceae (21 specie censite a metà degli anni '90 del secolo scorso) attualmente è interessata da colonizzazione di alberi e arbusti che hanno drasticamente ridotto le orchidee presenti a 4-5 specie.

Complessivamente i rilevamenti eseguiti hanno notevolmente incrementato e precisato la conoscen-za delle popolazioni di Orchidaceae presenti nella ZSC. E' possibile che ci siano specie a fioritura più tardiva che non sono state qui segnalate.

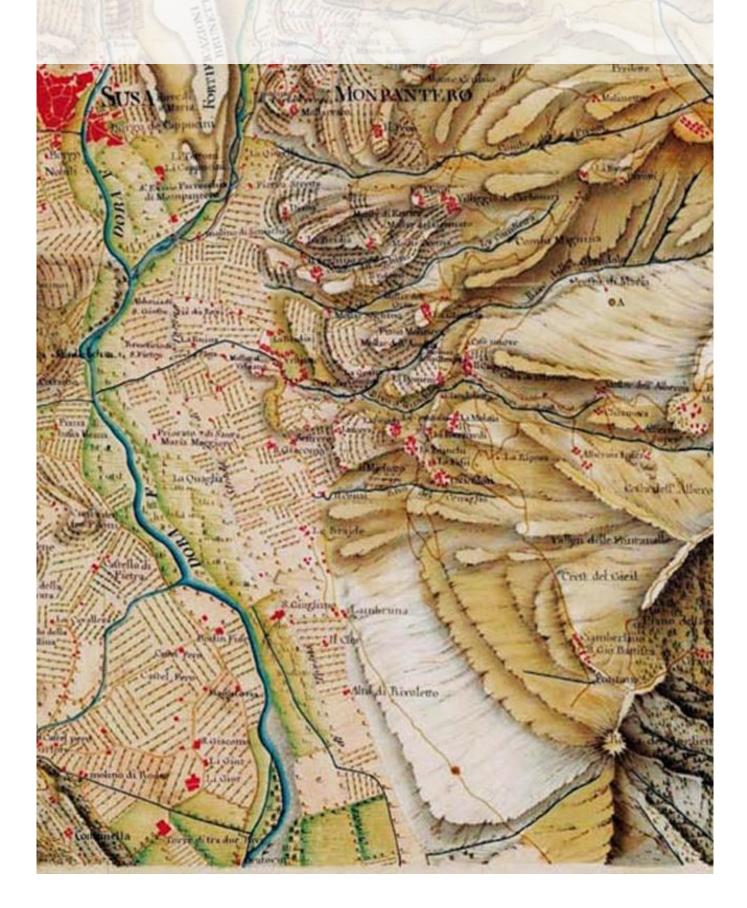
Globalmente si è constatata la scarsità di Orchidaceae negli stipeti mentre una grande ricchezza si è rilevata nei brometi, soprattutto in aree caratterizzate da moderata pendenza, in accordo con la descrizione dell'habitat della Direttiva 92/43 "Habitat".

Le specie più abbondanti rilevate nei 40 plot dei rilevamenti sono state *Anacamptis pyramidalis, Ophrys fuciflora, Orchis tridentata* ed *Epipactis atrorubens*. Sulle prime tre si sono concentrate le osservazioni relative agli effetti del pascolamento (Figura 3.9).



Figura 3.9. Le quattro specie di orchidacee più abbondanti nella ZSC.

4. Evoluzione dell'agricoltura e dell'allevamento nelle Oasi Xerotermiche



A cura di A. Gorlier, G. Lombardi, M. Lonati, G. Nota

4.1 La gestione agro-pastorale storica

Il territorio della ZSC IT1110030 "Oasi xerotermiche della Valle di Susa - Orrido di Chianocco" è stato interessato da un'intensa attività agro-pastorale, proseguita sino alla metà del XX secolo, ma documentata già diversi secoli prima. I documenti e le informazioni raccolte nel corso del progetto hanno infatti consentito di ricostruire il passato gestionale dell'area lungo un arco temporale di circa 600 anni. I dati sono stati recuperati impiegando diverse fonti: documenti cartografici (soprattutto mappe provenienti dai catasti), documenti storici recuperati negli archivi comunali, riportati in testi o disponibili in rete e testimonianze orali o fotografiche. I dati, quando possibile, sono stati georeferenziati al fine di confrontarli con le informazioni attualmente a disposizione. In particolare, per quanto riguarda i dati catastali si è proceduto in alcuni casi all'esame e al rilievo fotografico delle mappe e del partitario relativo (quando esistente), all'individuazione delle particelle rappresentate, alla loro sovrapposizione con la cartografia attuale e, infine, al confronto tra i dati storici e quelli attuali.

Obiettivo della ricerca storica era quello di conoscere tipologia, intensità e distribuzione delle utilizzazioni agropastorali pregresse e individuare le variazioni di gestione intercorse nel tempo al fine di utilizzare tali informazioni per valutare le dinamiche evolutive della vegetazione a seguito dei cambiamenti di gestione e la velocità di questi fenomeni, impostare una gestione pastorale consona al mantenimento degli habitat e delle peculiarità floristiche di interesse e coerente con il contesto socio-economico attuale e individuare e valorizzare gli elementi storici di interesse culturale ancora presenti sul territorio.

Documenti conservati presso l'Archivio di Stato di Torino riferiscono di atti di vendita, contratti di enfiteusi¹ e liti per l'acqua risalenti al XV e XVI secolo nel territorio oggi riferibile ai comuni di Bussoleno e Mompantero, a evidenza di un'antica e vivace attività agricola. Un atto datato 1435 riporta di una "vendita fatta da



Figura 4.1. Terrazzamenti adibiti in passato a vigneto conservano ancora le pietre a sostegno delle viti presso l'area di Rocca del Chiodo nel Comune di Mompantero.

¹ Tipologia di locazione che consente di coltivare il terreno e raccoglierne il frutto, con l'obbligo di migliorare il fondo e di pagare il canone annuo in derrate o denaro.

Giacometto Riferio di Bussoleno a Nicolao Vagnoni di una pezza alteno sita sulle fini di detto luogo, regione detta dell'Anoleta, per il prezzo di fiorini 60". L'alteno, a cui fa riferimento questo documento, era un sistema di coltivazione della vite diffusosi in Piemonte in terreni acclivi che, in bassa Valle di Susa, consisteva nell'alternanza fra viti e cereali. Le viti erano sostenute da pali in legno o in pietra, questi ultimi ancora visibili in alcuni terrazzamenti a testimonianza dell'uso storico (Figura 4.1).

Il Catasto sabaudo di Mompantero (1759), realizzato dallo Stato sabaudo per censire le proprietà private e individuarne la rendita a fini fiscali, costituisce una testimonianza storica di elevato valore per ricostruire gli usi del suolo dell'epoca. Si evince che nel territorio della ZSC, caratterizzato già all'epoca da un'elevata parcellizzazione, erano diffusi: campi coltivati, cedui di roverella, prati da sfalcio, castagneti, vigne e alteni (Tabella 4.1). Il cereale più ampiamente coltivato era la segale, meno esigente rispetto a frumento e orzo coltivati nel fondovalle (Figura 4.2). Il catasto era limitato alle sole proprietà private, ma è ragionevole pensare che fotografi quasi totalmente la copertura del suolo da parte delle suddette colture, poiché i terreni comunali, dalla morfologia più accidentata e non adatti alla coltivazione, erano con molta probabilità solo oggetto di sfalcio o di pascolamento tramite greggi di ovini.

Tabella 4.1. Ripartizione degli usi del suolo ricavata a partire dal Catasto Sabaudo (1759) nell'area della ZSC ricadente nel Comune di Mompantero e per tutto il territorio del Comune di Mompantero. le superfici sono espresse in "tavole" (1 tavola = 38,10 mq) e in rapporto percentuale.

	ZSC	%	Comune	%
Campo	22712	36.3	47737	22.0
Ravoira ² + Ermio ³	13327	21.3	19983	9.2
Prato	9277	14.8	17515	8.1
Castagneto	7981	12.8	10260	4.7
Vigna	7680	12.3	15660	7.2
Alteno	1060	1.7	2831	1.3
Case	456	0.7	1102	0.5
Prati delle Alpi	-	-	101691	46.9
Totale superficie	62493	100	216779	100

L'attività agricola è andata espandendosi nel corso del XIX secolo sino alla prima metà del XX secolo, a causa principalmente dell'incremento demografico. Le difficoltà derivanti dall'asprezza del territorio emergono tuttavia chiaramente dal Dizionario geografico-storico-statistico-commerciale di Goffre-do Casalis, che così descrive il territorio di Mompan-tero (1842): "Il suolo scarseggia di ogni maniera di prodotti: se non che in qualche angolo i terrazzani coltivano con buon successo le viti, e possono vendere una certa quantità di vino, e si procacciano così le cose più necessarie al loro sostentamento". A Foresto (1840) "il territorio è generalmente sabbioso: l'unico prodotto che formi un ramo di commercio è il vino" mentre a Bussoleno (1834) il suolo "è poco produttivo di cereali, e di vegetabili. La principale ricchezza degli abitanti proviene dal commercio del vario bestiame". Tali usi del suolo sono riportati anche nel Catasto particellare del comune di Chianocco (1902), dove si osserva che in una porzione di territorio oggi completamente inclusa nella ZSC la coltivazione della vite era la tipologia di utilizzazione prevalente, seguita dal bosco ceduo, la cui legna veniva tagliata periodicamente per il riscaldamento delle abitazioni nelle numerose frazioni di un tempo. Riguardo all'attività pastorale, le testimonianze orali raccolte riferiscono che nei primi decenni del '900 erano presenti tre greggi di ovi-caprini (circa 120-150 capi ovini ciascuno) che pascolavano in tutte le aree non coltivate della ZSC nel periodo invernale-primaverile, prima e dopo la monticazione in alpeggio. I settori pascolati allora erano estremamente impervi, tanto che a oggi sarebbe impossibile utilizzarli.

L'esistenza di attività agro-pastorali nella ZSC è testimoniata anche dalla presenza di una fitta rete di bealere⁴, costruita per prelevare l'acqua dai pochi rii presenti (rio Rocciamelone, rio Ganduglia, rio Moletta, rio Prabec)

² Ravoira: bosco ceduo, nella zona oggetto di studio prevalentemente di roverella

³ Ermio: secondo Dante Olivieri (filologo, glottologo, linguista 1877 – 1968), hermo indica un pascolo sul limitare dei boschi

⁴ Bealera: canale per l'irrigazione

e distribuirla a coltivi, prati, pascoli e abitazioni. Infatti, la natura carsica del territorio rendeva e rende tutt'ora difficile l'approvvigionamento idrico, tant'è che la scarsezza di acqua rappresenta uno dei principali fattori limitanti allo sfruttamento del territorio. L'acqua era stata all'origine di liti fra le comunità di Mompantero e Foresto di Susa già nel 1433, quando la comunità di Mompantero deviò le acque del rio Rocciamelone completamente entro le sue terre, danneggiando le coltivazioni di Foresto. La lite si concluse con una suddivisione al 50% delle acque del rio e lo scavo di nuove bealere. La realizzazione della bealera di Comba la Pala, nel comune di Mompantero, risale probabilmente a questo episodio. Questa antica e imponente opera, che preleva l'acqua dal rio Rocciamelone a circa 2300 m di quota, forniva un tempo l'acqua a un'area molto vasta, mentre oggi solo una limitata parte è ancora funzionante, spesso convertita in canalizzazioni che rendono più efficiente la distribuzione. Il catasto irriguo di Mompantero (1934) testimonia che tutto il sistema irriguo era ancora pienamente funzionante nel periodo fra le due guerre: a quell'epoca erano 134 gli ettari irrigati con le acque del rio Rocciamelone e del rio Ganduglia, in gran parte comprese nei confini attuali della ZSC. Oltre alle bealere, sono ancora visibili, diffuse nel territorio, alcune cisterne, tipicamente scavate nella roccia, alimentate dall'acqua piovana o dalle bealere stesse, che gli abitanti utilizzavano per l'approvvigionamento idrico.

Le testimonianze dell'antica attività agricola della ZSC, quali le sistemazioni di pendice a terrazzamenti, le mulattiere lastricate, i muretti a secco e gli elementi di sostegno delle viti, sono state individuate in seguito a approfondite indagini sul territorio e allo studio della cartografia storica e attuale. Tali opere sono considerate, ormai a livello europeo, elementi di pregio del paesaggio montano-alpino, da tutelare e valorizzare quali segni storici dell'attività umana. Le superfici terrazzate, che ancora oggi caratterizzano e rendono unico il paesaggio, sono state cartografate tramite GIS (Figura 4.3): esse occupano complessivamente circa il 30% della superficie della ZSC. Tuttavia, a causa dell'abbandono, circa il 40% di tali superfici si presenta oggi sotto densa copertura arboreo-arbustiva. Anche l'estensione della rete sentieristica è stata oggetto di un'indagine che ha evidenziato un generale degrado e l'inaccessibilità di molti tratti. Per garantire la movimentazione del gregge in sicurezza e la realizzazione di sentieri didattici sono stati ripristinati alcuni tratti per una lunghezza totale di 500 metri. Gli elementi storici assumono non solo un indubbio valore culturale-paesaggistico, ma rappresentano argomenti di valorizzazione del territorio che contribuiscono alla sua fruizione consapevole.



Figura 4.2. Area coltivata in passato a cereali presso Piancolore, nel Comune di Bussoleno.

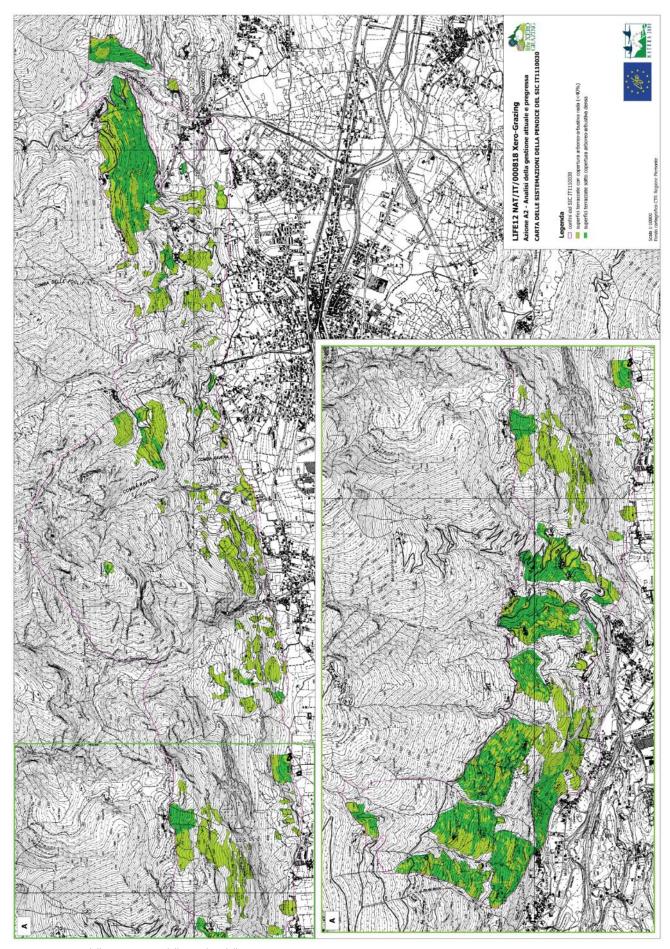


Figura 4.3. Carta delle sistemazioni della pendice della ZSC IT1110030.

4.2 L'abbandono nel secondo dopoguerra

A dispetto dell'intensa gestione degli anni precedenti, dopo gli anni '50 si verificò un abbandono improvviso del territorio, con i giovani partiti per andare a lavorare nelle allora emergenti fabbriche in città (Figura 4.4). Di conseguenza, i vigneti (già colpiti duramente dalla filossera negli anni '20) e i coltivi furono abbandonati più o meno improvvisamente, senza momenti di transizione. Solo il pascolamento ovino transumante proseguì in modo intermittente nei decenni successivi agli anni '60 in alcune porzioni della ZSC.

I dati dei Censimenti Generali dell'Agricoltura (ISTAT) per il periodo 1982-2010 mostrano un generale trend negativo in riferimento alle aziende agricole e zootecniche nei comuni interessati dalla ZSC (Bussoleno, Chianocco, Mompantero e Susa). Sia il numero di aziende zootecniche (in particolar modo gli allevamenti bovini), sia il numero di capi, sono diminuiti sensibilmente negli ultimi trent'anni: -82% di aziende zootecniche ad allevamento bovino, ovino e caprino e -64% di capi allevati. In linea con quanto osservabile nelle altre aree alpine, il numero di aziende si è ridotto in maniera più marcata rispetto al numero di capi rilevati, e ciò si traduce in un minor numero di aziende con un numero medio di capi più elevato. Per quanto riguarda le aziende agricole, nel 2010 sono state censite meno di un ottavo delle aziende rispetto a quelle operanti nel 1982, e la loro superficie complessiva si è ridotta del 50%, benché con eterogeneità nei diversi comuni. Sebbene i dati dei Censimenti Generali siano relativi all'intera superficie comunale e non limitati all'area della ZSC, per cui una generalizzazione di questi dati all'area di interesse sarebbe imprecisa, è indubbio che sia avvenuto un profondo mutamento delle attività agropastorali negli ultimi decenni.

I dati contenuti nel Catasto particellare di Chianocco (1902), nel quale sono riportate indicazioni relative a località, numero di particella, proprietario, uso agricolo e superficie di ogni appezzamento in riferimento alle proprietà private, hanno consentito di realizzare un confronto fra gestione pregressa e situazione attuale particolarmente significativo (Pocchiola, 2014). Le particelle catastali comprese nella ZSC per una superficie complessiva di 88 ha sono state georeferenziate in ambiente GIS (*Geographic Information System*). L'uso attuale è stato rilevato con il supporto delle ortofoto digitali rilasciate dalla Regione Piemonte relative all'anno 2011. Nel 1902 i vigneti coprivano il 45% del territorio interessato, seguiti dal bosco ceduo per il 21% (Figura 4.5 a, b). Erano poi presenti castagneti, incolti produttivi, coltivi e pascoli. Nel 2011 tutti i vigneti risultano abbandonati, ormai invasi da praterie, che occupano il 20% della superficie un tempo a vite, e in massima parte da boschi, che ne coprono il 64%. Nell'arco di 100 anni l'uso del suolo si è trasformato profondamente e quello che un tempo era un paesaggio agricolo vitale oggi ha la struttura di un paesaggio completamente abbandonato.



Figura 4.4. Terrazzamenti e abitazioni abbandonate sul versante di Foresto.

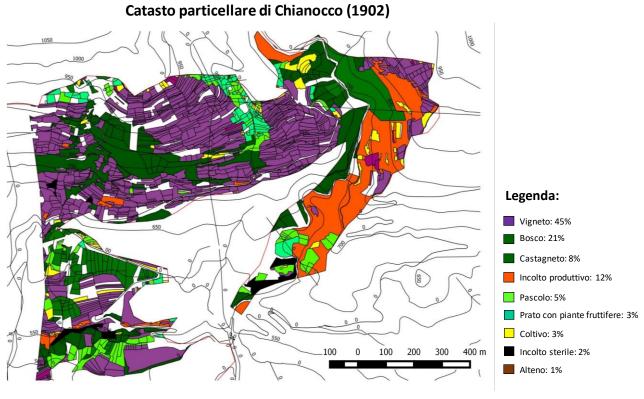


Figura 4.5a. Uso del suolo nel 1902 caratterizzato mediante digitalizzazione delle informazioni contenute nel catasto particellare di Chianocco.

Uso del suolo attuale (ortofoto 2011)

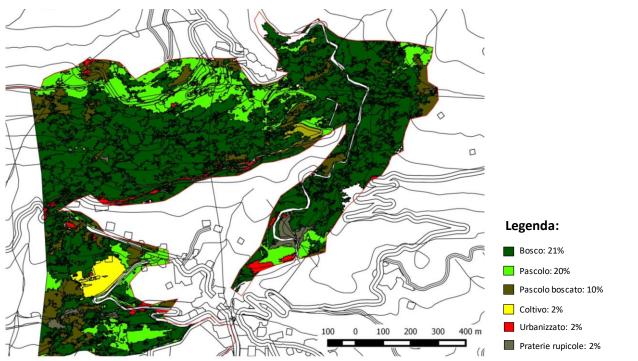


Figura 4.5b. Uso del suolo nel 2011 ottenuto mediante fotointerpretazione in ambiente GIS.

4.3 L'uso del suolo attuale

L'uso attuale dell'intera superficie della ZSC (periodo di riferimento dell'indagine: 2010-2014) è stato studiato approfonditamente ed è stata realizzata una cartografia dettagliata dell'area (Figura 3.5). I dati sono stati raccolti direttamente sul territorio, tramite contatti con i Comuni interessati, tramite fotointerpretazione e per mezzo dei dati cartografici digitalizzati della Regione Piemonte. L'obiettivo era giungere a una fotografia dello stato attuale più precisa possibile, per valutare le prospettive future delle attività agropastorali e il loro inserimento nel territorio, individuando così strategie di gestione proponibili.

I risultati mostrano che nel periodo di riferimento solo il 3% della superficie della ZSC, pari a 36 ha, era utilizzato dal punto di vista agropastorale da due sole aziende di Bussoleno e Chianocco operanti nella ZSC. In merito agli usi del suolo, l'utilizzazione a prato era quella prevalente, localizzata nei terreni limitrofi all'azienda operante a Chianocco. Oltre a ciò, sono ancora presenti sporadici vigneti, localizzati però nelle prossime vicinanze dei centri abitati, e orti e frutteti coltivati a livello famigliare, mentre i coltivi a cereali erano pressoché scomparsi. Anche le utilizzazioni forestali erano nel periodo 2010-2014 già molto ridotte, saltuarie e non interessanti mai superfici significative. I boschi presenti nella ZSC sono essenzialmente cedui di roverella (principalmente di invasione), foreste a boscaglie pioniere di pino silvestre, castagneti (cedui o vecchi castagneti da frutto abbandonati), boscaglie miste a castagno, frassino e robinia. Mentre per le superfici a pino silvestre non sussiste alcun interesse né possibilità di utilizzo, per i cedui di roverella, i castagneti e le boscaglie, le poche utilizzazioni sono principalmente condotte a livello famigliare per l'approvvigionamento di legna da ardere.

Oggi il territorio della ZSC, e dunque anche le aree coltivate all'interno di esso, è servito da sette consorzi irrigui⁵ (due di essi rientrano per porzioni esigue e marginali nei confini della ZSC). In gran parte, le aree irrigue di pertinenza si estendono ben al di là dei confini della ZSC e le risorse idriche gestite sono indirizzate soprattutto ai coltivi presenti nel fondovalle. Tuttavia, essendo presenti fonti di approvvigionamento idrico, l'area servita da tali consorzi è potenzialmente favorevole ad attività agropastorali.

Riguardo alla gestione pastorale, il Comune di Bussoleno (periodo 2009-2013) è l'unico ad aver concesso in affitto a fini pascolivi una porzione consistente di superficie comunale compresa nella ZSC. Tuttavia, sembra che questo settore non sia mai stato utilizzato in modo omogeneo e costante, limitandosi l'azienda a praticare saltuariamente un pascolamento libero estensivo di caprini (Figura 4.6).

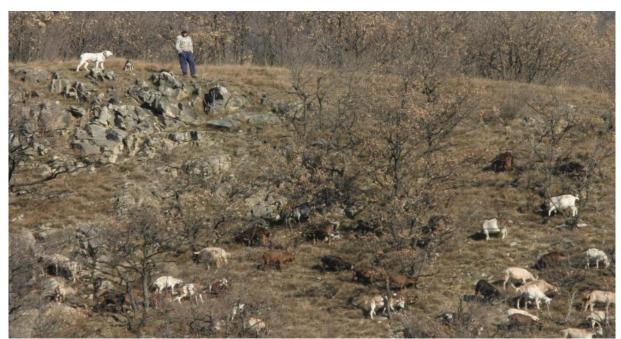


Figura 4.6. Pascolamento di caprini sul versante a monte di Foresto, all'inizio degli anni 2000.

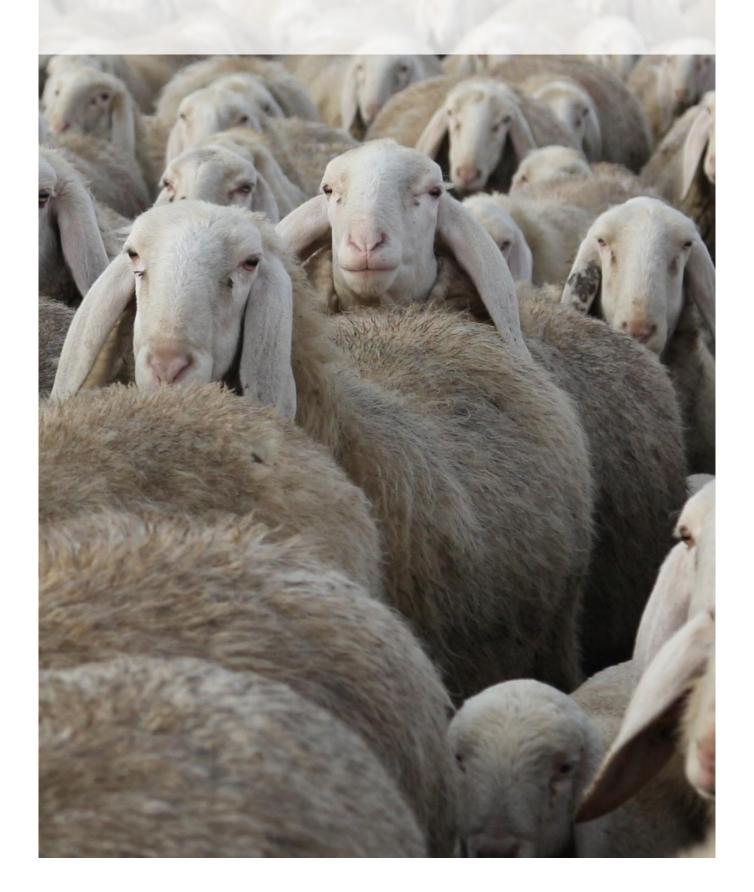
⁵ La Legge Regionale 21/1999 ha suddiviso il territorio piemontese in 36 comprensori irrigui, ciascuno gestito da un consorzio gestore.



Figura 4.7. Colonizzazione arboreo-arbustiva di antichi terrazzamenti un tempo coltivati nel Comune di Bussoleno.

Sulla base delle informazioni acquisite si evince come l'abbandono del territorio dopo gli anni '50 sia avvenuto molto rapidamente, con un processo dunque in parte differente da quanto verificatosi in altri territori montani di bassa altitudine, abbandonati più gradualmente forse anche in virtù della maggiore accessibilità delle superfici. Ciò ha determinato una rapida e profonda trasformazione delle coperture vegetali e del paesaggio in generale: le superfici coltivate sono state progressivamente occupate da praterie e le praterie da arbusteti e boschi (Figura 4.7). L'abbandono delle coltivazioni e dei vigneti avvenuto nel secondo dopoguerra ha infatti determinato dapprima una diffusione delle praterie xero-termiche nelle aree terrazzate, seguita da fenomeni di ricolonizzazione da parte di specie legnose, con la costituzione di nuclei arbustati riferibili all'alleanza Berberidion e, successivamente, di aree a bosco, principalmente a roverella (Quercus pubescens) afferenti all'alleanza Quercion pubescenti-petraeae. Queste dinamiche di invasione hanno avuto come conseguenze la progressiva riduzione e frammentazione delle stesse superfici a prateria che si erano insediate con l'abbandono delle coltivazioni e il rapido degrado dell'habitat stesso in termini di pregio floristico, tendendo tali elementi a scomparire negli stadi di invasione più evoluti. Solo in alcune aree, caratterizzate da un substrato roccioso limitante per lo sviluppo della vegetazione arborea, le praterie si sono conservate e si manterranno in futuro anche in assenza di gestione. Inoltre, lo stesso paesaggio modellato dall'uomo nel corso dei secoli è andato degenerandosi, con il progressivo ricoprimento da parte del bosco, soprattutto alle altitudini più basse, della maggior parte delle aree terrazzate, elementi di pregio storico, che andrebbero viceversa conservati e valorizzati.

5. Gestione pastorale per il recupero e la conservazione delle Oasi Xerotermiche



A cura di G. Nota, D. Barberis, G. Lombardi, A. Gorlier, M. Lonati

5.1 Pianificazione degli interventi di conservazione

Il Progetto LIFE Xero-grazing è finalizzato alla conservazione e al recupero di due habitat prioritari entro il territorio della ZSC "Oasi xerotermiche della Valle di Susa – Orrido di Chianocco": le "Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (Festuco-Brometalia) con stupenda fioritura di orchidee" (codice 6210*) e le "Formazioni erbose steppiche sub-pannoniche" (codice 6240*). In primo luogo, sono state quindi definite le linee guida volte alla loro conservazione sull'intera area della ZSC. Tali linee guida sono state poi utilizzate per la redazione di un piano di gestione, su una porzione significativa degli habitat 6210* e 6240*. Nello specifico, il piano di gestione interessa una superficie di circa 80 ha, suddivisa in due macro-settori, su terreni di proprietà dei Comuni di Bussoleno e Mompantero (Figura 5.1). I settori sono stati individuati sulla base delle caratteristiche di estensione e rappresentatività delle praterie xerotermiche presenti, valore conservazionistico (per la presenza di orchidee e specie rare), necessità di gestione (per la presenza di invasione arbustiva e arborea) e natura della proprietà fondiaria. Quest'ultimo fattore era stato decisivo nella scelta delle aree da includere inizialmente nel progetto, per le conseguenze in termini di reale applicabilità, continuità nel tempo degli interventi ed estensione delle superfici da gestire. Sono state dunque selezionate particelle di proprietà dei due Comuni beneficiari a garanzia dell'effettiva realizzabilità delle azioni di progetto. Come meglio spiegato successivamente, nella realtà la superficie gestita si è ampliata nel tempo grazie alla disponibilità anche di alcuni proprietari privati, in seguito all'osservazione degli effetti benefici del pascolamento. Le particelle di proprietà comunale interessate dal progetto sono quindi state delimitate mediante dispositivi GPS in modo da individuarne esattamente i confini catastali.

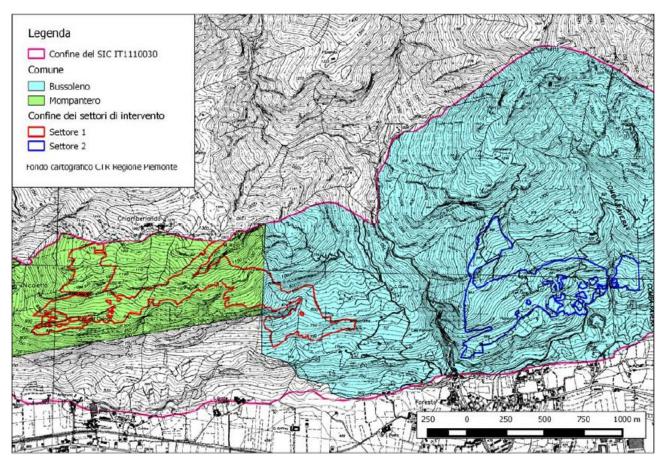


Figura 5.1. Settori di pascolamento individuati entro la ZSC IT1110030 ed estensione dei Comuni interessati.

In accordo con le indicazioni europee e la bibliografia scientifica (Calaciura & Spinelli 2008), il piano di gestione ha previsto l'introduzione del pascolamento come strumento gestionale per garantire la conservazione delle praterie aride seminaturali oggetto di interesse. Infatti, è noto che il pascolamento è necessario per il mantenimento degli ambienti semi-naturali aperti che, in mancanza di utilizzazione, andrebbero incontro a evoluzione dinamica verso comunità arboreo-arbustive (Dostálek & Frantík 2008).

Inoltre, la ripresa del pascolamento nelle praterie contribuisce ad asportare progressivamente l'erba secca accumulata al suolo, anche grazie al calpestio degli animali stessi che incidono sulla mineralizzazione della lettiera, e ridare nuovo vigore alle formazioni erbacee grazie alle restituzioni *in loco*.

A supporto della gestione pastorale, al fine di recuperare parte delle praterie degradate e incrementare la superficie pastorale a disposizione, si è previsto di intervenire mediante azioni di taglio e decespugliamento su circa 20 ha complessivi di praterie afferenti agli habitat di interesse e attualmente soggetti a invasione. Le specie arboree interessate dai tagli di diradamento e sramatura sono state *Pinus sylvestris* e *Quercus pubescens*, mentre gli interventi di decespugliamento sono stati indirizzati principalmente verso le specie *Prunus spinosa, Amelanchier ovalis* e *Crataegus monogyna*. Obiettivo degli interventi era di ridurre la frammentazione degli habitat a prateria e favorire l'arretramento della vegetazione per mezzo dell'ingresso di specie eliofile tipiche delle praterie aride. Di conseguenza, all'interno del piano sono stati definiti dettagliatamente tutti i parametri tecnici necessari per (i) l'applicazione del pascolamento e (ii) la realizzazione degli interventi di taglio.

Il piano è stato sottoposto alle procedure autorizzative previste dalla normativa di riferimento. Essendo le aree di intervento incluse entro una ZSC, esse sono soggette al regime vincolistico dei siti Rete Natura 2000 e, nel caso della Regione Piemonte, al rispetto delle Misure di Conservazione (DGR 7 aprile 2014, n.54-7409). Il progetto LIFE Xero-grazing e le azioni concrete previste sono stati dunque sottoposti alla verifica di assoggettabilità alla procedura di Valutazione d'Incidenza (art. 6 Dir. 92/43/CEE). La Regione Piemonte (Settore Aree Naturali Protette), in seguito a valutazione della documentazione, ha deliberato la compatibilità del progetto con le esigenze di conservazione del sito Rete Natura 2000, per cui non è stato necessario attivare la procedura di Valutazione d'Incidenza (art. 5, DPR357/97; art. 43, LR 19/2009). In merito agli interventi selvicolturali, è stata verificata la compatibilità con il Regolamento Forestale (LR 4/2009). L'ambito di applicazione del Regolamento è tuttavia indirizzato a boschi e foreste la cui definizione non corrisponde alle superfici oggetto di intervento (art.3). Infatti, le azioni di taglio previste si riferiscono a soprassuoli arborei di invasione caratterizzati da una superficie inferiore ai 2000 mq e larghezza media inferiore a 20 m, localizzati in prateria e con discontinuità dai soprassuoli boscati. Inoltre, per quanto riguarda i nuclei arbustivi, il Regolamento ammette interventi di taglio o estirpo dei cespuglieti finalizzati al recupero dei terreni a fini pascolivi (art. 47). Anche per quanto riguarda la gestione pastorale, il Regolamento indica disposizioni (art. 46) che sono state soddisfatte dal piano di gestione.

5.2 La gestione pastorale nelle Oasi Xerotermiche

Date le condizioni particolarmente difficili del sito per le elevate pendenze e lo scarso valore pabulare delle praterie, gli ovini di razza bergamasca (e incroci bergamasca x biellese) sono stati individuati quali animali utilizzatori più efficacemente impiegabili per la gestione delle praterie xerotermiche. Essi sono notoriamente più adatti a pascolare ambienti aridi a elevata pendenza e l'orientamento produttivo scelto (carne) costituisce quasi una scelta obbligata nel contesto agricolo locale. Per garantire l'osservanza delle modalità e finalità di conservazione definite dal piano e assicurare la continuità nel tempo del pascolamento, l'Ente di gestione delle aree protette delle Alpi Cozie ha acquistato un gregge di servizio di 150 capi ovini (Figura 5.2). Il gregge è funzionale alla gestione conservativa di lungo periodo dell'area di progetto, e potrà essere eventualmente impiegato, in futuro, in altre aree di habitat 6210* e 6240* entro e fuori i confini della ZSC, nell'ottica di un progressivo ampliamento delle superfici sottposte concretamente a gestione. Gli animali acquistati sono stati affidati gratuitamente in gestione a un'azienda privata mediante bando pubblico, previa adesione dell'azienda conduttrice alle condizioni di affidamento definite dall'Ente Parco sulla base di quanto riportato nel piano di gestione.

Nonostante l'affidamento, l'Ente Parco ha mantenuto e manterrà sempre la proprietà degli animali e potrà disporne attraverso le aziende affidatarie per garantire il perseguimento degli obiettivi di conservazione. L'azienda affidataria, che già disponeva di 100 capi ovini, ha dunque condotto nell'area di progetto un gregge costituito complessivamente da 250 capi ovini. La dimensione medio-piccola del gregge è stata ritenuta la più idonea al fine di utilizzare un sito caratterizzato da superfici terrazzate e da frequenti balze rocciose, con passaggi che spesso poco agevoli e pericolosi per greggi di dimensioni maggiori.



Figura 5.2. Ovini del gregge di servizio di proprietà dell'Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie, con apposito cartellino identificativo del progetto LIFE XERO-GRAZING.

I parametri tecnici riferibili alla gestione pastorale applicata sono riassumibili come segue:

- Tecnica di pascolamento: si è scelto di impiegare la tecnica del pascolamento guidato, che consiste nella conduzione e supervisione del gregge da parte del pastore con l'aiuto dei cani da guardiania. Questa tecnica di pascolamento è largamente usata nell'ambito del pascolamento ovino e se correttamente applicata, è assimilabile al pascolamento turnato, ovvero consente di ottimizzare la risorsa erba disponibile. Riguardo al pernottamento, sono state realizzate nell'area di pascolo aree di stabbiatura temporanee (2-4 notti) di dimensione ridotta (1 mq capo⁻¹ notte⁻¹), delimitate da recinzioni elettrificate a difesa da attacchi di canidi (Figura 5.3). Le stabbiature, generalmente realizzate su superfici pianeggianti o poco pendenti, rappresentano allo stesso tempo una tecnica gestionale vantaggiosa per il confinamento notturno degli animali e una pratica pastorale di miglioramento per incrementare la fertilità del suolo.
- Stagione di pascolamento: la stagione di pascolamento è ripartita nei periodi primaverile (aprilegiugno) e autunnale (settembre-novembre), che corrispondono ai picchi nella produzione vegetale in
 ambienti aridi a clima sub-mediterraneo. Le praterie aride, e in generale le formazioni erbacee del
 piano collinare-montano, rappresentano una risorsa vegetale utilizzabile nelle stagioni intermedie, che
 si frappongono fra l'inverno trascorso in azienda in pianura o nel fondovalle e l'alpeggio estivo nei
 pascoli d'alta quota.



Figura 5.3.. Stabbiatura per il confinamento notturno degli ovini delimitata da recinzione elettrificata

- Carico animale: per quantificare appropriatamente il periodo di permanenza del gregge, si è provveduto alla valutazione delle potenzialità pastorali dell'area interessata mediante l'approccio fitopastorale (Daget & Poissonet 1971; Cavallero et al. 2007). L'adozione di questa metodologia è infatti ritenuta di assoluta necessità per pianificare una gestione pastorale che sia in equilibrio con la risorsa vegetale disponibile. A partire dai dati di valore pastorale (VP), ottenuti mediante un numero cospicuo di rilievi vegetazionali realizzati nell'area di pascolo, è stato determinato il Carico Mantenibile Massimo (CMM) che, per il gregge di 250 ovini, corrisponde a 75 giorni di pascolamento all'anno.
- Recinzioni: per la gestione del pascolamento sono state predisposte diverse tipologie di recinzioni a uso zootecnico. Per proteggere animali e operatori in prossimità di balze rocciose di particolare pericolosità, sono state poste recinzioni fisse a rete metallica. Per delimitare l'area di pascolo, invece, era stato previsto inizialmente l'impiego di recinzioni fisse abbattibili a 4 fili in acciaio. Tuttavia, con il loro impiego nelle oasi xerotermiche, caratterizzate da una presenza di ungulati selvatici in movimento superiore al previsto (soprattutto nel periodo di assenza del gregge), da una morfologia del territorio molto complessa (balze rocciose, pendii ripidi, invasione arbustiva...) e da un'elevata frammentazione fondiaria, si sono evidenziate alcune difficoltà di gestione. Alla luce di queste esperienze, le recinzioni sono state dunque rimosse. Dopo l'esperienza del progetto, si ritiene che le recinzioni fisse siano efficaci e maggiormente adatte in ambienti aperti, in grado di assicurare un'ampia visibilità, in special modo alla fauna selvatica e specialmente di notte. Infine, per la delimitazione delle aree di pernottamento sono state utilizzate recinzioni elettrificate a rete a maglie decrescenti.
- Derivazioni idriche e abbeveratoi: in primo luogo sono state valutate le fonti idriche esistenti nell'area di pascolo, al fine di evidenziare le criticità in merito. L'indagine ha evidenziato l'esistenza di alcune condotte di adduzione nel territorio, risultati però non sufficienti per rifornire adeguatamente di acqua i settori di pascolamento. Di conseguenza, sono state progettate quattro distinte condotte irrigue derivate a partire da punti di presa esistenti, previa richiesta ai soggetti titolari delle concessioni per la gestione degli impianti (Comune di Mompantero, Consorzio Irriguo di Miglioramento Fondiario Rio Moletta e Consorzio Irriguo delle Bealere di Foresto). Le condotte, per un totale di 4.4 Km, sono state realizzate impiegando tubazioni in PE 100 Alta Densità e, salvo presenza di rocce superficiali, sono state interrate completamente. Lungo il percorso sono stati realizzati pozzetti intermedi per l'allacciamento di abbeveratoi mobili in acciaio inox (Figura 5.4).



Figura 5.4. Punto acqua realizzato con abbeveratoio mobile in acciaio inox, allacciato alle condutture di derivazione realizzate appositamente nell'ambito del progetto LIFE XERO-GRAZING.

5. Gestione pastorale

Il pascolamento ovino, così disciplinato, ha avuto inizio nella primavera 2015 entro l'area di 80 ha oggetto di intervento. Già dalla prima stagione di pascolamento, però, numerosi proprietari privati dei Comuni di Bussoleno, Mompantero e un proprietario del Comune di Susa hanno accolto in maniera molto positiva la ripresa delle attività di pascolamento nelle praterie abbandonate, dimostrandosi interessati all'ampliamento della stessa nei terreni di loro proprietà. Ciò ha portato alla raccolta di numerosi consensi firmati e consensi orali in merito al pascolamento delle rispettive particelle da parte dei proprietari di terreni limitrofi, inclusi o in prossimità dei settori di pascolamento, consentendo complessivamente di ampliare la superficie di praterie interessata dalla gestione pastorale di 29 ha. Il conduttore del gregge LIFE si è dimostrato disponibile ad allungare i periodi di pascolamento nelle oasi xerotermiche, considerando anche che i nuovi terreni, localizzati in aree meno rocciose e acclivi rispetto ai terreni comunali, presentano una vegetazione mediamente migliore dal punto di vista pabulare e possono assicurare un miglior soddisfacimento delle esigenze nutrizionali degli ovini. L'entusiasmo e la disponibilità dei proprietari sono stati motivati dall'interesse al recupero dell'area e dunque dalla condivisione delle finalità del Progetto LIFE Xero-grazing. Fondamentali si sono dimostrate in questo contesto le attività di disseminazione e divulgazione svolte sul territorio.

Di seguito si riporta il calendario di pascolamento nelle oasi xerotermiche dalla primavera 2015 alla primavera 2017 (Tabella 5.1). Notare che la superficie pascolata totale può eccedere i 109 ha (80 + 29 ha) perché alcune porzioni sono state pascolate sia in primavera sia in autunno.

Tabella 5.1. Calendario di pascolamento del gregge LIFE nelle stagioni 2015, 2016 e 2017, con indicazione delle superfici di proprietà pubblica e privata pascolate, i giorni di pascolamento e il numero di aree di pernottamento realizzate.

Stagione di pascolamento 2015								
	Date	Superfici	e pascolata stir	Giorni di	N. aree di			
	Date	Pubblica	Privata	Totale	pascolamento	pernottamento		
Primavera	15/04/2015 - 26/05/2015	49	10	59	42	18		
Autunno	07/10/2015 - 21/11/2015	16	12	28	46	17		
Totale		65	22	87	88	35		

Stagione di pascolamento 2016								
	Dato			mata (ha)	Giorni di	N. aree di		
	Date		Privata	Totale	pascolamento	pernottamento		
Primavera	25/04/2016 - 29/06/2016	75	31	106	66	22		
Autunno	14/10/2016 - 29/11/2016	54	20	74	46	10		
Totale		129	51	180	112	32		

Stagione di pascolamento 2017								
	Date	Superficie pascolata stimata (ha)			Giorni di	N. aree di		
Date		Pubblica	Privata	Totale	pascolamento	pernottamento		
Primavera	19/05/2017 - 18/07/2017	69	20	89	61	19		
Totale		69	20	89	61	19		

5.3 Monitoraggio degli effetti del pascolamento e dell'incendio sugli habitat target

L'efficacia degli interventi di conservazione è stata valutata mediante monitoraggi annuali della vegetazione. In particolare, per analizzare gli effetti del pascolamento sulla vegetazione caratterizzante gli habitat 6240* (stipeti) e 6210* (brometi) sono stati realizzati rilievi vegetazionali su transetti permanenti mediante integrazione del metodo fitopastorale e del metodo fitosociologico⁶, per un totale di 541 rilievi realizzati nel periodo 2014-2019.

Obiettivo del monitoraggio era comprendere se le formazioni erbacee di interesse, caratterizzate da una biodiversità e una composizione floristica eccezionale, fossero fragili e sensibili nei confronti del pascolamento o se, al contrario, la gestione pastorale si integrasse in maniera equilibrata con le cenosi vegetali e ne garantisse il recupero e mantenimento. Ciò allo scopo di orientare e eventualmente reindirizzare la gestione pastorale futura a partire dall'esperienza acquisita, sempre nell'ottica del perseguimento degli obiettivi conservazionistici. A questo scopo, gli effetti del pascolamento ovino sono stati analizzati indagando tre diversi aspetti che sono parte integrante della gestione pastorale adottata: (i) pascolamento primaverile (di seguito, PRIM), (ii) pascolamento autunnale (di seguito AUT) e (iii) pernottamento nelle aree di stabbiatura (di seguito STABB). Il pascolamento può infatti esercitare effetti differenti a seconda della stagione di applicazione, in funzione soprattutto della fenologia delle specie vegetali, che realizzano il proprio ciclo vitale in tempistiche e modalità molto variabili. La condizione sperimentale STABB, invece, si è realizzata monitorando le aree di stabbiatura utilizzate dagli ovini nella primavera del 2015 e si è rivelata essere molto interessante per analizzare gli effetti di un pascolamento a carico animale più intenso: nelle aree di stabbiatura gli animali stazionano per un periodo di tempo limitato ma con un carico istantaneo piuttosto elevato (circa 250 ovini 800 mq⁻¹). In tali condizioni le azioni di consumo della risorsa vegetale, calpestamento e apporto di deiezioni sono particolarmente intese, per cui è fondamentale valutare la compatibilità di questa pratica con la conservazione della vegetazione tipica delle praterie xerotermiche. Per confronto con queste condizioni sperimentali, sono state monitorate praterie non pascolate (di seguito TEST), che corrispondono alla situazione di abbandono. La Tabella 5.2 riporta il numero di rilievi monitorati e impiegati nelle analisi entro ciascun habitat e entro ciascuna condizione sperimentale per il periodo di riferimento 2014-2018. I dati raccolti in questo arco di tempo hanno consentito di descrivere la situazione pre-intervento, che corrisponde all'anno 2014 (di seguito T0) e analizzare le dinamiche vegetazionali a uno e due anni post-intervento, rispettivamente 2016 (di seguito T1) e 2017 (di seguito T2). Inoltre, il monitoraggio effettuato nell'anno 2018 (di seguito T3) ha consentito di osservare gli effetti dell'incendio occorso nell'autunno 2017, nella prima stagione vegetativa successiva all'evento.

Di seguito è riportata una selezione dei risultati più interessanti con riferimento alla biodiversità vegetale, alla composizione vegetale e alla produttività delle praterie⁷.

Tabella 5.2. Ripartizione dei rilievi in stipeti e brometi e nelle zondizioni sperimentali 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

⁶ Per la descrizione dettagliata delle metodologie di rilevamento adottate si rimanda al Deliverable dell'Azione A5 "Composizione vegetazionale delle praterie xerotermiche e status delle popolazioni di orchidee e specie stenomediterranee rare nei settori oggetto di interventi di conservazione della ZSC IT1110030 "Oasi xerotermiche della Valle di Susa – Orrido di Chianocco"

⁷ Per la descrizione completa di tutte le variabili vegetazionali analizzate, l'analisi dati e le elaborazioni statistiche impiegate, si rimanda al Deliverable dell'Azione D1 "Effetti della gestione pastorale e dell'incendio sulla vegetazione delle praterie xerotermiche della Valle di Susa".

5.3.1 Effetti del pascolamento e dell'incendio sulla biodiversità vegetale

La biodiversità vegetale, analizzata in termini di ricchezza specifica, indice di Shannon e equitabilità, si è mantenuta pressoché costante in seguito a due anni di pascolamento ovino (Figura 5.5). I dati raccolti testimoniano l'eccezionale ricchezza floristica delle praterie xerotermiche, che contano un numero medio di specie per rilievo (25 mq) pari a 45 specie e un numero massimo rilevato di 71 specie. Un incremento significativo del numero di specie è stato osservato nella maggior parte delle condizioni sperimentali fra il tempo T0 e il tempo T1 (Figura 5.5 a, b), attribuibile però non alla gestione pastorale ma in massima parte alle fluttuazioni climatiche inter-annuali, che negli ecosistemi aridi assumono un ruolo molto importante nel condizionare le dinamiche vegetazionali (Dostálek & Frantík 2011).

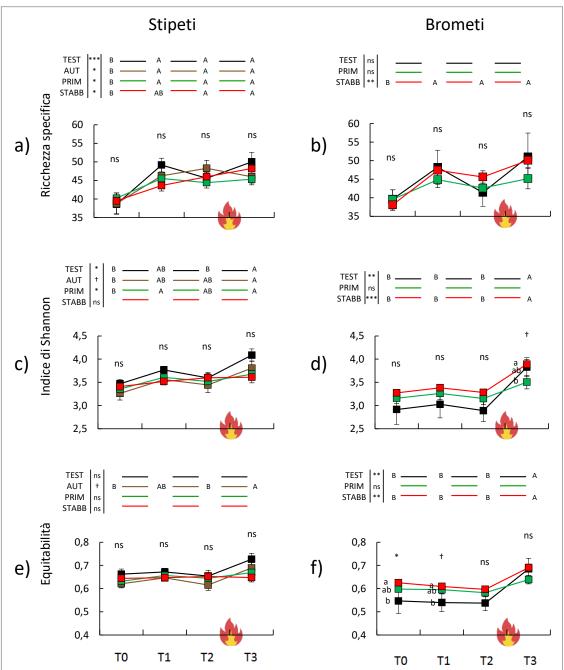


Figura 5.5. Ricchezza specifica (a, b), indice di Shannon (c, d) e Equitabilità (e, f) in stipeti e brometi. I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. L'analisi statistica è stata condotta mediante Genralized Linear Mixed Models (GLMMs). Le lettere maiuscole indicano 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.

Ad esempio, la germinazione di specie annuali eliofile di piccola taglia, abbondanti negli ambienti termici, è estremamente suscettibile alle condizioni climatiche, quali temperature e precipitazioni, cosicché la composizione vegetazionale può variare considerevolmente anche fra anni successivi. Mentre la gestione pastorale non ha modificato gli indici di biodiversità, l'incendio, invece, ha esercitato un effetto significativo su indice di Shannon e equitabilità, che aumentano al tempo T3 in alcune condizioni sperimentali (Figura 5.5 c, d, e, f). Questo risultato è coerente con il fatto che il fuoco tenda ad agire nelle praterie riducendo la copertura delle graminee dominanti, mediante danneggiamento degli organi epigei, e incrementando quella delle dicotiledoni (Valkó et al. 2016). Tale effetto si riflette in una maggiore omogeneità della distribuzione della copertura specifica e quindi in valori più elevati di equitabilità e indice di Shannon.

5.3.2 Effetti del pascolamento e dell'incendio sulla composizione vegetazionale

Riguardo alla composizione vegetazionale, sono stati analizzati alcuni gruppi di specie raggruppati sulla base del loro optimum fitosociologico (Aeschimann et al. 2004). L'analisi dei gruppi fitosociologici è uno strumento molto utile per descrivere le cenosi vegetali, indagare lo status degli habitat e le dinamiche vegetazionali in atto. I gruppi fitosociologici oggetto di analisi sono:

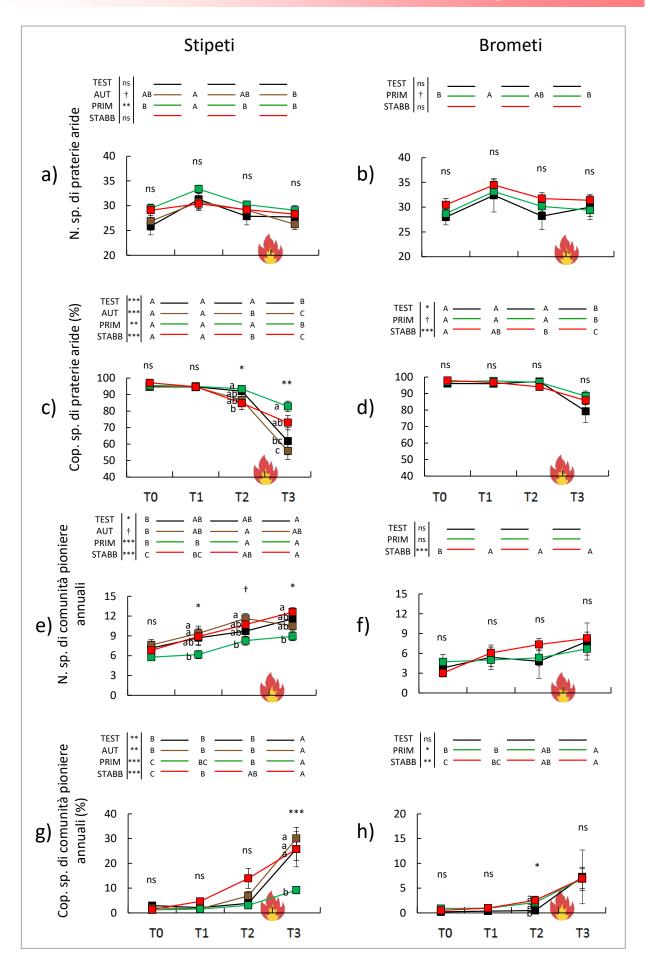
- (i) Specie tipiche di praterie aride (optimum ecologico nelle classi *Festuco-Brometea* e *Lygeo-Stipetea*): queste specie caratterizzano gli habitat 6210* e 6240* e rappresentano il target degli obiettivi conservazionistici.
- (ii) Specie tipiche di comunità pioniere annuali (optimum ecologico nelle classi *Koelerio-Corynephoretea* e *Thero-Brachypodietea*): si tratta di 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 xerotermiche della Valle di Susa appartengono a questo gruppo fitosociologico, per cui l'interesse conservazionistico nei loro confronti è elevato.
- (iii) Specie tipiche di comunità ruderali (optimum ecologico nella classe *Stellarietea mediae* per le specie tipiche di comunità ruderali annuali e nelle classi *Artemisietea vulgaris* e *Agropyretea intermedii-repentis* per le specie tipiche di comunità ruderali perennanti): si tratta di specie banali, di nessun valore foraggero né naturalistico, molto competitive negli ambienti disturbati. Molte di queste specie sono legate alle utilizzazioni agricole storiche del sito.
- (iv) Specie tipiche di praterie fertili (optimum ecologico nella classe *Molinio-Arrhenatheretea*): queste specie, spesso ottime foraggere, caratterizzano i prati e i pascoli permanenti del piano collinaremontano.

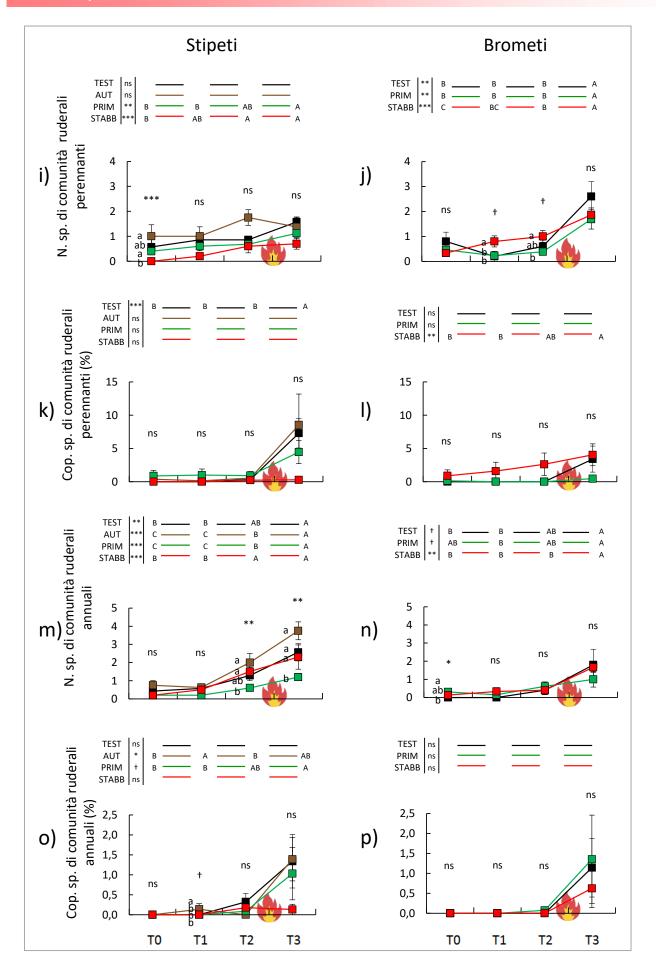
Le specie tipiche di praterie aride sono la componente più rappresentata e al tempo T0 la loro copertura è superiore al 90% in tutte le condizioni sperimentali (Figura 5.6 c, d). Al tempo T2, però, si osserva una significativa riduzione della copertura nel trattamento STABB in entrambi gli habitat. Tale riduzione è accompagnata dall'aumento, complementare, della copertura delle specie tipiche di comunità pioniere annuali: negli stipeti il valore passa, in media, dal 1.3 % al 13.9 % e nei brometi dal 0.5 % al 2.5 % (Figura 5.6 g, h). Fra le specie interessate dall'incremento ci sono molte specie a corologia mediterranea, come *Ononis reclinata e Linaria simplex*, che concorrono a conferire valore alla flora delle praterie xerotermiche. La riduzione delle specie tipiche di praterie aride non va dunque intesa come un deperimento dell'habitat, quanto come un effetto dovuto all'azione degli animali (specialmente il calpestamento del cotico) a favore dei microhabitat di suolo nudo, dove le specie pioniere annuali competono con successo (Schwabe et al. 2013).

L'incendio ha agito in maniera più intensa, causando una riduzione della copertura delle specie tipiche di praterie aride in tutti i trattamenti sperimentali, accompagnata da un aumento delle specie tipiche di comunità pioniere annuali e delle specie tipiche di comunità ruderali. Dal tempo T2 al tempo T3 si osserva infatti un marcato incremento della copertura delle specie pioniere annuali, conseguenza dell'eliminazione totale della necromassa al suolo operata dal passaggio del fuoco. Negli stipeti l'effetto è stato particolarmente intenso per via delle condizioni estreme sotto il profilo edafo-climatico, che rendono queste formazioni maggiormente vocate ad ospitare le specie pioniere. In queste formazioni il suolo nudo occupa circa il 20 % della superficie e la rimozione della necromassa lo ha completamente esposto, favorendone la colonizzazione. Riguardo alle specie tipiche di comunità ruderali, invece, il pascolamento ha esercitato un effetto molto limitato e circoscritto essenzialmente al numero di specie, mentre una più marcata variazione si riscontra nel post-

5. Gestione pastorale

incendio. In particolare, è il numero di specie ruderali annuali ad aumentare dal tempo T0 al tempo T2 in alcuni trattamenti negli stipeti (Figura 5.6 m, n). Tale aumento, seppur significativo, è molto contenuto e da un punto di vista conservazionistico assolutamente trascurabile: al tempo T2, non si superano, in media, le 2 specie per trattamento. I risultati confermano dunque che il pascolamento non ha favorito una tendenza alla ruderalizzazione, nemmeno nelle stabbiature dove l'utilizzazione animale è stata più intensa. L'effetto dell'incendio è 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 (Figura 5.6 m, n, j). Questi risultati mostrano come il passaggio del fuoco abbia stimolato la germinazione 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. Si tratta, fra le altre, delle specie Anagallis arvensis, Capsella bursa-pastoris, Chaenorrhinum minus, Chenopodium album, Fumaria officinalis, Malva neglecta, Papaver hybridum e Polygonum aviculare. Tuttavia, queste specie sono da considerarsi non invasive, presentano spesso taglia ridotta, non tendono a dominare la cenosi vegetale e la loro competitività, sebbene sia certamente favorita dagli eventi di disturbo, si riduce con il ristabilirsi delle graminee dominanti. Anche la copertura delle specie ruderali aumenta significativamente in seguito all'incendio, in particolar modo relativamente alle specie tipiche di comunità ruderali perennanti (Figura 5.6 k, l). Nello specifico, si è osservato che sono le specie Carduus nutans e Reseda lutea ad aver aumentato marcatamente la loro copertura al tempo T3, con incrementi pari, rispettivamente, al +10 % e + 35 % in alcuni transetti. Al contrario dei gruppi fitosociologici sopra descritti, le specie tipiche di praterie fertili, già poco abbondanti nelle praterie xerotermiche, si mantengono invece costanti nell'arco del periodo di studio, sia in termini di numero di specie, sia in termini di copertura (Figura 5.6 q-t). Si tratta di specie ad ecologia meso-eutrofica, spesso dal buon valore foraggero (e.g. Dactylis glomerata, Festuca rubra, Poa pratensis, Trifolium spp.), la cui presenza e un eventuale incremento garantirebbero una migliore alimentazione per gli animali utilizzatori. Tuttavia, i risultati ottenuti mostrano che, contrariamente a quanto ipotizzato sulla base di sperimentazioni effettuate in ambiente alpino (Pittarello et al. 2016), neanche nelle stabbiature le restituzioni animali hanno incrementato 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 dunque meno impattante rispetto a quanto si verifica in ambienti temperati. 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 i risultati certamente non evidenziano 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, probabilmente limitato ai brometi più fertili.





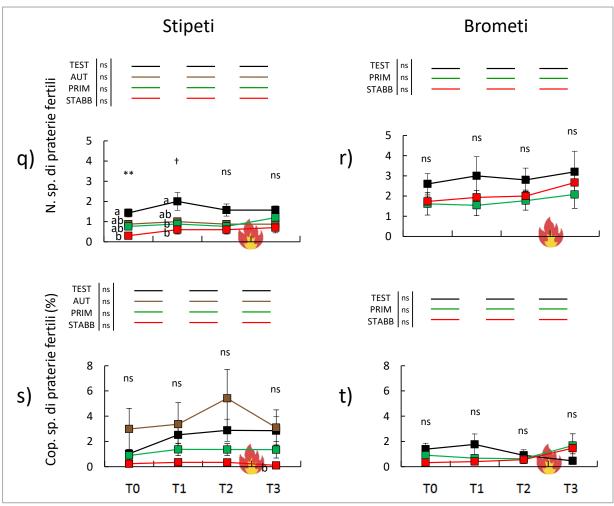


Figura 5.6. Numero e copertura delle specie tipiche di praterie aride (a-d), specie tipiche di comunità pioniere annuali (e-h), specie tipiche di comunità ruderali perennanti (i-l), specie tipiche di comunità pioniere annuali (m-p) e specie tipiche di praterie fertili (q-t) in stipeti e brometi. I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. L'analisi statistica è stata condotta mediante Generalized Linear Mixed Models (GLMMs). 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<0.01; **, p<0.05; †, p<0.1; ns, p>0.1.

5.3.3 Effetti del pascolamento e dell'incendio sulle caratteristiche foraggere della vegetazione

Per quantificare la qualità e quantità dell'offerta foraggera disponibile in una formazione erbacea, viene comunemente impiegato il valore pastorale (VP), un indice empirico con scala 0-100, dove valori bassi corrispondono a formazioni oligotrofiche dominate da mediocri foraggere e valori alti corrispondono a formazioni meso-eutrofiche dominante da buone foraggere (Cavallero et al. 2007). Le oasi xerotermiche presentano VP molto basso, in particolar modo gli stipeti dove la graminea dominante Stipa pennata s.l. presenta un Indice di Qualità Specifica⁸ (IQS) nullo. Nell'arco del periodo di studio il VP si è mantenuto pressoché stabile, eccetto una significativa riduzione osservata nelle stabbiature localizzate nei brometi (Figura 5.7 b). Questo risultato è attribuibile alle preferenze alimentari degli ovini, che hanno consumato in maniera più intensa le specie più palatabili (soprattutto la graminea Festuca ovina s.l. che presenta IQS = 1.5) rispetto a quelle meno palatabili. A questo proposito, infatti, è stato osservato un significativo aumento della copertura di Stipa pennata s.l. (IQS = 0) che si è avvantaggiata del consumo di Festuca ovina s.l. Peraltro, lo studio condotto da Pittarello et al. (2017) in queste stesse praterie già aveva evidenziato un comportamento alimentare molto selettivo degli ovini. Coerentemente con i risultati relativi alle specie tipiche di praterie fertili e contrariamente a quanto previsto inizialmente, lo stazionamento degli animali non ha dunque provocato un incremento della fertilità apprezzabile con un incremento del VP, almeno con i livelli di carico adottati e nei tempi del progetto. Anche in questo caso le condizioni edafo-climatiche estreme tipiche delle praterie xerotermiche, dove l'acqua è il principale fattore limitante, sembrano ostacolare incrementi di fertilità nel

⁸ L'Indice di Qualità Specifica è un indicatore sintetico delle caratteristiche foraggere di ogni specie (produttività, palatabilità, digeribilità, presenza di fattori antinutrizionali...), utilizzato nel calcolo del valore pastorale.

5. Gestione pastorale

breve periodo. Inoltre, occorre sottolineare che la modesta riduzione del VP osservata nei brometi non appare problematica in termini di risorsa foraggera, in quanto le stabbiature occupano una porzione molto ridotta dell'area di pascolo, pari al 2 % circa. Anche l'incendio non ha modificato significativamente il VP, ma è osservabile una tendenza alla riduzione nel primo anno post-incendio (Figura 5.7). Questo effetto è certamente attribuibile alla riduzione della copertura delle graminee dominanti e all'incremento della copertura della specie pioniere annuali dal valore pabulare nullo.

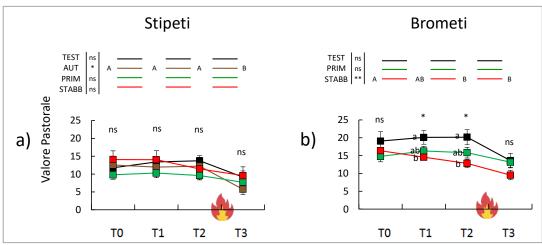


Figura 5.7. Valore pastorale in stipeti (a) e brometi (b). I valori corrispondono alla media e le barre di errore all'errore standard. L'analisi statistica è stata condotta mediante Generalized Linear Mixed Models (GLMMs). Le lettere maiuscole indicano il confronto fra anni a parità di trattamento, mentre le lettere minuscole indicano il confronto tra trattamenti a parità di anno. ***, p<0.001; **, p<0.01; **, p<0.01; **, p<0.01; **, p<0.1; **, p<

5.3.4 Ripresa della vegetazione nel secondo anno post-incendio

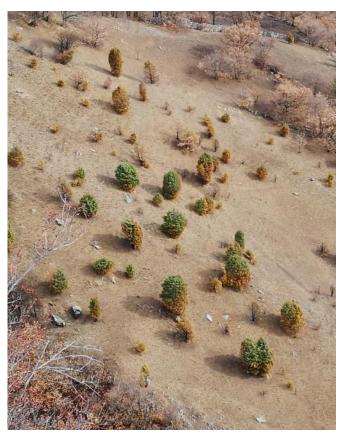


Figura 5.8. Prateria xerotermica con esemplari di Juniperus oxycedrus colpiti dall'incendio (foto del mese di gennaio 2018).

Nella stagione 2019 sono stati condotti rilievi vegetazionali su una selezione ridotta di transetti (38 rilievi in totale) in modo da valutare l'evoluzione e la ripresa della vegetazione nel secondo anno post-incendio. Le variazioni delle variabili osservate nel primo anno post-incendio si sono attenuate quasi completamente. I valori relativi all'indice di Shannon, l'equitabilità, la copertura delle specie tipiche di praterie aride, la copertura delle specie tipiche di comunità pioniere annuali e il valore pastorale sono infatti tornati ai valori pre-incendio (Tabelle 5.3, 5.4)9. Questi risultati dimostrano che le praterie xerotermiche sono resilienti nei confronti del disturbo esercitato dal fuoco: dopo modificazioni osservate nel primo anno postincendio, la vegetazione ha recuperato le caratteristiche iniziali l'anno successivo. La flora tipicamente mediterranea di questi ambienti è infatti particolarmente adattata al periodico passaggio delle fiamme, con cui si è co-evoluta nel corso del tempo. Il recupero è stato dunque rapido e l'incendio ha provocato un'alterazione della composizione vegetale limitata al breve periodo (Figura 5.8).

⁹ La versione completa della tabella contenente i risultati di tutte le variabili vegetazionali analizzate è riportata nel Deliverable dell'Azione D1 "Effetti della gestione pastorale e dell'incendio sulla vegetazione delle praterie xerotermiche della Valle di Susa".

Tabella 5.3. Andamento delle variabili vegetazionali osservato negli stipeti nella serie temporale 2017 (pre-incendio) - 2018 (un anno post-incendio) - 2019 (due anni post-incendio); I valori corrispondono alla media ± errore standard e le lettere indicano i confronti fra anni a parità di trattamento; l'analisi statistica è stata condotta mediante GLMMs con una struttura a misure ripetute nel tempo; ***, p<0.001; **, p<0.01; **, p<0.05; ns, p>0.05.

	2017	2018	2019	p-value
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	B	Δ	ΔΒ	*
TEST	3.3 ± 0.09 B	3.8 ± 0.21 ^A	3.6 ± 0.15 AB	*
AUT PRIM	3.0 ± 0.10 ^B	3.4 ± 0.20 ^A 3.4 ± 0.21	3.1 ± 0.13 ^B	
STABB	3.5 ± 0.12 3.6 ± 0.10	3.4 ± 0.21 3.6 ± 0.12	3.6 ± 0.23 3.5 ± 0.06	ns ns
Equitabilità	3.0 1 0.10	3.0 ± 0.12	3.3 ± 0.00	113
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
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 (%)			AR	
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 N. sp. di comunità ruderali perennanti	13.9 ± 4.01	25.7 ± 4.59	10.9 ± 2.96	ns
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
I. 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 I. sp. di praterie fertili	0.2 ± 0.13	0.1 ± 0.10	0.1 ± 0.10	ns
SIL III DIZITETIE TETTIII				
	121022	174022	10 + 0 50	
TEST	1.3 ± 0.33	1.7 ± 0.33	1.0 ± 0.58	ns
TEST AUT	0.7 ± 0.33	0.7 ± 0.33	0.7 ± 0.33	ns
TEST AUT PRIM	0.7 ± 0.33 0.3 ± 0.33	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33	ns ns
TEST AUT PRIM STABB	0.7 ± 0.33	0.7 ± 0.33	0.7 ± 0.33	ns
TEST AUT PRIM STABB Cop. sp. di praterie fertili (%)	0.7 ± 0.33 0.3 ± 0.33 0.6 ± 0.22	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.26	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.21	ns ns ns
TEST AUT PRIM STABB Cop. sp. di praterie fertili (%) TEST	0.7 ± 0.33 0.3 ± 0.33 0.6 ± 0.22	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.26 1.3 ± 0.67	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.21 1.0 ± 1.00	ns ns ns
TEST AUT PRIM STABB Cop. sp. di praterie fertili (%) TEST AUT	0.7 ± 0.33 0.3 ± 0.33 0.6 ± 0.22 1.0 ± 0.00 4.3 ± 4.33	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.26 1.3 ± 0.67 2.0 ± 1.53	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.21 1.0 ± 1.00 0.3 ± 0.33	ns ns ns
TEST AUT PRIM STABB Cop. sp. di praterie fertili (%) TEST AUT PRIM	0.7 ± 0.33 0.3 ± 0.33 0.6 ± 0.22 1.0 ± 0.00 4.3 ± 4.33 0.0 ± 0.00	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.26 1.3 ± 0.67 2.0 ± 1.53 0.0 ± 0.00	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.21 1.0 ± 1.00 0.3 ± 0.33 0.7 ± 0.67	ns ns ns ns
TEST AUT PRIM STABB Cop. sp. di praterie fertili (%) TEST AUT PRIM STABB	0.7 ± 0.33 0.3 ± 0.33 0.6 ± 0.22 1.0 ± 0.00 4.3 ± 4.33	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.26 1.3 ± 0.67 2.0 ± 1.53	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.21 1.0 ± 1.00 0.3 ± 0.33	ns ns ns
TEST AUT PRIM STABB Cop. sp. di praterie fertili (%) TEST AUT PRIM STABB STABB	0.7 ± 0.33 0.3 ± 0.33 0.6 ± 0.22 1.0 ± 0.00 4.3 ± 4.33 0.0 ± 0.00 0.3 ± 0.15	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.26 1.3 ± 0.67 2.0 ± 1.53 0.0 ± 0.00 0.1 ± 0.10	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.21 1.0 ± 1.00 0.3 ± 0.33 0.7 ± 0.67 0.1 ± 0.10	ns ns ns ns
TEST AUT PRIM STABB Cop. sp. di praterie fertili (%) TEST AUT PRIM STABB //alore pastorale (VP) TEST	0.7 ± 0.33 0.3 ± 0.33 0.6 ± 0.22 1.0 ± 0.00 4.3 ± 4.33 0.0 ± 0.00 0.3 ± 0.15 12.1 ± 1.62	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.26 1.3 ± 0.67 2.0 ± 1.53 0.0 ± 0.00 0.1 ± 0.10 7.8 ± 0.71 B	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.21 1.0 ± 1.00 0.3 ± 0.33 0.7 ± 0.67 0.1 ± 0.10 12.4 ± 1.48 A	ns ns ns ns ns
TEST AUT PRIM STABB Cop. sp. di praterie fertili (%) TEST AUT PRIM STABB Valore pastorale (VP)	0.7 ± 0.33 0.3 ± 0.33 0.6 ± 0.22 1.0 ± 0.00 4.3 ± 4.33 0.0 ± 0.00 0.3 ± 0.15	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.26 1.3 ± 0.67 2.0 ± 1.53 0.0 ± 0.00 0.1 ± 0.10	0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.33 0.7 ± 0.21 1.0 ± 1.00 0.3 ± 0.33 0.7 ± 0.67 0.1 ± 0.10	ns ns ns

5. Gestione pastorale

Tabella 5.4. Andamento delle variabili vegetazionali osservato nei brometi nella serie temporale 2017 (pre-incendio) - 2018 (un anno post-incendio) - 2019 (due anni post-incendio); I valori corrispondono alla media ± errore standard e le lettere indicano i confronti fra anni a parità di trattamento; l'analisi statistica è stata condotta mediante GLMMs con una struttura a misure ripetute nel tempo; ***, p<0.001; **, p<0.01; **, p<0.05; ns, p>0.05.

	2017	2018	2019	p-value
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	†
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 (%)	000.057	00.0 . 5.04	010.500	
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		^B	^	*
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 (%)	0.0 . 0.00	22.422	52.222	
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	0.7 + 0.22	201100	201050	
TEST	0.7 ± 0.33	3.0 ± 1.00	2.0 ± 0.58	ns
PRIM	0.5 ± 0.22 1.5 ± 0.22	1.5 ± 0.56	1.8 ± 0.79	ns
STABB Cop. sp. di comunità ruderali perennanti (%)	1.5 ± 0.22	2.4 ± 0.22	2.5 ± 0.27	ns
TEST	0.0 ± 0.00	4.7 ± 3.28	5.0 ± 3.00	nc
PRIM	0.0 ± 0.00 0.0 ± 0.00			ns
STABB	4.0 ± 2.48	0.0 ± 0.00 6.1 ± 2.27	0.3 ± 0.33 6.3 ± 2.53	ns
N. sp. di comunità ruderali annuali	4.0 ± 2.40	0.1 ± 2.27	0.5 ± 2.55	ns
TEST	0.3 ± 0.33	1.3 ± 0.33	1.3 ± 0.88	ns
PRIM	0.5 ± 0.55 0.7 ± 0.21	0.5 ± 0.5	1.2 ± 0.31	ns
STABB	0.7 ± 0.21 0.5 ± 0.31	1.7 ± 0.45	1.3 ± 0.45	ns
Cop. sp. di comunità ruderali annuali (%)	0.5 ± 0.51	1.7 ± 0.43	1.5 ± 0.45	113
TEST	0.0 ± 0.00 ^B	1.3 ± 1.33 ^A	0.0 ± 0.00 ^B	***
PRIM	0.0 ± 0.00 0.2 ± 0.17 ^B	1.3 ± 1.33 0.5 ± 0.50 ^A	0.0 ± 0.00	***
STABB	0.2 ± 0.17 0.0 ± 0.00	0.5 ± 0.50 0.9 ± 0.69	0.0 ± 0.00 1.8 ± 1.69	ns
N. sp. di praterie fertili	0.0 ± 0.00	0.5 ± 0.05	1.0 ± 1.03	113
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 (%)	=.5 = 0.07	=:3 = 0.17	= 0.5 1	
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
Valore pastorale (VP)	0.0 2 0.10	2.5 2 0.0 1	0.0 2 0.00	.15
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	*
5.7.00	13.2 ± 1.30	10.1 ± 1.3/	11.0 T 1.30	

5.4 Monitoraggio degli interventi di taglio e decespugliamento

Gli interventi di taglio si sono dimostrati utili per recuperare aree fortemente invase (soprattutto decespugliamenti a carico di *Prunus spinosa*) e renderle disponibili per il pascolamento. Alcuni diradamenti e sramature operati su piccole superfici nelle boscaglie d'invasione a roverella e pino silvestre erano stati inoltre praticati con lo scopo di creare riparo per il gregge nelle giornate più calde, che possono essere frequenti a partire dall'inizio della primavera. Tuttavia, è emersa la necessità di abbinare ai tagli un pascolamento particolarmente intenso, con lo scopo di contenere i ricacci. Le specie *Amelanchier ovalis, Crataegus monogyna* e *Prunus spinosa* presentano infatti un'elevata capacità pollonifera, sia conseguente ai tagli, sia al passaggio del fuoco (Quevedo et al. 2007; Michielsen et al. 2017). 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.

5.5 Effetti del pascolamento su orchidee e specie stenomediterranee rare

A cura di E. Barni, C. Siniscalco

I prelievi della biomassa secca e verde hanno evidenziato che nel 2015, prima dell'inizio del pascolamento, la quantità di biomassa verde era inferiore a 20 g/m² mentre la secca era di circa 140 g/m². Con il pascolamento già nel 2016 si è osservato che la biomassa verde è aumentata di circa 5 volte mentre quella secca si è ridotta notevolmente, tendenza che si è accentuata nel 2017. A seguito dell'incendio la biomassa secca è stata eliminata quasi completamente mentre quella verde è ancora aumentata (Figura 5.9).

È noto che il pascolamento ovino, se il carico viene calcolato in modo da non essere eccessivamente impattante per le orchidee, è lo strumento migliore per mantenere la vegetazione prativa, per asportare la biomassa secca principalmente dovuta all'accumulo negli anni delle graminacee oligotrofiche e facilitare lo sviluppo di molte specie di orchidee. La biomassa delle graminacee infatti si decompone molto lentamente per l'alto rapporto C/N che le caratterizza: la biomassa non si decompone e quindi si accumula nel tempo, non lasciando arrivare la luce in prossimità del suolo. In queste condizioni le orchidee che durante l'inverno e la primavera hanno foglie vicine al suolo, restano ombreggiate e crescono poco, e il più delle volte non riescono a fiorire ma si mantengono per alcuni anni con i loro organi sotterranei.

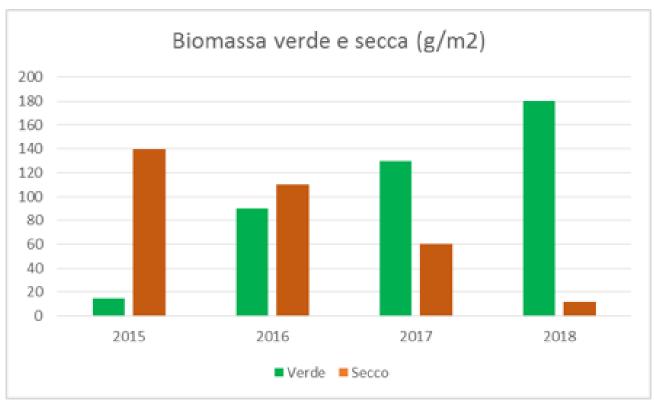


Figura 5.9. Presenza di biomassa verde e secca nelle aree oggetto di pascolamento nel 2015, 2016, 2017 e 2018 (dopo incendio).

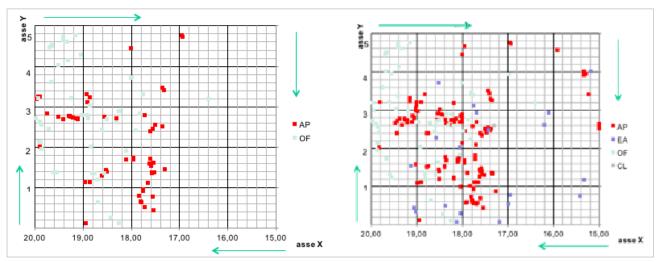


Figura 5.10. Mappa della presenza di "individui" di Anacamptis pyramidalis (in rosso) e di Ophrys fuciflora (in azzurro) nel 2015 (a sinistra) e nel 2016 (a destra), nel plot XA5016. Nel 2016 sono presenti Anacamptis pyramidalis, Epipactis atrorubens, Ophrys fuciflora e Cephalanthera longifolia.

Il pascolamento effettuato nel 2015 ha causato un notevole aumento del numero complessivo di individui nei plot rilevati. Si portano ad esempio le mappe della distribuzione degli "individui" delle orchidee nel 2015 e nel 2016, del plot XA5016, da cui si evidenzia un notevole aumento complessivo ed un aumento delle specie rilevate.

Una più ampia analisi su tutti i plot pascolati e non pascolati ha messo in evidenza la tendenza all'aumento degli "individui" dal 2015 al 2016 e anche un mantenimento di tale aumento dal 2016 al 2017. In tutti i rilevamenti e per tutti gli anni si è rilevato anche lo stadio delle piante (individui vegetativi giovani, vegetativi adulti e riproduttivi). Sulle tre specie più abbondanti, *Anacamptis pyramidalis, Ophrys fuciflora* e *Orchis tridentata*, si è osservato che nel primo anno dopo pascolamento, 2016, il numero totale è aumentato nei plot pascolati ed in particolare i vegetativi giovani e i riproduttivi sono aumentati in modo statisticamente significativo mentre i vegetativi adulti sono diminuiti (Figura 5.10).

Ad esempio si riportano i grafici relativi a *Orchis tridentata*: il primo grafico rappresenta l'andamento dei vegetativi adulti (senza fiori), che diminuiscono dal 2015 al 2016 e anche al 2017, nel secondo sono rappresentati i vegetativi giovani, in forte aumento, e nel terzo i riproduttivi, anch'essi in aumento. Tali aumenti o riduzioni sono sempre relativi al controllo non pascolato (Figura 5.11).

Il pascolamento si è quindi dimostrato un trattamento efficace per aumentare la biodiversità delle orchidee nelle praterie xeriche abbandonate da numerosi anni e anche per permettere la fioritura di numerosi individui, che erano in stadio di vegetativi adulti e quindi non producevano semi.

L'incendio del 2017 ha purtroppo interrotto la sequenza degli anni di pascolamento: il suo effetto è stato diverso sulle diverse specie di orchidee e a Foresto e a Mompantero. La persistenza dell'incendio è stata molto più grave a Mompantero e l'impatto in questi plot è stato più evidente, in particolare su *Epipactis atrorubens* che presenta organi sotterranei di riserva superficiali. L'impatto sulle altre specie è stato comunque rilevante ma non in modo così negativo, tanto che i pochi rilevamenti effettuati nel 2019 hanno evidenziato anche a Mompantero una ripresa, seppure blanda.

A Foresto invece l'incendio è generalmente passato più velocemente e gli impatti sono stati meno evidenti. Già nel 2018 si è osservata una ripresa della vegetazione in generale ed anche una ripresa della vitalità delle specie di orchidee. E' necessario sottolineare che il pascolamento ha comunque ridotto negli anni la biomassa secca, e questo è un fatto da considerare con attenzione nell'ottica della riduzione dei danni da eventuali incendi. La vegetazione erbacea delle praterie xeriche è comunque adattata a resistere al passaggio dell'incendio con organi sotterranei o con semi resistenti al fuoco e quindi la ripresa vegetativa e riproduttiva nei 2-3 anni dopo l'incendio è un dato riportato ampiamente in letteratura, per vegetazioni simili a quella presente nella ZSC, ed è un fatto già in parte osservato nel 2018 e, in modo più evidente, nel 2019.

Oltre alle specie della famiglia delle Orchidaceae, anche le specie stenemediterranee annue e perenni sono state rilevate per evidenziare gli eventuali effetti del pascolamento.

Per le stenomediterranee annue si è potuto riscontrare un effetto simile a quello osservato per le orchidee, con un aumento dell'arrivo della luce al suolo, una minor competizione da parte della biomassa secca e quindi un aumento della presenza di tali specie. Per le specie stenomediterranee perenni invece l'effetto del pascolamento non è stato evidente.

Il pascolamento si è quindi dimostrato un trattamento efficace per aumentare la biodiversità delle orchidee nelle praterie xeriche abbandonate da numerosi anni e anche per permettere la fioritura di numerosi individui, che erano in stadio di vegetativi adulti e quindi non producevano semi.

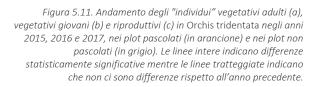
L'incendio del 2017 ha purtroppo interrotto la sequenza degli anni di pascolamento: il suo effetto è stato diverso sulle diverse specie di orchidee e a Foresto e a Mompantero. La persistenza dell'incendio è stata molto più grave a Mompantero e l'impatto in questi plot è stato più evidente, in particolare su *Epipactis atrorubens* che presenta organi sotterranei di riserva superficiali. L'impatto sulle altre specie è stato comunque rilevante ma non in modo così negativo, tanto che i pochi rilevamenti effettuati nel 2019 hanno evidenziato anche a Mompantero una ripresa, seppure blanda.

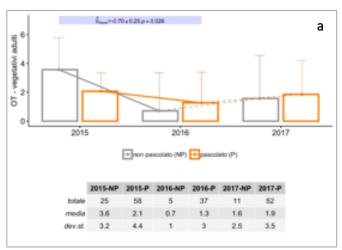
A Foresto invece l'incendio è generalmente passato più velocemente e gli impatti sono stati meno evidenti.

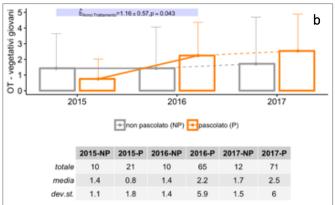
Già nel 2018 si è osservata una ripresa della vegetazione in generale ed anche una ripresa della vitalità delle specie di orchidee. E' necessario sottolineare che il pascolamento ha comunque ridotto negli anni la biomassa secca, e questo è un fatto da considerare con attenzione nell'ottica della riduzione dei danni da eventuali incendi. La vegetazione erbacea delle praterie xeriche è comunque adattata a resistere al passaggio dell'incendio con organi sotterranei o con semi resistenti al fuoco e quindi la ripresa vegetativa e riproduttiva nei 2-3 anni dopo l'incendio è un dato riportato ampiamente in letteratura, vegetazioni simili a quella presente nella ZSC, ed è un fatto già in parte osservato nel 2018 e, in modo più evidente, nel 2019.

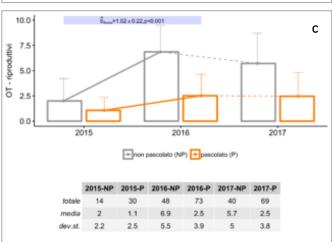
Oltre alle specie della famiglia delle Orchidaceae, anche le specie stenemediterranee annue e perenni sono state rilevate per evidenziare gli eventuali effetti del pascolamento.

Per le stenomediterranee annue si è potuto riscontrare un effetto simile a quello osservato per le orchidee, con un aumento dell'arrivo della luce al suolo, una minor competizione da parte della biomassa secca e quindi un aumento della presenza di tali specie. Per le specie stenomediterranee perenni invece l'effetto del pascolamento non è stato evidente.









5.6 Conclusioni

In conclusione, i risultati del monitoraggio quinquennale hanno evidenziato che il pascolamento ovino non ha effetti negativi o non genera un impatto eccessivo sulle praterie xerotermiche, ma al contrario esso rappresenta uno strumento efficace per il mantenimento della loro vegetazione tipica. Le azioni esercitate dagli animali sul cotico erboso (consumo di una buona parte della fitomassa prodotta annualmente e frantumazione della lettiera al suolo) hanno infatti contribuito a migliorare la struttura della vegetazione, favorendo alcuni gruppi di specie di rilevante interesse conservazionistico. Il pascolamento 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 caratterizzanti gli habitat target si è mantenuta elevata. Le stabbiature 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 edafo-climatico di queste formazioni erbacee rallentino e ostacolino incrementi di fertilità. Il passaggio del fuoco ha innescato dinamiche vegetazionali consistenti ma limitate al breve periodo: l'eliminazione totale della necromassa al suolo ha favorito le specie pioniere annuali ma allo stesso tempo ha provocato la comparsa di specie ruderali di scarso interesse e, laddove l'incendio è stato più intenso, si è osservata una riduzione della copertura erbacea e della biomassa verde. Tuttavia, trattandosi di praterie aride la cui flora è particolarmente adattata al passaggio periodico del fuoco, il recupero è stato molto rapido: nel secondo anno post-incendio le caratteristiche della vegetazione sono tornate pressoché ai valori pre-incendio (Figura 5.12).

Le azioni di monitoraggio hanno consentito di pianificare la gestione pastorale anche per gli anni futuri. Il carico animale è stato aggiustato sulla base dei VP più aggiornati, ovvero riferibili all'anno 2017. Infatti, sebbene l'incendio abbia ridotto il VP nell'immediato, i valori hanno recuperato già nel secondo anno postincendio, a dimostrazione del fatto che si tratta di un evento accidentale che non condiziona la programmazione della gestione pastorale nel lungo periodo. Inoltre, il VP è stato calcolato a fine progetto con riferimento agli Indici di Qualità Specifica (IQS) aggiornati da Regione Piemonte (D.G.R. n. 14-5285 del 3.7.2017 modificata con D.D. 1.7.2018, n. 638) secondo quanto proposto dagli studi di settore condotti dal DISAFA. Gli IQS aggiornati presentano valori più elevati per alcune graminee oligotrofiche abbondanti in queste praterie, con conseguente aumento del VP e quindi del Carico Mantenibile Massimo (CMM). Il CMM riferito agli 80 ha di intervento risulta dunque pari a 95 giorni di pascolamento per il gregge di 250 capi ovini¹⁰. Il CMM è una misura che riflette il carico medio nell'area di pascolo, ma l'utilizzazione effettiva può essere molto eterogenea in funzione delle tipologie vegetazionali, delle caratteristiche topografiche, della distribuzione delle precipitazioni e della presenza e dislocazione dei punti attrattivi (acqua e sale). Inoltre, Ravetto Enri et al. (2019) hanno dimostrato in questa stessa area studio che la distribuzione del carico è fortemente condizionata dalla localizzazione delle aree di riposo, ovvero da dove il pastore realizza i recinti per il pernottamento.

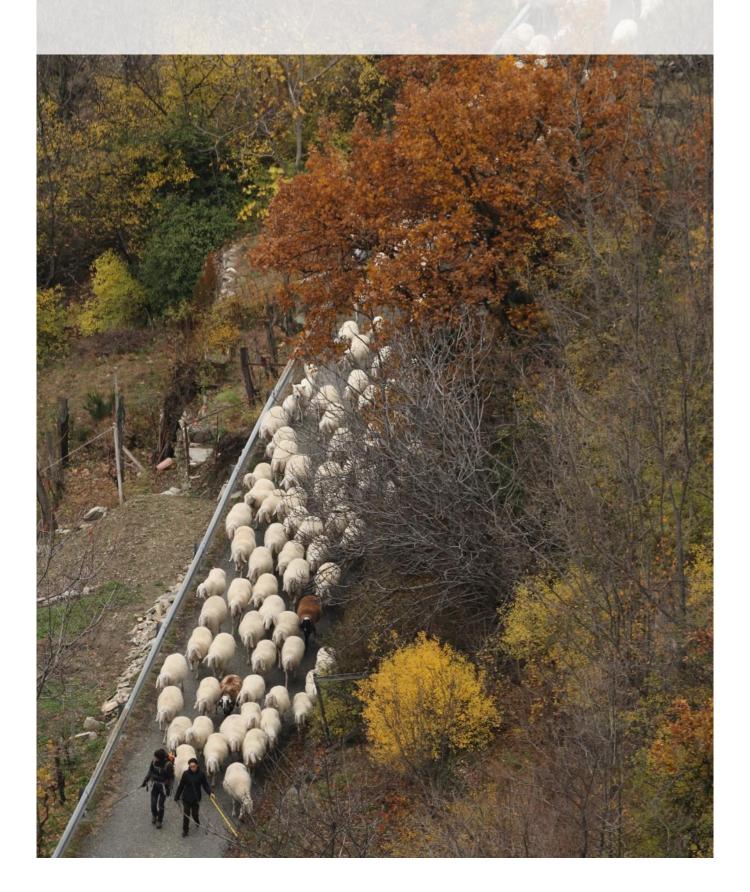
Di conseguenza, la localizzazione di questi ultimi nell'area di pascolo può essere efficacemente utilizzata per gestire il carico, in modo, ad esempio, da utilizzare più intensamente superfici sottoutilizzate o invase da arbusti oppure mantenere un carico basso in corrispondenza di stazioni di specie rare. Riguardo alle tempistiche di utilizzazione delle praterie, l'alternanza pluriannuale di pascolamento primaverile e autunnale è da consigliarsi, in modo da consentire a tutte le specie vegetali, con particolare riferimento alle orchidee che fioriscono in primavera, di compiere il proprio ciclo vitale.

¹⁰ Per l'elenco degli IQS aggiornati con D.D. 1 giugno 2018, n. 638 riferibili alle praterie xerotermiche e il calcolo del CMM si rimanda al Deliverable dell'Azione D1 "Effetti della gestione pastorale e dell'incendio sulla vegetazione delle praterie xerotermiche della Valle di Susa"



Figura 5.12. Transetto vegetazionale nel 2017 (pre-incendio, a), nel 2018 (un anno postincendio, b) e nel 2019 (due anni post-incendio, c); si osservi l'accumulo di necromassa nel 2017 e la comparsa di specie annuali, come Alyssum alyssoides, in primo piano, nel 2018.

6. Strumenti politici e agronomici di gestione partecipata per il recupero delle terre abbandonate



A cura di G. Lombardi, P. Favro

L'uomo, attraverso numerose attività agricole e pastorali ha modellato le montagne alpine per migliaia di anni, modificandone la copertura forestale, abbassando il limite della vegetazione e dando così origine a paesaggi caratterizzati da un continuo alternarsi di boschi e spazi aperti a prato, pascolo e occupati da seminativi (Agnoletti, 2013; Sitzia & Trentanovi, 2011). Tuttavia, i processi di urbanizzazione e industrializzazione che hanno determinato profondi cambiamenti del contesto socioeconomico dal secondo dopoguerra, hanno dato il via a un graduale spopolamento dei territori collinari e montani (Malanima, 2005) e a un innalzamento dell'età media della popolazione con conseguente riduzione del numero di individui in età lavorativa (Agenzia per la Coesione Territoriale, 2014). In agricoltura, questi fenomeni hanno avuto come effetti la drastica riduzione del numero delle aziende agricole, diminuito in media del 60% in montagna, delle aziende con allevamenti, calate in media del 75% a livello nazionale, del numero di capi allevati che, per quanto riguarda i bovini, è passato da 8 milioni nel 1982 a 5,5 milioni nel 2010 (-35,2%), e della manodopera, ridottasi in media del 61% tra il 1971 e il 2011. Questi fenomeni si sono tradotti in un generale abbandono dei terreni, a partire da quelli delle aree più marginali, che ha interessato anche i territori del progetto LIFE Xero-grazing, caratterizzati da un elevato isolamento, dovuto soprattutto a una morfologia accidentata, a pendenze elevate, a suoli superficiali e a una scarsa accessibilità, nonostante la vicinanza al fondovalle e ai centri urbani.

Tra le cause all'origine della situazione attuale dei territori del progetto, ha avuto sicuramente un peso rilevante il diritto ereditario adottato storicamente che ha portato alla polverizzazione dei fondi agricoli, rendendo impraticabile la gestione pastorale da parte delle aziende zootecniche, che è l'unico strumento per un'utilizzazione economicamente sostenibile di ampi territori di montagna.

Tabella 6.1. Numero e superficie occupata delle particelle catastali del Comune di Mompantero per classe di superficie catastale (dati 1947, 201.	7 e
relative variazioni).	

Classe sup.	Numero			p. Numero Classe sup.			9	Superficie (ha)		
(ha)	1947	2017	var. (%)	(ha)	1947	2017	var. (%)			
<0.50	920	18768	1940	<0.50	95	831	775			
0.50-1.99	311	140	-55	0.50-1.99	332	113	-66			
2-4.99	123	29	-76	2-4.99	364	85	-77			
5-9.99	19	15	-21	5-9.99	112	98	-12			
10-24.99	0	16	-	10-24.99	0	270.	-			
25-49.99	0	8	1	25-49.99	0	288	-			
50-99.99	0	8	-	50-99.99	0	533	-			
100-199	0	1	-	100-199	0	109	-			
200-499	0	2	-	200-499	0	600	-			
500-1000	-	-	-	500-1000	-	-	-			
>1000	1	0	-100	>1000	2055	0	-100			
Totale	1382	18987	1274	Totale	5016	2929	-42			

Il territorio del Comune di Mompantero (TO), sul quale si sono svolte parte delle attività del progetto, è stato oggetto di un ampio studio finalizzato a quantificare l'abbandono delle terre marginali e individuarne le cause¹¹. Le analisi dei dati raccolti (Tabella 6.1) evidenziano che il numero totale di particelle catastali è passato da circa 1400 nel 1947 a 19.000 nel 2017, con una riduzione della superficie correttamente accatastata del 42%. Le particelle di superficie inferiore a 5000 m² sono aumentate di quasi 20 volte, mentre si è ridotto fino all'80% il numero di quelle superiori a 0,5 ha. Oggi, il 75% delle particelle del Comune ha una superficie inferiore a 440 m². Un approfondimento sugli intestatari dei fondi effettuato su una superficie di 100 ha rappresentativa del territorio comunale mostra che al suo interno sono presenti ben 1398 particelle, la cui dimensione media è di 700 m², che sono intestate a 299 proprietari, per l'85% non residenti nel Comune. Il 47% delle particelle è intestato a un unico proprietario, ma di esse il 64% è intestato a soggetti non residenti.

¹¹ Lombardi G., lussig G., Cavallero A., Probo M., Ala A., Treves E., Lonati M. (2018). Valutazione del livello di abbandono e frammentazione dei fondi agricoli nei territori collinari e montani italiani. Rapporto finale progetto Compagnia di San Paolo, 129 pp.

Tutte le particelle aventi tre o più proprietari (24% delle particelle analizzate) hanno al loro interno almeno un proprietario non residente, mentre nel complesso il 60% delle particelle è intestato esclusivamente a soggetti non facilmente rintracciabili. Il numero massimo di proprietari per particella raggiunge 21 soggetti, ma le particelle che complessivamente hanno diciotto o più proprietari sono ben undici (anche se il loro peso territoriale è modesto: 0,45 ha). Analizzando l'età dei soggetti proprietari o aventi titolo si osserva che appena il 3% di questi ha meno di 40 anni, mentre oltre la metà ha più di 60 anni (60,8%), percentuale che sale al 79% se si considerano solamente i proprietari residenti. Inoltre, il 6% dei proprietari è ultracentenario, ovvero molto probabilmente deceduto, e quindi si tratta di particelle per le quali non è stata effettuata alcuna successione. Infine, il 20% degli intestatari non è attribuibile a nessuna fascia di età poiché privo di codice fiscale. Quindi, nel complesso, quasi il 30% dei proprietari risulta difficilmente rintracciabile.

Per il Comune di Mompantero – ma si riscontrerebbe la stessa situazione anche nel limitrofo Comune di Bussoleno, così come in moltissimi altri comuni italiani di montagna – i risultati del progetto mettono in luce la difficoltà, se non l'impossibilità, di attuare una qualunque forma di gestione agricola o pastorale del territorio, considerato anche che, per il sostegno da parte dell'Unione Europea vitale per qualunque attività in zone marginali, è indispensabile disporre di un titolo d'uso per le particelle messe a premio.

Al tempo stesso, l'associazionismo è l'unica via per superare situazioni come quella analizzata e garantire, da un lato, la conservazione del territorio e, dall'altro, offrire agli operatori superfici da gestire di dimensione tale da rendere le attività economicamente convenienti. Infatti, con terreni abbandonati, incolti ed estremamente polverizzati, non sono proponibili vari strumenti di ricomposizione fondiaria, per lo più fallimentari anche in pianura, quali l'acquisto, la permuta, l'affitto delle superfici di interesse, per l'alto costo gestionale delle operazioni e per la difficoltà di reperire i proprietari o gli eredi di superfici indivise. Occorre quindi implementare altre soluzioni finalizzate a definire un corpo unico di fondi di superficie adeguata a garantire una produzione redditizia. La legislazione francese offre da tempo soluzioni di gestione collettiva per la soluzione del problema della polverizzazione. In particolare, l'accorpamento delle superfici abbandonate è stato affrontato a partire dagli anni '70 con la Legge n. 72-12 che promuove l'Associazione Fondiaria Pastorale come associazione di proprietari di fondi agricoli che mettono in comune i propri terreni con l'obbiettivo di facilitarne la gestione pastorale e mantenerne o migliorarne il valore.

Prendendo spunto da quanto proposto in Francia, anche in Italia, a partire dal 2010, hanno cominciato a costituirsi associazioni fondiarie volontarie (ASFO) fra proprietari di terreni appartenenti a uno o più comuni limitrofi che, nell'interesse generale delle comunità e con lo scopo di contrastare l'abbandono, decidono di associarsi per gestire collettivamente i propri fondi. Anche se il processo di aggregazione volontaria non ha trovato, per il momento, spazi normativi a livello nazionale, Regione Piemonte ha promulgato la L.R. n. 21/2016 "Disposizioni per favorire la costituzione delle associazioni fondiarie e la valorizzazione dei terreni agricoli e forestali" che regolamenta e incentiva la realizzazione delle ASFO, consentendone l'emersione dall'ambito del volontariato.

L'ASFO è una associazione con personalità giuridica riconosciuta attraverso l'iscrizione, autorizzata con provvedimento della struttura regionale competente, nel registro regionale delle persone giuridiche private, istituito in attuazione del D.P.R. n. 361/2010. Si costituisce fra i proprietari privati e pubblici dei terreni delle zone interessate e può godere, eventualmente ma non necessariamente, del patrocinio del Comune o dei Comuni nei quali i fondi insistono. Essa ha come scopo la gestione collettiva ed economica delle proprietà terriere secondo le buone pratiche agricole al fine di "(a) consentire la valorizzazione del patrimonio dei soci conferenti; (b) rispondere alle esigenze di tutela ambientale e paesaggistica; (c) concorrere all'applicazione delle misure di lotta obbligatoria degli organismi nocivi ai vegetali e (d) prevenire i rischi idrogeologici e di incendio". La L.R. n. 21/2016 prevede prioritariamente la conservazione e la difesa del diritto di proprietà di tutti i soci, la non usucapibilità degli appezzamenti conferiti all'ASFO e stabilisce che l'associazione possa avvalersi di uno o più gestori per la conduzione delle proprietà fondiarie conferite e scritte in un apposito registro delle proprietà fondiarie. I limiti di bassa produttività unitaria delle superfici sono quindi superati attraverso l'utilizzazione collettiva da parte di agricoltori professionisti, che peraltro consente ai proprietari di godere di un incremento nel tempo del valore dei fondi e ai gestori di ottenere un reddito proporzionato alla superficie e alle caratteristiche di produttività del terreno conferito, che sono accertabili con semplici procedure di valutazione della copertura vegetale esistente.

La costituzione dell'ASFO avviene con la sottoscrizione dello Statuto da parte dei soci fondatori e con la redazione e la firma di un verbale di adesione. La durata dell'ASFO è stabilita dallo Statuto, tenendo conto dei

tempi necessari per impostare la gestione, affidarla e valorizzare adeguatamente il territorio, ed è rinnovabile con atto dell'assemblea dei soci. Il comune o i comuni interessati all'implementazione di un'ASFO possono incentivarne la costituzione, ad esempio, con ordinanze per la prevenzione dagli incendi attraverso le quali i proprietari dei fondi sono obbligati alla rimozione della vegetazione arborea o arbustiva pericolante o incendiabile e alla periodica falciatura dei terreni abbandonati. La non ottemperanza degli obblighi viene disincentivata dalla stessa legge che prevede che la rimozione della vegetazione arborea o la falciatura non possano essere richieste in caso di adesione dei proprietari all'ASFO, che autonomamente troverà la soluzione per provvedere nell'ambito delle possibilità gestionali definite dallo Statuto. I proprietari che non intendono aderire all'ASFO hanno diritto alla protezione del proprio terreno dall'utilizzazione collettiva, purché indichino in loco gli estremi topografici della proprietà in contradditorio con i confinanti. Ciascun aderente all'ASFO conserva comunque e sempre il diritto al recesso dalla stessa associazione.

Ai sensi della L.R. n. 21/2016, possono essere iscritti nel libro dei fondi istituito da ciascuna ASFO, tutti i terreni di qualsiasi natura, con qualunque tipo di copertura vegetale (erbacea, arbustiva, arborea o mista), dei quali sia noto il proprietario o dei quali non sia noto oppure non sia rintracciabile (terreni silenti), fatti salvi i diritti di terzi. I terreni incolti o abbandonati sono definiti dalla Legge n. 440/1978 (Norme per l'utilizzazione delle terre incolte, abbandonate o insufficientemente coltivate) come i terreni agricoli non destinati a uso produttivo da almeno due annate agrarie. Tali terreni, quando non conferiti spontaneamente dai proprietari, possono essere assegnati d'ufficio alle ASFO che presentano un piano di gestione ai comuni e alle unioni dei comuni, qualora sussistano rischi fitosanitari, idrogeologici o di incendio e non siano state adottate le misure obbligatorie di prevenzione e mitigazione del rischio notificate ai proprietari. Quindi, in questo modo, la legge supera il limite della presenza di un atto formale di conferimento da parte di proprietari non noti o rintracciabili, garantendo la gestione di superfici accorpate ampie e senza soluzioni di continuità.

La valorizzazione funzionale dei fondi conferiti all'ASFO avviene affidandone la gestione a uno o più soggetti gestori, normalmente aziende agricole o forestali, appartenenti all'associazione stessa oppure individuati tra soggetti terzi. Per la corretta gestione delle superfici e per una loro proficua valorizzazione, nonché per l'assegnazione dei terreni silenti, è necessario che l'ASFO si doti di un piano gestionale dell'area per l'individuazione oggettiva delle potenzialità produttive, per la definizione degli obiettivi di recupero o di conservazione e per una valutazione degli investimenti necessari sul breve e medio termine al fine del raggiungimento degli obiettivi. In funzione delle caratteristiche dell'area interessata, l'utilizzazione delle superfici iscritte nel libro dei fondi dell'ASFO potrà essere di diverso tipo; a titolo di esempio, secondo la tipologia di azienda cui è affidata la conduzione dei fondi, si potrà attuare una gestione di tipo pastorale stagionale, di tipo pastorale integrata con l'alpeggio estivo, di pianura o di collina (pascolamento primaverile, autunnale e svernamento), di tipo foraggero-pastorale stanziale, di tipo agro-pastorale stanziale integrata con coltivazioni di specie alimentari, aromatiche, associate all'allevamento.

Sfruttando le opportunità offerte dalla L.R. n. 21/2016, il Comune di Mompantero ha avviato l'ASFO Paradiso, che raccoglie oltre 130 proprietari privati che hanno conferito per la gestione collettiva oltre 50 ha di fondi, oltre a quelli messi a disposizione del Comune stesso.



7. Strumenti di partecipazione e di comunicazione del Progetto



A cura di B. Aimone

Il Progetto LIFE XEROGRAZING ha affiancato alla ricerca scientifica numerose attività di divulgazione e disseminazione del Progetto, oltre ad azioni di sensibilizzazione di comunità locali, operatori del settore agropastorale, associazioni di categoria, turisti, coinvolgendo anche le scuole con un apposito progetto didattico. Per la gestione delle attività didattiche in aula e per le visite guidate sul territorio sono state formate 20 guide naturalistiche. Il Progetto ha permesso di finanziare 20 "pacchetti didattici" composti da un incontro di formazione in aula e visita guidata giornaliera sul territorio. Sono più di 30 le scolaresche che hanno scelto l'attività didattica nelle Oasi Xerotermiche.

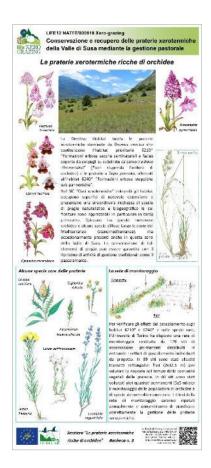
A seguito della realizzazione di 2 itinerari didattici, il percorso Truc San Martino e il percorso Monte Molaras, si sono organizzate uscite guidate sul territorio per famiglie e gruppi di turisti e uscite tecniche dedicate, come quella con gli studenti delle due facoltà universitarie partner di progetto o come quella della Confederazione delle Associazioni Universitarie degli Studenti Forestali d'Italia (AUSF Italia).

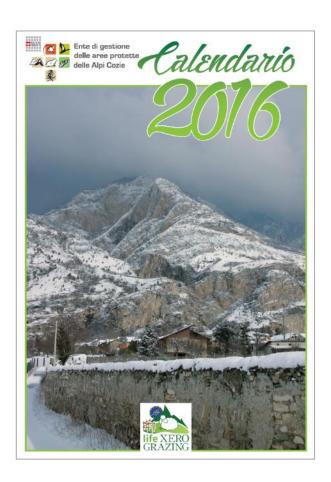
Hanno inoltre dedicato interesse al progetto i responsabili del progetto Nature Protect (http://nature-protect.simplesite.com/), finalizzato alla protezione dell'ambiente attraverso una più efficiente messa in rete degli Enti Parco europei.

Lungo ognuno dei due percorsi didattici sono state collocate 6 bacheche tematiche con pannelli informativi sulla gestione storica, gli interventi pastorali, habitat e specie, interventi di taglio e decespugliamento, biodiversità, ginepri e specie arboree.

Bacheche informative (*notice boards*) che illustrano le finalità del Progetto e le attività svolte sono stati posizionati sugli accessi alle aree di intervento del sito Natura 2000, in modo che siano visibili a tutti i fruitori.

A supporto delle visite guidate lungo i sentieri didattici è stata predisposta una brochure, della quale sono state stampate, in una prima versione, 3500 copie in italiano e 500 copie in inglese, in cui si specificano obiettivi e azioni del Progetto. Le copie cartacee in italiano sono state distribuite quasi totalmente in occasione delle visite guidate ai sentieri didattici e in occasione degli eventi organizzati nell'ambito dell'Azione E5 (seminari, serate, proiezioni del video, mostre o serate). Successivamente, a conclusione del Progetto, è stata redatta una seconda versione estesa della brochure, contenente l'aggiornamento relativo ai risultati conseguiti e un riferimento alle conseguenze dell'incendio, della quale sono state stampate altre 4000 copie, in italiano e in





7. Strumenti di partecipazione e comunicazione

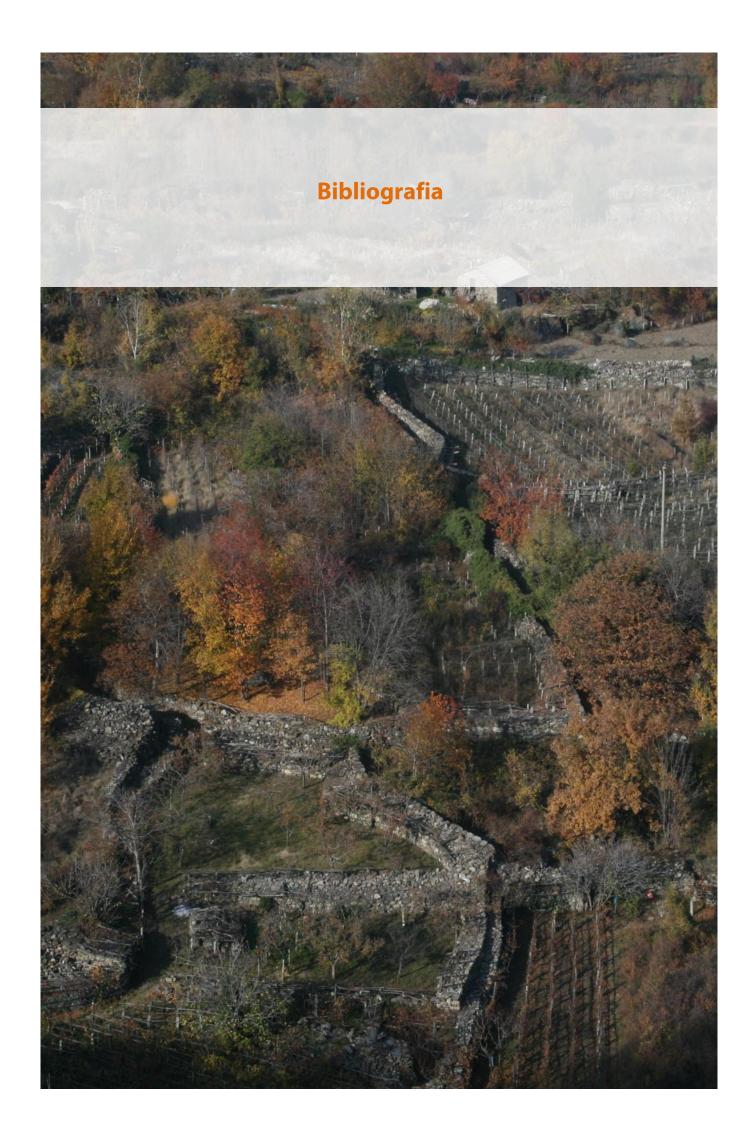
inglese. La brouchure ha lo scopo di consolidare con una serie di documenti disponibili in copia cartacea ed informatica la descrizione del progetto e i suoi risultati con un taglio sia divulgativo sia tecnico-scientifico.

Anche per i filmati si è scelto di dare un taglio divulgativo e tecnico-scientifico. Il filmato di 30 minuti a carattere di documentario, inizialmente previsto nel Progetto, è stato rielaborato al fine di crearne una versione ridotta, della durata di 12 minuti, con commento in Italiano, successivamente editata anche come versione inglese sottotitolata; queste versioni sono di più facile utilizzazione in occasione di eventi. In seguito agli incendi sono stati realizzati altri due filmati brevi dedicati agli effetti dell'incendio. Tutti i filmati sono presenti sia sul sito web del progetto, sia sulla pagina Facebook, sia sul canale Youtube.

Il sito Internet del progetto e la pagina Facebook hanno permesso di far conoscere attraverso il web le azioni di progetto e l'avanzamento delle attività ma una capillare attività di divulgazione è stata svolta in occasione di convegni, attraverso comunicati stampa e notizie sui giornali, eventi pubblici, che hanno portato il Progetto anche al di fuori del territorio delle aree protette gestite dall'Ente. A ciò si è aggiunto, nel 2016, la creazione e la stampa di un calendario dell'Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie interamente dedicato al Progetto LIFE XERO-GRAZING.







Bibiliografia

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

Agenzia per la Coesione Territoriale, 2014. Strategia nazionale per le Aree interne: definizione, obiettivi, strumenti e governance.

 $http://www.agenziacoesione.gov.it/opencms/export/sites/dps/it/documentazione/Aree_interne/Conferenze_stampa/Relazione_al_CIPE_23_06_15-1.pdf (09/12/2016)$

Agnoletti, Mauro. 2013. Italian Historical Rural Landscapes. Springer Verlag, Dordrecth Heidelberg London New York, XIV, 550 pp.

Calaciura, Barbara, and Oliviero Spinelli. 2008. Management of Natura 2000 habitats.6210 Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (Festuco-Brometalia) (*important orchid sites). Brussels: European Commission.

Cavallero, Andrea, Paolo Aceto, Alessandra Gorlier, Giampiero Lombardi, Michele Lonati, Barbara Martinasso, and Chiara Tagliatori. 2007. I tipi pastorali delle Alpi piemontesi. Vol. 1. Alberto Perdisa Editore.

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.

Dostálek, Jiří, and Tomáš Frantík. 2011. Response of Dry Grassland Vegetation to Fluctuations in Weather Conditions: A 9-Year Case Study in Prague (Czech Republic). Biologia 66 (5).

Malamina P. (2013). Italian Urban Population 1300-1861. http://www.paolomalanima.it/default_file/Italian Economy/Urban Population.pdf (01/12/2016).

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.

Pocchiola, Ilaria, 2014. Effetti dell'abbandono delle pratiche agro-pastorali sulla conservazione del territorio del SIC IT1110030 "Oasi xerotermiche della Val di Susa – Orrido di Chianocco". Tesi di Laurea, Università degli Studi di Torino.

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.

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): 381–90.

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.

Ravetto Enri, Simone, Alessandra Gorlier, Ginevra Nota, Marco Pittarello, Giampiero Lombardi, and Michele Lonati. 2019. Distance from Night Penning Areas as an Effective Proxy to Estimate Site Use Intensity by Grazing Sheep in the Alps. Agronomy 9 (333): 7.

Royer, Jean Marie. 1991. Synthèse eurosiberienne, phytosociologique et phytoéographique de la classe des Festuco-Brometea (Eurosiberian phytosociological and phytogeographic synthesis of the class Festuco-Brometea). Dissertationes Botanicae 178: 296 pp. + 8 tables. J. Cramer, Berlin and Stuttgart, Germany. ISBN 3-443-64090-7.

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.

Sitzia, Tommaso, and Giovanni Trentanovi. 2011. Maggengo meadow patches enclosed by forests in the Italian Alps: evidence of landscape legacy on plant diversity. Biodiversity and Conservation, 20 (5): 945–961.

Valkó, Orsolya, Balázs Deák, Tibor Magura, Péter Török, András Kelemen, Katalin Tóth, Roland Horváth, Dávid D. Nagy, Zsuzsanna Debnár, György Zsigrai, István Kapocsi and Belá Tóthmérész. 2016. Supporting Biodiversity by Prescribed Burning in Grasslands — A Multi-Taxa Approach. Science of The Total Environment 572: 1377–84.