

**UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI NAPOLI FEDERICO II
DIPARTIMENTO DI STUDI UMANISTICI**



**CORSO DI DOTTORATO IN SCIENZE FILOSOFICHE
CURRICULUM DI BIOETICA
Dottorato innovativo a caratterizzazione industriale
PON Ricerca e Innovazione 2014-2020**

TESI DOTTORALE

**Le azioni umane per un ritorno alla selvaticità del
paesaggio montano, modelli innovativi di pascolo**

Coordinatore:
Prof. Domenico Conte

Tutor accademico:
Prof. Domenico Fulgione

Tutor aziendale:
Dott. Sabatino Rosario Troisi
Azienda partner:
Azienda Agricola "Lullo Angelo"

Tutor estero:
Prof. Jens-Christian Svenning
Università straniera partner:
Aarhus University – Department of Biology

Candidata:
Claudia Troiano

Mat. DR993274

**CICLO DOTTORALE XXXIII
ANNO ACCADEMICO 2019-2020**

*“I think we should be kind
not only to other people,
but to animals, fish, birds
and all living creatures”*

Charlie Brown - Peanuts

INDICE

PREFAZIONE – “ANDARE IN MONTAGNA È TORNARE A CASA.” J. MUIR	4
CAPITOLO I – L’IMPRONTA UMANA NEL MEDITERRANEO	10
1.1 - IL MEDITERRANEO E LA PASTORIZIA	10
1.2 - L’AZIENDA AGRICOLA “ANGELO LULLO”	13
1.3 - LA TRANSUMANZA DELL’AZIENDA AGRICOLA “ANGELO LULLO”	15
CAPITOLO II - L’EFFETTO ECOLOGICO DEL PASCOLO	23
2.1 - LA CARATTERIZZAZIONE DELL’AREA DI STUDIO	23
2.2 - IL MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITÀ	40
2.3 - L’EFFETTO DEL PASCOLO SULLA FAUNA	45
2.4 - L’EFFETTO DEL PASCOLO SULLA FLORA	53
2.5 - L’EFFETTO DEL PASCOLO SUL MARGINE DEL BOSCO	59
CAPITOLO III - LA PASTORIZIA COME STRUMENTO DI GESTIONE	63
3.1 - L’ABBANDONO DELLE AREE INTERNE	63
3.2 - LE CONSEGUENZE DELL’ABBANDONO DEI PASCOLI MONTANI	68
3.3 - LE POTENZIALITÀ DELLA PASTORIZIA PER UNO SVILUPPO SOSTENIBILE	75
3.4 - L’ALLEVAMENTO DELLA RAZZA PODOLICA	77
3.5 - I PRODOTTI AGROALIMENTARI TIPICI	80
CONCLUSIONI	83
RINGRAZIAMENTI	85
BIBLIOGRAFIA	86
APPENDICE	93
A.1 - RISULTATI DEI TEST STATISTICI DEL CAMPIONAMENTO PRE-PASCOLO	93
A.3 – RISULTATI SUPPLEMENTARI DEL CONFRONTO DEI PLOT PASCOLATI E RECINTATI	94
A.2 – RISULTATI SUPPLEMENTARI DEL CONFRONTO DEGLI HABITAT	95

Prefazione – “*Andare in montagna è tornare a casa.*” J. Muir

Il fulcro di questo progetto è la pastorizia tradizionale, intesa come allevamento di animali allo stato brado che brucano i pascoli montani durante i mesi estivi, a seguito della transumanza, in alternanza a quelli invernali a bassa quota. La pastorizia, così concepita, si pone in questo lavoro all’intersezione di diverse aree tematiche e problematiche, che dominano i dibattiti correnti; a partire dalla natura e dalla storia del rapporto dell’essere umano con l’ambiente mediterraneo, passando per gli aspetti sia paesaggistici che culturali della pastorizia, per i risvolti ecologici dell’abbandono delle aree interne degli Appennini, fino ad arrivare agli effetti benefici del pascolo sui territori montani, sia da un punto di vista ambientale che socio-economico.

La scelta della pastorizia come tema centrale si inquadra in un’epoca dominata da problematiche come l’impatto antropico sui sistemi naturali, il cambiamento climatico come diretta conseguenza dell’industrializzazione nell’Antropocene e la necessità di trovare corrette modalità di gestione del patrimonio naturale.

Per affrontare questo tema non si può che partire da una discussione sui limiti del paradigma secondo cui l’interazione dell’essere umano con la natura è sempre di tipo corruttivo, soprattutto alla stregua di recenti studi che dimostrano la natura antica e globale delle modifiche ambientali da parte di *Homo sapiens* (Ellis *et al.* 2021). Questa profonda connessione rende difficile capire cosa possiamo considerare come “ambiente naturale” o come definire il concetto di “natura” (Barnard 2006). Alcuni autori parlano di “domesticazione di ecosistemi” (Kareiva *et al.* 2007), rifacendosi proprio a questo aspetto di modifica dell’ambiente in seguito all’adattamento ad esso della nostra specie.

Ancor più difficile è cercare di definire un codice etico relativo al comportamento degli esseri umani nei confronti della natura.

La necessità di inquadrare l'essere umano nel contesto naturale non è nata, però, con la presa di coscienza dell'insostenibilità della società moderna e non si può affrontare da un punto di vista esclusivamente filosofico o esclusivamente ecologico. Non è un caso, infatti, che tra i fautori di branche multidisciplinari, come la filosofia ambientale, che cercano di superare il dualismo uomo-natura, vi siano figure pionieristiche della biologia della conservazione, come Aldo Leopold, o fortemente legate alla gestione del territorio, come Gifford Pinchot e John Muir, considerati i padri dei Parchi Nazionali.

Personaggi come loro si sono distinti per una concezione “ecocentrica” piuttosto che “antropocentrica”, distaccandosi dalla visione del mondo naturale come qualcosa da poter “sfruttare”. Questo tipo di teoria etica considera, in un'ottica darwiniana, *Homo sapiens* una creatura tra le altre e mette l'ecosistema, e non più l'essere umano, al centro di ogni decisione morale, rifacendosi alla disciplina scientifica dell'ecologia per determinarne i valori (Barnard 2006).

Leopold, Muir e Pinchot, però, sono anche fautori di una corrente fortemente preservazionista, aspetto prevalentemente nordamericano, che concepisce la natura come *wilderness*, cioè come ambiente completamente incontaminato dalla presenza dell'essere umano. Muir, in particolare, associa alla natura delle qualità spirituali e trascendentali; la sua concezione di natura, difatti, si rifà ad una stratificazione Humboldtiana, etichettando tutti gli ambienti non caratterizzati da un tappeto forestale come ambienti degradati o che hanno subito azione degradativa da parte degli esseri umani (Pausas e Bond 2018), trascurando così quell'enorme fetta di diversità globale che ritroviamo negli ambienti aperti come le praterie (Rundel *et al.* 2018).

Nonostante rivoli della corrente preservazionista possano essere rintracciati in Italia, ad esempio nell'Associazione Italiana per la Wilderness fondata da Zunino, appare chiaro che accettare come definizione di natura qualcosa di completamente incontaminato da *Homo sapiens* significherebbe limitare fortemente il numero di aree definite “naturali”.

Infatti, questa concezione americana si oppone a quella anglo-europea che dà precedenza al concetto di “*free nature*” rispetto a quello di *wilderness*, ossia che contempla un compromesso tra “l’umano” e “il naturale” (Naess 1999 in Brennan 2011).

Questo concetto di natura “contaminata” è molto più in linea con il contesto particolare del paesaggio mediterraneo. Le sfaccettature degli ambienti mediterranei nell’immaginario collettivo sono molteplici e abbracciano territori che vanno dalla costa alle vette alpine, passando per i terrazzamenti di ulivi e i piccoli appezzamenti a ridosso di paesi arroccati sulle pareti degli Appennini. Tutti questi territori sono accomunati da una cosa: l’impronta umana.

La definizione stessa di paesaggio, tratta dalla Convenzione europea del paesaggio del 2000, sottolinea la sfumatura del confine tra il ‘naturale’ e ‘l’umano’, decretando il paesaggio come “una zona o un territorio, quale viene percepito dagli abitanti del luogo o dai visitatori, il cui aspetto e carattere derivano dall’azione di fattori naturali e/o culturali, ossia antropici”. Tale definizione racchiude l’idea che i paesaggi evolvono col tempo, per l’effetto sinergico di forze naturali (come ad esempio i processi geomorfologici) e per l’azione degli esseri umani (attraverso dinamiche paesaggistiche di utilizzo del suolo).

Essa sottolinea, inoltre, l’idea che il paesaggio forma un tutto, i cui elementi naturali e culturali vengono considerati simultaneamente. La molteplicità di questi ambienti unici rende il bacino Mediterraneo un “*hotspot*” di biodiversità (Mittermeier *et al.* 2011).

Anche la concezione di natura nell’Antropocene è vista, da alcuni autori, come natura ibrida, cosparsa di “monumenti” che testimoniano, appunto, il connubio del mondo naturale con quello umano e che vengono considerati essi stessi come qualcosa degno di essere salvaguardato (Pellegrino e Di Paola 2018)

Pertanto, ci troviamo in un contesto in cui *habitat* ed interi paesaggi, non solo non sono impattati negativamente dalla presenza dell’essere umano, ma anzi

sono caratterizzati da livelli di biodiversità elevati (Bruun and Fritzboøger 2002), frutto di una coevoluzione durata millenni e che ha creato un'interdipendenza tra questi sistemi e le attività umana (Halada *et al.* 2011). Ciò è particolarmente vero per i sistemi montani (Van Meerbeek *et al.* 2019), in cui pratiche tradizionali di sfruttamento del territorio non sono solo strumenti economici, ma anche identità culturale (Díaz *et al.* 2015) frutto di conoscenze acquisite e poi affinate di generazione in generazione (Nazarea 2006).

Negli ultimi decenni, questa sinergia si è alterata, come conseguenza di politiche agronomiche e centralizzazione delle città, dando vita ad un vero e proprio esodo dalle aree interne verso i centri urbani.

A questo punto una domanda sorge spontanea: perché opporsi a questa ondata di spopolamento delle montagne? Perché non lasciare che la natura, finalmente libera dalla mano dell'essere umano, faccia il suo corso?

Perché questo fenomeno non è il frutto di una lenta coevoluzione, ma di una contrazione dei tempi necessari allo sviluppo di nuove conoscenze e nuove tecnologie, che ha portato ad un repentino cambiamento della gestione del territorio e dell'uso del suolo, sconvolgendo modi di vivere sul territorio e modi di vivere *il* territorio. Si è quindi creato un forte sfasamento, o un disequilibrio, tra i tempi dell'ambiente e quelli dell'uomo.

Le scale spaziali si sono allargate, mentre quelle temporali si sono contratte, andando ad alterare l'ambiente in una maniera molto più incisiva e, soprattutto, molto più repentina. Ciò è andato a deprimere la biodiversità pre-esistente, scolpita nel corso di millenni.

Il punto di equilibrio dei paesaggi mediterranei è, infatti, rappresentato dalle condizioni maturate nel processo antropico post-neolitico, in cui è prevista la presenza capillare e plasmante della nostra specie. Una presenza che incentiva la diversità, si armonizza con il paesaggio naturale, ne determina il mosaico, la composizione in specie e la relazione tra le componenti, *Homo sapiens* incluso.

Lo scopo di questo progetto di dottorato è stato proprio quello di ritrovare un equilibrio tra l'essere umano e l'ambiente, basato su pratiche tradizionali che rompono il paradigma secondo cui l'impatto umano sull'ambiente si traduce sempre in una corruzione e contaminazione degli ambienti naturali, con una depressione della biodiversità.

Rifacendosi ad un passato non troppo lontano, questo lavoro mette in luce le conoscenze e le esperienze di chi ha vissuto di chi vive ancora il profondo legame con il territorio montano e ancora pratica la pastorizia tradizionale, cercando di trovare un punto d'incontro tra ecologia, biologia, filosofia e storia.

Uno studio sulle pratiche pastorali che hanno scolpito le nostre montagne e che possono tornare ad essere uno strumento di gestione del territorio che sia sostenibile e che vada a ripristinare non soltanto la diversità biologica di questi ambienti, ma anche l'identità e l'economia delle aree interne che, per millenni, sono state protagoniste dell'Appennino.

Il pascolo, la transumanza e le tradizioni legate a queste attività sono state raccontate e analizzate sia da un punto di vista antropologico che ecologico, soffermandosi su come le comunità dell'entroterra dell'Appennino rappresentino, al tempo stesso, gli artefici e i custodi della attuale fisionomia dell'ambiente mediterraneo. L'utilizzo di descrittori biologici che hanno confermato le ipotesi formulate sulla valenza ecologica di questo tipo di interazione uomo-natura, rendono questo studio rilevante anche in un contesto europeo più ampio, inserendosi perfettamente nell'ambito del Decennio delle Nazioni Unite per il ripristino degli ecosistemi 2021-2030 (<https://www.decadeonrestoration.org/>).

Infatti, questo progetto può rappresentare un tassello aggiuntivo importante nella letteratura che si sta sviluppando a proposito dell'impatto antropico e del ripristino ecologico, sulla base di modelli sintetici sia su studi locali, che a livello globale. Molti di questi studi sono portati avanti dal gruppo di ricerca del Prof. Svenning, rappresentante dell'Università estera partner e fautore del

concetto del *rewilding*, inteso come “una strategia di ecologia del restauro che utilizza l’introduzione o la reintroduzione di specie per ripristinare interazioni trofiche *top-down* e cascate trofiche ad esse associate, al fine di promuovere ecosistemi biodiversi e auto-sostenibili.” (Svenning *et al.* 2016). Sebbene la produzione scientifica di questo gruppo si proietti prevalentemente verso il ritorno ad un “punto di partenza” che sia antecedente ai più antichi disturbi antropici e che preveda la minimizzazione dell’intervento umano (Svenning 2020), essa fa anche riferimento all’importanza della memoria storica e dell’interdisciplinarietà nei processi di ripristino ecologico (Swanson *et al.* 2021), soprattutto per particolari contesti ambientali per cui il *rewilding* non sarebbe adatto (Van Meerbeek *et al.* 2019), come le comunità pastorali dell’Appennino meridionale.

CAPITOLO I – L'impronta umana nel Mediterraneo



1.1 - Il Mediterraneo e la pastorizia

In nessun luogo più che nel mediterraneo si ritrova l'influenza reciproca tra esseri umani e territorio, un processo di modellamento in cui l'uomo prima si adatta all'ambiente e poi lo influenza a sua volta attraverso l'alternanza di cicli millenari di culture e civiltà (Whitmore *et al.* 1990).

Tanto è forte questa connessione che si può parlare di coevoluzione (di Castri *et al.* 1981), esplicita attraverso continue dinamiche di utilizzo del territorio da parte di *Homo sapiens*, che alcuni autori finiscono per considerare come *driver* ecologico intrinseco all'ambiente mediterraneo stesso (Blondel *et al.* 2010).

I primi effetti significativi della pressione umana sul mondo naturale, infatti, risalgono a circa 110.000 anni fa, quando, molto prima della rivoluzione Neolitica, le specie di piccoli animali cacciati da uomini del Paleolitico iniziarono gradualmente a cambiare: da animali lenti e con lunghi tempi riproduttivi ad animali più veloci e meno facili da catturare (Stiner *et al.* 1999).

A questi è seguita una serie di cambiamenti, frutto della pressione predatoria di *Homo sapiens* sulla fauna, che – assieme ai cambiamenti climatici - ha avuto come risultato la progressiva riduzione delle popolazioni di prede (Stiner *et al.* 1999) fino a causare l'estinzione di gran parte della megafauna del Tardo Pleistocene, come conseguenza della caccia di grosse prede (come uri, cavalli e rinoceronti), in concomitanza con esplosioni demografiche umane nello stesso periodo.

L'evento che ha rivestito l'importanza maggiore in termini di intervento umano è stato, sicuramente, la domesticazione, che ha segnato il passaggio da società di cacciatori-raccoglitori a società stanziali circa 12.000 anni fa e dato inizio allo sviluppo culturale dell'umanità (Felix 2014). Questa transizione ha avuto risvolti importanti sulla biodiversità della regione mediterranea ed è basata sulla forte conoscenza empirica che gli uomini preistorici già avevano delle piante e degli animali selvatici che li circondavano (Fabiatti 1980).

La comparsa del “paesaggio mediterraneo tradizionale” si è affermata definitivamente a partire dal terzo millennio A.C., quando gli elementi di un pastoralismo d'altura, dominato da pecore e capre sottoposte a transumanza, sistemi di aratura trainati da uri e forse anche i primi terrazzamenti agricoli, iniziarono ad avere un effetto ambientale distinguibile. Durante questo periodo, inoltre, la montagna diventò tanto una via di comunicazione quanto una barriera tra le popolazioni umane; il nuovo tipo di legame tra essere umano, ambiente e animali, scaturito dalla domesticazione e dalla pastorizia, ha creato un rapporto tra *Homo sapiens* e il bestiame che ha dato origine ad un complesso patrimonio culturale (Barker 2005).

I primi tratturi iniziarono ad essere battuti dagli zoccoli degli armenti già a partire dall'Età del Bronzo, precedendo la costruzione delle strade Romane. I più importanti, come il Tratturo Magno, che collega la Puglia con l'Abruzzo permane ancora oggi. Nel corso dei millenni, la pratica della transumanza ha fatto da sfondo immutabile al susseguirsi delle civiltà e delle economie Mediterranee,

fino ad arrivare, nel 2019, a far parte della lista dei Patrimoni Culturali Immateriali dell'Umanità dell'UNESCO (Schreiber 2019).

La scelta della pastorizia come tema centrale di questo lavoro è, quindi, legata all'indissolubile legame di questa antica pratica con l'ambiente, in particolare quello montano. Le attività agro-silvo-pastorali sono, infatti, al centro delle dinamiche di evoluzione del mosaico paesaggistico appenninico (Halada *et al.* 2011, Ripa *et al.* 2011, Salvati *et al.* 2013, Assini *et al.* 2015), caratterizzato dall'alternanza di *patch* di ambiente aperto con *patch* boscati con spiccate proprietà ecotonali e diversità ambientale che dipendono direttamente da queste attività (Halada *et al.* 2011, Gonçalves *et al.* 2012, Van Meerbeek *et al.* 2019).

1.2 - L'Azienda Agricola "Angelo Lullo"



Figura 1: Antonio Lullo sulla sinistra. Sulla destra, Antonio con i suoi figli Angelo e Gerardo.

È proprio in questi territori montani che l'azienda collaboratrice del progetto svolge la propria attività. In particolare, la famiglia Lullo, composta principalmente da Antonio e dai suoi due figli Angelo e Gerardo, è una famiglia di pastori da ben 8 generazioni, originaria di Oliveto Citra (SA) (Figura 1).

Da una sessantina di capi negli anni Novanta, oggi i Lullo allevano oltre 200 bovini podolici, in aggiunta a greggi di pecore bagnolesi e capre, spostandosi tra Senerchia e Teora nella provincia di Avellino. Antonio Lullo porta avanti un allevamento tradizionale basato sul pascolo allo stato brado e, soprattutto, sulla transumanza.

La transumanza viene compiuta due volte l'anno: per la monticazione, cioè lo spostamento degli armenti in montagna che avviene alla fine della primavera, e la demonticazione, ossia il ritorno delle mandrie a bassa quota a fine autunno, quando le temperature e la disponibilità di cibo sulle praterie montane diventano proibitive.

I bovini di questa azienda vengono, quindi, allevati permanentemente al pascolo, in assenza di stazzi stabili: nei pascoli d'altura si rifugiano tra gli alberi della faggeta, mentre nei pascoli invernali trovano riparo sotto i ponti della superstrada. Si nutrono prevalentemente di essenze naturali che cercano da soli,

ad eccezione di poche integrazioni di fieno nei mesi più freddi, quando la disponibilità di pascolo naturale non è abbastanza da soddisfare i bisogni dell'intera mandria.

Gli animali vivono liberamente ma non sono mai soli, sempre accompagnati da cani da guardiania e da pastori per fare in modo che nessun capo si perda nella fitta faggeta. Inoltre, uno dei problemi fondamentali nelle praterie di montagna è la scarsa disponibilità idrica, a causa della natura carsica del substrato roccioso; infatti, uno dei ruoli principali dei pastori che seguono questi animali è quello di assicurarsi che essi abbiano a disposizione acqua per abbeverarsi (se necessario, trasportandola con delle cisterne e riempiendo degli antichi abbeveratoi).

La monticazione consente ai bovini di pascolare a 1500 m di altitudine tra i mesi di giugno e novembre, durante i quali hanno a disposizione 1100 ettari di pascolo, distribuito tra prati-pascolo aperti e aree boscate. I territori di fida di questa azienda ricadono interamente all'interno del Parco Regionale dei Monti Picentini e di siti della rete Natura 2000, come verrà descritto in seguito.

Si tratta di montagne caratterizzate dall'ecoregione delle foreste montane decidue dell'Appennino, che sono prevalentemente boschi cedui con limitata presenza di boschi vetusti e alberi secolari, la cui espansione e compattazione incontrollata porterebbe ad una alterazione ed un disequilibrio del mosaico paesaggistico appenninico (Halada *et al.* 2011, Rippa *et al.* 2011, Salvati *et al.* 2013, Assini *et al.* 2015).

Questo mosaico è formato dall'alternanza di *patch* di ambiente aperto con *patch* boscati con spiccate proprietà ecotonali e diversità ambientale. La presenza di praterie montane, perlopiù di origine secondaria, è direttamente correlata ad attività agro-silvo-pastorali dell'essere umano, fondamentali per mantenere elevati livelli di biodiversità di questi paesaggi (Halada *et al.* 2011, Gonçalves *et al.* 2012, Van Meerbeek *et al.* 2019).

1.3 - La transumanza dell’Azienda Agricola “Angelo Lullo”



Figura 2: La festa della transumanza del 19 giugno 2019.

A giugno 2019 ho potuto accompagnare i pastori durante la monticazione dei capi, partecipando alla festa della transumanza di Senerchia (Figura 2). La transumanza per l’Azienda Lullo inizia a notte fonda a Teora, a circa 20 km da Senerchia, con “l’accompanamento”, ovvero la vestizione delle vacche dominanti della mandria con i campanacci da transumanza. Gli animali conoscono bene questo rito e la sola vista dei collari e delle campane fuori lo stazzo è talvolta abbastanza da risvegliare il loro istinto, così tanto che alcuni partono da soli lungo il cammino familiare.

Il percorso si articola lungo la strada che tocca i diversi paesi interni (Figura 3), passando per Caposele e Calabritto, prima di arrivare alle pendici del Monte Boschetiello a Senerchia, alle prime luci del mattino. Il passaggio degli armenti è il primo momento di raduno, durante quello che gli allevatori definiscono “l’unico giorno di festa dopo 364 giorni di lavoro”.

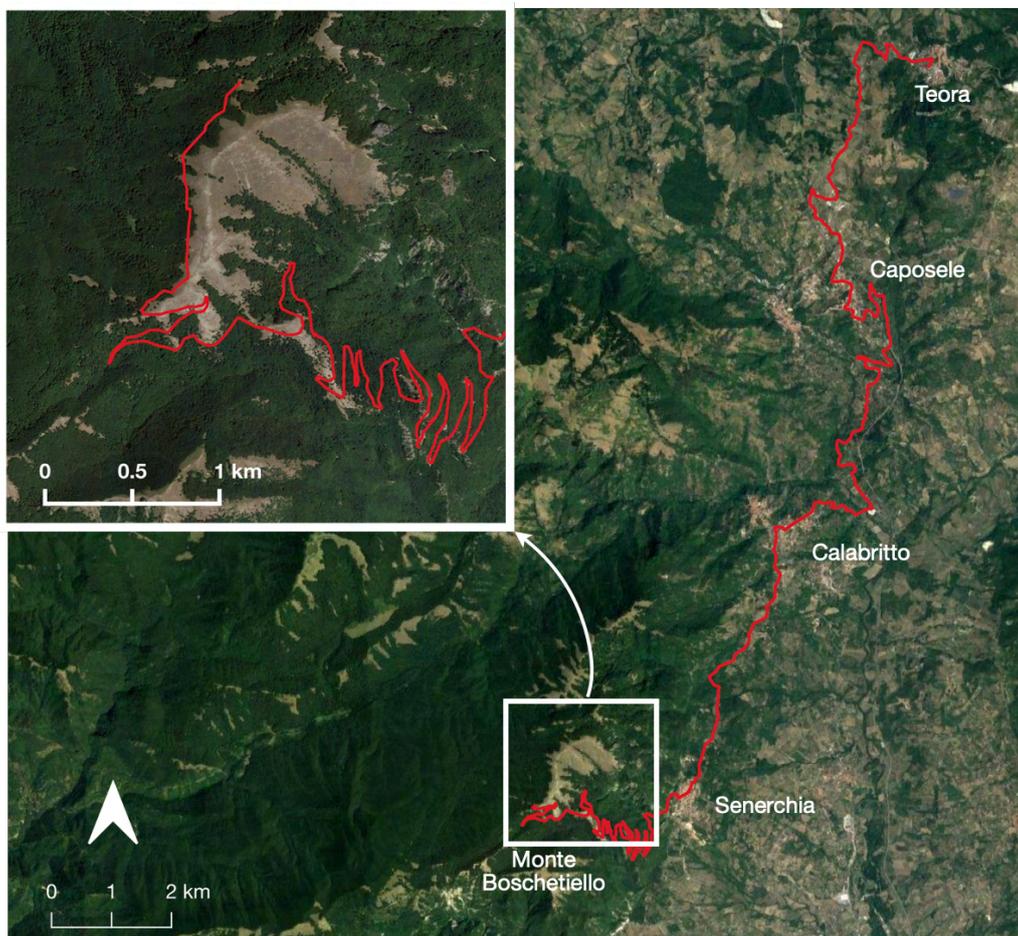


Figura 3: Il percorso della transumanza del 2019. Fonte: Image ©2019 Google.

A Senerchia, la mandria viene radunata per il cambio dei campanacci, con i mandriani che - in uno spettacolo non dissimile da quello dei *cowboys* delle praterie nord-americane - imbrigliano le corna delle vacche con il lazzo, per poter sostituire gli enormi campanacci da transumanza (Figura 4, Figura 5a) con quelli più piccoli da pascolo (Figura 5b), che porteranno al collo fino al ritorno in pianura.



Figura 4: campanacci da transumanza tradizionali, con collare in legno e campana di ferro.

I campanacci sono strumenti fondamentali non solo per la tradizione che rappresentano, ma anche per il ruolo che rivestono: quelli enormi da viaggio servono a scandire il ritmo della transumanza e a guidare i membri della mandria che seguono le vacche dominanti lungo il percorso; quelli da pascolo, invece, più piccoli ma non meno importanti, sono come dei sistemi GPS tradizionali che permettono di localizzare i capi degli armenti al pascolo. Infatti, attraverso le loro tonalità uniche, consentono al pastore di distinguere ogni vacca della sua mandria anche a distanza di chilometri, cosa fondamentale per localizzare i capi di bestiame che pascolano allo stato brado sulle montagne, tra la nebbia e le fitte faggete irpine.

Le campane, tramandate di generazione in generazione, sono costruite in lamiera di metallo, rame o latta e vengono scelte con cura dai pastori al fine di non creare “orchestre” discordanti all’interno degli armenti, oltre che per poter distinguere un campanaccio dall’altro.

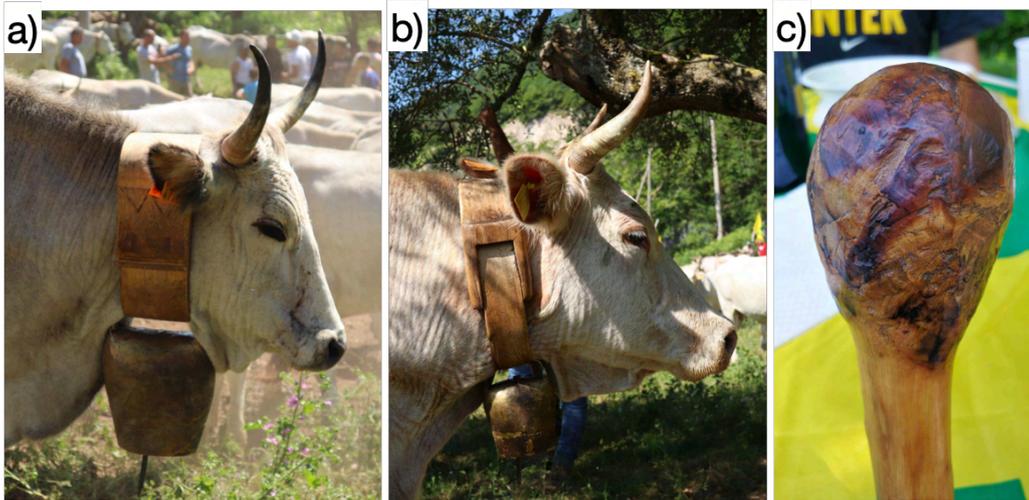


Figura 5: a) vacca che indossa ancora la campana da transumanza; b) vacca con campanaccio da pascolo; c) piroccola.

Oltre all'importanza dei campanacci, durante questa festa sono stati utilizzati anche alcuni strumenti tradizionali, come ad esempio la *piroccola* (Figura 5c), un bastone con la sommità costituita da una parte nodosa e pesante, che non solo agevola il movimento lungo il percorso accidentato e sui tratti di pascolo con rocce affioranti, ma serve anche ad attirare l'attenzione degli animali con il suo rumore.

Successivamente, animali e mandriani, assieme ad amici, parenti e abitanti del paese iniziano la salita in montagna (Figura 6). I cancelli vengono aperti e i bovini scalpitanti guidano la monticazione vera e propria, lungo 10 km di tornanti incastonati tra pareti rocciose e valloni a strapiombo.



Figura 6: I bovini lasciano lo stazzo del cambio di campanacci e iniziano la salita verso i pascoli d'alta quota.

Gli animali procedono a piedi lungo tutto il percorso, accompagnati non solo dai loro allevatori, ma anche da manodopera ingaggiata per l'occasione e da altri pastori locali che si prestano per aiutare a radunare qualche vacca che, attratta dalle essenze presenti lungo la salita, si allontana dal percorso o si dilunga per brucare. Il resto dei seguaci, invece, si sposta prevalentemente in automobile, anche se dopo qualche chilometro riescono a procedere soltanto mezzi fuoristrada. Per le vacche podoliche non sembra esserci alcuno ostacolo.



Figura 7: La razza podolica, perfettamente adattata agli ambienti aspri dell'Appennino, si muove agevolmente anche attraverso la vegetazione e su terreno roccioso ripido.

Le zampe adattate di questi animali, infatti, permettono loro di muoversi agevolmente lungo la salita, anche attraverso scorciatoie ripidissime che passano attraverso tratti di bosco (Figura 7).

Lungo la salita, ci si ferma ancora una volta per far festa. In un'area attrezzata con tavoli da *picnic*, un gazebo con forno a legna e un palco, si gustano i prodotti tipici dell'azienda: caciocavallo e carne di vitellone podolico, accompagnati da altri prodotti locali e da musica popolare (Figura 8). La partecipazione coinvolge tutti, anche il sindaco ed altri rappresentanti comunali, ma i protagonisti di ogni momento sono Antonio Lullo e i suoi figli, che prendono parte ad ogni singolo momento della festa della transumanza.



Figura 8: Antonio Lullo partecipa attivamente alla “sua” festa.

Prima di accompagnare gli animali fino ai prati-pascolo a 1450 m s.l.m, dove passeranno i mesi estivi, i pastori scindono la mandria, permettendo alle vacche gravide di restare in uno stazzo intermedio, prima di raggiungere gli altri capi dopo il parto, accompagnate dai vitelli.

Una volta in montagna, la mandria verrà lasciata in stato semi-brado, con momenti di raccolta soltanto per l'abbeveramento e l'allattamento dei vitelli. La

natura carsica di queste montagne non permette l'accumulo naturale di acqua per gli animali, pertanto, durante tutta l'estate, i pastori portano su acqua per riempire gli abbeveratoi (Figura 9) e due pozze artificiali, costruite all'uopo per trattenere eventuale acqua piovana.



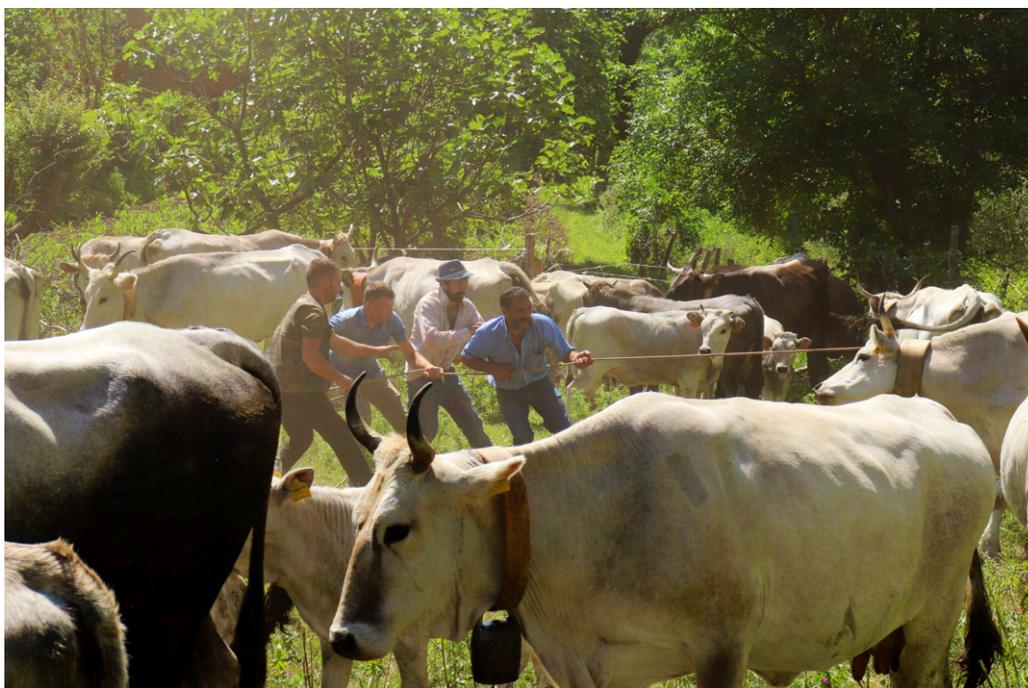
Figura 9: Podoliche agli abbeveratoi sui pascoli d'altura.

La convivialità e la condivisione a cui si assiste durante questa festa testimoniano la partecipazione attiva della comunità locale, a partire dai mandriani che si aiutano a vicenda per spostare gli armenti più grossi, ma lasciano anche percepire le difficoltà che la pastorizia deve affrontare nella società di oggi.

La festa della transumanza è stato un importante momento di confronto, per interloquire con i protagonisti di questa pratica millenaria, capire il ruolo che essa riveste e i cambiamenti che ha attraversato negli anni. Ad esempio, nonostante i pascoli del Monte Boschetiello non siano mai stati completamente abbandonati, il modo di condurre questa attività è in ogni caso cambiato. L'azienda agricola Lullo possiede più di 200 capi di vacca podolica, è un'azienda grande, che oltre alla conduzione familiare di Antonio, Gerardo e Angelo, necessita di aiuti esterni per gestire questo numero di capi di bestiame. In ciò si differenzia dalla pastorizia di una volta, condotta da un numero maggiore di famiglie pastorali, che

possedevano ciascuna un numero nettamente inferiore di capi (come uno dei mandriani che ha partecipato alla transumanza dei Lullo e che ha una piccola mandria di una dozzina di vacche marchigiane, altra razza antica nata in origine per trainare aratri).

Al giorno d'oggi quest'ultimo tipo di pastorizia, verosimilmente, può essere portato avanti soltanto da persone che hanno anche altri lavori e fonti di reddito, in quanto non sarebbe abbastanza per provvedere, da solo, al sostentamento familiare.



CAPITOLO II - L'effetto ecologico del pascolo

2.1 - La caratterizzazione dell'area di studio

Attraverso la collaborazione con l'Azienda Lullo ho potuto effettuare verifiche sperimentali e studiare quantitativamente l'effetto del pascolo sulla diversità degli *habitat* che caratterizzano questi territori, misurando la biodiversità sia faunistica che floristica e verificando l'efficienza degli animali pascolatori nell'arginare l'espansione del bosco.

Questa parte del mio progetto si è concentrata in un'area del comprensorio del Monte Polveracchio, sul Monte Boschetiello (1450 m s.l.m.) (Figura 10).

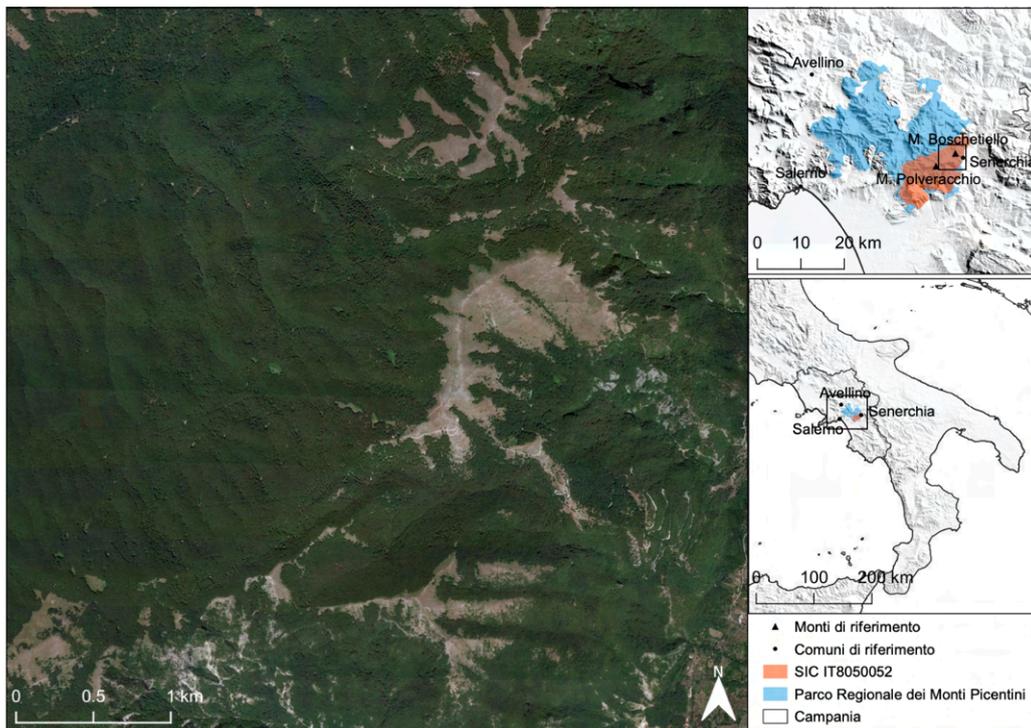


Figura 10: area di studio. A sinistra un'immagine satellitare del Monte Boschetiello (Fonte: Image ©2019 Google), a in alto a destra la posizione all'interno del Parco Regionale dei Monti Picentini e del SIC Monti di Eboli, Monte Polveracchio, Monte Boschetiello e Vallone della Caccia di Senerchia, in basso a destra la posizione in riferimento alla Regione Campania. Sono indicati i Comuni di riferimento e i monti Boschetiello e Polveracchio. I rettangoli rappresentano ciò che è inquadrato nel livello di ingrandimento successivo.

Si tratta di un'area parte del Parco Regionale dei Monti Picentini, così come della Zona a Protezione Speciale (ZPS IT8040021) dei Monti Picentini, istituita nel 2000 e del Sito di Importanza Comunitaria (SIC IT8050052) “Monti di Eboli, Monte Polveracchio, Monte Boschetiello e Vallone della Caccia di Senerchia”, istituito nel 1995.

L'area montuosa del Monte Boschetiello e Monte Polveracchio è delimitata ad Est dalla Valle del Sele, a Ovest dal Monte Terminio e a Sud dal Monte Cervialto. I Comuni che abbracciano questo rilievo sono Senerchia ad Est, Acerno ad Ovest, Calabritto a Nord e Campagna a Sud. La roccia è di natura carbonatica, con spiccati fenomeni di carsismo, che determinano la formazione di creste sommitali e depressioni chiuse. Il rilievo è caratterizzato da valli a “V” fortemente incise e da versanti acclivi.

La Flora

In quanto parte di aree protette, la gestione di questi territori è regolamentata dalla Legge 394 del 6 dicembre 1991, detta anche Legge Quadro sulle aree protette, e dalla Direttiva 92/43/CEE “Habitat”, che insieme definiscono gli *habitat* caratterizzanti e le strategie di tutela di queste aree.

Nel piano montano (tra gli 800 e i 1600 m s.l.m.) l'area di studio si presenta prevalentemente caratterizzata da due *habitat*, entrambi di interesse comunitario: la *Faggeta degli Appennini meridionali* (Habitat 9210*) e *Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (Festuco-Brometalia)* (Habitat 6210), interspersi da vegetazione rada ed affioramenti rocciosi, in particolar modo sulle zone di cresta (Figura 11).

Il sito è costituito da zone boscate a dominanza di faggio (*Fagus sylvatica*) con la presenza di ontani napoletani (*Alnus cordata*); ciò accade perché non si trova a quote tali da ospitare una faggeta pura. Le praterie, che si sviluppano a partire dalla fascia dei quercu-capineti fino alla faggeta, sono caratterizzate dalla presenza di *Bromus erectus* e presentano una elevata ricchezza di specie

endemiche appenniniche (quali ad esempio *Cyclamen hederifolium*, *Scabiosa uniseta*, e *Micromeria graeca subsp. tenuifolia*).



Figura 11: Cresta del Monte Boschetiello, dove il margine della faggeta lascia spazio al prato-pascolo.

Si tratta di praterie localizzate solitamente su versanti con scarsa disponibilità idrica e con suoli ridotti. Gli *habitat* di questo tipo sono prevalentemente praterie secondarie ed il loro mantenimento dipende, come già accennato, da attività agro-silvo-pastorali tradizionali, come il pascolamento del bestiame allo stato brado o lo sfalcio. L'assenza di una gestione del territorio di questo tipo dà adito a processi di insediamento di specie arbustive, che inevitabilmente portano allo sviluppo di comunità caratterizzanti il limitrofo habitat boscato. Difatti, i brometi di questo tipo sono comunemente inseriti nel contesto di formazioni forestali caducifoglie a dominanza di faggio (Strumia 2007).

Mantenere l'equilibrio di questo mosaico paesaggistico composto da *patch* di *habitat* di interesse comunitario è, quindi, non solo auspicabile ma necessario.

Sebbene le praterie della specifica zona non siano interessate da importanti fioriture di orchidee, la presenza di alcune specie, rilevate durante i sopralluoghi, è in ogni caso da segnalare, come ad esempio esemplari di *Orchys italica*, *Orchis simia* e *Neotinea tridentata* (Figura 12a-c)

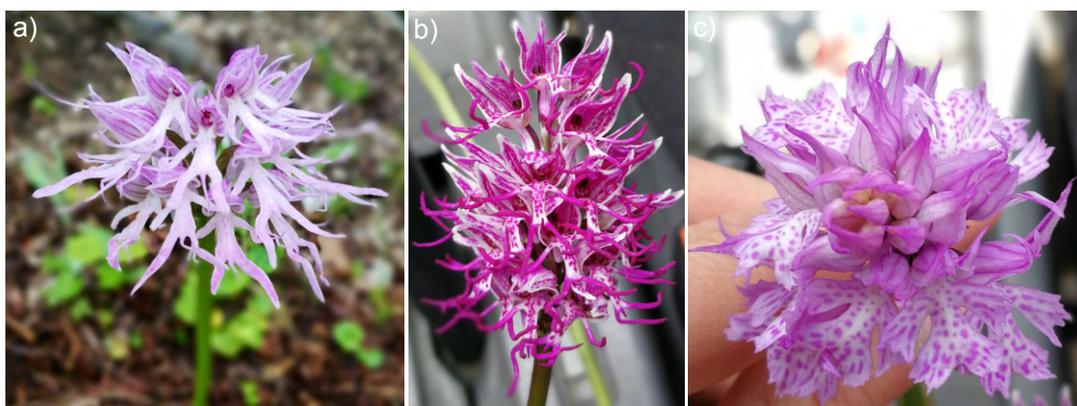


Figura 12: Esempari di orchidee fotografati nell'area di studio. a) *Orchys italica* b) *Orchis simia* c) *Neotinea tridentata*.

Tra le specie vegetali rilevate nell'area di studio, alcune si sono rivelate potenzialmente tossiche. Ho raccolto e campionato, infatti, quella che i pastori dell'area chiamano "cicoria", ossia la *Crepis lacera*, anche detta "Radicchiella laziale", una pianta erbacea perenne appartenente alla famiglia delle Asteraceae, presente prevalentemente nella fascia montana (tra gli 800 e i 1600 m s.l.m.) e molto diffusa nell'area mediterranea.

Morfologicamente, essa è caratterizzata da foglie pennatosette, da un lungo gambo di circa 20-30 cm e da infiorescenze gialle raccolte a ombrello (Figura 13).

Secondo gli allevatori di bestiame, durante la sua fioritura (da giugno agli inizi di agosto) l'ingestione di questa pianta da parte di ruminanti ne provoca la morte in poco tempo.



Figura 13: Particolari di *Crepis lacera*, pianta ritenuta tossica dai pastori. a) fiore b) foglie pennatosette, visibile al centro il lattice.

I pastori attribuiscono l'effetto nocivo di questa specie alla presenza del "latte" (il lattice), che sembrerebbe essere letale perché ostruisce il rumine degli animali, causandone un rapido rigonfiamento con conseguente morte degli individui, senza possibilità di intervento. Questa pianta è ben conosciuta dagli allevatori, che sanno dove e quando cresce e che sono consapevoli di dover, quindi, calibrare i tempi e gli spazi di pascolo dei loro animali per evitare di perdere capi della loro mandria o del loro gregge. Pastori dell'area hanno riportato una perdita media di circa 5 capi l'anno a causa di questa essenza.

Una strategia adottata per limitare di danni è, ad esempio, quella di far pascolare le zone in cui essa è presente ai livelli di massima fioritura prima da animali con digestione monogastrica (come i cavalli), che non sembrano risentire di alcun effetto tossico, precludendo, così, queste aree ai capi bovini fino alla scomparsa della pianta o alla fine della fioritura, quando ormai l'ingestione non arreca più danno ai ruminanti.

Attraverso una collaborazione con il Dipartimento di Scienze Chimiche, è stato possibile effettuare delle analisi qualitative delle sostanze contenute in due campioni di *Crepis lacera* raccolti durante uno dei rilievi (riportate nella Tabella 1), per evidenziare la presenza di eventuali sostanze tossiche.

Tra le sostanze identificate figurano diversi alcaloidi pirrolizidinici, una famiglia di metaboliti secondari prodotti dalle piante contro predatori erbivori e insetti fitofagi. Questi composti, derivati dalla pirrodizilina, presentano una elevata tossicità, soprattutto a livello epatico. Nel caso della *Crepis lacera*, i composti rilevati, appartenenti a questa classe, sono intermedine, senecionine, ridelline, retrosine, clovorine (Cortinovic & Caloni 2015, Wiedenfeld & Edgar 2011).

La mancata documentazione di effetti tossici così immediati e letali in letteratura è particolarmente interessante e potrebbe riflettere la natura relativamente recente di questi effetti tossici a così larga scala. In effetti, intervistando i mandriani, essi hanno evidenziato come, rispetto ad anni precedenti, negli ultimi tempi le aree in cui questa pianta si diffonde e fiorisce si siano allargate e abbiano abbracciato zone dove non era in precedenza presente. Anche questo potrebbe essere un effetto della dinamica di cambiamento dell'uso del suolo, innescata dall'abbandono parziale della montagna, o potrebbe essere un effetto dei cambiamenti climatici, che stanno alterando gli areali di distribuzione di specie. Sicuramente, questa problematica potrebbe essere esacerbata dall'azione sinergica di questi due fattori, e merita di essere approfondita in modo da rendere queste aree meno pericolose per i capi di bestiame al pascolo.

Tabella 1: risultati delle analisi chimiche effettuate su due campioni di *Crepis lacera*, il primo campione costituito da fiori e stelo, il secondo da foglie e radici.

Fiori e stelo		
Analisi sul tal quale analizzato in GCMS	Derivatizzato mediante tms analizzato in GCMS	Alcaloidi pirrolizzidini mediante LC MS
acido idrazoico	glicerolo	intermedine
acido acetico	etildimetil 5 oxo eptanoato	senecionine
anidride acetica	1 oxadecaglicerolo	ridelline
metossi fenil ossima	acido malico	retrosine
metil piperidone	etildipropilmalonato	clovorine
diidrossi acetone	metilottanoato	
piranone	terbutilidrochinone	
2 metil etil benzene	cicloaspidospermina	
2 metil etil fenolo	colestatriene	
digitossina	esadecanolo	
desulfosinigrina	acido palmitico	
acido palmitico	acido trans vaccenico	
etil esadecanoato	acido stearico	
fitol	acido oleico	
etil oleato	ottadecanolo	
etil stearato	colesterolomargarato	
etil linoleato	acido linoleico	
zuccheri	nitro coloesterololo	
beta amirina	dipalmitina	
geraniolo	monopalmitina	
alfa amirina	sitosterolo	
lupeolo	propilstearato	
lupenilacetato	betulin	
sitosterolo	irgostanolo	

lanosterolo	Stigmasterolo	
lupenone	iiostere	
toraxasterolo	trimetildeidronaftalene	
	metil eptanoato	
	acido citrico	
	trimetilisobutilbenzilalcol	
	iimetiletilfenolo	
	metilfeniletiltiofene	
	trimetildiidrossinaftaleolo	
	iigoxygenina	
	fitolo acetato	
	iptadecanolo	
	acido stearico	
	androstenediolo	
	idrossidecanoico	
	acido lenoleico	
	acido linolenico	
	zuccheri	
	glicerolo	
	cistationina	
	fenolo	
	monogliceridi	
	diglicerid	
	terpeni	
	sterolo	
Foglie e radici		
Analisi sul tal quale analizzato in GCMS	Derivatizzato mediante tms analizzato in GCMS	
acido idrazoico	glicerolo	
acido acetico	etildimetil 5 oxo eptanoato	

anidride acetica	1 oxadecaglicerolo	
metossi fenil ossima	acido malico	
metil piperidone	etildipropilmalonato	
diidrossi acetone	metilottanoato	
piranone	dibenzoic	
2 metil etil benzene	trimetossicicloeptene	
2 metil etil fenolo	terbutilidrochinone	
digitossina	cicloaspidospermina	
desulfosinigrina	colestatriene	
acido palmitico	esadecanolo	
etil esadecanoato	acido palmitico	
fitol	acido trans vaccenico	
etil oleato	acido stearico	
etil stearato	acido oleico	
etil linoleato	acido sisostearico	
zuccheri	ottadecanolo	
beta amirina	colesterolomargarato	
geraniolo	acido linoleico	
alfa amirina	nitro coloestero	
lupeolo	dipalmitina	
lupenilacetato	monopalmitina	
	sitosterolo	
	propilstearato	
	betulin	
	ergostanolo	
	stigmasterolo	
	tioestere	
	trimetildeidronaftalene	
	metil eptanoato	

	acido citrico	
	trimetilisobutilbenzilalcol	
	dimetiletilfenolo	
	metilfeniletiltiofene	
	trimetildiidrossinaftaleolo	
	digoxigenina	
	fitolo acetato	
	eptadecanolo	
	acido stearico	
	androstenediolo	
	idrossidecanoico	
	acido lenoleico	
	acido linolenico	

In aggiunta alla gestione e protezione di questi *habitat*, la Legge Quadro delle aree protette ha istituito la Carta della Natura (<https://www.isprambiente.gov.it/it/servizi/sistema-carta-della-natura>), un progetto nazionale coordinato dall'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) che “individua lo stato dell'ambiente naturale in Italia, evidenziando i valori naturali ed i profili di vulnerabilità territoriale”. Lo scopo è non solo quello di cartografare i diversi *habitat*, ma anche di fornire una stima di indici come il Valore ecologico, la Sensibilità ecologica e la Pressione antropica dei biotopi cartografati. Questi parametri consentono di affiancare ad ogni tipo di *habitat* informazioni per delineare quali aree attenzionare.

Secondo questi indici di valutazione dell'ISPRA, l'area *focus* di questo progetto è interessata da ecotopi che presentano entrambi un alto Valore Ecologico, mentre c'è una differenza nella Sensibilità Ecologica della faggeta (caratterizzata da una sensibilità molto alta) e della prateria (con sensibilità ecologica bassa). L'indice di Pressione Antropica risulta essere invece basso per l'area boscata e molto basso per il prato-pascolo, a riprova del fatto che le attività di pascolamento del bestiame non arrecano danno ma anzi, come in precedenza detto, contribuiscono in maniera sostanziale al mantenimento dell'ecotopo stesso.

In aggiunta a questi indicatori, l'ISPRA ha avviato il progetto sperimentale della Carta Naturalistico-Culturale d'Italia, che si prefigge di “definire degli Indici sintetici comprensivi sia dei valori naturali che quelli culturali presenti sul territorio italiano.” Secondo questi indici sintetici, sia l'unità paesaggistica dei Monti Picentini che quella del Monte Polveraccio sono rappresentate da valori Naturali, Culturali e Naturalistico-Culturali molto alti (Capogrossi *et al.* 2017); ciò sottolinea la grande valenza dei paesaggi montani sia dal punto di vista ecologico che culturale.

La Fauna

Prima di improntare l'esperimento di esclusione, che verrà descritto nella sezione successiva, ho effettuato censimenti per caratterizzare dal punto di vista qualitativo la diversità faunistica sulle aree in fida all'azienda collaboratrice, rilevando specie di Mammiferi, Uccelli presenti. La conoscenza del territorio e la collaborazione con le figure locali sono state fondamentali per effettuare con sicurezza ed efficienza questi rilievi, in particolar modo grazie alla possibilità di alloggiare presso la stazione dismessa delle guardie forestali, sita proprio in prossimità dell'area di studio.

Per censire queste specie ho utilizzato diverse tecniche di campionamento, che mi hanno permesso di ottenere un quadro d'insieme.

Transetti

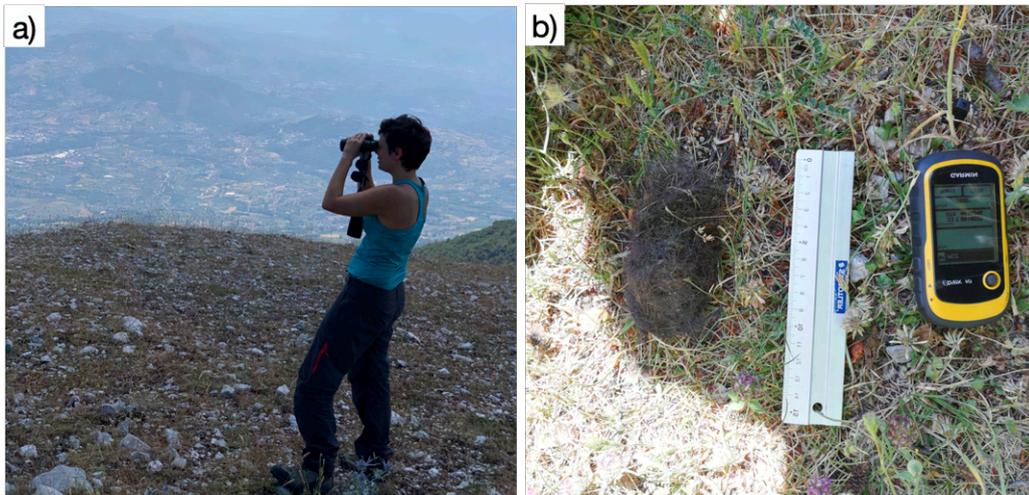


Figura 14: a) censimento a vista di uccelli sulla prateria; b) probabile resto di pasto di un lupo che ha predato un cinghiale.

Sono stati effettuati censimenti a vista (Figura 14a), percorrendo dei transetti di circa 1 km, annotando eventuali tracce dirette (avvistamento o ascolto di uccelli) e indirette (impronte, segni di scavo, presenza di escrementi). Eventuali escrementi, penne e resti di pasto sono stati geolocalizzati (ogni rilevamento

corrisponde ad un punto con coordinate metriche X-Y in base al sistema UTM, fuso 33T) con un dispositivo GPS (Figura 14b), fotografati, raccolti con l'ausilio di guanti monouso, ed eventualmente preservati in Falcon da 50 mL, fino ad ulteriore identificazione in laboratorio.

Sono stati anche eseguiti - quando possibile - dei censimenti notturni con faro (X-Pistol RC 02) per evidenziare l'eventuale presenza di mammiferi notturni, visibili con questa tecnica grazie alla presenza del *tapetum lucidum*, che riflette la luce della torcia, permettendone la localizzazione (Parker 2001).

Inoltre, per verificare la presenza di lupi, è stato effettuato il "wolf howling", ovvero la riproduzione ad intervalli regolari di ululati registrati tramite un apposito altoparlante, stimolando la risposta di eventuali lupi o branchi nelle vicinanze. Questa tecnica è stata implementata in un periodo precedente la transumanza, per minimizzare potenziali effetti negativi sugli animali domestici. Inoltre, gli ululati sono stati emanati da siti distanti almeno 1 km dal ritrovamento di tracce di lupo.

Video-trappolaggio

La tecnica del video-trappolaggio è relativamente recente ma molto diffusa nello studio e nella gestione della fauna selvatica, visti i vantaggi in termini di sforzo di campo ed invasività. Infatti, questo tipo di monitoraggio non reca alcun disturbo agli animali e, pertanto, consente di osservarli in condizioni comportamentali normali (Figura 15).

Questa tecnica prevede l'utilizzo di dispositivi appositi (denominati foto o video-trappole), composti da una fotocamera con *flash* al LED associata ad un sensore di attivazione sensibile al movimento o al calore corporeo (sensore PIR) (O'Connell *et al.* 2010).

La presenza del *flash* consente la ripresa di immagini anche in condizioni di scarsa luminosità e durante le ore notturne, mentre l'alimentazione a batterie consente il monitoraggio di luoghi per periodi di tempo più o meno estesi.

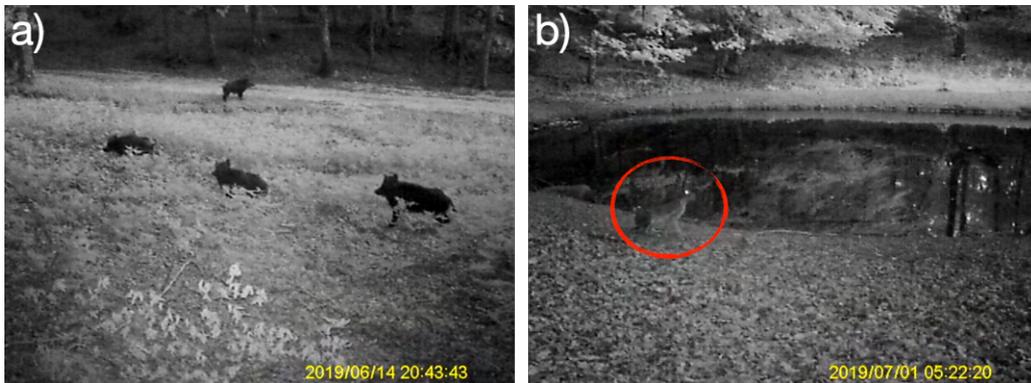


Figura 15: Fotogrammi ripresi mediante foto-trappolaggio nell'area di studio. a) un gruppo di cinghiali in movimento. b) una lepre si avvicina alla pozza d'acqua per abbeverarsi.

Per l'area in fida all'azienda Lullo sono state utilizzate foto-trappole di modello Scout Guard 2060-X durante la primavera e l'estate del 2019 e del 2020. I dispositivi sono stati montati su alberi in prossimità di zone di passaggio o abbeveratoi, ad un'altezza di circa 1 m dal suolo.

Ogni foto-trappola è stata impostata su ripresa video di 30 secondi, senza periodo di refrattarietà tra un'attivazione e l'altra, ed è rimasta attiva per tutto l'arco della giornata. Le video-trappole sono state innescate ad ogni campo e lasciate attive fino al campo successivo, durante il quale sono state sostituite ogni volta batterie e scheda di memoria.

I video sono stati successivamente visionati, identificando gli animali ripresi e la relativa frequenza di ripresa di ciascuna specie, calcolata sul numero totale di video "positivi", ovvero i video che avessero ripreso effettivamente animali.

Sono stati rinvenuti 570 video positivi su un totale di 835 video.

Il numero di avvistamenti per ogni specie è riportato nel grafico in Figura 16. Il totale degli avvistamenti (609) è superiore al numero di video poiché all'interno di alcuni video sono state identificate più specie (ad esempio, vacche e pecore sono state frequentemente riprese in compagnia di cani da pastore).

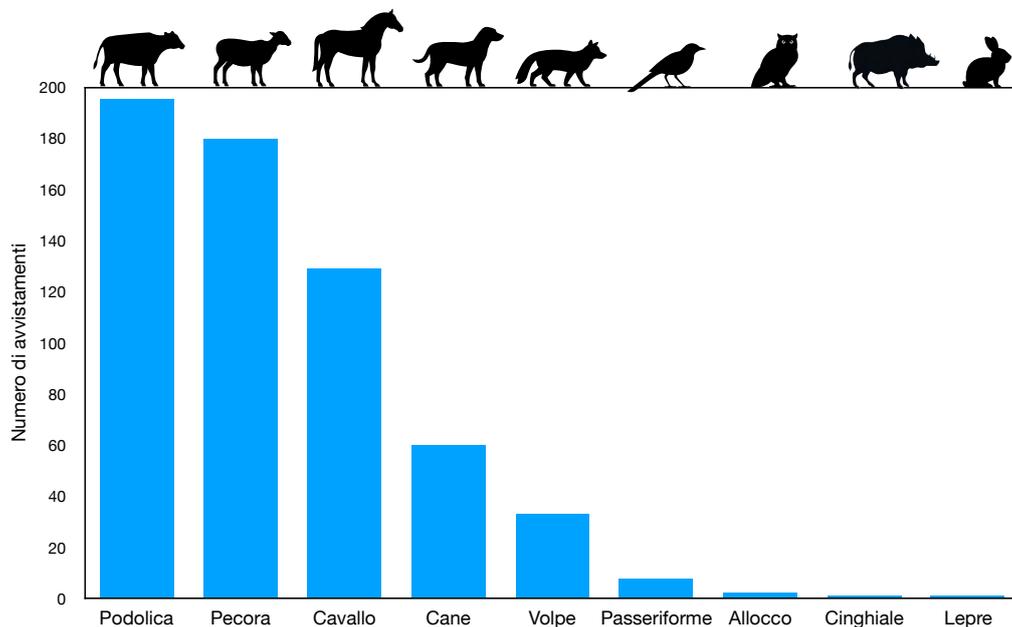


Figura 16: Numero di avvistamenti tramite foto-trappolaggio per ciascuna specie.

Trappolaggio a vivo

Per censire le specie di piccoli mammiferi presenti è stato utilizzato il trappolaggio a vivo, mediante trappole di tipo Sherman (H. B. Sherman Inc., Tallahassee, Flor.) (Anthony 2005). Queste trappole in alluminio sono dei parallelepipedi con un'apertura a scatto (Figura 17a), che si chiude attraverso una molla posta all'interno, la quale viene innescata con il peso dell'animale, una volta che quest'ultimo è entrato nella trappola, attratto da esche alimentari. Tali trappole sono utili sia per la cattura di micromammiferi insettivori (Anthony 2005) che di roditori, della famiglia dei Muridae (Traweger *et al.* 2006) o dei Gliridae (Turk *et al.* 2008). Pertanto, le esche scelte sono state sia semi di girasole che carne di suino, in modo da attirare il maggior numero possibile di animali.

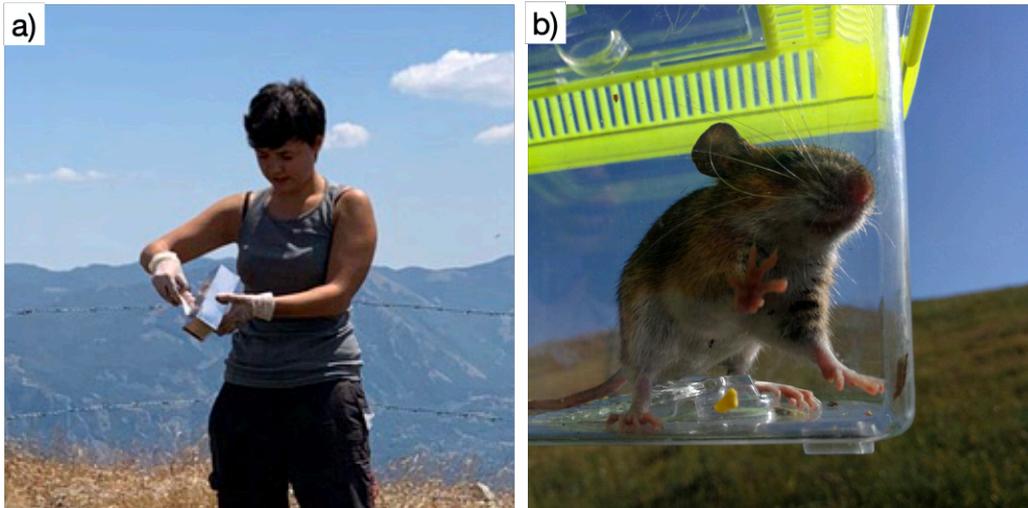


Figura 17: a) Innesco di una trappola Sherman; b) esemplare di *Apodemus sylvaticus* catturato con questa metodologia.

Tali dispositivi consentono la cattura senza la necessità di sacrificio dell'individuo, che resta vivo purché la trappola venga controllata non oltre 24 ore dopo l'innesco, per evitare di arrecare uno stress eccessivo all'animale catturato o di causarne la morte accidentale per eventuale soffocamento o surriscaldamento (nel caso di trappole esposte al sole).

Nello specifico, le trappole da me utilizzate sono state poste in prossimità di tane presenti nelle praterie o alle radici di alberi presenti nella faggeta.

Il censimento della diversità generale mediante queste tecniche mi ha permesso di rilevare delle specie selvatiche ascrivibili all'*habitat* aperto del prato-pascolo, come:

- la lepre europea (*Lepus europaeus*);
- l'arvicola di Savi (*Microtus savii*);
- il grillaio (*Falco naumanni*);
- l'allodola (*Alauda arvensis*);
- il nibbio bruno (*Milvus migrans*);
- il gheppio (*Falco tinnunculus*);
- la poiana (*Buteo buteo*).

Tra le specie censite, quelle legate all'ambiente boscato della faggeta sono:

- il lupo (*Canis lupus italicus*);
- il cinghiale (*Sus scrofa*);
- il topo selvatico (*Apodemus sylvaticus*) (Figura 17b);
- l'allocco (*Strix aluco*);
- lo sparviere (*Accipiter nisus*);
- il cuculo (*Cuculus canorus*);
- il codirosso spazzacamino (*Phoenicurus ochruros*);
- il lui piccolo (*Phylloscopus collybita*);
- la capinera (*Sylvia atricapilla*);
- il fringuello (*Fringilla coelebs*).

2.2 - Il monitoraggio della biodiversità

Le praterie boscate del Monte Boschetiello sono prevalentemente pascolate da ovini e bovini; in particolare, dai capi dell'azienda Lullo.

Per monitorare gli effetti dell'azione di pascolo di questi animali sulla biodiversità è stato prima necessario chiarire come questa venga definita.

La biodiversità, termine spesso utilizzato in maniera interscambiabile con “diversità biologica” (Magurran 2013), è rappresentata dall'insieme degli esseri animali e vegetali, nella loro varietà. Essa è la sorgente dell'evoluzione, riflette il successo evolutivo degli organismi viventi ed è l'essenza degli ecosistemi e della diversità della vita sulla terra

In un dato ambiente, la biodiversità può essere valutata in base a tre criteri: ecologico, genetico e tassonomico. Generalmente, la ricchezza e l'abbondanza delle specie presenti in un ambiente e valutate nel tempo vengono considerate come una misura attendibile della biodiversità di un *habitat* (Hubbel 2011) e misure di gestione e pianificazione del territorio dovrebbero mirare al mantenimento o all'ottenimento di livelli di biodiversità elevati.

Questo concetto può, però, generare discussioni in quanto non fa distinzione tra specie autoctone e alloctone, o specie rare e comuni, e non sempre è chiaro lo scopo della conservazione della diversità biologica.

Nel corso degli anni, infatti, gli sforzi conservazionistici hanno interessato diverse componenti della biodiversità. Un grande peso era dato alle specie più rappresentative di un *habitat*, denominate “specie carismatiche” (come il ghepardo per la savana, o il panda per le foreste di bambù). Con il progredire delle scoperte scientifiche e le nuove informazioni sul funzionamento degli ecosistemi, il *focus* si è man mano ampliato e spostato sulla conservazione di *habitat* e dei processi ecologici alla base di questi, piuttosto che su quella delle singole specie che li popolano. Questo ha, naturalmente, comportato anche una rieducazione del pubblico coinvolto in iniziative di conservazione, portando ad

una nuova concezione della diversità biologica più orientata verso la diversità ecologica (Magurran 2013).

Nel mio studio, lavorando in ambienti che sono caratterizzati da un gran numero di specie autoctone e rappresentative degli ecosistemi appenninici, per biodiversità intendo la ricchezza e l'abbondanza di *taxa*, ovvero di gruppi tassonomici delle comunità faunistiche e floristiche; in particolare, la ricchezza a livello tassonomico di Ordine, per quanto riguarda la diversità faunistica, e di Specie e Famiglie, per quanto riguarda quella floristica. La biodiversità, così concepita, può essere misurata su tre livelli, correlati tra loro: la diversità locale (alfa-diversità) che quindi caratterizza la comunità di un *plot* o di un *habitat*, la beta-diversità, che esprime la differenza di diversità tra due o più comunità e la gamma-diversità, che caratterizza la diversità globale di una regione, ed è espressa dalla somma di alfa e beta-diversità (Figura 18).

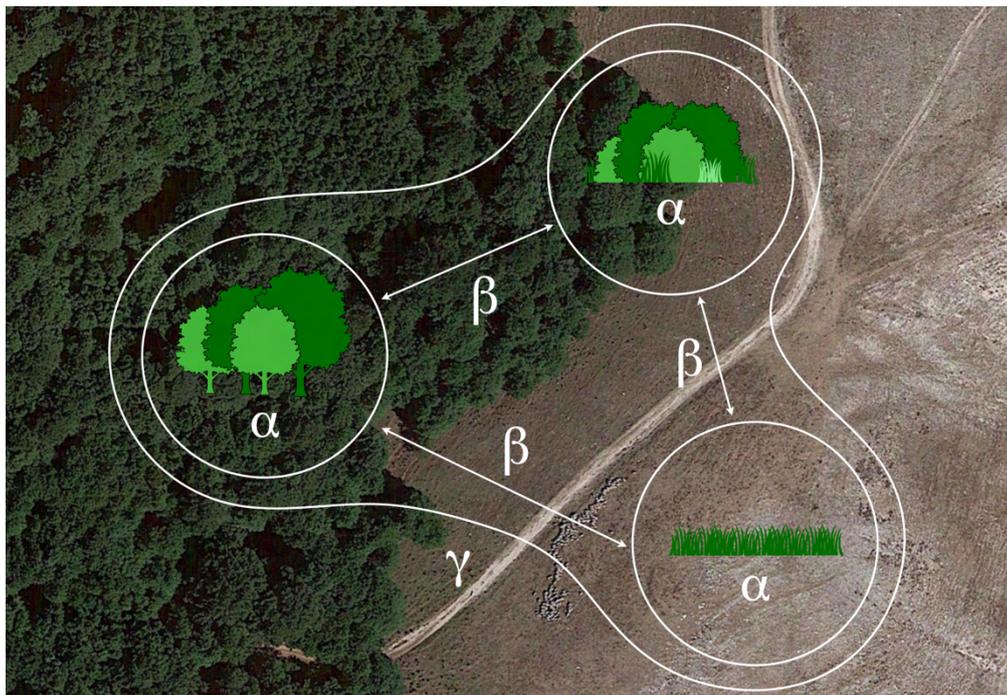


Figura 18: alfa, beta e gamma-diversità.

Per esprimere numericamente la biodiversità e poter effettuare confronti, è necessario avere degli indicatori che possano riflettere accuratamente le diverse comunità considerate (Magurran 2013). Gli indici di diversità possono fare riferimento alla ricchezza tal quale, e quindi al numero di specie o gruppi tassonomici (*taxa*) che caratterizzano le comunità, oppure all'uniformità o alla dominanza, ossia a come sono ripartite le abbondanze dei vari *taxa*, dando quindi informazioni su quanto siano equilibrate le comunità studiate. La scelta degli indici adatti deve far riferimento alla scala spaziale a cui si lavora e allo sforzo complessivo di campionamento (Magurran 2013).

La collaborazione con l'università estera è stata fondamentale per capire come effettuare al meglio esperimenti quantitativi che mi permettessero non soltanto la caratterizzazione dei diversi *habitat* presenti nella mia area di studio, ma anche di confrontare direttamente l'effetto del pascolo. Il gruppo di ricerca del Prof. Svenning, infatti, si occupa di diversi progetti sull'effetto dell'erbivoria sulle comunità vegetali e animali, avvalendosi di numerosi ricercatori che, durante i 18 mesi di permanenza e grazie ad incontri a cadenza settimanale, mi hanno permesso di mettere a punto dei protocolli validi e rigorosi. Partecipando attivamente ad uno studio sul comportamento di pascolatori domestici allo stato brado in un'area in cui l'Università di Aarhus ha installato dei *plot* di esclusione, ho potuto valutare il numero e le caratteristiche di questi *plot*, adattandoli ai pascoli del Monte Boschetiello.

Ai fini di questo progetto, per caratterizzare i prati-pascolo presenti nell'area di studio ho effettuato dei monitoraggi della biodiversità sia confrontando le comunità presenti nella faggeta (bosco), che quelle presenti nel prato-pascolo, e, infine, lungo il margine di transizione tra questi due *habitat*. In termini ecologici, il margine è denominato ecotono ed è, solitamente, caratterizzato da una diversità maggiore rispetto agli ambienti confinanti, in quanto può ospitare specie appartenenti alle comunità confinanti, oltre che determinate specie esclusive di

questi ambienti ecotonali (Kark 2007). Per questo è stato importante caratterizzare la diversità di questa zona di transizione.

I campionamenti sono stati effettuati in *plot* sperimentali, ovvero aree circolari di 6 m di diametro, all'interno delle quali ho misurato gli indicatori scelti. In particolare, sono stati delineati 4 *plot* nella faggeta, 4 lungo il margine e 4 nel prato-pascolo per le analisi di diversità lungo il gradiente ambientale.

Inoltre, per misurare l'effetto specifico del pascolo sulla biodiversità del prato-pascolo, ho messo in atto un esperimento di esclusione, costruendo dei recinti che impedissero ai pascolatori di accedere a determinate aree della prateria, che sono state poi confrontate con aree in cui gli animali avevano, invece, libero accesso per brucare (Figura 19).



Figura 19: Costruzione di recinti di esclusione.

L'importanza di campionare le comunità sullo stesso sito, piuttosto che effettuare campionamenti diversi in una prateria regolarmente pascolata e in una non pascolata presente in una zona diversa, è dovuta alla necessità di poter ascrivere con certezza eventuali differenze alla presenza o assenza di azione di erbivoria da parte di animali domestici, mantenendo costanti le altre condizioni ambientali.

Pertanto, i recinti sono stati costruiti prima della monticazione dei capi e sono stati effettuati dei campionamenti preliminari durante questo periodo di assenza di pascolatori, al fine di accertare l'assenza di eventuali differenze intrinseche tra i *plot* selezionati (i risultati dei test statistici di questa analisi sono riportati in Figura 1 dell'Appendice).

Per monitorare l'effetto del pascolo sono stati utilizzati 4 *plot* recintati, esclusi dal pascolamento dei capi, e 4 *plot* liberamente pascolati.

2.3 - L'effetto del pascolo sulla fauna

Tecniche di campionamento

Per monitorare l'effetto ecologico del pascolo sulla fauna, è stato dapprima opportuno scegliere una classe di indicatori che potesse essere sensibile a cambiamenti nella scala temporale e spaziale dettate dal questo progetto. La scelta è ricaduta sul Phylum Arthropoda, rappresentati prevalentemente dalla Classe degli insetti e considerati buoni indicatori per esperimenti di questo genere a causa del loro breve ciclo vitale e del forte legame con la vegetazione circostante (Sorino *et al.* 2016).

Il campionamento è stato effettuato utilizzando due tecniche differenti: una per gli artropodi presenti sulla cotica erbosa (tecnica dello sfalcio) e una per gli artropodi camminatori del suolo (trappole *pitfall*) (Figura 20a).

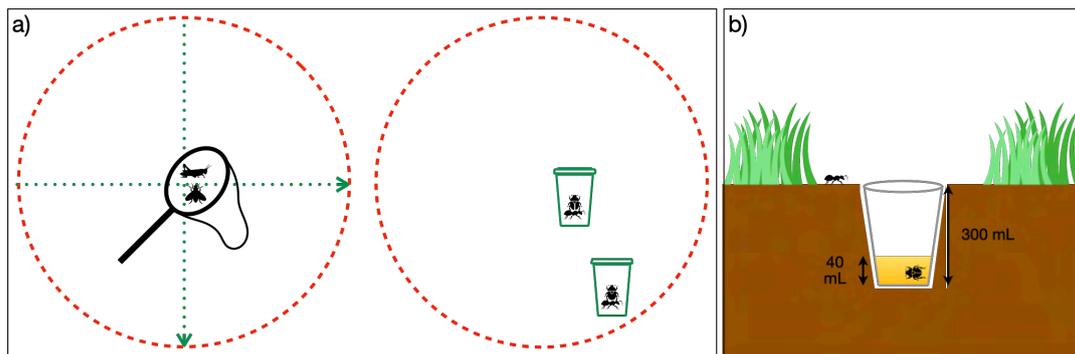


Figura 20: a) schema di campionamento dei *plot*, rappresentati dalle circonferenze rosse, a sinistra la schematizzazione dello sfalcio, a destra delle trappole *pitfall*. b) rappresentazione del funzionamento delle trappole *pitfall*.

Lo sfalcio è una tecnica che prevede l'utilizzo di retini appositi, formati da un'asta di legno e da una sacca di tela che, con i movimenti di sfalcio, cattura e trattiene gli esemplari. Il protocollo ha previsto 50 sfalci lungo due direzioni perpendicolari (Figura 20a), mantenute costanti per tutti i *plot*. Gli individui catturati sono stati poi trasferiti in provette Falcon® da 50 mL contenenti etanolo (EtOH) al 70%, al fine di intorpidire e preservare i campioni fino alla loro identificazione (Figura 21a). Tutti gli sfalci sono stati effettuati nel primo

pomeriggio e in condizioni meteorologiche simili, in modo da ridurre al massimo fattori che potessero influire sulla cattura.

La tecnica delle *pitfall*, o trappole a caduta, ha invece previsto l'installazione di due trappole per *plot*, una in posizione prossimale al centro del *plot*, una in posizione distale. Le trappole sono costituite da bicchieri di plastica da 300 mL, infossati nel terreno, con il bordo del bicchiere a livello del suolo, in modo da catturare artropodi camminatori caduti all'interno delle trappole (Figura 20b). All'interno dei bicchieri sono stati versati circa 40 mL di aceto (acido acetico), che funge da sostanza attrattiva e stordente. Le trappole sono state tenute attive per circa 18-20 ore dopo l'innescò e, successivamente, gli esemplari catturati sono stati, come precedentemente descritto, trasferiti in provette Falcon® da 50 mL contenente etanolo al 70%.

In totale, sono state effettuate 2 sessioni di campionamento a luglio e ottobre del 2019, con una sessione aggiuntiva a luglio del 2020, a seguito della monticazione, quindi una volta presenti i capi di bestiame. Precedentemente a queste sessioni, è stato effettuato un campionamento a giugno del 2019 e del 2020, prima che avvenisse la transumanza.

L'identificazione e classificazione degli esemplari catturati è stata effettuata in laboratorio, utilizzando delle chiavi dicotomiche che hanno permesso la classificazione morfologica (Villanueva-López *et al.* 2019) fino al livello tassonomico di Ordine (Biaggini *et al.* 2007), utilizzando uno stereomicroscopio Leica EZ4 (Figura 21b).



Figura 21: a) Campionamento con sfalcio. b) Fase di identificazione morfologica con stereomicroscopio.

Analisi dei dati

Una volta raccolti ed identificati gli artropodi per ogni *plot* e ogni sessione di campionamento, i dati sono stati organizzati in matrici di abbondanza, in cui ogni riga corrisponde ad un *plot* e ogni colonna ad un Ordine di artropodi, con il numero di individui appartenente a ciascun ordine nelle celle. I dati relativi allo stesso *plot* ottenuti durante le diverse sessioni di campionamento sono stati aggregati, ottenendo un solo valore di abbondanza di ciascun ordine per *plot*.

Gli indici scelti per misurare l'alfa-diversità sono stati:

- la Ricchezza (S): esprime il numero di *taxa* che rappresenta le comunità dei *plot*;
- l'indice di Simpson ($1-D$): $D = \sum p_i^2$, in cui p rappresenta la proporzione di individui appartenente al *taxa* i . All'aumentare della diversità, D diminuisce, per cui questo indice viene di solito espresso come $1-D$ (assumendo valori maggiori tanto più sono equiripartite le comunità) ed esprime sostanzialmente la varianza della distribuzione di abbondanze (Simpson 1949);
- l'indice di Shannon (H): $H = -\sum p_i \ln p_i$, in cui p rappresenta la proporzione di individui appartenente al *taxa* i . L'indice di Shannon è tra gli

indici di diversità più diffusi per esprimere l'uniformità delle comunità e il suo valore aumenta all'aumentare della diversità (Shannon e Weaver 1949);

- l'indice di Berger-Parker (d): $d = \frac{N_{max}}{N}$, in cui N_{max} rappresenta il numero di individui del *taxon* più abbondante. Questo indice consente di esprimere in maniera facilmente interpretabile la dominanza ed è tra i più facili da calcolare (Berger e Parker 1970).

Differenze significative sono state identificate effettuando un test Kruskal-Wallis per i confronti di comunità appartenenti ai 3 *habitat* (bosco-margine-prato) e un test Wilcox per i confronti *pairwise* (prato-margine, prato-bosco, margine-bosco e pascolo-non pascolo). Differenze significative sono caratterizzate da un *p-value* < 0.05.

Per misurare la beta-diversità, invece, è stato utilizzato l'indice di dissimilarità di Bray-Curtis utilizzando la radice quadrata delle matrici di abbondanza degli artropodi (Savage *et al.* 2018) e, successivamente, una rappresentazione multivariata utilizzando una Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS), in 3 dimensioni per il confronto di comunità di bosco-margine-prato e in 2 dimensioni per il confronto pascolato-non pascolato. Differenze statisticamente significative sono state verificate con un'analisi di *one-way* PERMANOVA. Infine, un'analisi SIMPER ha permesso di verificare quali ordini hanno contribuito maggiormente alle eventuali differenze nelle comunità. Per l'analisi e la rappresentazione grafica dei dati sono stati utilizzati i *software* Past 4.03 (Hammer, Harper & Ryan 2001) e il pacchetto 'ggpubr' (Kassambara 2018) del *software* R (R Core Team 2020).

Risultati del confronto della biodiversità lungo il gradiente ambientale bosco-margine-prateria

L'analisi degli indici di alfa-diversità ha rivelato una differenza significativa tra le comunità della faggeta, del margine e del prato. In particolare, dai confronti *pairwise*, il prato-pascolo è risultato essere caratterizzato dalla comunità più ricca ed equilibrata dei tre *habitat* studiati (Figura 22a-d).

Anche l'NMDS in 3 dimensioni ha rivelato un raggruppamento evidente tra i *plot* dei diversi *habitat*, con una differenza statisticamente significativa (PERMANOVA $p = 0.0001$; differenze *pairwise* tra gli *habitat*: prateria vs margine: $p = 0.028$, margine vs bosco: $p = 0.032$, prateria vs bosco: $p = 0.027$). (Figura 22e).

I risultati dell'analisi SIMPER (Appendice, Tabella 1) ha riportato come Ordini a maggior contributo Diptera (con una percentuale di contributo del 30.42%), Hemiptera (17.25) e Coleoptera (16.92). Questi ordini sono risultati anche quelli maggiormente rappresentati nel campionamento (Appendice, Figura 2).

I livelli sorprendentemente elevati di diversità della prateria, rispetto agli altri due *habitat* analizzati, sottolineano come, contrariamente a quanto si possa immaginare, non sempre la presenza dell'umano, delle specie domestiche e delle sue attività vada a scapito degli ecosistemi, ma anzi contribuisce a creare ambienti particolari che si trovano in un equilibrio con gli interventi umani.

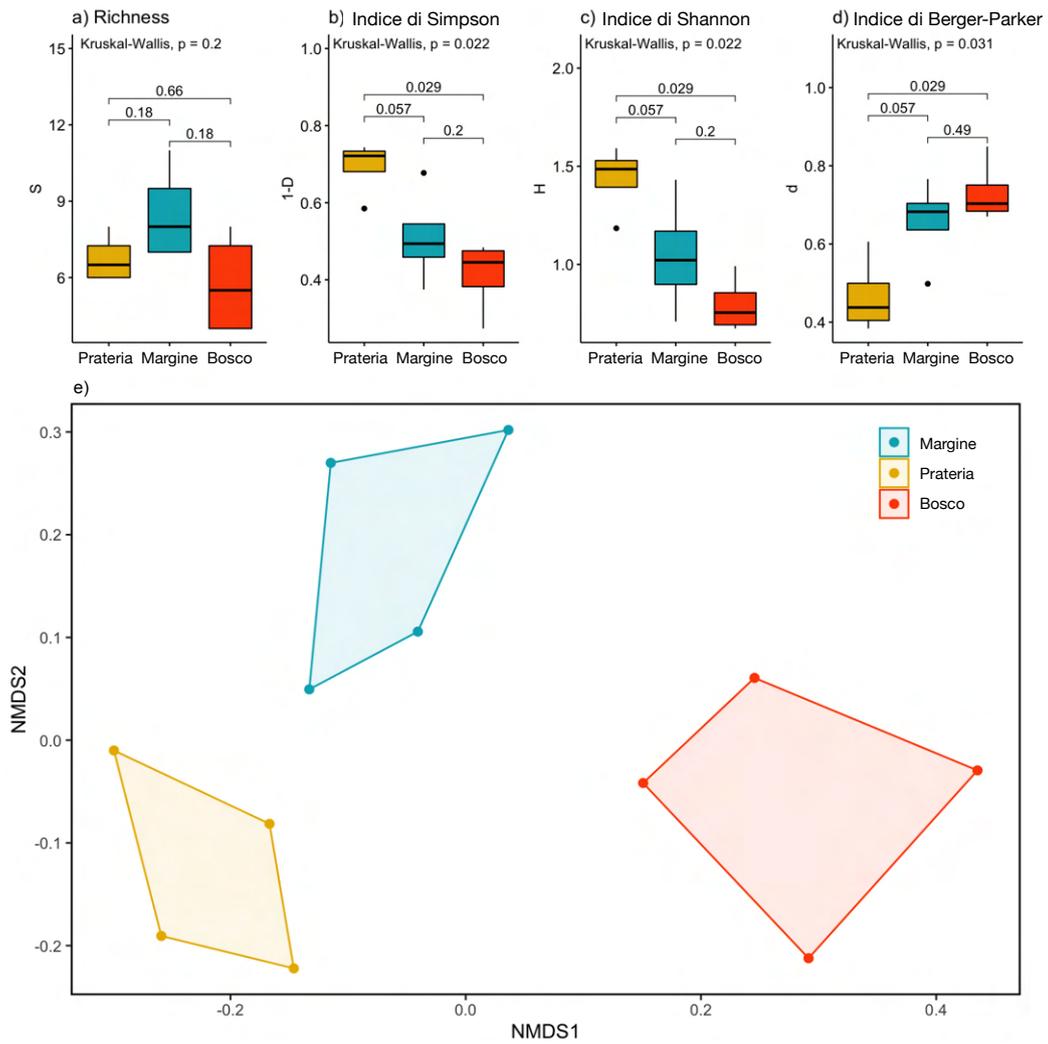


Figura 22: Analisi della diversità dei plot del bosco (in arancione), margine (in turchese) e prato-pascolo (in giallo). a) Ricchezza; b) indice di Simpson; c) indice di Shannon; d) indice di Berger-Parker; e) le prime due dimensioni dell'ordinazione NMDS. PERMANOVA $p = 0.0001$; differenze *pairwise* tra gli habitat: prateria vs margine: $p = 0.028$, margine vs bosco: $p = 0.032$, prateria vs bosco: $p = 0.027$.

Risultati del confronto della biodiversità *plot* pascolati e non pascolati

Gli indici di alfa-diversità per i *plot* pascolati hanno rivelato che le comunità di questi ultimi risultano più ricche ed equilibrate rispetto a quelle dei *plot* recintati e quindi esclusi dall'azione da parte dei bovini.

In particolare, l'indice di Simpson è risultato significativamente più alto per le aree pascolate (0.74 ± 0.02 rispetto a 0.66 ± 0.05 delle aree non pascolate, $p\text{-value} = 0.029$) indicando una comunità più ricca ed equipartita, mentre l'indice di Berger-Parker è risultato minore, indicando l'assenza di una forte dominanza da parte di uno dei gruppi tassonomici (0.38 ± 0.04 dei *plot* pascolati vs 0.52 ± 0.07 dei *plot* non pascolati, $p\text{-value} = 0.029$) (Figura 23a-d).

L'ordinazione NMDS in 2 dimensioni, invece, ha mostrato una leggera ma non statisticamente significativa differenza (Fig 23e). Questo può essere spiegato sia dal fatto che entrambe le tipologie di *plot* si trovano sul prato-pascolo, sia dalla piccola scala temporale dell'esperimento di esclusione; infatti, sarebbe interessante effettuare degli esperimenti dalla durata di diversi anni, per investigare più a fondo questo fenomeno.

L'analisi SIMPER (Appendice, Tabella 2) ha rivelato un contributo in percentuale superiore al 10% per gli ordini Diptera (25.52%), Hemiptera (23.88%), Orthoptera (15.06%) e Coleoptera (14.34%), che sono risultati maggiormente rappresentati nei *plot* pascolati rispetto a quelli recintati (Appendice, Figura 3).

Questi risultati sono, in ogni caso, fortemente significativi ed incoraggianti, evidenziando la portata dell'azione di pascolo come *driver* di biodiversità di questi ambienti, che risentono degli effetti negativi della sua assenza anche nel giro di una sola stagione di pascolo estivo.

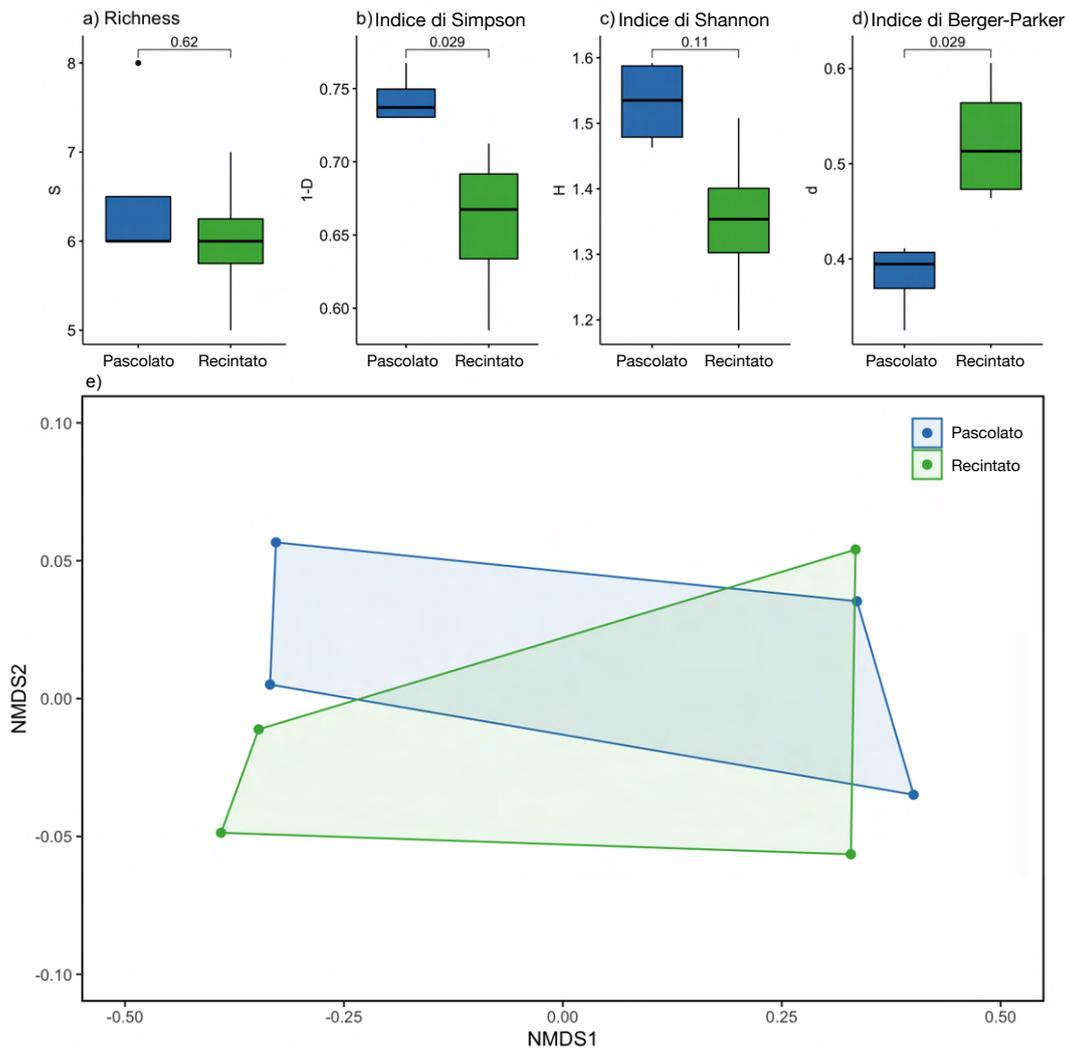


Figura 23: Analisi della diversità dei plot pascolati (in blu) e recintati (in verde). a) Ricchezza; b) indice di Simpson; c) indice di Shannon; d) indice di Berger-Parker; e) le due dimensioni dell'ordinazione NMDS. PERMANOVA $p = 0.0001$; differenze *pairwise* tra gli habitat: prateria vs margine: $p = 0.028$, margine vs bosco: $p = 0.032$, prateria vs bosco: $p = 0.027$.)

2.4 - L'effetto del pascolo sulla flora

Tecniche di campionamento

Per esaminare l'effetto del pascolo sulla flora del prato-pascolo, è stato effettuato un rilievo floristico, ovvero la compilazione di una lista di presenza/assenza delle specie vegetali presenti nei *plot* pascolati e in quelli recintati (lista floristica). Questo rilievo è stato fatto sia direttamente sul campo, sia in seguito all'assemblaggio di un erbario, prelevando esemplari rappresentativi di tutte le specie presenti. Sono stati scelti solo individui con parti mature, prive di danni causati da insetti, o di lesioni, cercando di mantenere intatto il sistema radicale e rimuovendo eccessi di terriccio. I campioni sono stati raccolti con l'ausilio di cesoie e trapiantatoio e sono stati poi essiccati e montati in un erbario per la loro identificazione sistematica a livello di Famiglia e di Specie.

Una volta compilata la lista floristica per i *plot* pascolati e non pascolati (Tabella 1), queste sono state confrontate, costruendo dei diagrammi di Venn (Figura 24a) per osservare il livello di sovrapposizione delle Specie e delle Famiglie identificate, ottenendo così anche due liste floristiche rappresentative di elementi esclusivi ai *plot* pascolati e a quelli recintati, in modo da evitare che gli elementi in comune impedissero di discernere eventuali differenze.

Successivamente, sono stati selezionati dei tratti funzionali per paragonare le specie esclusive alle due comunità considerate, sulla base di caratteristiche che abbiamo ritenuto potessero essere discriminative per rilevare un segnale dell'effetto del pascolo. I tratti scelti sono:

- Forma biologica di Raunkiaer (1934), in particolare, i tratti rinvenuti sul Monte Boschetiello sono stati *Ch* (Camefite, piante legnose alla base con gemme svernanti poste ad un'altezza dal suolo tra 2 e 25 cm), *G* (Geofite, piante erbacee perenni con organi sotterranei di riserva quali bulbi o rizomi), *H* (Emicriptofite, piante erbacee perenni o bienni con gemme svernanti poste al livello del terreno), *T* (Terofite, piante erbacee che superano la stagione

- sfavorevole allo stato di seme completando il loro ciclo vitale nella stagione favorevole);
- Ciclo vegetativo, che distingue piante *annuali* (piante che compiono il loro ciclo vitale in un anno), *pluriennali* (piante che compiono il loro ciclo vitale in più di un anno) e *perenni* (piante che compiono il loro ciclo vitale in più di due anni);
 - Vettori di polline, distinti in *insetti*, *vento*, e *selfing-insetti*;
 - Vettori di dispersione, che distingue piante *anemocore* (disperse dal vento), piante *autocore* (disperse autonomamente senza intervento di fattori esterni), piante *policore* (disperse da molteplici vettori) e piante *zoocore* (quindi disperse da animali);
 - Presenza/assenza di dispersione zoocora, considerando come specie zoocore sia quelle disperse esclusivamente da animali (zoocore) che quelle policore.

I tratti sono stati associati a ciascuna specie utilizzando il pacchetto R ‘TR8’ (Gionata 2015) che consente di assemblare matrici di tratti accedendo alle informazioni contenute in diversi *database* pubblicamente disponibili. In particolare, i *database* consultati sono stati: BiolFlor (Klots *et al.* 2002), The Ecological Flora of the British Isles (Fitter e Peat 1994), Ellenberg values for Italian Flora (Pignatti *et al.* 2005), LEDA traitbase (Kleyer *et al.* 2008), e BROT (Paula e Pausas 2013). Per gli elementi tassonomici non identificati a livello di specie, le informazioni sono state ottenute da specie appartenenti allo stesso genere, o sulla base di opinioni esperte basate sulle osservazioni dirette degli esemplari campionati.

Analisi dei dati e risultati

Una volta compilata la tabella con i tratti corrispondenti a ciascuna specie esclusiva dei *plot* pascolati e recintati, sono state calcolate le frequenze percentuali di ciascun tratto, costruendo dei grafici a torta (Figura 24b).

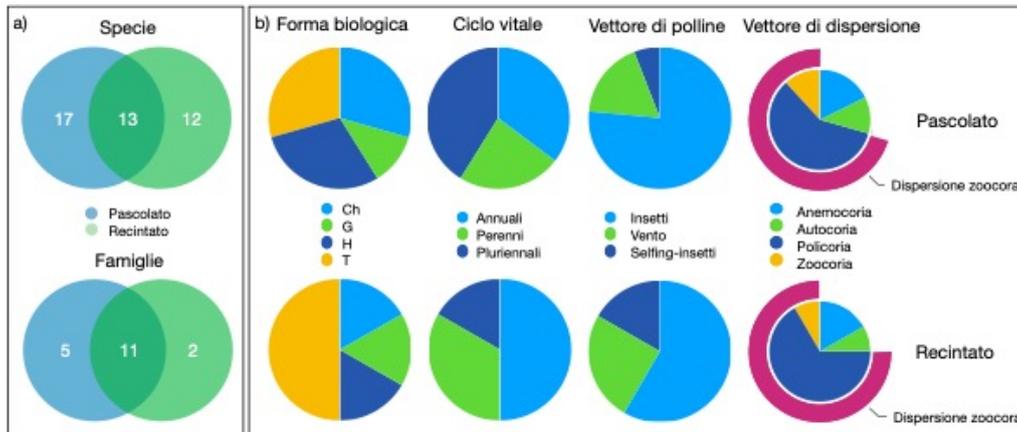


Figura 24a) Confronto del numero di specie e famiglie presenti nei plot pascolati e non pascolati. b) confronto dei tratti funzionali appartenenti ad entità esclusive dei plot pascolati e dei plot recintati: forma biologica, ciclo vegetativo, vettori di polline, vettori di dispersione e presenza o meno di dispersione tramite animali. (Ch = Camefite, G = Geofite, H = Emicriptofite, T = Terofite).

Sebbene valga la pena sottolineare che l'area era già ricca di specie in quanto sottoposta all'azione del pascolo da molti anni, la delimitazione di aree escluse dall'azione pascolativa ha comunque evidenziato un cambiamento nella composizione e nella ricchezza floristica.

Differenze apprezzabili sono riscontrabili per quanto riguarda il numero totale di specie presenti nelle aree pascolate rispetto a quelle non pascolate, maggiore nella prima (30) rispetto alla seconda (25) (Figura 24a). Questa differenza è rispettata anche a livello di Famiglia, con 16 famiglie per i *plot* pascolati e 13 per quelli recintati. Anche il numero di entità esclusive alle due tipologie di *plot* è maggiore per le aree pascolate (con 17 specie e 5 famiglie esclusive, in confronto alle 12 specie e 2 famiglie presenti esclusivamente nei *plot* recintati) (Figura 24a).

Ciò è dovuto al continuo intervento degli erbivori che limitano l'espandersi delle specie che possiedono crescite rapide e apparati vegetativi aerei ampi, e che possono quindi coprire e limitare tutte quelle specie con dimensioni ridotte e/o a crescita lenta.

La conferma di queste prime risultanti proviene dalle analisi condotte sui tratti ecologici delle entità che sono risultate esclusive ad ognuna delle due aree, pascolo e non pascolo (Figura 24b). Le aree non pascolate presentano un aumento di terofite, e ciò si rispecchia anche nell'elaborazione dei dati sul periodo di vita delle piante; la percentuale di terofite corrisponde, infatti, a quella delle annuali. Le aree pascolate possiedono una maggiore ricchezza di specie a comportamento emicriptofitico, cioè di quelle specie che hanno le gemme a livello del terreno e che nel secondo grafico della durata vitale corrispondono all'aumento della percentuale di piante pluriennali.

Nelle aree non pascolate l'aumento terofitico è causa anche dell'incremento della percentuale di specie la cui impollinazione avviene ad opera del vento, così come si verifica, ad esempio, per le Poaceae.

Un segnale, anche se di lieve entità, è rappresentato dai dati che analizzano le diverse forme di dispersione che adottano le entità rilevate nelle aree indagate. Nelle zone non pascolate si registra un lieve aumento di specie con dispersione dei semi di tipo zoocora e autocora, a scapito della maggiore presenza di specie policore presenti nelle aree non pascolate. La policoria non rappresenta un mezzo di dispersione altamente specializzato; al contrario, sono presenti molteplici meccanismi che possono coinvolgere diversi eventi prima di arrivare alla dispersione dei semi.

I risultati di queste analisi evidenziano come siano riscontrabili cambiamenti tra aree pascolate e non pascolate, anche considerando tempi relativamente brevi. Le differenze constatate, sia per le comunità faunistiche che floristiche, sottolineano la rilevanza dell'effetto del pascolamento, la cui assenza, anche durante una sola stagione di pascolo estivo, ha effetti negativi sulla diversità e la stabilità delle comunità degli artropodi e sulla ricchezza delle essenze vegetali che, nelle aree recintate, sono rappresentate anche da una distribuzione di tratti ecologici meno equilibrata.

Tabella 1: lista floristica per i plot pascolati e non pascolati. Per gli elementi non identificati al livello di specie (es. le due Graminacee) è stato in ogni caso possibile fare una distinzione tra quelle presenti solo nei plot pascolati, sono nei plot recintati, o in entrambi.

Famiglia	Specie	Pascolato	Recintato
Amaryllidaceae	<i>Allium roseum</i> cfr.		✓
Amaryllidaceae	<i>Allium cirrhosum</i> cfr.	✓	
Apiaceae	<i>Eryngium amethystinum</i> L.	✓	✓
Apiaceae	<i>Tordylium maximum</i>	✓	✓
Asparagaceae	<i>Ornithogalum</i> sp.		✓
Asteraceae	<i>Anthemis arvensis</i> subsp. <i>Incrassata</i>	✓	
Asteraceae	<i>Carlina acanthifolia</i> All. s.l.	✓	✓
Asteraceae	<i>Centaurea deusta</i> Ten.	✓	✓
Asteraceae	<i>Cirsium eriophorum</i> (L.) Scop. s.l.	✓	✓
Asteraceae	<i>Crepis</i> cfr.	✓	
Asteraceae	<i>Picris hieracioides</i> cfr.	✓	✓
Caprifoliaceae	<i>Scabiosa uniseta</i> Savi	✓	
Caryophyllaceae	<i>Arenaria lepdoclados</i>	✓	
Caryophyllaceae	<i>Silene armeria</i> L.		✓
Caryophyllaceae	<i>Silene conica</i>		✓
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia myrsinites</i>	✓	
Fabaceae	<i>Trifolium campestre</i>		✓
Fabaceae	<i>Trifolium micranthum</i>	✓	
Fabaceae	<i>Trifolium repens</i>		✓
Geraniaceae	<i>Geranium rotundifolium</i> cfr.	✓	
Juncaceae	<i>Juncus acutiflorus</i> cfr.	✓	
Lamiaceae	<i>Micromeria graeca</i> subsp. <i>tenuifolia</i>	✓	
Lamiaceae	<i>Thymus</i> sp.	✓	✓
Lamiaceae	<i>Thymus pulegioides</i>		✓
Lamiaceae	<i>Thymus spinulosus</i> cfr.	✓	
Malvaceae	<i>Malva moschata</i>	✓	

Plantaginaceae	<i>Plantago lagopus L.</i>	✓	
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i>		✓
Plumbaginaceae	<i>Armeria canescens</i>		✓
Poaceae	<i>Cynosurus echinatus L.</i>	✓	✓
Poaceae	<i>Cynosurus elegans</i>		✓
Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i>	✓	
Poaceae	<i>Graminacea 1</i>	✓	✓
Poaceae	<i>Graminacea 2</i>	✓	
Poaceae	<i>Lolium sp.</i>		✓
Poaceae	<i>Phleum sp.</i>	✓	✓
Polygonaceae	<i>Rumex acetosella</i>	✓	✓
Rosaceae	<i>Potentilla argentea</i>	✓	✓
Rosaceae	<i>Rosa pimpinellifolia</i>	✓	
Rubiaceae	<i>Asperula aristata L. fil. s.l.</i>	✓	
Rubiaceae	<i>Galium sp.</i>		✓
Rubiaceae	<i>Sherardia arvensis</i>	✓	✓

2.5 - L'effetto del pascolo sul margine del bosco

Metodi

Per verificare, inoltre, l'efficienza dell'azione pascolativa sull'avanzamento diretto della faggeta immediatamente prospiciente il prato-pascolo, dove ho focalizzato le mie indagini sperimentali, ho effettuato un'analisi sviluppata su due fronti. Innanzitutto, attraverso dei rilievi sul campo, ho individuato e geolocalizzato propaguli di specie arboree e arbustive presenti nella prateria, misurando la loro distanza da individui adulti della stessa specie (Fig 25a). Gli esemplari individuati rappresentavano, in particolare, individui di faggio (*Fagus sylvatica*), ontano napoletano (*Alnus cordata*) e rosa canina (*Rosa canina*).

Successivamente, in ambiente GIS, utilizzando il *software* QGIS (<http://qgis.osgeo.org>) ho calcolato la distanza media dei getti dal margine del bosco ($7,42 \pm 5,05$ m). Dopodichè, ho tracciato manualmente il profilo della faggeta a partire da immagini satellitari caricate grazie al *plug-in QuickMapServices*, implementato in QGIS, creando un *file* vettoriale che, attraverso un algoritmo di *buffer* mi ha permesso di proiettare l'area di probabile futura espansione del bosco; il *buffer* è stato calcolato sulla base della distanza media misurata in precedenza, generando uno strato informativo vettoriale sviluppato unilateralmente nella direzione di espansione (Figura 25b).

Successivamente, utilizzando un'area ridotta delle immagini storiche che saranno descritte ed utilizzate nel capitolo successivo, ho confrontato il margine della faggeta negli anni 1955, 1988, 1997, 2006 e 2019. La natura diversa dell'immagine del 1955, che è una foto aerea non ortorettificata e che è stata georeferenziata manualmente, ha posto dei problemi di sovrapposizione. Infatti, immagini non ortorettificate sono soggette a distorsioni prospettiche che non sono facilmente eliminabili.

Per cui, dopo aver scelto l'area da analizzare, e dopo averla ritagliata dalle immagini intere, la foto del 1955 è stata manualmente riallineata alle altre in modo da minimizzare le distorsioni.

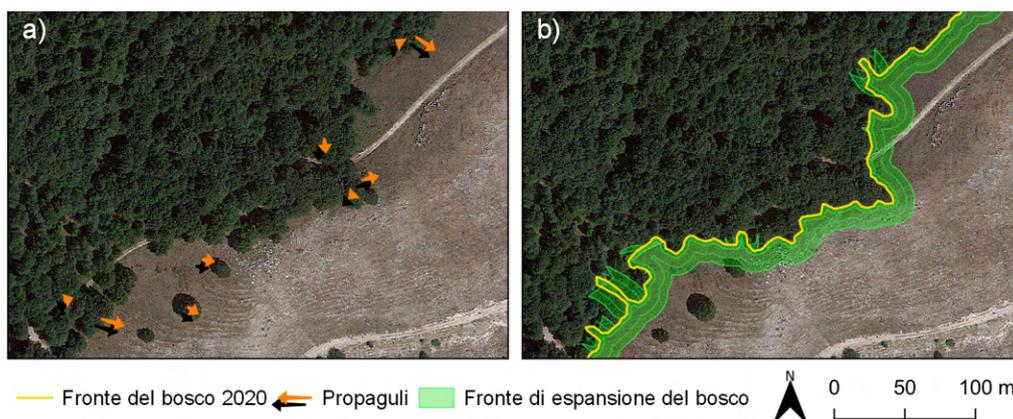


Figura 25: a) Localizzazione di propaguli di specie arboree e arbustive, rispetto a individui maturi della stessa specie (freccie arancioni). b) Fronte di espansione del bosco putativo, sulla base della distanza media delle plantule localizzate.

Prima di procedere con la classificazione dei *pixel* in modo da tracciare con precisione il margine boscato, le immagini sono state dapprima riclassificate ad una risoluzione di 10 m, a partire da una risoluzione di 1 m (per risoluzione si intende la dimensione in metri della cella più piccola rappresentata da un determinato valore, denominata *pixel*). In seguito, è stato implementato un algoritmo di *clustering* K-means (MacQueen 1967), all'interno del *software* QGIS. Questo tipo di raggruppamento, o *clustering*, è uno dei più utilizzati, e consente di ottenere classi ambientali (dette appunto *cluster*) che siano caratterizzate da un valore simile delle informazioni contenute nei *pixel* delle immagini di partenza. Nel mio caso, lavorando su file di tipo *raster* ad una sola banda (per le ortofoto a colori del 2006 e 2019, i *file* multi-banda sono stati convertiti in *file* a singola banda, scegliendo quella che avesse il contrasto maggiore e che quindi permettesse una migliore distinzione tra i *pixel*), il valore che il *software* ha utilizzato per il raggruppamento è stato proprio il valore di ogni cella. In maniera intuitiva, le celle più scure, che possiedono un valore numerico minore, rappresentano alberi o ambienti coperti (quindi ascrivibili ad *habitat* boscato), mentre le celle chiare, con un valore numerico maggiore, rappresentano *habitat* aperti e quindi praterie. L'algoritmo K-means utilizza il parametro *nearest mean* per il raggruppamento e, quindi, prende in considerazione non

soltanto il valore di ciascun *pixel*, ma anche quello delle celle nelle immediate vicinanze.

Per permettere un raggruppamento più preciso, data la scala spaziale ridotta, sono stati scelti 3 *cluster*, anche se le classi ambientali necessarie per questa analisi sono due (bosco e prateria), in modo da avere una discriminazione più fine delle celle più scure da quelle chiare. I raggruppamenti sono stati poi fusi, in modo da ottenere come prodotto finale immagini binarie, trasformate poi in strati informativi vettoriali che permettessero di correggere manualmente eventuali errori e di distinguere chiaramente la faggeta dalla prateria. Utilizzando la stessa porzione di immagine per tutti gli anni, è stato possibile confrontare *pixel* per *pixel* e seguire l'andamento del bosco, considerando il fatto che, con una distanza media di 7,42 m rilevata in campo, l'attecchimento di anche solo un propagulo sarebbe stato visibile nella serie di foto storiche.

Risultati

Dai risultati di questa analisi (Figura 26) appare chiaro che, almeno per la porzione di faggeta immediatamente prospiciente al margine con i pascoli utilizzati dall'azienda Lullo, non c'è stata una sostanziale variazione del bosco negli ultimi 65 anni. In particolare, dal 1988 al 2019 i *pixel* di margine sono perfettamente sovrapponibili. Anche calcolando l'area occupata dalla faggeta (trascurando eventuali radure interne e considerando il bosco come un'unità compatta), le differenze si riscontrano soltanto tra il 1955 e il 1988, passando da un'area di 0.104 km² (10.4 ha) ad una di 0.106 km² (10.6 ha).

Pertanto, risulta evidente che l'azione pascolativa da parte di bestiame domestico è uno strumento utile non soltanto al mantenimento della biodiversità delle praterie montane, ma anche al controllo dell'avanzamento del bosco, attraverso l'ingestione di plantule di specie arbustive e arboree coinvolte nella successione ecologica.

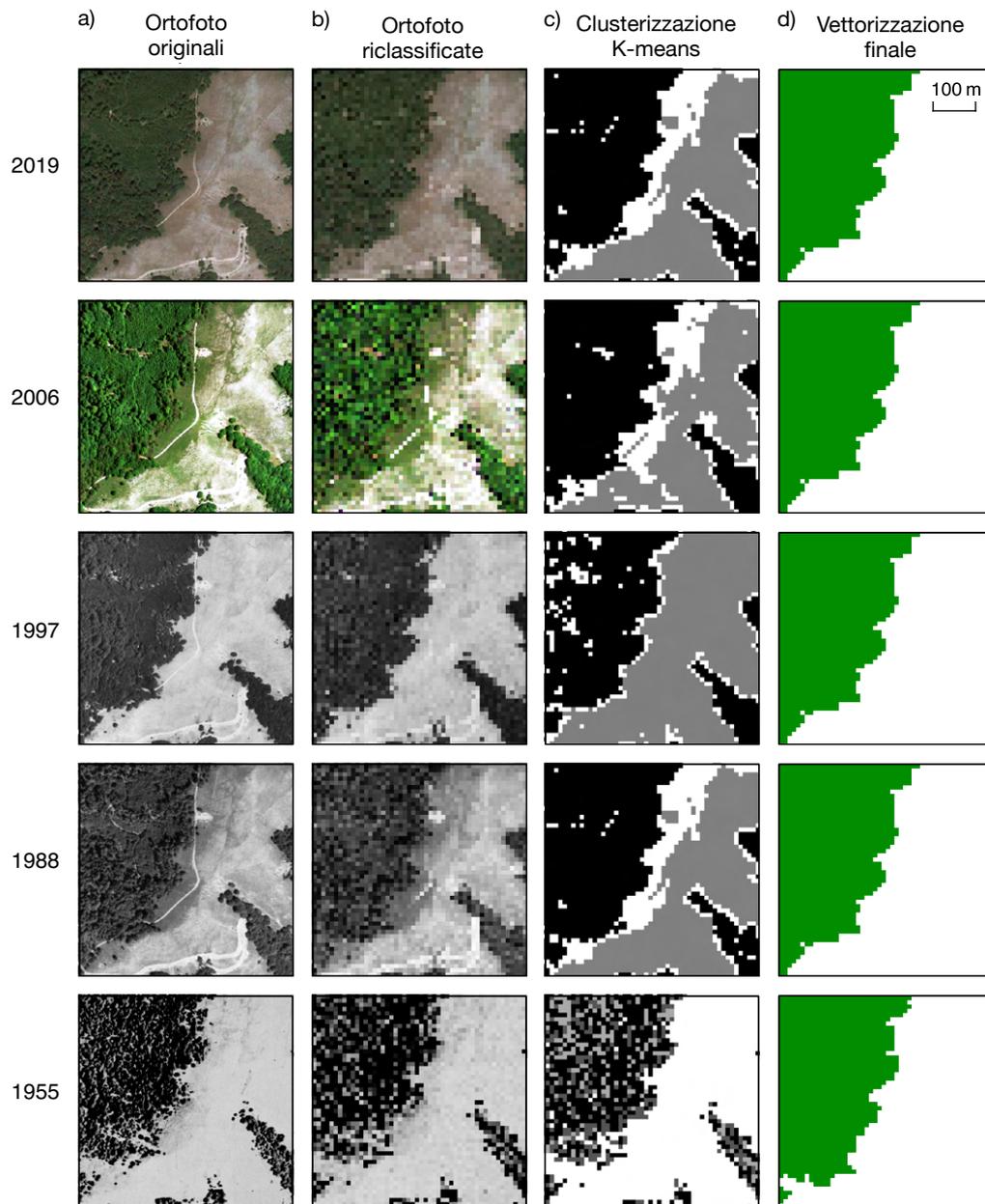


Figura 26: Margine del bosco dal 1955 al 2019. a) ortofoto ad alta risoluzione. b) immagini ottenute dal ricampionamento a 10 m, usate per la classificazione K-means (c). d) Margine del bosco e l'area che occupa nell'area considerata. L'area verde, che rappresenta della faggeta, occupa 0.106km² nel 2019, 2006, 1997, 1988, e 0.104 km² nel 1955.

CAPITOLO III - La pastorizia come strumento di gestione

3.1 - L'abbandono delle aree interne



Fonte: Touring Club Italiano

La penisola italiana è costituita per quasi tre quinti da territorio montano (Vacchiano *et al.* 2016), che si sovrappone in larga parte con quello delle Aree Interne e con quello delle Aree Protette; pertanto, la salvaguardia e la corretta gestione del territorio montano sono fondamentali (Bakudila *et al.* 2015).

Gran parte di esso, nel nostro Paese, è rappresentato dalla catena montuosa degli Appennini, che attraversa da Nord a Sud la penisola, coprendo una

lunghezza di circa 1200 km (1400 km se includiamo il naturale prolungamento della dorsale in Sicilia).

Le aree appenniniche hanno sempre rappresentato una ricchezza inestimabile, ma negli ultimi decenni stanno vivendo un fenomeno di forte spopolamento (Pinilla *et al.* 2008, Rippa *et al.* 2011, Agnoletti 2014, Bakudila *et al.* 2015).

Secondo dati dell'Istituto Nazionale di Statistica (ISTAT), circa il 77% dei comuni montani è, ad oggi, interessato da fenomeni di svuotamento e nel nostro Paese più di due terzi di tutti i Comuni (5495) contano meno di 5000 abitanti. Nell'intero Mezzogiorno, 560 Comuni su 2550 contano una popolazione inferiore ai 1000 abitanti, 195 dei quali al di sotto dei 500.

Nello specifico, in Campania la popolazione è di quasi 6 milioni di abitanti, un decimo dei quali è distribuito in poco più della metà dei Comuni (323), che contano ciascuno meno di 5000 abitanti; mentre i restanti 9 decimi della popolazione della Regione vivono in soli 227 Comuni. Pertanto, la maggior parte dei Comuni campani sono rappresentati da piccoli borghi poco abitati. La provincia di Avellino, ad esempio, è penultima in termini di popolazione, ma seconda per numero di Comuni, con rispettivamente 413926 abitanti e 118 comuni.

L'andamento della popolazione della provincia, dal censimento del 1861 ad oggi, è caratterizzato da una crescita costante fino agli anni '30 del Novecento, poi da un picco fino al 1951 e da lì da un'inversione completa dell'andamento, con un decremento fino agli '70 ed una stabilizzazione ai livelli degli anni 1931 e 1936. Questa dinamica non è inusuale e interessa, anzi, gran parte dei Comuni delle aree interne, che nella provincia di Avellino, così come nelle altre della Campania, non sono pochi.

I motivi di questa deruralizzazione sono da ricercare nei cambiamenti socio-politici del dopoguerra.

Dopo gli anni Cinquanta del secolo scorso, la politica agronomica europea, l'industrializzazione delle grandi pianure e l'emancipazione hanno iniziato a sferrare i primi colpi alle economie delle aree interne, con un cammino assistito al trasferimento delle risorse umane verso le aree produttive di pianura.

Per incentivare l'abbandono delle attività agricole, con la Direttiva 160/1972 furono varate forme di pensionamento anticipato, fino a 55 anni, per incentivare l'abbandono delle attività agricole, mentre la Direttiva 159/1972 elargiva finanziamenti per ammodernare le aziende agricole, secondo un disciplinare ben precise e quasi impossibili da seguire per chi coltivava le patate tra faggi e castagni a 1500 metri di quota.

La spinta verso una qualificazione professionale in senso imprenditoriale (d.c. CEE 161/1972), aveva come conseguenza una forma di organizzazione economica che non poteva essere recepita da una ruralità di nicchia.

Già nel 1975 si percepivano gli effetti di questo cambiamento e, con la Direttiva 268/1975, avvenne la classificazione del territorio montano e collinare come "area svantaggiata con bassa produttività, scarsa dotazione di risorse e interessata da fenomeni di spopolamento" che assestò altri duri colpi alle economie agro-silvo-pastorali.

In particolare, nei Comuni limitrofi alle montagne della mia area di studio, l'andamento della popolazione dalla seconda metà del Novecento evidenzia una lieve ma costante diminuzione (Figura 27) per la maggior parte di essi.

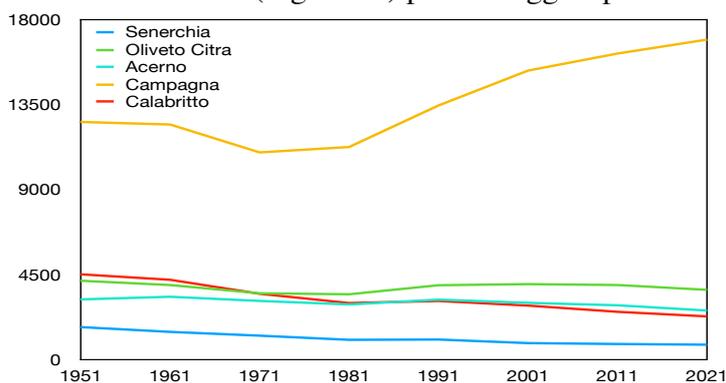


Figura 27: andamento demografico dei comuni limitrofi alla mia area di studio, secondo i censimenti decennali dal 1951 al 2021.

Nello specifico, questa diminuzione risulta più accentuata nei Comuni di Senerchia e Calabritto, mentre meno drastica in quelli di Oliveto Citra e Acerno. L'unico Comune con una popolazione in fase di crescita è, invece, quello di Campagna, con una popolazione attuale di quasi 18000 abitanti.

Il trend demografico di questi Comuni ha come conseguenza anche una forte riduzione nel comparto degli allevamenti, con un decremento del numero di capi e degli allevamenti negli ultimi 15 anni (Figura 28). L'unico aumento riscontrato è quello del Comune di Senerchia, probabilmente ascrivibile proprio ai capi dell'azienda partner del progetto.

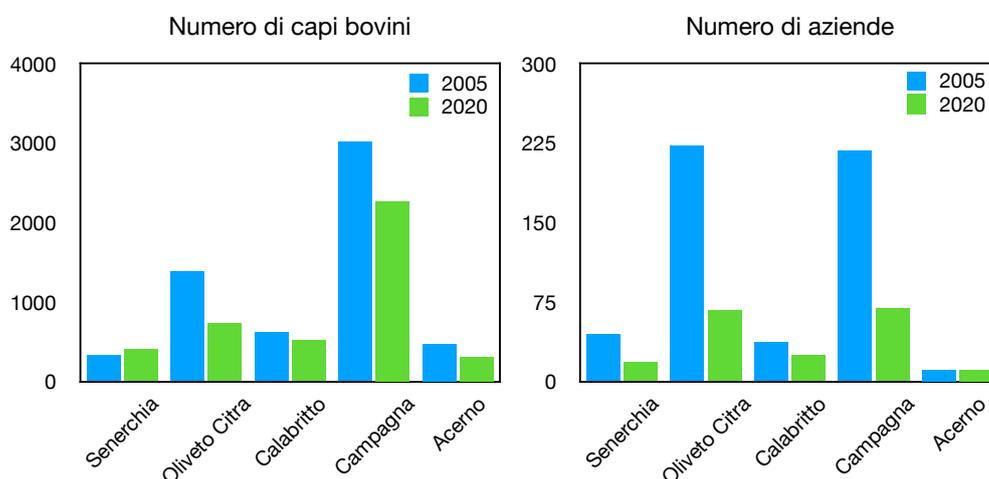


Figura 28: Numero di capi bovini e di aziende di allevamento nel 2005 (barre azzurre) e nel 2020 (barre verdi) per i comuni limitrofi all'area di interesse di questo progetto.

Unitamente alla diminuzione dell'entità di attività di allevamento, il progressivo passaggio da una società agro-silvo-pastorale ad una di tipo industriale e terziaria ha, inoltre, profondamente mutato il tipo di pastorizia, poiché l'ammodernamento della zootecnia ha comportato una graduale sedentarizzazione, in contrapposizione alla tipica pastorizia errante che aveva, fino a poco fa, caratterizzato questi territori.

La conseguenza di questi fenomeni è anche la progressiva scomparsa degli aspetti culturali e tradizionali della pastorizia di montagna, una scomparsa guidata da dinamiche che si discostano da quelle susseguitesi nei secoli di storia.

Uno degli aspetti principali di questa ondata di spopolamento, che la differenzia da altre dinamiche di cambiamenti nell'uso del suolo, è, infatti, la sua repentinità. Un vero e proprio esodo dalle aree interne montane verso le industrie delle città o verso l'agricoltura a bassa quota ha innescato un processo di ricolonizzazione del bosco in quelle zone che avevano visto la convivenza delle attività umane con i processi "naturali" per millenni, con conseguenti forti ripercussioni ecologiche.

3.2 - Le conseguenze dell'abbandono dei pascoli montani

Come menzionato in precedenza, *habitat* come le praterie semi-naturali aride di montagna, frutto dall'azione di animali pascolatori, sono spesso protetti dalla Direttiva Habitat (d.c. 92/43/CEE), fanno parte di paesaggi culturali, molti dei quali parte della Categoria V della Unione Mondiale per la Conservazione della Natura (IUCN, 1994) e sono protetti dall'Organizzazione delle Nazioni Unite per l'Educazione, la Scienza e la Cultura (UNESCO, 2009).

Questi ambienti sono, come dimostrato nel capitolo precedente, ricchi di diversità e dipendono direttamente dall'azione umana per arrestare i processi di successione ecologica che porterebbero al sopravvento di ambienti boscati (Bakudila *et al.* 2015, Malandra *et al.* 2018) attraverso l'espansione di cespuglieti e arbusteti, che vanno a soppiantare i prati-pascolo, spesso in maniera irreversibile. Ciò comporta, inevitabilmente, una omogeneizzazione del territorio, in contrapposizione al mosaico paesaggistico caratteristico del pascolo montano, portando ad una diminuzione di *habitat* e, quindi, di biodiversità (Conti e Fagarazzi 2004, Falcucci *et al.* 2006).

Ho, così, scelto di quantificare sperimentalmente gli effetti dell'abbandono delle aree montane nella mia area di studio. Anche in questo caso, la collaborazione con il gruppo del Prof. Svenning è stata fondamentale, potendo collaborare con ricercatori nel campo del telerilevamento e della classificazione semi-automatica delle immagini, sfruttando tecniche all'avanguardia basate su immagini storiche ad elevata risoluzione. Con loro ho messo appunto un protocollo di analisi, scegliendo le immagini e gli indici più adatti.

L'analisi della dinamica di espansione del bosco è stata effettuata, infatti, utilizzando tecniche di telerilevamento e di classificazione di immagini storiche in ambiente GIS (*Global Information System*) riferite al comprensorio del Monte Polveracchio, all'Interno del Parco Regionale dei Monti Picentini.

Il telerilevamento attraverso immagini scattate da fotocamere poste su aeromobili o satelliti consente di ottenere informazioni ambientali su ampia scala,

sia temporale che spaziale. Per il mio progetto, ho utilizzato ortofoto e foto aeree manualmente georeferenziate, analizzandole in una serie cronologica dal 1955 al 2019, il che mi ha permesso di ricostruire con precisione la dinamica di avanzamento del bosco nella mia area di studio.

Per 'ortofoto' si intende un'immagine fotografica che sia stata ortorettificata, ovvero che sia stata associata a precise posizioni geografiche (geolocalizzazione) e le cui distorsioni prospettiche siano state corrette, permettendo, così, una perfetta sovrapposizione di foto della stessa area scattate in momenti diversi e rendendo questo tipo di immagini sostanzialmente equivalente ad una carta geografica.

Attraverso ricerche sul portale dell'Istituto Geografico Militare (www.igmi.org) ho potuto procurarmi fotografie aeree storiche risalenti al 1955 di un'area di circa 5 km di lato del comprensorio del Monte Polveracchio. Queste foto sono state scaricate sia ad una risoluzione di 1 m che di 10 m e sono state, in seguito, manualmente georeferenziate attraverso il *plug-in Georeferencer*, presente all'interno del pacchetto GDAL del *software* QGIS, utilizzando punti di riferimento riconoscibili da basi cartografiche presenti nel programma.

In aggiunta, sono state scaricate, a partire dal servizio WMS del Geoportale Nazionale (<http://www.pcn.minambiente.it>) ortofoto risalenti agli anni 1988, 1997 (in bianco e nero) e 2006 (a colori), mentre, attraverso il *plug-in QuickMapServices* implementato in QGIS, è stata scaricata una ortofoto del 2019 da Google Earth, sempre a colori.

Questo materiale mi ha permesso di costruire una 'linea del tempo' del comprensorio del Monte Polveracchio, rappresentata in figura 29. Per ottenere risultati corrispondenti alla realtà, coerenti tra loro e che non risentissero di artefatti di frammentazione frutto di una risoluzione troppo elevata, tutte le immagini sono state in un primo momento riclassificate, attraverso un algoritmo di *resampling*, ad una risoluzione di 10 m.

Questo mi ha consentito di utilizzare la foto aerea del 1955 di qualità

leggermente inferiore, ma caratterizzata da minori aberrazioni dovute all'angolo di ripresa della fotocamera aerea che ha scattato la foto. Inoltre, per evitare sfalsamenti, la parte in basso a destra delle immagini, che rappresenta la sezione della città di Senerchia a ridosso della montagna, è stata tagliata con un processo di *masking* e non rientra nelle analisi eseguite dal *software*.

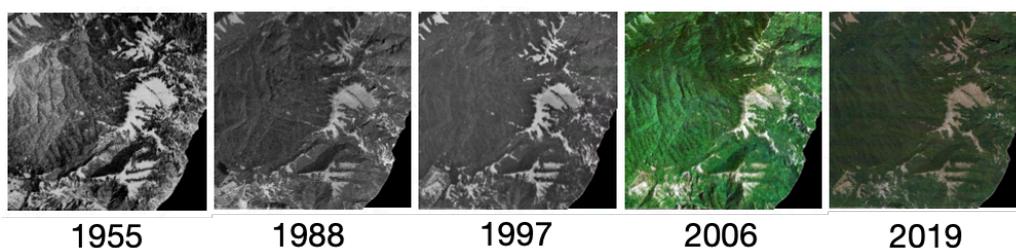


Figura 29: Linea del tempo dei boschi e prati-pascolo del comprensorio del Monte Polveracchio.

In seguito, per quantificare la dinamica della faggeta e delle praterie, ho utilizzato la tecnica della classificazione automatica, scegliendo l'algoritmo del raggruppamento non supervisionato K-means, già utilizzato in precedenza. Siccome l'interesse di questa analisi ricadeva sull'espansione dell'ambiente chiuso a scapito di quello aperto, il numero di *cluster* scelti è stato di 2.

I risultati ottenuti dalla classificazione automatica eseguita in questa maniera hanno restituito strati informativi binari corrispondenti alla distribuzione degli *habitat* nelle immagini storiche di partenza, in cui le celle boscate nere sono contrapposte ai *pixel* di prateria bianchi.

In seguito al raggruppamento in 2 classi, ho utilizzato il *plug-in* Lecos, implementato in QGIS (Jung 2013); questo potente *plug-in* consente di calcolare numerosi indici paesaggistici, sia a livello di singola classe/*cluster*, sia a livello complessivo di paesaggio.

Gli indici da me scelti, per descrivere in maniera esaustiva i risultati di questa analisi sono:

- *Land cover*: espressa in ettari, rappresenta la superficie occupata da ciascuna delle due classi paesaggistiche;

- *Landscape proportion*: espressa in percentuale, rappresenta la proporzione dell'intera area considerata occupata da ciascuna classe;
- *Edge density*: rappresenta la densità del margine tra le due categorie ambientali, ed è quindi correlato alla distribuzione dei *patch* paesaggistici;
- *Overall core area*: esprime in ettari la superficie della classe considerata caratterizzata dall'area *core* o interna e quindi rappresenta l'integrità dei *patch*;
- *Splitting index*: una misura di suddivisione del paesaggio che esprime il livello di frammentazione della classe ambientale considerata.

Inoltre, ho potuto stimare la diversità nei diversi anni, attraverso due indici, già descritti in precedenza: l'indice di Shannon (Shannon & Weaver 1949) e l'indice di Simpson (Simpson 1949).

Risultati

Tabella 2: Indici paesaggistici calcolati con il *plug-in* Lecos nel 1955, 1988, 1997, 2006 e 2019.

	Prato-pascolo				
	1955	1988	1997	2006	2019
Land cover	445.1	396.5	293.3	259.6	244.6
Landscape Proportion	21	17	12	11	10
Edge density	0.018	0.012	0.009	0.009	0.007
Overall core area	194.4	188.3	135.3	113.1	123.4
Splitting index	374.7	405.67	578.21	662.43	699.65
	Bosco				
	1955	1988	1997	2006	2019
Land cover	1701.5	1971.3	2074.5	2108.2	2121.5
Landscape Proportion	79	83	88	89	90
Edge density	0.018	0.012	0.01	0.01	0.008
Overall core area	1353.3	1676.1	1828.8	1868.9	1932.5
Splitting index	1.63	1.47	1.31	1.27	1.25
	Diversità				
	1955	1988	1997	2006	2019
Shannon index	0.51	0.45	0.37	0.35	0.33
Simpson index	0.33	0.28	0.22	0.20	0.19

I risultati di questa analisi (Tabella 2; Figure 30, 31) hanno evidenziato un progressivo aumento della superficie occupata dal bosco, a scapito di quella occupata dal prato-pascolo; quest'ultimo, nel corso degli anni considerati, ha subito un dimezzamento della percentuale di copertura dell'area indagata (dal 21% nel 1955 con una superficie di 445 ha, al 10% nel 2019 con una superficie di 244 ha).

Inoltre, ho riscontrato un progressivo aumento dello *Splitting index* (Figura 31) e, quindi, della frammentazione spaziale che interessa il prato-pascolo; questo indice, infatti, è passato da un valore di 374 nel 1955 a 700 nel 2019.

È interessante notare come già nel 1955 lo *Splitting index* fosse caratterizzato da valori elevati. In effetti, il fatto che i *patch* di prateria siano frammentati non è intrinsecamente negativo; anzi, in virtù di quanto già detto prima, è proprio questa mosaicizzazione paesaggistica che caratterizza gli ambienti appenninici e tiene elevati i livelli di diversità.

D'altronde, se si considera la concomitante riduzione della superficie dei *patch* (rappresentata, ad esempio, da una riduzione della *core area* e della densità del margine) l'aumento dello *Splitting index* assume connotazioni negative, in quanto la combinazione di questi andamenti potrebbe portare alla formazione di tasselli paesaggistici troppo isolati tra loro e non più in grado di ospitare biodiversità. Questo fenomeno è ulteriormente amplificato dall'andamento inverso che è, invece, riscontrato per la faggeta, con un valore di *Splitting index* che va da 1.63 nel 1955 a 1.25 nel 2019, confermando, quindi, un processo di compattazione, oltre che di avanzamento, dell'ambiente boscato. Tutto questo va a scapito, appunto, dell'eterogeneità ambientale, il che è indicato dalla diminuzione progressiva degli indici di diversità (Figura 31), sia di Shannon (da 0.51 nel 1955 a 0.33 nel 2019), che di Simpson (da 0.33 a 0.19).

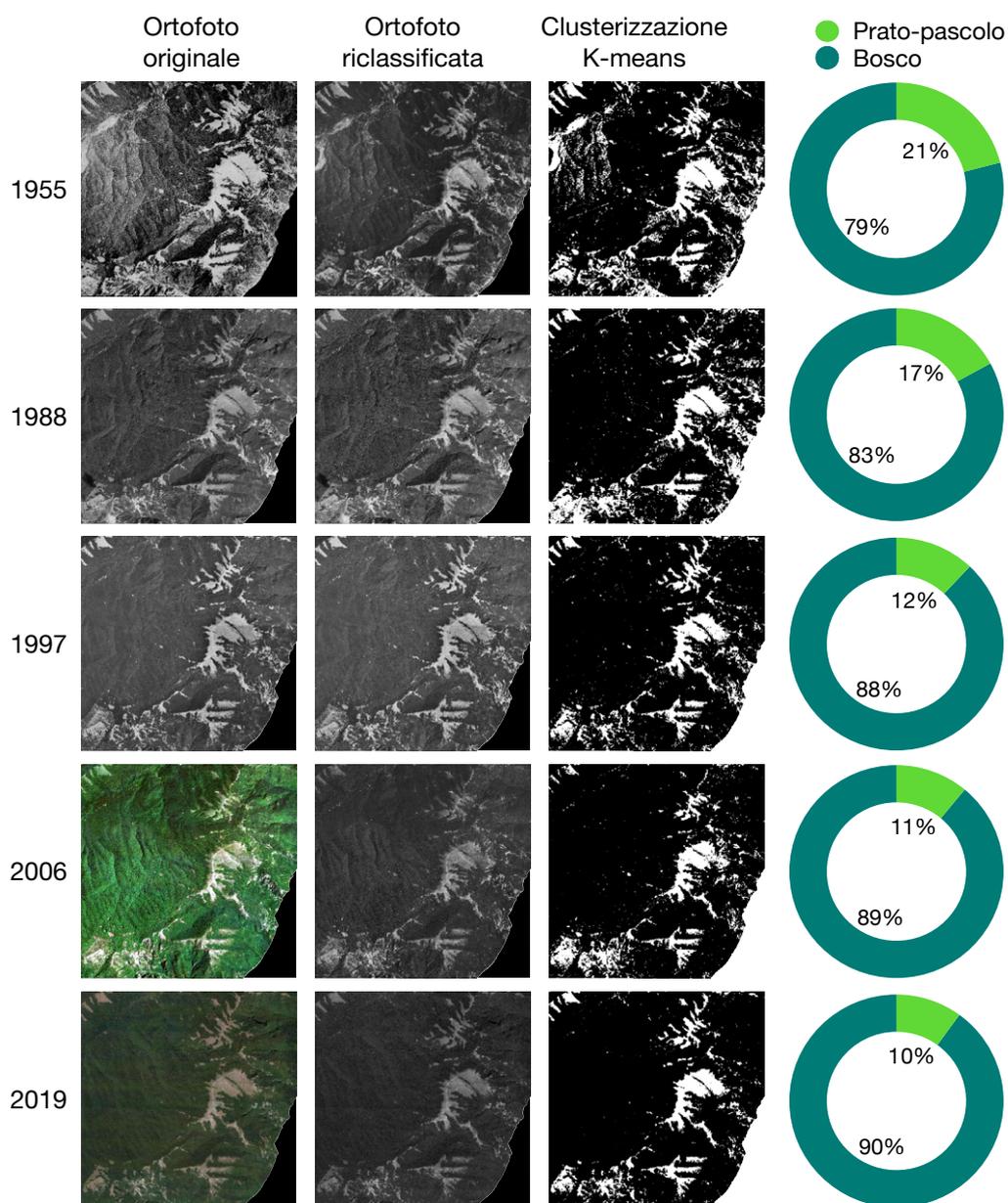


Figura 30: Classificazione in habitat chiuso (bosco) e habitat aperto (Prato-pascolo) dell'area di studio nel 1955, 1988, 1997, 2006 e 2019. A destra, la percentuale di area occupata da le due classi ambientali considerate, che mostra un chiaro aumento della superficie boscata (verde scuro) a scapito di quella aperta delle praterie (verde chiaro).

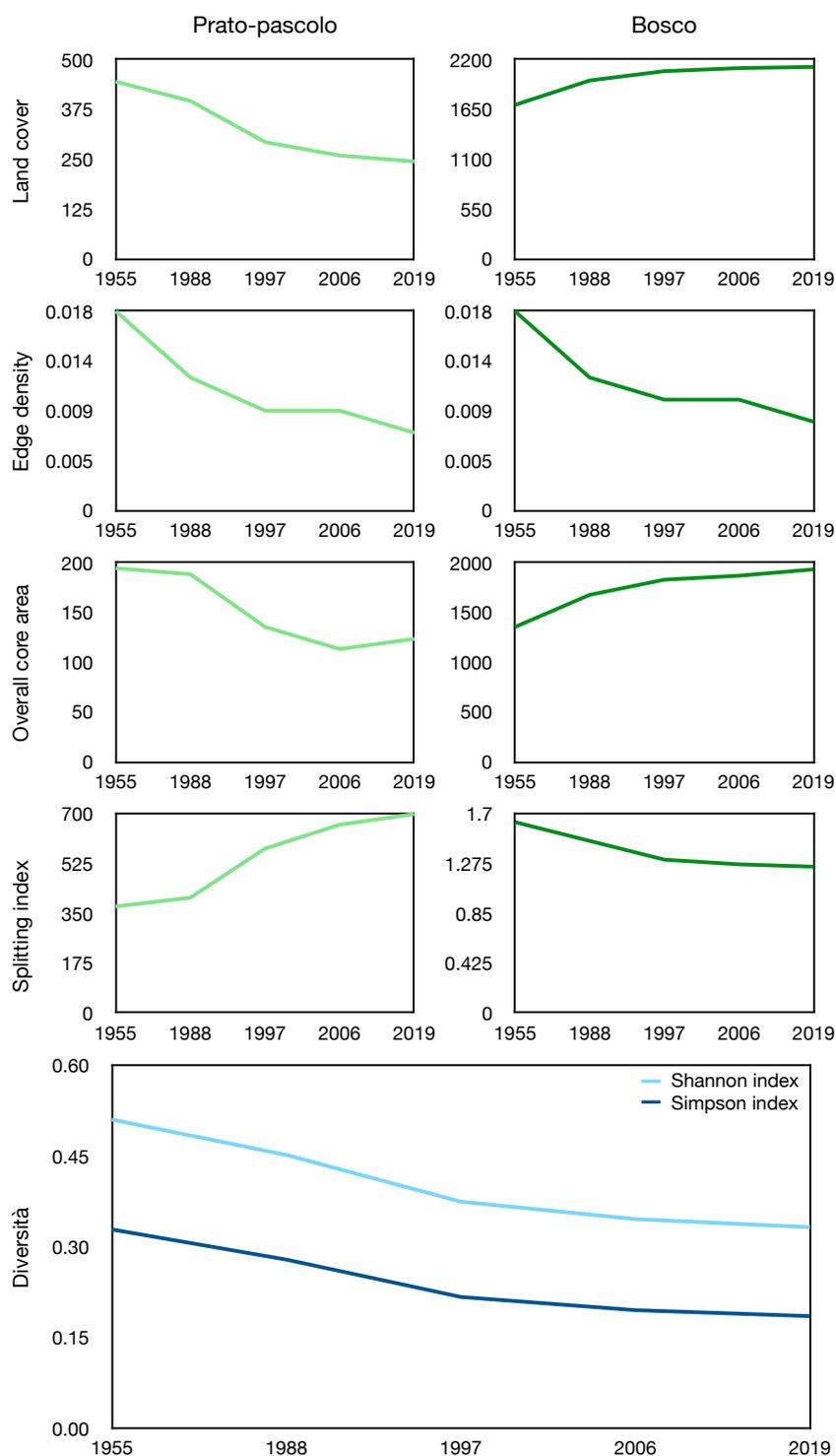


Figura 31:a) indici paesaggistici calcolati per la classe Prato-pascolo (verde chiaro) e Bosco (verde scuro), superficie occupata da ciascuna classe (Land cover), densità del margine (Edge density), area core totale (Overall core area), indice di frammentazione (Splitting index); b) diversità paesaggistica calcolata per il 1955, 1988, 1997, 2006, 2019 considerando l'indice di Shannon (linea azzurra) e l'indice di Simpson (linea blu).

3.3 - *Le potenzialità della pastorizia per uno sviluppo sostenibile*

La pastorizia tradizionale, analizzata in questo lavoro da un punto di vista storico, ecologico, e socio-economico, rappresenta perfettamente l'emblema del pastoralismo mediterraneo e del legame dell'essere umano con l'ambiente montano.

Si tratta di un settore costretto a continui cambiamenti per adattarsi a requisiti normativi in costante evoluzione e alla modernizzazione ed innovazione dei sistemi di allevamento, ma che mantiene la sua identità e costituisce un capitale economico e culturale di rilevanza internazionale.

Essa rappresenta un serbatoio di storia e folklore che può essere sfruttato al fine di rendere questa pratica una eccellenza del nostro Paese, fornendo al tempo stesso una fonte di sviluppo economico per i borghi interni che si stanno depopolando e uno strumento di gestione territoriale compatibile anche con gli *habitat* delle Aree Protette.

Fornisce, infatti, come dimostrato dalle nostre analisi, preziosi servizi ecosistemici e può essere il filo conduttore per una pianificazione del territorio basata sul coinvolgimento diretto delle realtà locali, piuttosto che sull'imposizione di *standard* esterni che, come detto prima, spesso non sono sostenibili dalle piccole aziende.

La difficoltà dello sviluppo di una politica agronomica generale è da ricercare proprio nella molteplicità dei differenti contesti rurali che troviamo nel nostro Paese, così come nel divario tra la rapidità delle trasformazioni imposte dalle continue innovazioni e regolamentazioni del mercato globale e la solidità di una pratica che affonda le sue radici nella preistoria.

Anche la Politica agricola comune (PAC), varata nel 1962 con lo scopo di sostenere l'economia agricola e recentemente rinnovata, non sempre riesce a permeare i contesti locali in una maniera che vada oltre semplici incentivi di natura assistenzialista.

I piccoli allevatori non riescono a produrre abbastanza latte o formaggio per risultare competitivi con marchi e aziende più grandi e sono spesso costretti a vendere i loro prodotti all'esterno della filiera controllata, ricorrendo a strategie non sempre legali.

Al 2010, soltanto il 10% della produzione animale proveniva da allevamenti estensivi (dati ISTAT), con il settore della carne che nel 2013 rappresentava il 19% del reparto zootecnico (Rama 2014) mentre quello del latte il 16.9% nel 2017 (Rama 2018).

È per questo motivo che progetti multidisciplinari come il presente lavoro contribuiscono a valorizzare questo settore, che rappresenta un tassello importante nell'ambito di iniziative e movimenti recenti di rivalorizzazione dei borghi interni.

In questo particolare momento storico, ci troviamo nella condizione in cui l'economia dei piccoli borghi, delle aree interne e delle montagne, può essere rivitalizzata grazie anche a tecnologie come la rete *internet*. Connessioni a banda larga consentono, infatti, anche a realtà remote di essere connesse, così come di rendere conoscibile e fruibile la realtà locale, pubblicizzando prodotti e feste ad essi correlati. Abbiamo la possibilità di un'infrastruttura, anche veicolare, di mezzi di trasporto che possono collegare le aree periferiche alle grandi città.

Possiamo fare in modo che le città non diventino l'unico bacino di scambio sociale, culturale ed economico. Il decentramento è la chiave di volta di quello che noi proponiamo come modello organizzativo sociale e paesaggistico, che possa mettere in contatto piccole realtà dei paesi montani con il resto del mondo, facendo tesoro delle loro risorse naturali e della grande biodiversità che ospitano senza doversene privare.

Quella dell'azienda Lullo è solo una delle strade percorribili per raggiungere questo obiettivo, ma vale la pena esplorare più a fondo il perché proprio la pastorizia transumante di vacche podoliche rappresenti uno strumento valido sotto il profilo ecologico, economico e di benessere animale.

3.4 - L'allevamento della razza podolica

La podolica (*Bos taurus*) è una razza bovina autoctona, originatasi in Europa orientale e inizialmente distribuita in gran parte dell'Italia centromeridionale; oggi, tuttavia, l'allevamento di queste vacche è limitato a poche regioni del Sud Italia (Cosentino *et al.* 2018). Secondo i dati dell'Anagrafe Nazionale Zootenica, oggi in Italia si contano circa 50.000 capi podolici, mentre nel 1940 se ne contavano circa 600.000 (Procopio *et al.* 2012); è interessante la drastica riduzione di 5/6 dal 1940 al 1962, quando il numero di capi è passato a 132.000 in tutta Italia, probabilmente a ridosso delle cause di abbandono di attività pascolative tradizionali, già espresse in precedenza.

In Campania la razza podolica è la 4° per numero di capi (circa 7.000 su 160.000).

A livello morfologico essa è caratterizzata da un mantello con colorazioni che vanno dal bianco al grigio scuro per gli individui adulti (Figura 32), mentre i vitelli sono di colore fromentino.

In generale le vacche si presentano più chiare dei tori e con caratteristiche corna a “lira”, a differenza delle corna a “mezzaluna” dei tori.



Figura 32: Vacca podolica con caratteristiche corna a forma di lira. Dalla foto è possibile anche notare le differenti gradazioni del mantello di questi animali.

Sono bovini robusti ma con ossatura leggera, che consente loro di muoversi agilmente anche tra pascoli boscati in montagna. Infatti, la natura rustica di questa razza la rende perfettamente adattata a pascolare in condizioni ambientali impervie come quelle dell'Appennino meridionale, sfruttando risorse alimentari che vanno dalle essenze delle praterie aride, alle foglie coriacee dei cespuglieti, al sottobosco delle faggete (Cosentino *et al.* 2018).

Questi animali vengono allevati prevalentemente allo stato semi-brado o brado; ciò permette di mantenere le caratteristiche della razza senza che vi sia la necessità di grossi interventi a livello selettivo, con incroci forzati o inseminazione artificiale, il che contribuisce al mantenimento dell'identità genetica della podolica. La maggiore diversità genetica di questi bovini funge al tempo stesso da prezioso *pool* genico per eventuali incroci con razze brune, al fine di aumentarne le capacità adattative ad allevamenti di questo tipo (Cosentino *et al.* 2018).

L'azione pascolativa di vacche allevate in maniera estensiva, oltre a tenere a bada l'espansione del bosco e alti i livelli di diversità dei pascoli montani, come dimostrato in precedenza, svolge anche funzioni essenziali per la stabilità idrogeologica dei suoli dei prati-pascolo, e contribuisce all'arricchimento di sostanza organica, senza la necessità di concimazioni chimiche dei pascoli (Napolitano e Girolami 2001).

Il loro continuo spostarsi per la ricerca del cibo rende i bovini podolici magri e con una produzione di latte bassa, in confronto ad altri ceppi allevati in maniera intensiva (Moioli *et al.* 2004); il latte da loro prodotto è, però, ricco di proteine e grassi e contiene componenti bioattivi e peptidi, vitamina C, vitamina E, oltre a caroteoni e flavonoidi con proprietà antiossidanti (Cosentino *et al.* 2018, Simos *et al.* 2011).

Inoltre, diversi studi hanno dimostrato la superiore qualità del latte derivato da animali nutriti al pascolo, in confronto ad animali alimentati con foraggio o fieno polifita, soprattutto per quanto riguarda il profilo acidico, con un rapporto

omega 6/omega 3 più basso (dovuto ad un aumento degli acidi omega 3) ed una quantità maggiore di coniugati dell'acido linoleico (CLA) (Alothman *et al.* 2019, Kilcawley *et al.* 2018)

Tutto questo si traduce in proprietà chimiche ed organolettiche dei prodotti caseari che ne derivano (ad esempio, la presenza di β -carotene conferisce al formaggio il caratteristico colore giallo) (Alothman *et al.* 2019).

Il sistema di allevamento dei bovini podolici, con stazzi e abbeveratoi assenti o presenti in piccola misura, e senza grossi interventi da parte dei pastori che possono, quindi, controllare grosse mandrie, non solo fornisce una gran *suite* di benefici ambientali, ma è anche portatore di alti livelli di benessere animale, soprattutto per questa razza adattata all'ambiente in cui viene allevata (Potenza 2008)

Infatti, avendo a disposizione grandi aree di pascolo, gli animali non sono costretti da sistemi di tenuta. Inoltre, l'autonomia nella scelta del cibo consente la manifestazione di caratteri comportamentali più frequentemente ritrovati in animali selvatici piuttosto che domestici (Napolitano e Girolami 2001), come, ad esempio, la possibilità di poter selezionare la dieta in base alle preferenze, potendo scegliere tra molteplici e diverse essenze vegetali di cui nutrirsi, oppure la possibilità di ripararsi in aree boscate piuttosto che in stazzi artificiali.

Non è da sottovalutare, inoltre, la possibilità di scelta del *partner* sessuale e il fatto che abbia luogo una riproduzione prevalentemente naturale.

Infine, un'altra caratteristica saliente dell'allevamento dei bovini podolici è il mantenimento della linea vacca-vitello, che consiste nel tenere le nutrici con i vitelli lattanti al pascolo. Questo permette di mantenere la struttura familiare della mandria; inoltre, lo svezzamento naturale dei vitelli consente la permanenza con la madre per tempi più lunghi portando, così, a uno sviluppo più naturale degli animali. La durata della relazione madre-prole non è di poca rilevanza, in quanto in questo modo i vitelli sono esposti ad un modello sociale primario e possono sviluppare un comportamento normale.

Anche per quanto riguarda la macellazione, il disciplinare di produzione del “bovino Podolico al pascolo” del 2015 fa riferimento al disciplinare SQN (Sistema Qualità Nazionale Zootecnia) del 2011, ponendo particolare attenzione al benessere animale. La fase di finissaggio è solitamente assente o molto breve e il trasporto deve essere organizzato in modo da esplicarsi nei tempi e nelle distanze più brevi possibile, con il limite massimo di distanza fissato a 300 km.

In aggiunta alle condizioni di benessere più elevato degli animali, non è da trascurare l’aspetto etico di questo tipo di allevamento legato proprio all’equilibrio dell’animale con il territorio (Musto 2003), il che aggiunge qualità ai prodotti dei bovini podolici, valorizzandoli e consentendo la promozione e conservazione di questa razza e di queste pratiche di allevamento. Gli spunti di zootecnia sostenibile anche in realtà meno produttive, come le praterie aride dei pascoli appenninici, puntando sulla qualità e sulla tipicità, sono sostanziali, così come le potenzialità del modello podolico per l’allevamento biologico (Braghieri *et al.* 2006), rendendo queste aziende tradizionali potenzialmente in grado di competere con grandi aziende intensive ed industrializzate (Napolitano *et al.* 2007).

3.5 - I Prodotti Agroalimentari Tipici

I prodotti delle vacche podoliche e, nello specifico, dell’Azienda Agricola Lullo si annoverano tra i Prodotti Agroalimentari Tipici della Regione Campania (http://www.agricoltura.regione.campania.it/tipici/prodotti_tradizionali.htm) e sono rappresentati dal caciocavallo podolico e dalla carne di vitellone podolico.

Il caciocavallo podolico è un formaggio a pasta filata semidura che viene ricavato dalla trasformazione di latte di vacche di razza podolica. Il nome deriva probabilmente dalla modalità di preparazione di questo formaggio, le cui forme (di “cacio”) vengono appese con legature di rafia a “cavallo” di pertiche di legno, per consentirne la stagionatura. Questo conferisce la tipica forma globosa con una testina piuttosto piccola. Il colore caratteristico della crosta è giallo

paglierino, con diverse sfumature a seconda del periodo in cui viene prodotto, dovuto, come menzionato in precedenza, proprio alla dieta basata sul pascolo naturale delle vacche che arricchisce il latte di β -carotene (Alothman *et al.* 2019).

In particolare, il formaggio prodotto in primavera, quando le vacche sono al pascolo in montagna, è caratterizzato da una colorazione più intensa ed un sapore più aromatico rispetto a quello prodotto in autunno (quando i bovini si trovano nei pascoli invernali a bassa quota in cui sono presenti meno essenze vegetali) che è caratterizzato da un sapore più deciso.

Viene prodotto in tutta la Campania, ma quello prodotto nella zona dei Monti Picentini, precisamente nell'Irpinia, è inserito in una categoria a parte dei prodotti tipici tradizionali e deriva dal latte di bovini podolici allevati esclusivamente in questa zona, secondo la pratica antichissima della transumanza. Può avere una stagionatura che va dai 15 giorni ad oltre 6 mesi ed il suo colore tende a scurirsi durante questo processo.

La produzione di questa pasta filata inizia con il riscaldamento del latte crudo fino ad una temperatura di circa 37° al quale viene, in seguito, aggiunto caglio naturale, sia di origine bovina che caprina. La cagliata viene, successivamente, rotta e posta su teli apposti in lino, per raccogliarla e consentirne lo spurgo, la maturazione e l'acidificazione. In seguito, utilizzando dei coltelli di acciaio, la cagliata viene tagliata, viene aggiunto siero bollente e la pasta viene filata, il tutto rigorosamente a mano. I particolari mestoli di legno gli conferiscono la caratteristica forma, prima di passare alla salatura in salamoia. Infine, il cacio viene legato con il cappio di rafia e stagionato.

Questo, assieme ad altri 568 prodotti, è classificato come P.A.T., ovvero Prodotto Agroalimentare Tradizionale della Regione Campania; quest'ultima presenta il più alto numero di P.A.T. a livello nazionale (circa un decimo del totale dei prodotti), tra bevande, carni, formaggi, grassi, prodotti ittici e vegetali.

Oltre al caciocavallo, la razza podolica è alla base di un altro Prodotto Agroalimentare Tipico della Campania: la carne di vitellone podolico. La carne

di questi bovini - dai 10 ai 24 mesi al momento della macellazione - è caratterizzata da un colore rosso intenso, derivato dallo sforzo muscolare che questi animali compiono pascolando liberamente per la maggior parte del tempo. Inoltre, dato l'elevato contenuto di collagene della carne di podolica, è necessario che questa subisca il processo della frollatura, che consente la maturazione e l'intenerimento della carne (che altrimenti risulterebbe molto dura dopo la cottura) attraverso la conservazione a freddo. La carne di vitellone podolico viene frollata per un minimo di 15 giorni, per periodi che vanno anche oltre i 3 mesi e si presenta molto tenera e con un gusto intenso.

Studi recenti propongono anche l'utilizzo del latte di podolica per la produzione di sapone, il che consentirebbe l'entrata in un altro settore del mercato economico (Cosentino *et al.* 2018).

Questo è solo uno dei possibili esempi di pastorizia tradizionale che può costituire un elemento di pregio nella società contemporanea e una nicchia di mercato competitiva, soprattutto in un periodo in cui l'attenzione dei consumatori si sta concentrando sulla filiera produttiva e sulla sostenibilità dei prodotti che acquistano, nonché sulle loro caratteristiche organolettiche (Stampa *et al.* 2020).

C'è bisogno di uno sforzo a tutti i livelli di *governance* per fare in modo che la rinascita dei borghi e, assieme ad essa, la conservazione della biodiversità del nostro ambiente non restino relegate a poche "isole di salvaguardia", che sono l'eccezione alla regola, ma che tornino, invece, ad essere parte integrante delle aree interne, che da sempre vivono in perfetta sincronia con l'ambiente circostante, in un ciclo di "sfruttamento"-tutela ricorrente e perpetuo.

Conclusioni

Durante i tre anni di questo progetto, ho sviluppato un lavoro per dimostrare i limiti del paradigma secondo cui l'interazione dell'essere umano con la natura è sempre corruttiva ed evidenziare come, invece, l'effetto di questa interazione dipenda dalle modalità con cui essa si esplica, e come, in alcuni casi, possa essere addirittura vantaggiosa.

Questo è vero, in particolar modo, per quanto riguarda il paesaggio mediterraneo, co-evolutosi nel corso dei millenni con la specie umana che ha scolpito questi ambienti in larga parte attraverso la pastorizia e la transumanza.

Ho studiato l'avanzamento del bosco causato dallo spopolamento delle aree interne di montagna e dal concomitante abbandono del pascolo, che ha forti ripercussioni ecologiche, portando al sopravvento delle aree boscate sulle praterie d'altura.

Infatti, se da una parte possiamo intuitivamente capire gli effetti avversi di fenomeni come l'intensificazione dell'agricoltura, meno intuitivo è forse comprendere come i risvolti negativi dell'omogenizzazione paesaggistica possano scaturire anche da processi che possiamo definire "naturali", come l'avanzamento spontaneo di un bosco.

Ho dimostrato come la presenza sul territorio anche di una sola azienda possa fare la differenza e che, quindi, la pastorizia tradizionale risulta essere un valido strumento di gestione che tiene alti i livelli di biodiversità dei pascoli d'altura e che permette di integrare e tenere vivi gli elementi caratterizzanti il territorio degli Appennini, ovvero la forte sovrapposizione di *habitat* ricchi di diversità, di aree interne permeate di tradizioni e culture, e di zone protette con forte naturalità.

Questo lavoro vuole evidenziare come interfacciarsi con le comunità locali, facendo tesoro della loro conoscenza del territorio e delle pratiche tramandate di generazione in generazione, possa salvaguardare allo stesso tempo sia la diversità

ecologica che quella culturale, riportando le montagne dell'Appennino meridionale ad uno stato "naturale" *sensu* Blondel, attraverso un utilizzo sostenibile ed etico delle risorse ambientali e l'instaurazione di rapporti di collaborazione che vadano oltre l'assistenzialismo.

Rivalutare queste aree e queste tradizioni può, infatti, avere anche effetti sull'economia locale, tenendo vive pratiche di allevamento ed agricoltura che hanno come risultato prodotti tipici locali di qualità.

Inoltre, il ripopolamento dei borghi interni è di particolare interesse per il momento storico che stiamo attraversando, caratterizzato dalla netta contrapposizione tra centri urbani congestionati ad aree rurali isolate che, se fornite di beni e servizi essenziali, possono tornare ad essere una valida scelta di vita piuttosto che una costrizione socio-economica.

In conclusione, rivalutare e fare tesoro della pastorizia tradizionale, prima della scomparsa degli ultimi pastori, potrebbe riportare le aree montane ad essere una rete di borghi vibranti e connessi tra di loro e con l'ambiente, custodi delle aree naturalistiche che li circondano.

RINGRAZIAMENTI

Grazie al Prof. Domenico Fulgione per le opportunità, la guida e la pazienza che mi ha offerto durante la mia carriera accademica.

Grazie a tutto il Fulgionegroup - Valeria, Maria, Simona, Eleonora - per l'aiuto, la compagnia e le risate negli ultimi sei anni.

Grazie a Tommaso e a Marion per il supporto - logistico e non solo - in campo.

Grazie ai miei genitori e a mio fratello per trent'anni di sostegno incondizionato e incrollabile.

Grazie a Maria, per avermi supportata e sopportata per innumerevoli mesi e paesi, senza mai vacillare.

Thank you to Jens and all of BIOCHANGE for the guidance and hospitality they showed me.

Thank you to Julia, Kristine, Ashley, and all the Ecoinf girls for creating a home away from home.

BIBLIOGRAFIA

Agnoletti, M. (2014). Rural landscape, nature conservation and culture: Some notes on research trends and management approaches from a (southern) European perspective. *Landscape and Urban Planning*, 126, 66-73.

Alothman, M., Hogan, S. A., Hennessy, D., Dillon, P., Kilcawley, K. N., O'Donovan, M., ... & O'Callaghan, T. F. (2019). The “grass-fed” milk story: understanding the impact of pasture feeding on the composition and quality of bovine milk. *Foods*, 8(8), 350.

Anthony, N. M., Ribic, C. A., Bautz, R., & Garland Jr, T. (2005). Comparative effectiveness of Longworth and Sherman live traps. *Wildlife Society Bulletin*, 33(3), 1018-1026.

Bakudila, A.; Fassio, F.; Sallustio, L.; Marchetti, M.; Munafò, M.; Ritano, N. I comuni e le comunità appenninici: Evoluzione del territorio. Slowfood.it. Available online: <http://www.slowfood.it/stati-general-delle-comunita-dellappennino/> (accessed on 2 January 2021).

Bakudila, A.; Fassio, F.; Sallustio, L.; Marchetti, M.; Munafò, M.; Ritano, N. I comuni e le comunità appenninici: Evoluzione del territorio. Slowfood.it. Available online: <http://www.slowfood.it/stati-general-delle-comunita-dellappennino/> (accessed on 2 January 2021). (In Italian)

Barker, G. (2005). Agriculture, pastoralism, and Mediterranean landscapes in prehistory. *The archaeology of Mediterranean prehistory*, 46-76.

Barnard, H. (2006). *Nature, human nature and value: a study in environmental philosophy*.

Berger, W. H., & Parker, F. L. (1970). Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, 168(3937), 1345-1347.

Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E., & Corti, C. (2007). The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122(2), 183-191.

Braghieri, A., Pacelli, C., Sabia, E., Girolami, A., & Napolitano, F. (2006). *Allevamento biologico del vitello podolico*.

Brennan, A. and Lo, Y. (2011). *Understanding Environmental Philosophy*. Routledge.

Bruun HH, Fritzbøger B (2002) The past impact of livestock husbandry on dispersal of plant seeds in the landscape of Denmark. *Ambio* 31:425–431. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.5.425>

Capogrossi R., Laureti L., Bagnaia R., Canali E., Augello R., 2017 “Carta del Valore Naturalistico-Culturale d’Italia”. ISPRA - Dati del Sistema Informativo di Carta della Natura.

Consiglio d’Europa, (2000). Convenzione europea del paesaggio. In Congresso dei poteri locali e regionali del Consiglio d’Europa, Firenze (Vol. 20).

Conti, G., & Fagarazzi, L. (2007). Avanzamento del bosco in ecosistemi montani: “sogno degli ambientalisti o incubo per la società. *impatti di una delle principali trasformazioni ambientali, territoriali e paesistiche del XX secolo in Italia, Trento*.

Cortinovis, C., & Caloni, F. (2015). Alkaloid-containing plants poisonous to cattle and horses in Europe. *Toxins*, 7(12), 5301-5307.

Cosentino, C., D’Adamo, C., Naturali, S., Pecora, G., Paolino, R., Musto, M., ... & Freschi, P. (2018). Podolian cattle: reproductive activity, milk and future prospects. *Italian Journal of Agronomy*, 13(3), 200-207.

Di Castri, F. (1981). Mediterranean-type shrublands of the world. *Ecosystems of the World*.

Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Bartuska, A., 2015. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Curr. Opin. Env. Sust.* 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>.

Ellis, E. C., Gauthier, N., Klein Goldewijk, K., Bliege Bird, R., Boivin, N., Díaz, S., Fuller, D. Q., Gill, J. L., Kaplan, J. O., Kingston, N., Locke, H., McMichael, C. N. H., Ranco, D., Rick, T. C., Shaw, M. R., Stephens, L., Svenning, J.-C., and Watson, J. E. M. (2021). People have shaped most of terrestrial nature for at least 12,000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(17).

Falcucci, A., Maiorano, L., & Boitani, L. (2007). Changes in land-use/land cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape ecology*, 22(4), 617-631.

Felius, M., Beerling, M. L., Buchanan, D. S., Theunissen, B., Koolmees, P. A., & Lenstra, J. A. (2014). On the history of cattle genetic resources. *Diversity*, 6(4), 705-750.

Fitter, A. H. and Peat, H. J. (1994). The Ecological Flora Database, *J. Ecol.*, 82, 415-425. 'http://www.ecoflora.co.uk'

Gionata B (2015). "TR8: an R package for easily retrieving plant species traits." *Methods in Ecology and Evolution*, 6(3), 347–350. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12327>.

Gonçalves P, Alcobia S, Simões L, Santos-Reis M (2012) Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agrofor Syst* 85:383–395.

Halada L, Evans D, Romão C, Petersen J. 2011. Which habitats of European importance depend on agricultural practices? *Biodiversity and Conservation* 20: 2365–2378.

Halada L, Evans D, Romão C, Petersen J. 2011. Which habitats of European importance depend on agricultural practices? *Biodiversity and Conservation* 20: 2365–2378.

Hubbell, S. P. (2011). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32)*. Princeton University Press.

IUCN, 1994. Guidelines for protected area management categories. Gland, Switzerland: IUCN.

Jung, M. (2013). *LecoS-A QGIS plugin for automated landscape ecology analysis* (No. e116v2). PeerJ PrePrints.

Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., & Boucher, T. (2007). Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, 316(5833), 1866-1869.

Kark, S. (2007). Effects of ecotones on biodiversity. *Encyclopedia of Biodiversity*. New Jersey, USA: Elsevier Inc.

Kilcawley, K. N., Faulkner, H., Clarke, H. J., O'Sullivan, M. G., & Kerry, J. P. (2018). Factors influencing the flavour of bovine milk and cheese from grass based versus non-grass based milk production systems. *Foods*, 7(3), 37.

Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P, Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., Van Groenendael, J.M., Klimes, L., Klimesova, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B. (2008). The LEDA Traitbase: A

database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology* 96: 1266-1274.

Klotz, S., Kühn, I., Durka, W. (eds) (2002). BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: 1-333. (Bundesamt für Naturschutz)

Leopold, A. (1949). *A Sand County Almanac: and sketches here and there*. Oxford University Press, New York.

MacQueen, J. (1967, June). Some methods for classification and analysis of multivariate observations. In *Proceedings of the fifth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability* (Vol. 1, No. 14, pp. 281-297).

Magurran, A. E. (2013). *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons.

Malandra, F., Vitali, A., Urbinati, C., & Garbarino, M. (2018). 70 years of land use/land cover changes in the Apennines (Italy): a meta-analysis. *Forests*, 9(9), 551.

Malandra, F., Vitali, A., Urbinati, C., & Garbarino, M. (2018). 70 years of land use/land cover changes in the Apennines (Italy): a meta-analysis. *Forests*, 9(9), 551.

Mittermeier R.A., Turner W.R., Larsen F.W., Brooks T.M., Gascon C. (2011) Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: Zachos F., Habel J. (eds) *Biodiversity Hotspots*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1

Munafò, M., Assennato, F., Congedo, L., Luti, T., Marinacci, I., Monti, G., Riitano, N., Sallustio, L., Strollo, A., Tombolini, I., and Marchetti, M., *Il Consumo di Suolo in Italia*, Rome: ISPRA, 2015.

Musto, M. (2003). Consumer concern e potenzialità del modello podolico. *Large Anim. Rev*, 9, 17-20.

Næss, A. (1999). Comments on Guha's 'radical american environmentalism and wilderness preservation: A third world critique'. *Philosophical Dialogues: Arne Næss and the Progress of Ecophilosophy*, pages 325–333.

Napolitano, F., & Girolami, A. (2001). Zootecnia etologica: l'allevamento del bovino podolico. *Large Animals Review*, 7(1), 13-16.

Napolitano, F., Caporale, G., Carlucci, A., & Monteleone, E. (2007). Effect of information about animal welfare and product nutritional properties on

acceptability of meat from Podolian cattle. *Food Quality and Preference*, 18(2), 305-312.

Nazarea, V. D. (2006). Local knowledge and memory in biodiversity conservation. *Annu. Rev. Anthropol.*, 35, 317-335.

O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (Eds.). (2010). Camera traps in animal ecology: methods and analyses. Springer Science & Business Media.

Parkers J. 2001. Methods to monitor the density and impact of hares (*Lepus europaeus*) in grasslands in New Zealand. Doc. Science Internal Series 8. Dept. Conservation, Wellington, New Zealand.

Paula S. & Pausas J.G. 2013. BROT: a plant trait database for Mediterranean Basin species. Version 2013.06. URL: <http://www.uv.es/jgpausas/brot.htm>

Pellegrino, G., & Di Paola, M. (2018). *Nell'Antropocene: etica e politica alla fine di un mondo* (No. 19, pp. 1-272). DeriveApprodi.

Pignatti, S., Menegoni, P., Pietrosanti, S. (2005). Biondificazione attraverso le piante vascolari. Valori di indicazione secondo Ellenberg (Zeigerwerte) per le specie della Flora d'Italia. Braun-Blanquetia 39, Camerino, pp. 97.

Pinilla, V., Ayuda, M. I., & Sáez, L. A. (2008). Rural depopulation and the migration turnaround in Mediterranean Western Europe: a case study of Aragon. *Journal of Rural and Community Development*, 3(1), 1-22.

Provenza, F. D. (2008). What does it mean to be locally adapted and who cares anyway?. *Journal of Animal Science*, 86(suppl_14), E271-E284.

Procopio, R. T., Acciaioli, A., & Franci, O. (2012). La razza bovina podolica: sistemi di allevamento nell'area di origine. *Quad. SoZooAlp*, 7(7).

QGIS Development Team (2021). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

Rama, D. (2014) "Il mercato della carne." Osservatorio sul Mercato dei Prodotti Zootecnici

Rama, D. (2018) "Il mercato del latte." Osservatorio sul Mercato dei Prodotti Zootecnici

Raunkiaer, C. (1934). The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer. *The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer*.

Rippa, D., Maselli, V., Soppelsa, O., & Fulgione, D. (2011). The impact of agro-pastoral abandonment on the Rock Partridge *Alectoris graeca* in the Apennines. *Ibis*, 153(4), 721-734.

Rippa, D., Maselli, V., Soppelsa, O., & Fulgione, D. (2011). The impact of agro-pastoral abandonment on the Rock Partridge *Alectoris graeca* in the Apennines. *Ibis*, 153(4), 721-734.

Schreiber, H. (2019). 14th Session of the Intergovernmental Committee for the Safeguarding of the Intangible Cultural Heritage. *Santander Art and Culture Law Review*, 5(2), 293-295.

Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication, 117 pp. *Urbana: University of Illinois Press*.

Simos, Y., Metsios, A., Verginadis, I., D'Alessandro, A. G., Loiudice, P., Jirillo, E., ... & Karkabounas, S. (2011). Antioxidant and anti-platelet properties of milk from goat, donkey and cow: An in vitro, ex vivo and in vivo study. *International Dairy Journal*, 21(11), 901-906.

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *nature*, 163(4148), 688-688.

Sorino, R., Santarcangelo, V., Tarasco, E., & Corriero, G. (2016). Struttura di comunità degli Ortotteri e integrità dei sistemi agro-pastorali del Sic-Zps Murgia Alta (Puglia, Italia). *Entomologica*, 41, 219-231.

Stampa, E., Schipmann-Schwarze, C., & Hamm, U. (2020). Consumer perceptions, preferences, and behavior regarding pasture-raised livestock products: A review. *Food Quality and Preference*, 82, 103872.

Stiner, M. C., Munro, N. D., Surovell, T. A., Tchernov, E., & Bar-Yosef, O. (1999). Paleolithic population growth pulses evidenced by small animal exploitation. *Science*, 283(5399), 190-194.

Strumia S, Catalanotti AE, Santangelo A and de Filippo G. 2007.. Caratterizzazione floristico-vegetazionale dei siti alimentari di *Lepus corsicanus* nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano. In: de Filippo G, De Riso L, Riga F (eds). Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze. IGF Publishing pp149-157.

Svenning, Jens-Christian, Pil BM Pedersen, C. Josh Donlan, Rasmus Ejrnæs, Søren Faurby, Mauro Galetti, Dennis M. Hansen *et al.* "Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113, no. 4 (2016): 898-906.

Traweger, D., Travnitzky, R., Moser, C., Walzer, C., & Bernatzky, G. (2006). Habitat preferences and distribution of the brown rat (*Rattus norvegicus* Berk.) in the city of Salzburg (Austria): implications for an urban rat management. *Journal of Pest Science*, 79(3), 113-125.

Turk, N., Milas, Z., Margaletic, J., Turk, R., Barbic, L., Konjevic, D., ... & Staresina, V. (2008). The role of fat dormouse (*Glis glis* L.) as reservoir host for spirochete *Borrelia burgdorferi* sensu lato in the region of Gorski Kotar, Croatia. *European Journal of Wildlife Research*, 54(1), 117-121.

UNESCO, 2009. World Heritage Cultural Landscapes: a handbook for conservation and management. World Heritage Papers 26. Paris: UNESCO World Heritage Centre.

Vacchiano, G.; Garbarino, M.; Lingua, E.; Motta, R. Forest dynamics and disturbance regimes in the Italian Apennines. *For. Ecol. Manag.* 2016

Vacchiano, G.; Garbarino, M.; Lingua, E.; Motta, R. Forest dynamics and disturbance regimes in the Italian Apennines. *For. Ecol. Manag.* 2016

Van Meerbeek, K., Muys, B., Schowanek, S. D., & Svenning, J. C. (2019). Reconciling Conflicting Paradigms of Biodiversity Conservation: Human Intervention and Rewilding. *BioScience*, 69(12), 997-1007.

Van Meerbeek, K., Muys, B., Schowanek, S. D., & Svenning, J. C. (2019). Reconciling Conflicting Paradigms of Biodiversity Conservation: Human Intervention and Rewilding. *BioScience*, 69(12), 997-1007.

Villanueva-López, G., Lara-Pérez, L. A., Oros-Ortega, I., Ramírez-Barajas, P. J., Casanova-Lugo, F., Ramos-Reyes, R., & Aryal, D. R. (2019). Diversity of soil macro-arthropods correlates to the richness of plant species in traditional agroforestry systems in the humid tropics of Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 286, 106658.

Wiedenfeld, H., & Edgar, J. (2011). Toxicity of pyrrolizidine alkaloids to humans and ruminants. *Phytochemistry Reviews*, 10(1), 137-151.

APPENDICE

A.1 - Risultati dei test statistici del campionamento pre-pascolo

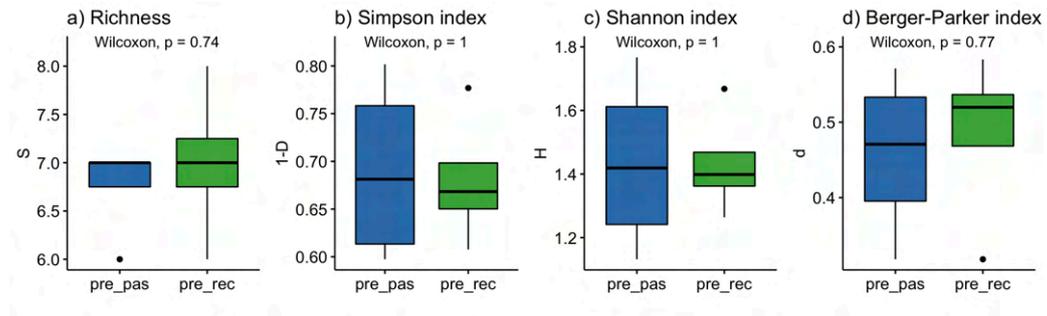


Figura A1: indici di diversità calcolati per le comunità di artropodi campionate nei *plot* di prateria prima dell'esclusione degli animali pascolatori. L'assenza di significatività nelle differenze testimonia la robustezza della scelta di questi *plot*, in quanto privi di comunità intrinsecamente differenti.

A.3 – Risultati supplementari del confronto dei plot pascolati e recintati

Tabella A1: analisi SIMPER per i *plot* di prateria, di margine e di bosco. Il Contributo % indica il peso di ciascun ordine nelle differenze tra i *plot*.

Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean Prateria	Mean Margine	Mean Bosco
Diptera	13	30.42	30.42	7.24	17.3	4.99
Hemiptera	7.371	17.25	47.67	6.1	4.28	0.25
Coleoptera	7.228	16.92	64.59	4.46	9.32	10
Hymenoptera	3.844	8.997	73.59	3.26	2.57	0.354
Orthoptera	3.144	7.359	80.95	2.5	1.12	0.354
Araneae	2.411	5.643	86.59	2.24	3.86	2.02
Collembola	2.252	5.271	91.86	0.25	2.07	0.992
Lepidoptera	1.821	4.263	96.13	1.3	1.39	0.5
Isopoda	0.6847	1.603	97.73	0	0.25	0.433
Dermaptera	0.6647	1.556	99.28	0	0.5	0.25
Julida	0.3056	0.7154	100	0	0	0.25

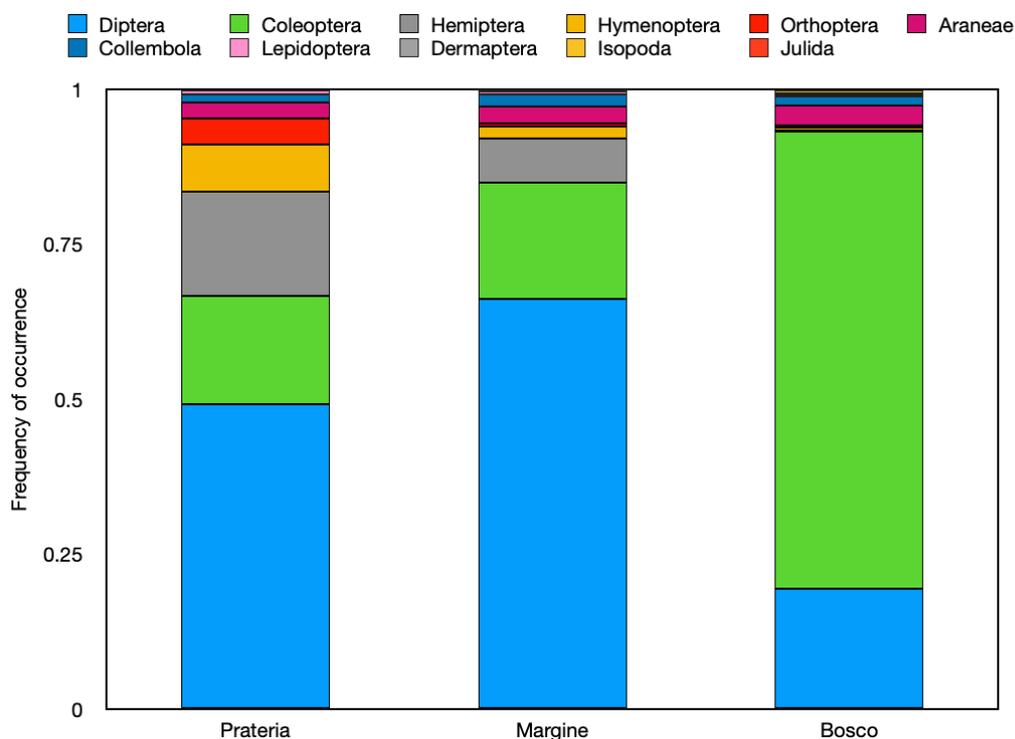


Figura A2: Frequenza di occorrenza degli ordini individuati nei *plot* campionati.

A.2 – Risultati supplementari del confronto degli habitat

Tabella A2: analisi SIMPER per i *plot* pascolati e non pascolati. Il Contributo % indica il peso di ciascun ordine nelle differenze tra i *plot*.

Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean Recintato	Mean Pascolato
Diptera	7.676	25.52	25.52	4.74	4.8
Hemiptera	7.182	23.88	49.4	3.81	3.89
Orthoptera	4.53	15.06	64.46	1.11	2.32
Coleoptera	4.314	14.34	78.8	2.95	3.7
Lepidoptera	2.314	7.695	86.5	0.25	1.05
Araneae	1.834	6.098	92.6	2.18	2.14
Hymenoptera	1.76	5.851	98.45	3.69	3.41
Collembola	0.4671	1.553	100	0	0.25

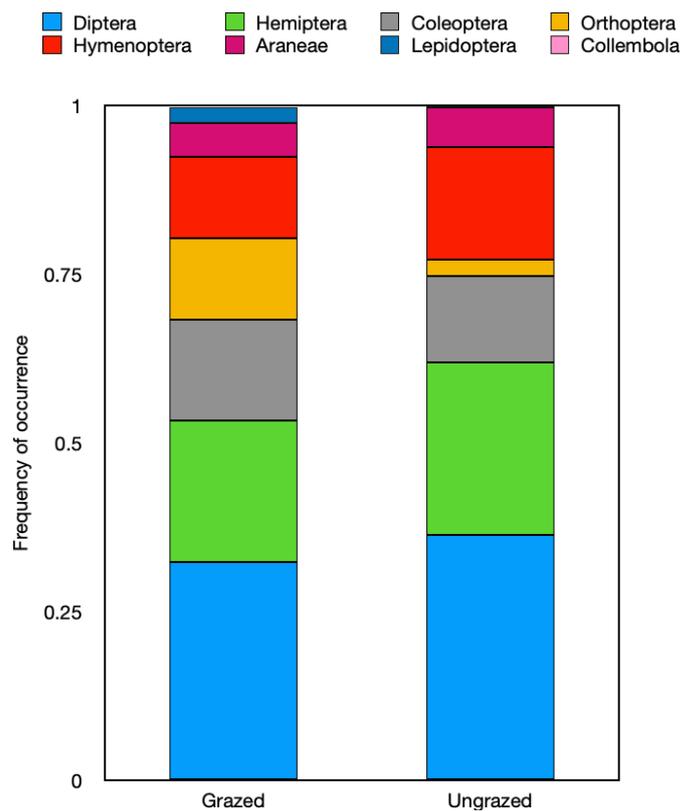


Figura A3: Frequenza di occorrenza degli ordini individuati nei *plot* campionati.