



DENDRONATURA

Semestrale dell'Associazione Forestale del Trentino - Anno 46 - Numero 2 - 2° semestre 2025
ISSN 1121-7782



Direttore: Alessandro Paletto
Direttore responsabile: Giustino Basso

Comitato editoriale: Sofia Baldessari, Nicole Casagrande,
Francesco Dellagiacomina, Alessandro Ianeselli,
Alessandro Paletto, Leonardo Pontalti, Remo Tomasetti,
Maria Fulvia Zonta.

Comitato scientifico: Sofia Baldessari, Antonio Brunori,
Stefano Bruzzese, Isabella De Meo, Pierluca Gaglioppa,
Alessandro Paletto, Sandro Sacchelli,
Flora Giulia Simonelli, Francesco Vitali.

Impaginazione: Esperia Srl

Direzione-Redazione-Abbonamenti:
Associazione Forestale del Trentino
c/o MUSE Museo delle Scienze
Corso del Lavoro e della Scienza, 3 – 38122 Trento
tel. + 39 0461 270311
E-mail: rivista.dendronatura@gmail.com
www.dendronatura.net – www.muse.it

Abbonamento annuo: € 25,00
con versamento in c/c bancario IBAN
IT31J0200801803000046069501
(Unicredit – intestato Ass. Forestale del Trentino)
1 copia € 12,50 + spese postali (arretrati il doppio)
Sito: www.dendronatura.net
E-mail: alessandro.ianeselli@gmail.com

Stampa: Esperia Srl – Lavis (TN).

Autorizzazione del Tribunale di Trento
n. 14331 del 24.10.1979



Il simbolo che introduce l'articolo sta a significare
che lo stesso è stato sottoposto in forma anonima
all'esame di un revisore esterno

In copertina

Cavallo nel bosco
di Federico Lanaro

Acrilico su tela, 60 x 80 cm, 2023. collezione privata
Emblema della libertà addomesticata, il cavallo è un soggetto ricorrente nelle
opere di Federico Lanaro, che lo rappresenta ora intero, ora scomposto, ora in
posa statica, ora dinamica, come in questo caso. I colori fluorescenti, modifi-
candosi alla luce ultravioletta, assumono nuove connotazioni.

Federico Lanaro (Rovereto TN, 1979) si è diplomato nel 2004 all'Accademia
di Belle Arti di Bologna. Le sue opere, dalla pittura alla scultura all'installa-
zione, sono caratterizzate da temi trasversali e da un nomadismo linguistico,
che riflettono la sua esperienza personale del mondo che lo circonda.
I tipici elementi della sua arte sono i colori fluo, la sintesi del segno, i soggetti e
le inquadrature che invitano ad osservare il mondo da un diverso punto di vista,
le figurazioni semplici, dirette ed immediate che attingono sia dalla cultura ele-
vata, sia dal mondo semplificato della grafica. Anche per questo motivo, la sua
arte si presta a diversi livelli di lettura, a seconda dell'interpretazione e della
sensibilità personale dello spettatore. Il suo lavoro è fatto di tante sfumature,
come l'arte ecosostenibile, l'attenzione all'universo green, le ibridazioni tra
mondo animale e umano, tra individuo e massa, tra naturale e soprannaturale, il
legame con la sua terra, l'interpretazione dei comportamenti umani.

Si ringrazia per la gentile collaborazione lo Studio d'Arte Raffaelli di Trento.

SOMMARIO

IN QUESTO NUMERO

Una "medicina" chiamata foresta 5

ATTI: WORKSHOP "BENESSERE IN FORESTA"

Gianpiero Andreatta

*L'importanza della conoscenza dell'ecosistema forestale
per una completa attività di Forest Bathing e Forest Therapy* 6

Ilaria Doimo, Davide Pettenella

Opportunità socio-economiche delle iniziative di Forest Care 16

Rosa Rivieccio, Raoul Romano

*Idoneità dei siti di Terapia Forestale:
indicazioni per linee guida e normativa* 26

Francesca Dini, Antonio Brunori

Forest bathing: una risposta ad una società che cambia 34

Guido Martini, Sandro Sacchelli

*Analisi dell'idoneità territoriale per attività di terapia forestale
in provincia di Trento: un modello GIS per la quantificazione
delle emissioni di composti organici biogenici volatili (BVOC)* 41

Massimiliano Corrà

*Forest Bathing: la via del benessere nella natura
e il ruolo fondamentale delle guide* 54

ARTICOLI

Giustino Basso, Remo Tomasetti

*Giancarlo Boccagni: un forestale trentino
"prestatore" al Piemonte* 58

Andrea Bertagnolli, Ilario Cavada, Ilaria Zorzi

*Gestione forestale innovativa: l'approccio della
Magnifica Comunità di Fiemme nel valorizzare
i servizi ecosistemici forestali* 63

Sara Fait, Andrea Sgarbossa

*La mitigazione del rischio di caduta massi in versanti
bostricati: valutazione degli effetti dei tagli direzionati* 76

Lisa Appoloni, Silvia Bonsembiante, Enrico Marcolin, Mario Pividori

*Il ruolo della matricinatura nel recupero di cedui castanili
invecchiati: il caso studio di Pederobba e Combai (TV)* 85

Roberta Pastorelli

*Quando il bosco cambia pelle: come le piante aliene
trasformano il suolo sotto i nostri piedi* 95

Giovanni Bombieri, Andrea Dellai, Lorenzo Marini, Davide Nardi

*Confronto tra tecniche di contenimento su testuggine
palustre americana (trachemys scripta ssp.)* 112

NOTIZIE

Lucio Alciati

*Innesto di pino Pinea su pino Uncinato per una rinnovata
produzione di pinoli italiani: esperienza e proposta di ricerca* 130

RECENSIONE

Lucio Sottovia

*Iolanda Da Deppo, Daniela Perco, Michele Trentini
VAIA La tempesta nella memoria* 132

il Legno risorsa naturale rinnovabile

La seconda vita del bosco

inizia con il taglio programmato delle piante
come strumento indispensabile per il miglioramento
delle funzioni svolte dal bosco.

La seconda vita del bosco

continua quando il legno viene trasformato e vive
accanto a noi per arricchire le nostre case con
strutture funzionali, mobili ed oggetti belli e confortevoli.

La seconda vita del bosco

alimenta lavoro e professionalità e offre grandi opportunità
per un'ampia categoria di operatori per riscoprire
e ringiovanire antiche professioni: forestali, boscaioli,
industriali, architetti, artigiani e intagliatori.



la seconda casa
dei Trentini

il Legno la seconda vita del Bosco

Arreda con la natura

il Bosco
la seconda casa
del Trentino

dal Bosco lo sviluppo sostenibile

È una campagna del Servizio Foreste e fauna della Provincia Autonoma di Trento
Assessore all'Agricoltura, Foreste, Turismo e Promozione, Caccia e Pesca



IN QUESTO NUMERO

Una “medicina” chiamata foresta

Apriamo questo numero con la pubblicazione degli atti di un importante convegno scientifico che disegna un nuovo orizzonte nell'uso dei boschi e della biodiversità a sostegno della salute psicofisica, del benessere della persona e per migliorare la qualità della vita nelle nostre città.

Il workshop “Infrastrutture verdi per il benessere degli ecosistemi urbani e peri-urbani e dei cittadini” svoltosi lo scorso mese di maggio in Trentino, ha visto riuniti al Dipartimento di Economia e Management dell'Università di Trento alcuni fra i più autorevoli studiosi di questo settore che, attraverso una serie di relazioni, hanno esaminato le varie prospettive offerte dai cosiddetti “Forest bathing e Forest therapy.”

L'indicazione di fondo emersa dall'evento – organizzato nell'ambito del progetto For.Well gestito dal CREA e dell'Università degli studi di Firenze – è la necessità di implementare un maggior numero di studi scientifici in ambito medico, psicologico e ambientale sugli effetti delle attività di terapia forestale al fine di un riconoscimento legislativo che possa rendere questa terapia un'attività prescrivibile dai medici di base per certi tipi di disturbi (es. ansia, stress).

In questo contesto il ruolo del tecnico forestale – come ha evidenziato il dottor Alessandro Paletto (Presidente dell'associazione forestale del Trentino) nel suo intervento introduttivo – diventa fondamentale per l'identificazione e la caratterizzazione dei siti forestali idonei all'attività di “immersione in foresta”.

L'incontro è stato caratterizzato da due momenti: il primo in aula con l'esposizioni delle singole relazioni, il secondo in campo con una visita didattico-divulgativa dove gli studiosi hanno potuto osservare, sotto la guida del dottor Lucio Sottovia, i diversi habitat presenti e i principali aspetti legati alla biodiversità urbana.

La valorizzazione dei servizi ecosistemici e delle funzioni socio-culturali delle foreste è anche riportato in una ricerca (di **Andrea Bertagnolli, Ilario Cavada, Ilaria Zorzi**) illustrata in questo numero. Sono poi esposti studi sugli effetti prodotti dal bostrico al fine di arginare il rischio di processi franosi (di **Sara Fait e Andrea Sgarbossa**), il ruolo della matricinatura nel recupero di cedui di castagno invecchiati (di **Lisa Appoloni, Silvia Bonsembiante, Enrico Marcolin, Mario Pividori**)

Un interessante fenomeno che si sta sempre più diffondendo nel nostro Paese: la presenza di specie aliene, è invece al centro di due diversi elaborati: il primo (di **Roberta Pastorelli**) analizza come la diffusione di specie vegetali non autoctone rappresentino una delle principali minacce alla biodiversità, il secondo (di **Giovanni Bombieri, Andrea Dellai, Lorenzo Marini, Davide Nardi**) descrive come l'introduzione di specie animali allojene costituiscano un serio pericolo per la salvaguardia di habitat per le specie autoctone.

L'intervista di questo numero è dedicata a **Roberto Boccagni** un “forestale trentino prestato al Piemonte” che ha trascorso gran parte della sua vita come responsabile di un territorio assai vasto che andava da Ivrea a Novara.

Chiudono il numero gli “appunti” di **Lucio Aleiati e Lucio Sottovia**.

GIANPIERO ANDREATTA

L'importanza della conoscenza dell'ecosistema forestale per una completa attività di forest bathing e forest therapy

Introduzione

Le foreste hanno avuto, da sempre, un fondamentale ruolo per l'umanità. Nel corso dell'evoluzione del rapporto tra genere umano e popolamenti boscati sono state molteplici – in rapporto ai differenti momenti storici – le funzioni esercitate dalle foreste e i servizi offerti dalle medesime a vantaggio delle persone. A partire dalla funzione produttiva – quella più antica riconosciuta ai boschi – cui è seguita a stretto giro temporale quella protettiva, si sono sommate, in particolar modo negli ultimi decenni, una serie considerevole di significati, valori e benefici forniti dagli ecosistemi forestali di tale livello da far coniare l'espressione “multifunzionalità delle foreste”. Numerose e differenti, a seconda sia dei contesti territoriali sia delle persone che si avvicinano ai soprassuoli boscati, sono le funzioni che di recente sono state attribuite alle selve: quella sociale, anche quale fonte di occupazione, quella paesaggistica, quella turistico-ricreativa, sino a quelle più di nicchia quali la funzione storica o quella artistica. Tra i benefici che gli ecosistemi boscati offrono alla collettività, anche in considerazione dei cambiamenti socio-eco-

nomici intervenuti non solamente nel nostro Paese, bensì nella gran parte delle Nazioni del Mondo Occidentale, vi sono inoltre i vari aspetti riconducibili alla salubrità ambientale, quali lo stoccaggio del carbonio per contenere l'effetto serra, la regolazione del ciclo dell'acqua, la conservazione di biodiversità, biocomplexità e biofunzionalità degli ecosistemi terrestri, la preservazione di habitat, il miglioramento della qualità dell'aria e del microclima, che rappresentano quelli a valenza più generale.

Tra i benefici che gli ecosistemi forestali sono in grado di fornire, quello che negli ultimi tempi ha rappresentato, destando particolare attenzione, una novità nel nostro Paese è costituito dal “benessere” che i boschi possono offrire. La disciplina della “medicina forestale” è ben nota nei Paesi dell'estremo Oriente, Giappone in particolare, dove attraverso l'operato della *Nippon Medical School* di Tokio la medesima si può considerare aver avuto origine. La stessa prende in esame non solamente gli aspetti vantaggiosi dell'addentrarsi all'interno delle formazioni forestali legati alla sfera psicologica, bensì riconosce che tale modalità di frequentazione comporti benefici anche da un punto di vista medico; è infatti una pratica di

medicina preventiva grazie alla quale può essere ridotta l'insorgenza di determinate patologie e/o favorita l'attenuazione dei sintomi di altre. In particolare, tra i molteplici giovamenti, sono da porre in evidenza la riduzione dell'insorgenza dell'ulcera gastrica, dell'obesità, dello stress (dovuta all'abbassamento dell'ormone cortisolo), il rafforzamento del sistema immunitario (attraverso l'inalazione dei monoterpeni prodotti dagli alberi), il miglioramento della qualità del sonno e della capacità respiratoria (con notevoli vantaggi per le persone che soffrono di asma), nonché della salute cardiovascolare e delle capacità cognitive.

Tutte le persone hanno conseguentemente fondati motivi e plurime ottime ragioni per avvicinarsi ed entrare all'interno dei boschi, specialmente in un momento storico connotato da un sempre minor contatto con la Natura e con gli ecosistemi forestali in particolare che interessa oramai la gran parte della società del nostro Paese come quelle di molte Nazioni dell'Occidente.

Un aspetto che si giudica di particolare importanza è legato alla modalità con cui ci si accosta e ci si introduce in un popolamento forestale: avere conoscenza dell'ambiente in cui si entra – il bosco quale sistema biologico complesso – rende maggiormente partecipata e consapevole la permanenza.

Nel presente lavoro vengono presentate riflessioni e considerazioni sull'importanza che riveste la conoscenza dell'ecosistema bosco per poter godere appieno degli effetti positivi offerti dal benessere in foresta.

La conoscenza: consapevolezza ed emozione

Prima di entrare nel dettaglio della trattazione dello specifico argomento, si ritiene quanto mai opportuno partire – come premessa a quanto verrà successivamente sviluppato – da una considerazione di carattere generale.

Non si rischia certo di venir smentiti se si afferma che entrare oppure frequentare un am-

biente che si conosce aumenta la consapevolezza e la completezza della “visita” (termine appositamente posto tra le virgolette per indicare la particolarità della situazione).

Quanto asserito vale quale considerazione di valenza in linea di principio.

Volendo uscire da un ambito specificatamente rivolto ai popolamenti forestali e con l'intento di rafforzare il concetto in precedenza espresso, si valuta di particolare interesse e utilità proporre un paragone ritenuto calzante per quanto si andrà di seguito a illustrare.

Si vuol far riferimento alle modalità di approccio con le quali viene vissuta la visita di una città: la conoscenza degli avvenimenti storici e degli elementi che sono caratteristici e connotano quel particolare centro abitato, quali i palazzi storici, i monumenti, le attività che in essa si svolgono, gli usi e costumi degli abitanti, le relazioni socio-economiche, nonché il tessuto sociale, facilita e rende maggiormente “gradevole e partecipato” l'effetto della permanenza in tale sito.

Passando dall'ambito testé riportato alla realtà di un popolamento forestale, prendendo a paragone i vari aspetti sui quali si è posta in precedenza l'attenzione, si può ben evidenziare come ogni soprassuolo forestale (sicuramente per quanto riguarda il nostro Paese) abbia una sua particolare storia; inoltre anche all'interno di un bosco – sempre con riferimento al contesto urbano testé esposto – sono presenti “palazzi storici” (gli alberi più vecchi), “monumenti” (vegetali), si svolgono attività (ecologiche), ci sono “usi e costumi” (ecologia ed etologia), relazioni di interconnessione (ambientale), nonché vi è un “tessuto sociale” (biodiversità, bio-complessità e biofunzionalità). In sintesi, così come una città può essere considerata un (più o meno) grande “mondo” anche una foresta può essere reputata quale un “universo”, con le sue leggi (naturali) e i suoi abitanti (piante, animali, monera, protisti, funghi).

Sempre nell'ottica di allargare il giro d'orizzonte su realtà differenti dagli ambiti forestali cui ci si possa ispirare al fine di comprendere al meglio il concetto cui si vuol far riferimento,

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

si propone di prendere in esame un ulteriore esempio, ovvero quello di una immersione in mare. Un primo aspetto da dover porre nella opportuna considerazione è quello che il mare rappresenta un ambiente totalmente diverso rispetto a quello terrestre, in cui si è abituati a vivere nella quotidianità; a tal riguardo si può ritenere come, non tanto parimenti bensì oramai di frequente, per la gran parte delle persone anche i boschi inizino a essere considerati quali ambienti sempre più “estranei” (e anche distanti, non solo fisicamente) dal vivere di ogni giorno. Ciò in conseguenza delle abitudini di vita sempre più legate a contesti urbani e con sempre meno occasioni di contatto con la Natura. Anche nel caso dell’immersione marina vale, sempre e comunque, la considerazione di come conoscere le componenti inanimate, nonché gli organismi viventi dell’ecosistema “mare” permetta di vivere in maniera differente l’esperienza – consentendo di andare ben al di là della riduttiva considerazione di percepire e vedere solamente “acqua e pesci” – arricchendola di quel valore aggiunto che è rappresentato dalla consapevolezza derivata dalla conoscenza.

Quale opportuna annotazione a quanto in precedenza esposto, va osservato come sia la visita di una città sia l’immersione in mare (o all’interno di un bosco) presentino un innegabile – e doverosamente immancabile – momento di emozione. Si reputa al riguardo – ed è bene evidenziarlo – che non sussiste contrapposizione alcuna tra conoscenza ed emozione e come i due aspetti si pongano non tanto in antitesi quanto in perfetta complementarietà di sensazioni.

Utilizzando un altro paragone, viene da proporre che tale realtà, vale a dire il connubio tra conoscenza ed emozione, può essere considerata simile a quella di assistere a un concerto per musica d’organo di J. S. Bach oppure di ammirare un quadro di Caravaggio: conoscere la musica e la pittura, nonché la vita e le opere del compositore di Eisenach o del “pittore maledetto” nulla toglie all’emozione dell’ascolto o della visione, anzi, tutt’altro, ne aumenta l’in-

tensità che si rinnova a ogni concerto e a ogni esposizione di mostra, anche degli stessi brani musicali o delle medesime opere pittoriche.

Un’ulteriore riflessione sui concetti di conoscenza ed emozione: negli ultimi tempi è sempre più in voga il comportamento di “abbracciare” gli alberi. Sempre facendo riferimento a un parallelismo, nello specifico con il genere umano, l’intensità emotiva di un abbraccio è decisamente maggiore nell’ipotesi si abbracci una persona “conosciuta” rispetto a una persona “non conosciuta”; analogamente si considera valga la medesima intensità nel caso si abbracci un albero “conosciuto”, vale a dire se si tratta di un abete rosso, un abete bianco, un faggio, un frassino maggiore, una farnia, un pino domestico (l’elenco potrebbe proseguire nel dettaglio) e degli stessi alberi ne sono note le caratteristiche botaniche, gli utilizzi del legno o di altre parti della pianta, il collegamento con miti e leggende o con riferimenti religiosi.

Premesso tutto ciò, si ritiene che la conoscenza del bosco – intesa quale sistema biologico complesso – andando al di là della considerazione del medesimo quale “mero insieme di alberi” costituisca un elemento fondamentale e imprescindibile (che può e deve essere di certo complementare alle emozioni) per poter fornire una completa partecipazione nel vivere l’esperienza del *forest bathing* e della *forest therapy*, in maniera tale che vi sia una consapevolezza totale e partecipata.

La conoscenza dell’ecosistema forestale

Ritenendo opportuno entrare nel dettaglio della trattazione dell’argomento, si va ora a specificare cosa si vuole intendere per “conoscenza” dell’ecosistema forestale.

Per avvicinarsi alla comprensione delle dinamiche ecologiche e alla conoscenza del bosco, inteso – si sottolinea – quale sistema biologico complesso, è necessario acquisire (il livello di approfondimento può variare) innanzitutto concetti di base di ecologia, quali i principi dell’evoluzione e della selezione naturale,

nonché quelli relativi alle strategie adattative, alle reti trofiche, ai rapporti predatori-prede, alla capacità portante dell'ecosistema. Inoltre nozioni di botanica, quali il riconoscimento degli alberi, degli arbusti e delle piante erbacee in relazione ai vari ambienti oggetto di interesse ove le medesime si trovano a vegetare. Infine anche nozioni di zoologia, quali il riconoscimento delle principali specie di animali (mammiferi, uccelli, pesci, insetti, anfibi, rettili) presenti nella zona della visita e inoltre i principi dell'etologia della fauna. Non possono mancare, per una completa conoscenza del sito, i rudimenti di geologia e di pedologia in considerazione dell'importanza del ruolo –

spesso non sufficientemente considerato – che il suolo svolge nel mantenere in equilibrio le condizioni dell'ecosistema (Fotografia 1).

Un aspetto fondamentale per la comprensione di un popolamento forestale è rappresentato dalla conoscenza della selvicoltura, o più precisamente dei suoi principi generali in quanto la materia presenta nel suo insieme vastità e complessità. Tra gli argomenti che si reputa importante vengano conosciuti – quali concetti chiave interpretativi per ogni formazione boscata – vi sono quelli dell'evoluzione nel corso della storia del rapporto tra umanità e foreste, sia in senso generale sia nello specifico ambito locale, vale a dire quello del singolo complesso



Figura 1 – La “conoscenza” permette di addentrarsi in un bosco considerandolo non (riduttivamente) un “insieme di alberi su una determinata superficie”, bensì un sistema biologico complesso, con le sue peculiari leggi naturali e le sue specifiche dinamiche ecologiche (Foto G. Andreatta).

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

boscato nel caso il medesimo presenti caratteristiche peculiari; inoltre si valuta di significativo interesse la conoscenza dei molteplici benefici che le foreste sono in grado di fornire alla collettività e che rientrano nell'ambito del concetto di multifunzionalità degli ecosistemi boschivi; infine quanto mai opportuna una citazione sulla gestione selvicolturale operata dall'uomo, vale a dire la spiegazione scientifico-tecnica della forma di governo (fustaia o ceduo) e l'illustrazione delle modalità di trattamento (taglio a raso, tagli successivi e taglio a scelta per i boschi d'alto fusto e ceduo semplice, ceduo matricinato, ceduo a sterzo e ceduo composto per i boschi gestiti attraverso la forma di governo con rinnovazione per via agamica) con particolare (o esclusivo) riferimento al/ai soprassuolo/i oggetto dell'attività di *forest bathing* e di *forest therapy*.

Inoltre è di fondamentale importanza considerare ed evidenziare che attraverso la conoscenza delle vicende storiche e della situazione attuale di ogni singolo soprassuolo forestale si possono comprendere le peculiarità del sito in cui ci si va ad addentrare. Questo vale nel caso ci si trovi di fronte a celeberrime foreste, quale può essere ad esempio la Foresta Demaniale di Paneveggio in Trentino, dove solamente alcuni alberi forniscono quel caratteristico legno definito “di risonanza” che viene utilizzato da secoli nella liuteria, in particolare per la realizzazione di violini come di altri strumenti musicali (Fotografia 2). Il discorso però va necessariamente ampliato, in quanto non solamente le foreste più note possono fornire elementi importanti di conoscenza, poiché anche un “umile” ceduo appenninico (il maggiormente diffuso, a composizione mista di roverella,



Figura 2 – La Foresta Demaniale di Paneveggio in Trentino (in una immagine antecedente gli effetti della Tempesta Vaia e i successivi danni da bostrico), nota per il caratteristico legno definito “di risonanza”: non solamente le foreste più famose possono fornire importanti elementi di conoscenza e interessanti spunti per una visita (Foto G. Andreatta).

carpino nero e orniello) può essere spunto per far comprendere vicende e lavorazioni del passato (produzione di legna da ardere e carbone che hanno rifornito per secoli le città delle più o meno lontane pianure con storie e segni ancora evidenti delle attività dei taglialegna, dei carbonai, dei mulattieri che esboscavano con i loro animali il materiale legnoso o il carbone) e capire come il bosco si sia evoluto e si presenti oggi in condizioni più o meno prossime alle condizioni di naturalità (Fotografia 3). Si ritengono sufficienti questi soli due esempi per descrivere e far comprendere l'unicità di ogni singolo popolamento forestale e la necessità della sua conoscenza per una maggiore consapevolezza e partecipazione nell'addentrarvisi.

Un ulteriore aspetto, il quale si considera anch'esso di particolare valenza, è quello che

riguarda l'acquisizione della conoscenza delle norme di comportamento da tenere all'interno degli ambienti forestali. Nello specifico, va posto nella dovuta evidenza che l'illustrazione delle norme di comportamento all'interno delle formazioni boscate, molto spesso riportate anche in apposita cartellonistica oppure su opuscoli pieghevoli o negli ultimi tempi anche attraverso modalità informatiche (QR code), viene in molti casi percepita (erroneamente) come una limitazione imposta attraverso "inutili e infondate (per non dire ottuse) costrizioni" se ci si ferma al solo un approccio superficiale dell'ambiente naturale cui ci si intende avvicinare. Le stesse norme comportamentali, nel caso in cui l'avvicinamento sia fondato su di una corretta conoscenza degli ambienti naturali, vengono invece giustamente intese



Figura 3 – Immagine di un ceduo appenninico (a composizione mista di roverella, carpino nero e orniello): anche i boschi “meno considerati” – in una visione prettamente antropica – possono costituire una proficua occasione per far conoscere una pluralità di aspetti, tra i quali il rapporto tra collettività e popolamenti boschivi, le dinamiche ecologiche e le tecniche gestionali degli ecosistemi forestali (Foto G. Andreatta).

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

quali “validi e preziosi consigli e/o indicazioni” su come poter entrare al meglio in contatto con gli ecosistemi forestali (e per estensione del concetto anche terrestri in genere, fluviali, lacustri), in cui le complesse quanto affascinanti dinamiche ecologiche rendono unici determinati ambienti, senza portare disturbo o nocimento agli stessi. Passando in rassegna alcune tra quelle che sono le norme comportamentali maggiormente rappresentative per coloro che si recano all'interno dei soprassuoli forestali, al di là del facilmente intuibile divieto di abbandonare rifiuti – che in una società che si vuol definire civile non dovrebbe avere la benché minima necessità di essere apposto, ma purtroppo l'evidenza ne giustifica appieno l'enunciazione – oppure il divieto di accensione fuochi – che in considerazione dei numerosi incendi boschivi di origine colposa appare quanto mai opportuno rappresentare – è doveroso porre in evidenza come la conoscenza sia di fondamentale ausilio per capire la motivazione che sta alla base di un divieto e/o obbligo. Sempre prendendo in esame alcuni tra i comportamenti consigliati/imposti che più di frequente si trovano presenti nelle norme comportamentali per coloro che visitano i popolamenti forestali si possono trovare le limitazioni poste nel non offrire o lasciare cibo per gli animali: questo atteggiamento potrebbe infatti provocare negli stessi sia alterazioni comportamentali sia l'insorgere di specifiche patologie; il divieto che prevede di non allontanarsi dai sentieri o dai percorsi autorizzati: la trasgressione all'indicazione evidenziata potrebbe arrecare disturbo/danno all'avifauna, come ad esempio a una covata di gallo cedrone, se ci si trova all'interno di una foresta alpina oppure della oramai sempre più rara starna in ambito appenninico; inoltre la indicazione/prescrizione di non toccare un cucciolo di ungulato (in particolare capriolo, cervo e daino) che solo all'(errata) apparenza degli umani può sembrare abbandonato: il piccolo, se toccato anche solo con una carezza, viene nella pressoché totalità dei casi poi “rifiutato” dalla madre in quanto la stessa non ne riconosce più l'odore in quanto

“contaminato” dal contatto con il genere umano; infine quello del negato possibile accesso nelle riserve naturali integrali, all'interno delle quali viene lasciato alla Natura il dar corso alle dinamiche ecosistemiche senza interferenze o intromissioni dovute a fattori antropici. Si ritiene siano sufficienti le motivazioni sopra riportate riguardo specifiche singole regolamentazioni per far comprendere come la presenza umana possa essere un significativo (e a volte devastante) elemento perturbatore.

Infine si giudica di particolare importanza la conoscenza anche di quelli che sono i potenziali rischi cui si può andare incontro durante la permanenza all'interno di una zona boscata: dando pressoché per scontato che ci sia una adeguata dotazione di abbigliamento e calzature (correttamente proporzionate all'ambiente forestale di specifico riferimento), nonché una parimenti idonea disponibilità di bevande e/o cibi al seguito – in conformità all'andamento stagionale e della durata del periodo di permanenza all'interno della formazione forestale – un momento di attenzione particolare deve essere necessariamente riservato ai potenziali fattori di rischio derivanti dalle punture di zecche o di insetti più in generale, da alcuni dei quali può essere provocata (e non conosciuta dall'interessato/a) una reazione di shock anafilattico, inoltre dai morsi di ragni e solo in ultimo dai morsi di vipere.

Il Selvicoltore quale comunicatore

Un'attenzione particolare, nell'ambito delle procedure di acquisizione della conoscenza, deve essere prestata oltre che ai contenuti anche ai soggetti preposti alla comunicazione.

È indubbio – lo si dà per sottinteso – che la figura cui prioritariamente viene riconosciuta la precedenza (preminenza) per l'azione di divulgazione della conoscenza dell'ecosistema forestale sia il Selvicoltore, ovvero colui che è detentore delle informazioni e in possesso delle nozioni scientifico-tecniche sul bosco, sulle sue vicende storiche e sulla sua gestione selvi-

culturale: a questa figura spetta il compito di illustrare l'ecosistema bosco nel suo complesso al fine di renderlo, attraverso la conoscenza, non più un “mondo misterioso” bensì un “mondo conosciuto”.

È quanto mai opportuno – per non dire necessario – che il Selvicoltore, inteso nella accezione più attuale del termine, debba possedere (o acquisire) delle spiccate doti di comunicatore e una notevole predisposizione all'empatia, per impostare e gestire al meglio la trasmissione della conoscenza.

Accanto al Selvicoltore possono essere anche altre figure professionali (guardiaparco, guide naturalistiche, guide ambientali, esperti del settore forestale, solo per citare alcune categorie) ad occuparsi della trasmissione della conoscenza degli ecosistemi forestali: stante però l'ampiezza e il necessario livello di approfondimento richiesto per la materia è necessario che le medesime figure professionali abbiano seguito un dettagliato e specifico percorso formativo attuato – o perlomeno condiviso – dai Selvicoltori.

Modalità pratiche per la trasmissione della conoscenza

Ritenendo essere cosa opportuna, nell'ottica della completezza degli argomenti trattati, entrare anche nel dettaglio delle modalità pratiche attraverso cui attuare nel concreto la diffusione della conoscenza degli ecosistemi forestali, si propone di procedere secondo due ben distinte maniere.

Nel caso di un singolo evento di *forest bathing*, vale a dire di una sola visita all'interno di un complesso boscato, si valuta che per procedere alla (iniziale) conoscenza dell'ecosistema forestale potrebbe essere riservato un momento precedente alla effettuazione della “immersione” in bosco della durata di almeno una quindicina di minuti nel quale trattare per sommi capi nozioni di carattere generale (cenni di ecologia, botanica, zoologia, geologia e pedologia) e soffermarsi più nello specifico

sulle caratteristiche del sito oggetto della visita (vicende storiche del popolamento forestale, forma di governo, modalità di trattamento, composizione specifica, presenze botaniche e faunistiche). Inoltre è quanto mai opportuno prevedere una o più soste durante il percorso per illustrare/presentare/far conoscere aspetti caratteristici e peculiari del sito, evidenziandone l'importanza conoscitiva ai fini di una più approfondita comprensione dell'ecosistema forestale (Fotografia 4).

Diversamente da quanto prefigurato in precedenza, ovvero una singola immersione/visita, venga prevista una pluralità di “immersioni” oppure un percorso di *forest therapy* sia nel medesimo soprassuolo boschivo sia ogni volta in differenti contesti forestali, si valuta oppor-



Figura 4 – È fondamentale prevedere e organizzare specifici momenti di trasmissione della conoscenza degli ecosistemi forestali: i medesimi non vanno rivolti solamente alle giovani generazioni, bensì è opportuno che vengano indirizzati verso tutti coloro che si avvicinano ai complessi boscati (Foto G. Andreatta).

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

tuno prevedere specifici incontri propedeutici teorico-informativi della durata complessiva di più ore (anche suddivisi in diversi momenti) nei quali affrontare la conoscenza dell'ecosistema bosco entrando maggiormente nello specifico sia delle nozioni di carattere generale sia di quelle che riguardano lo/gli specifico/i complesso/i forestale/i.

Un aspetto da tenere costantemente ben presente nella trattazione degli argomenti è che la medesima deve puntare non solamente a una “informazione” (nell’accezione di una nozione comunicata nell’ambito di una utilizzazione immediata), bensì deve essere finalizzata verso una vera e propria azione di apprendimento del sapere.

Si reputa opportuno dover aggiungere, a quanto in precedenza esposto, una tematica che deve rivestire la necessaria importanza e considerazione: una particolare attenzione dovrà essere riservata alla comunicazione della conoscenza dell'ecosistema forestale rivolta alle persone diversamente abili (in particolare gli ipovedenti e gli ipoudenti) senza “lasciare indietro” o “in disparte” nessuno, nell’ottica della piena inclusione nei momenti di *forest bathing* e di *forest therapy* di chiunque.

Considerazioni conclusive

L'avvicinarsi e l'entrare all'interno di un popolamento forestale costituisce sempre un'esperienza emozionante, anche per chi può essere considerato un “addetto del settore” oppure una “persona esperta”.

Il senso completo e il significato pieno e partecipato dell'entrare in un bosco si ottiene in misura totale se oltre al mero aspetto emozionale – che non va tralasciato – vi è una conoscenza dell'ambiente naturale in cui ci si “immerge”.

Attraverso la conoscenza della foresta, considerata quale sistema biologico complesso, e di quelle che sono le sue componenti e le sue dinamiche, si può entrare in possesso di quelle “chiavi di lettura” ovvero di quelle “capacità interpretative” per la conoscenza e la compren-

sione di quella particolare (magnifica e stupenda) realtà che è un bosco, il quale altrimenti verrebbe vissuto solamente in maniera parziale.

Conoscere l'evoluzione del rapporto che c'è stato tra il genere umano e le foreste, le vicende storiche che hanno caratterizzato quello specifico contesto territoriale o quel determinato bosco, le componenti dell'ecosistema forestale (biotiche e abiotiche), sapere degli interventi gestionali attuati attraverso la selvicoltura, consente di osservare in modo diverso, maggiormente consapevole, partecipato e cosciente, l'ambiente forestale in cui ci si va ad addentrare.

Sempre più persone si avvicinano ai boschi alla ricerca di quei benefici psico-fisici che l'entrare all'interno di una formazione forestale permette di ottenere.

Ritenendo convintamente che la conoscenza degli ecosistemi forestali costituisca un aspetto imprescindibile per una completa attività di *forest bathing* e di *forest therapy*, è auspicabile che da parte dei Selvicoltori – intesi nell’accezione di coloro che sono esperti di soprassuoli boschivi – ci sia una disponibilità, nonché una propensione alla comunicazione finalizzata alla conoscenza dei boschi, in risposta alle richieste provenienti da coloro che si avvicinano (anche attraverso l'organizzazione di specifiche attività) ai popolamenti forestali. Qualora questa richiesta non pervenga – per svariati motivi tra cui *in primis* la mancanza di consapevolezza dell'importanza della conoscenza di che trattasi – è quanto mai opportuno che i Selvicoltori, sempre nell’accezione precedentemente intesa, si adoperino e si propongano per far comprendere l'importanza fondamentale del ruolo della conoscenza dell'ecosistema forestale per una attività di *forest bathing* e di *forest therapy* completa nella sua consapevolezza, coscienza e partecipazione.

Gianpiero Andreatta

E-mail: gianpiero.andreatta@carabinieri.it

Generale di Brigata

Comandante Regione Carabinieri Forestale “Lazio”
Roma

PAROLE CHIAVE: *benessere forestale, conoscenza ecosistema forestale, importanza*

RIASSUNTO

I soprassuoli boscati hanno fornito nel corso del tempo una molteplicità di benefici rivolti alla collettività. Negli ultimi anni, nel nostro Paese si è affacciata una nuova realtà – già da tempo nota nelle Nazioni dell'estremo Oriente – che riguarda il “benessere in foresta”, ovvero i vantaggi psico-fisici che si possono ottenere entrando e permanendo all'interno di un bosco. Addentrarsi in un popolamento forestale è divenuta nella società dei giorni nostri – a differenza del passato – una esperienza non più tanto frequente: come per ogni ambiente “nuovo” che si va a conoscere, l'aspetto emotivo è ben presente, ma si ritiene che sia necessaria anche la conoscenza dell'ecosistema forestale per una consapevole e partecipata completezza dell'esperienza. Conoscere le leggi della Natura, le dinamiche ecologiche, la storia dell'evoluzione del rapporto tra l'umanità e le selve, la geologia, la botanica, la zoologia e la selvicoltura consente di andare oltre alla sola emotività, riuscendo ad apprezzare con maggiore consapevolezza l'ambiente che si sta vivendo. Fondamentale è il ruolo del Selvicoltore – inteso come esperto degli ecosistemi forestali – quale comunicatore, vale a dire colui che è deputato a spiegare il bosco per farlo conoscere. Diversi momenti, differenti tempistiche e livelli di approfondimento possono essere dedicati alla conoscenza dell'ecosistema forestale al fine di giungere a una completa e partecipata attività di *forest bathing* e di *forest therapy*.

KEYWORDS: *forest well-being, forest ecosystem knowledge, importance*

ABSTRACT

Over time, wooded areas have provided a multitude of benefits to the community. In recent years, a new reality has emerged in our Country – already well known in Far Eastern Countries – concerning “well-being in the forest,” or the psychological and physical benefits that can be obtained by entering and staying in a forest. Unlike in the past, entering a forest has become a less frequent experience in today's society. As with any “new” environment that one encounters, the emotional aspect is very present, but knowledge of the forest ecosystem is also considered necessary for a conscious and participatory completeness of the experience. Knowing the laws of nature, ecological dynamics, the history of the evolution of the relationship between humanity and forests, geology, botany, zoology, and silviculture allows us to go beyond mere emotion and appreciate the environment we are experiencing with greater awareness. The role of the Forester – understood as an expert in forest ecosystems – is fundamental as a communicator, that is, the person responsible for explaining the forest in order to make it known. Different moments, different timings, and levels of in-depth analysis can be dedicated to learning about the forest ecosystem in order to achieve a complete and participatory forest bathing and forest therapy activity.

ILARIA DOIMO, DAVIDE PETTENELLA

Opportunità socio-economiche delle iniziative di forest care

Introduzione

Nel contesto attuale, caratterizzato da urbanizzazione crescente, sedentarietà e progressivo distacco dalle esperienze dirette con la natura, le Iniziative di *Forest Care* (IFC) stanno emergendo come un campo di sperimentazione e innovazione con grandi prospettive di crescita. Esse offrono non solo nuovi modi di concepire il rapporto tra persone e foreste, ma anche opportunità concrete di sviluppo socio-economico e di rigenerazione territoriale.

Con IFC si intende un insieme di attività organizzate che utilizzano gli ambienti forestali e i loro elementi con l'obiettivo di migliorare la salute e il benessere individuale e collettivo, promuovendo al contempo inclusione sociale, educazione, turismo sostenibile e valorizzazione culturale. Si tratta, dunque, di una definizione “ombrello”, che racchiude pratiche diverse, rivolte a utenti e bisogni differenti, accomunate da un principio cardine: l'interazione intenzionale con la natura come strumento di cura, prevenzione e crescita (DOIMO *et al.*, 2020; SEMPIK *et al.*, 2010; MAMMADOVA *et al.*, 2021). Il termine IFC si rifà alla letteratura internazionale sul *Green Care* (SEMPIK *et al.*, 2010; HASSINK *et al.*, 2018), concetto più ampio che comprende interventi mirati alla promozione della salute e alla riabilitazione sociale tramite l'impiego di

aree forestali, agricole, di parchi e giardini e di aree naturali in genere. È in questo quadro che le foreste si configurano come un potente alleato per la salute, in linea con l'approccio *One Health* che integra salute umana, animale e ambientale (FAO *et al.*, 2022). Termini simili spesso utilizzati come sinonimi o componenti delle IFC sono “terapia forestale”, “silvoterapia”, “bagni in foresta” (anche nella versione giapponese “*shinrin-yoku*”), terapia della natura, ecoterapia, “*wilderness therapy*”, ... tutte pratiche che possono rientrare nel più vasto campo della medicina complementare. Di fatto le IFC includono, oltre a pratiche mediche, anche attività finalizzate all'inclusione e recupero sociale talvolta definite come terapia del lavoro, ergoterapia, terapia occupazionale, riabilitazione funzionale tramite risorse ambientali. In contesti anglosassoni, spesso queste attività rientrano nella “*social forestry*”.

Obiettivi e tipologie di IFC

Le IFC si articolano in forme diverse in termini di obiettivi di salute e benessere, e quindi di utenti e approcci (DOIMO *et al.*, 2021). Di seguito le tre principali categorie divise in macro-obiettivi per la salute umana.

1. Trattamento e riabilitazione: queste IFC sono sviluppate in stretta collaborazione

con il settore sanitario e coinvolgono professionisti qualificati. Utilizzano caratteristiche specifiche dell'ambiente forestale per trattamenti, riabilitazione e terapie integrative mirate a condizioni di salute specifiche, sia fisiche che psicologiche. Si rivolgono tipicamente a piccoli gruppi con esigenze omogenee e spesso sono strutturate come programmi a lungo termine.

2. Prevenzione e promozione della salute e del benessere: queste IFC sfruttano gli effetti positivi dell'interazione con l'ambiente forestale attraverso attività specifiche per la promozione della salute e la prevenzione primaria e secondaria (ad esempio: prevenire l'insorgenza di malattie attraverso comportamenti e stili di vita sani; e intervenire su popolazione a rischio). I servizi sono offerti a un'ampia popolazione tramite visite singole o ricorrenti in natura e non richiedono strettamente l'intervento di servizi sanitari clinici. Possono rientrare in questa categoria il *forest bathing*, la *mindfulness*, i gruppi di camminata in natura o il *green exercise*. Anche le iniziative di inclusione sociale, che mirano a migliorare le competenze sociali ed emotive di gruppi emarginati, sono incluse in questa categoria.
3. Benefici sinergici per il benessere: a differenza delle precedenti, queste IFC non sono principalmente orientate a risultati sanitari specifici, ma arricchiscono la dimensione sociale del benessere, fornendo benefici indiretti o collaterali per la salute. Creano sinergie tra le foreste e settori come l'educazione, il turismo, la ricreazione, l'arte e la cultura. Questo campo di attività culturali, sociali e ricreative, abbraccia iniziative molto diverse e tende ad identificarsi con i "servizi ecosistemici culturali" della ben nota classificazione del *Millennium Ecosystem Assessment* (2005), fatta propria anche dall'Agenzia Ambientale Europea con il sistema denominato *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES, 2025). Esempi includono le

foreste didattiche, le esposizioni artistiche (*land art* o musei all'aperto), le foreste funerarie e le *community food forests*, le quali non solo forniscono cibo biologico ma anche opportunità di apprendimento e socializzazione.

Le iniziative su scala internazionale

In ambito internazionale le IFC sono state avviate in Giappone (dove le attività dei bagni in foresta – *Shinrin-yoku* – sono iniziate nei primi anni '80 del secolo scorso), in Corea del Sud nei primi anni del secolo e contemporaneamente negli Stati Uniti. Queste esperienze hanno avuto negli anni successivi un impatto in Europa, dove peraltro, non tanto le iniziative legate alla salute, ma quelle nel campo educativo (si pensi agli asili in foresta), culturale e artistico erano presenti da diversi decenni. Nel panorama europeo le IFC sono state oggetto d'analisi soprattutto per le prospettive importanti in termini di occupazione, sviluppo rurale e riduzione dei costi sanitari collegati alla loro diffusione. In particolare, notevole attenzione alle IFC è stata data in riferimento alla tematica della creazione di nuova "occupazione verde" e in particolare di *Novel Green Forest Jobs* (WINKEL *et al.*, 2021), un tema formalmente definito nel programma di lavoro di Forest Europe (vd. <http://www.grayforest.net/index-11.html>) e oggetto di indagine in cooperazione con la Sezione Forest and Bioeconomy dell'UNECE-FAO (vd. <https://unece.org/forests/green-jobs-forest-sector>). In base al lavoro congiunto di queste due istituzioni, i *Novel Green Forest Jobs* sono posti di lavoro nel settore forestale che vanno al di là delle attività tradizionali come silvicoltura e raccolta del legname, includendo attività e servizi relativi agli ecosistemi forestali, alla conservazione, alla salute, al benessere, alla ricreazione, al turismo, al monitoraggio ambientale, alla gestione dei parassiti, degli incendi e delle malattie forestali, all'educazione ambientale, all'*urban forestry* (DA SILVA & SCHWEINLE, 2025). È evi-

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

dente il ruolo che le IFC hanno nello sviluppo di questi settori occupazionali. Questo riflette la trasformazione profonda del settore forestale tradizionale nel mondo occidentale negli ultimi decenni, con un calo dei lavoratori in ruoli convenzionali, anche a seguito dei maggiori livelli di efficienza nelle operazioni di taglio ed esbosco e in genere per l'efficientamento di tutte le attività di gestione e monitoraggio delle risorse forestali, con un sostanziale risparmio della manodopera impiegata per unità di prodotto, ma con una espansione dell'occupazione se si considerano figure legate alla gestione dei servizi ecosistemici socio-culturali e di regolazione, come sottolineato dal rapporto *Novel Green Forest Jobs in the Pan-europe* pubblicato da Forest Europe (DOIMO et al., 2024). Esempi di *Novel Green Forest Jobs* identificati nel rapporto includono esperti di tecnologia del legno in materiali da costruzione *bio-based*, specialisti forestali climatici/ecosistemici (come gli specialisti della gestione di foreste resistenti alla siccità), esperti di *food forestry*, arboricoltori/fitosanitari, specialisti del restauro degli ecosistemi (come i *manager* Natura 2000), ma anche facilitatori per il coinvolgimento degli *stakeholder* e fornitori di servizi di *forest care*. Questi nuovi lavori offrono opportunità di impiego per giovani, donne, disoccupati di lunga data e persone al di fuori del settore forestale. Tuttavia, mancano dati e indicatori specifici per rilevarli per cui la conoscenza che abbiamo delle IFC risulta episodica e parziale, come nel caso del primo Rapporto sullo stato delle Foreste e del settore forestale in Italia (RAF, 2018), peraltro un esempio positivo di avvio di una iniziativa di raccolta sistematica di dati. D'altronde, il *Forest Information System for Europe* (FISE – <https://forest.eea.europa.eu/>), principale sintesi delle informazioni sul settore forestale per i cittadini europei, rispecchia ancora una visione molto tradizionale del settore forestale fondamentalmente centrata sulla produzione di legname.

La maggior parte di questi lavori non è ancora regolamentata da requisiti vincolanti o leggi specifiche, rientrando spesso in norma-

tive generali per foreste, parchi o educazione. La formazione professionale, l'accreditamento e regolamentazioni chiare potrebbero essere i primi passi per favorire la diffusione di queste nuove figure. Sempre secondo i risultati del rapporto di Forest Europe, i benefici principali che questi *Novel Green Forest Jobs* possono offrire sono la diversificazione del reddito per i proprietari forestali, l'offerta di servizi più inclusivi anche per comunità vulnerabili, l'aumento della consapevolezza sulla gestione forestale sostenibile, la fornitura di servizi per le aree rurali e marginali e il miglioramento della gestione forestale o della conservazione.

Volendo definire in modo più sistematico l'opportunità di creare opportunità di tipo economico delle IFC, ci sono alcuni studi che cercano di stimarne il valore in termini monetari, ma anche in questo caso il panorama è ancora frammentato. Il valore economico dei servizi culturali delle foreste è stato stimato in alcuni casi superiore alla produzione commerciale di legname. Infatti, lo studio di DE GROOT et al. (2020) indica un valore medio di 900 US\$/ha/anno per i benefici per la salute derivanti dalle visite alle aree protette. Anche i programmi di *green prescriptions* – attività all'aperto prescritte da medici o operatori sanitari – dimostrano un notevole ritorno sociale sugli investimenti e sembra possano contribuire a ridurre i costi della salute pubblica. In Regno Unito, ad esempio, il costo di un programma di prescrizioni verdi è stimato la metà di una terapia comportamentale tradizionale di 10 sessioni (BURLS, 2007). Le IFC sembra rappresentino anche una concreta opportunità per lo sviluppo socio-economico sostenibile nelle aree rurali e montane, dove spesso mancano servizi e si registrano alti tassi di spopolamento. L'espansione dei servizi ecosistemici socio-culturali forestali si armonizza con la crescente domanda sociale di benessere e salute legata alla natura. Il *forest bathing* e la terapia forestale sono diventati *trend* importanti nel turismo del benessere, fungendo da attrattive turistiche e fonti di servizi locali, con un impatto positivo sull'economia locale.

Il panorama italiano delle IFC

In Italia, come nella gran parte delle economie avanzate, il settore del *forest care* presenta un dinamismo notevole, con iniziative portate avanti dalle diverse componenti (*profit* e *no-profit*) della società civile, con un ruolo molto limitato delle istituzioni pubbliche, come spesso avviene nei settori di recente innovazione sociale. Questa situazione determina alcuni problemi quali principalmente la frammentazione (ben rispecchiata dalle denominazioni delle IFC già presentate), la mancanza di un quadro normativo e di iniziative consolidate e condivise di coordinamento, standardizzazione e certificazione. Una ricerca condotta tra il 2019 e il 2021 ha rilevato 232 IFC in Italia (DOIMO *et al.*, 2021). Sempre dalla stessa indagine è emerso che il 55% delle IFC analizzate è di natura *no-profit* e l'87% è di natura privata (*profit* e *no-profit*). Il 94% delle iniziative propone più di un servizio legato al *forest care*, e le attività includono principalmente pedagogia ed educazione in foresta, benessere e rigenerazione, ma anche sport, ricreazione/turismo, avventura, terapie psico-fisiche/riabilitazione, spiritualità, attività che stimolano la coesione sociale, l'inclusione sociale, l'ispirazione artistica/culturale e l'apprendimento dalla natura. Circa il 66% delle iniziative studiate si trova nel Nord Italia, in particolare nelle regioni nord-orientali come Trentino-Alto Adige/Südtirol, Veneto, Friuli-Venezia Giulia ed Emilia-Romagna. Circa il 34% si trova in aree rurali con problemi di sviluppo (classe D del Piano Strategico Nazionale per lo Sviluppo Rurale), e la quota sale al 67% includendo aree rurali ad agricoltura intensiva (classe B) e aree rurali intermedie (classe C). Si nota una concentrazione nelle regioni alpine, spesso legate al turismo del benessere. Le iniziative si svolgono prevalentemente in ambienti con foreste a prevalenza di latifoglie, ma il 46% non fornisce dettagli specifici sulle caratteristiche dell'ambiente forestale. La mancanza di informazioni dettagliate sull'ecosistema ospitante sembra una lacuna comune. Le principali risorse finanziarie

provengono da investimenti di singoli operatori (per le iniziative private), fondi pubblici per i progetti di più ampia scala, pagamenti per i servizi offerti, e iniziative filantropiche.

La dimensione economica dei servizi forestali per il benessere e la salute

L'IPBES (Diaz *et al.*, 2018) ha proposto un sistema diverso nella classificazione dei servizi ambientali rispetto a quello già citato del *Millennium Ecosystem Assessment*, la classificazione dei *Nature's Contributions to People* che considera esplicitamente la salute delle persone e, quindi, gli effetti economici non solo diretti, ma anche indiretti sulla qualità della vita e il benessere umano legati alla presenza delle risorse ambientali. L'applicazione di questo approccio porta a stimare il valore dei servizi socioculturali offerti dalle foreste e in particolare di quelli terapeutici, in termini più ampi: mantenere e gestire le foreste a questi fini comporta da un lato il mantenimento di co-benefici in termini di servizi di regolazione ma anche di fornitura di materie prime e di altri servizi socioculturali (si pensi il turismo – [BALMFORD *et al.*, 2015]), dall'altra implica la riduzione dei costi per il trattamento di alcune patologie.

Sono ormai innumerevoli le prove scientifiche sugli effetti positivi delle foreste e delle aree verdi in generale sulla salute mentale e cognitiva, e per il benessere e la salute fisica (BRAGG & ATKINS, 2022; FRUMKIN *et al.*, 2017; SHANAHAN *et al.*, 2016; OH *et al.*, 2017). Ma i benefici dell'utilizzo delle foreste per attività terapeutiche e di miglioramento del benessere possono essere valutati anche nella prospettiva finanziaria dei costi evitati dal singolo individuo a seguito di una acquisita migliore salute fisica e mentale (WILLIS & CRABTREE, 2010). Tali benefici percepiti dall'individuo prima ancora che dalla collettività possono essere valutati con riferimento alle seguenti principali categorie di costi evitati:

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

- costo dei trattamenti (CORAZON *et al.*, 2018), in relazione ai consulti medici, alle terapie farmaceutiche e alle terapie riabilitative;
- posti relativi all'assistenza del malato, sia espliciti (costi del personale) che non retribuiti (ad esempio l'assistenza dei familiari);
- perdita di reddito per la diminuita produttività sul posto di lavoro a seguito di malattie e/o di ridotta *performance* lavorativa (BROWN *et al.*, 2014).

In alternativa ad una valutazione economica di questi benefici (o costi evitati), i benefici nella salute umana acquisiti dalla frequentazione di aree forestali possono essere valutati con indicatori di sintesi che si riferiscono al cambiamento nella qualità della vita come percepito dai singoli a seguito dell'esperienza in ambiente forestale (CHOI *et al.*, 2019). Si tratta di indicatori standard nell'economica sanitaria quali:

- la qualità della vita connessa alla salute (*Health-Related Quality of Life* – HRQoL) (FRÜHAUF, 2019), una variabile che fa riferimento alla gravità globale di una malattia fisica o mentale, espressa talvolta come il numero di anni persi a causa di una malattia, per disabilità o per un disturbo;
- la qualità della vita espressa con gli anni di vita adattati alla disabilità (*Quality-Adjusted* o *Disability-Adjusted Life Years* – QALY o DALY (BRAZIER *et al.*, 2007; FENG *et al.*, 2020).

Questi indicatori sono utilizzati sia per la stima delle condizioni di salute mentale che di quella fisica (CHISHOLM *et al.*, 1997; LUYTEN *et al.*, 2016). Per la maggior parte delle nazioni sviluppate QALY è pari a US\$150.000-250.000. Il valore di riferimento di un QALY (o DALY) può cambiare da nazione a nazione, ed è tradizionalmente utilizzato per fare delle analisi di costo-efficacia di terapie e interventi clinici per misurarne i benefici in termini monetari. Esistono anche misure mediche standard di qualità

della vita (ALIMUJIANG *et al.*, 2019), come il *Personal Wellbeing Index* – PWT¹, registrati annualmente dalle agenzie statistiche nazionali.

Anche se le attività di terapia forestale non sono assimilabili a *trial* clinici e farmaceutici, la stessa metodologia può essere applicata a interventi di terapia in foresta (*Branching Out Reports*) o all'utilizzo di specifiche infrastrutture verdi (DALLAT *et al.*, 2014; TULLY *et al.*, 2013) per farne un'analisi economica e giustificare la replicabilità.

Le misure di HRQoL, QOL e QALY si basano su un approccio che analizza le preferenze dichiarate dai singoli e fornisce una stima più prudente rispetto al metodo della *Experience Preference* (EP) (AMBREY & FLEMING, 2011), che si basa su un approccio che analizza le preferenze rivelate grazie all'osservazione dei comportamenti effettivi dei visitatori di aree forestali a uso terapeutico. EP produce un valore in genere superiore del 60% rispetto agli indicatori HRQoL, QOL e QALY. BUCKLEY *et al.* (2019b) hanno stimato il valore delle aree naturali protette a livello globale che deriva dal miglioramento della salute mentale dei loro visitatori. Usando l'indicatore QALY la stima conservativa che ne deriva è di un valore di 6.000 miliardi di US\$, che è maggiore del valore prodotto dal turismo nelle stesse aree e due o tre volte maggiore del *budget* delle agenzie di gestione delle aree protette. Lo studio sottolinea come ci sia una diretta relazione tra visite nei parchi e salute mentale, e questa si traduce in un valore economico reale ma ad oggi poco riconosciuto, anche grazie alle difficoltà metodologiche e mancanza di dati.

Una stima di insieme degli effetti delle attività forestali volte a migliorare le condizioni di benessere e salute deve centrare l'attenzione sugli impatti sulle risorse umane, ma deve anche tenere in considerazione gli impatti sul valore economico delle risorse ambientali che vengono utilizzate a fini di salute. Questo

¹ Vd. <http://www.acqol.com.au/instruments#measures>

è tanto più vero in un paese come l'Italia, dove una larga parte del territorio forestale è in una fase di progressivo abbandono. Secondo i dati dell'ultimo Inventario Nazionale delle Foreste e del Carbonio al 2015 sul 37,4% dei complessivi circa 11 milioni di ettari di foreste non si registra alcun intervento di natura selvicolturale; 3,5 milioni di ettari ricadono in aree protette, pari al 31,8% della superficie forestale nazionale. Questo *trend* nazionale è confermato da proiezioni a livello europeo, dove il rischio di degrado ambientale dovuto all'abbandono delle terre agricole e forestali è legato a fenomeni di migrazione verso i centri urbani e una conseguente mancanza di una rete di servizi essenziali nelle aree rurali e marginali. Anche assumendo che una parte di tali superfici sia destinabile ad un processo di *rewilding*, è auspicabile e certamente possibile che le attività di offerta di servizi socioculturali possano espandersi, anche come possibilità di mantenimento di attività economiche e di conservazione attiva di aree sempre più esposte a rischi di degrado (incendi, danni da vento, insetti e patogeni). Di fatto, secondo un'analisi fatta in Italia, sembra che il 64% delle iniziative di *forest care* (non solo la terapia forestale dunque), di fatto si svolga in aree rurali, e il 94% delle iniziative offra molteplici servizi socioculturali, rispondendo alle esigenze di una varietà di *target* di utenti (DOIMO *et al.*, 2021). Queste iniziative propongono principalmente attività di pedagogia e educazione in foresta, e di benessere e rigenerazione e si concentrano in regioni a vocazione forestale, suggerendo che la convivenza con altre attività più tradizionali sia possibile.

In altri termini, lo sviluppo della terapia forestale e delle iniziative di *forest care* potrebbe rappresentare una situazione economica cosiddetta di “*win-win*”: una attività forestale a fini terapeutici può espandersi, creando occupazione e reddito locale, diversificando i servizi e redditi, valorizzando e favorendo la conservazione attiva di risorse naturali.

Questa visione sembra essere in linea con la strategia di sviluppo forestale adottata a partire dal 2008 dalla Corea del Sud verso “un'econo-

mia a basso contenuto di carbonio e una crescita verde”. Tra i tre obiettivi principali di questo piano di sviluppo, infatti, vi è quello della creazione di nuovi motori di crescita e miglioramento della qualità della vita delle persone tramite l'uso delle risorse forestali per il rilassamento fisico e mentale e la cura (LEE, 2011). La prima *healing forest* (foresta per la cura) è stata creata nel 2009 dal Korea Forest Service e da quel momento il numero di *healing forests* è cresciuto da 5 nel 2015 a 32 nel 2020 (PARK *et al.*, 2021). Le iniziative che producono servizi per il benessere e la cura attraverso l'uso delle risorse forestali sono riconosciute e certificate a livello statale. Questo percorso di promozione e gestione dei servizi di *welfare* e benessere derivati dalle foreste è stato sancito con il Forest Welfare Promotion Act del 2015. L'atto in oggetto definisce il *forest welfare* come il supporto finanziario, sociale ed emozionale che deriva dai servizi forestali e serve a migliorare il benessere delle persone, e prevede l'impegno dello Stato e governi locali affinché tutte le persone possano godere di questi servizi di *welfare*. La direzione intrapresa dalla Corea del Sud ha generato un numero crescente di visitatori nelle aree forestali, un numero crescente di iniziative non solo per la cura ma anche per la ricreazione e educazione (foreste per lo sport, centri di educazione in foresta, scuole nel bosco, centri per anziani, ...), duplicando il valore dei servizi forestali attribuibili al *forest healing* (la cura attraverso le foreste) da US\$ 2,02 miliardi nel 2014 a US\$ 4,30 miliardi 2018 (PARK *et al.*, 2021).

Inoltre, come già accennato prima, di fronte ad un generale declino dell'occupazione nelle attività forestali tradizionali, la nuova domanda di servizi socioculturali permette un aumento dell'occupazione legata alla ricreazione e benessere (UNECE, 2018). Come evidenziato da BUCKLEY *et al.* (2019), bisognerà però non sottovalutare l'eventuale aumento dei costi di gestione e del rischio derivante da un maggior flusso di visitatori nelle aree di maggior valore per la tutela della biodiversità, qualora le iniziative di *forest care* diventino ampiamente diffuse.

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

Tabella 1 – Effetti diretti e indiretti di valore economico delle attività forestali volte a migliorare le condizioni di benessere e salute in una prospettiva pubblica.

	Effetti diretti		Effetti indiretti	
	<i>Relativi allo stato sanitario delle persone</i>	<i>Relativi alla presenza di foreste terapeutiche</i>	<i>Relativi allo stato sanitario delle persone</i>	<i>Relativi alla presenza di foreste terapeutiche</i>
Effetti di mercato (prezzi)	Risparmi nelle spese sanitarie (costo dei trattamenti e nell'assistenza ai malati)	Valorizzazione economica delle foreste (offerta congiunta di servizi e prodotti)	Miglioramento della capacità di lavoro e studio	Impatti occupazionali e di reddito nelle attività indirette (trasporto, ristorazione, alloggio, ...)
	Minori costi sociali (assenteismo, costi di inclusione sociale, ...)	Creazione di fonti occupazionali e di reddito nelle attività terapeutiche e ausiliarie	Minore morbidità rispetto ad alcune patologie	Aumento dei valori fondiari per i terreni oggetto di valorizzazione economica
Effetti non di mercato	Maggiore senso di benessere e soddisfazione (qualità della vita)	Diversificazione funzionale delle foreste e miglioramento di alcuni servizi ecosistemici delle foreste	Cambiamenti negli stili di vita (modelli di consumo e di gestione del tempo)	Riduzione di fattori di rischio di degrado delle foreste e miglioramento di alcuni servizi ecosistemici non di mercato

Alla luce di tali considerazioni la Tabella 1 sintetizza gli effetti diretti e indiretti delle attività volte a migliorare le condizioni di benessere e salute umana ma che impattano anche sullo stato delle risorse forestali e l'economia da esse collegata.

Conclusioni: le sfide per lo sviluppo delle IFC

Nonostante il grande potenziale e l'attrattiva che le IFC dimostrano, il settore è ancora giovane e frammentato sia a livello nazionale che europeo. Attraverso uno studio condotto nel contesto del progetto Erasmus+ GREEN4CARE (<https://www.greenforcare.eu/>), abbiamo raccolto dati e opinioni da 44 iniziative in tutta Europa ed esperti internazionali, per identificare le principali sfide per la loro piena diffusione e riconoscimento (FRACCAROLI *et al.*, 2021).

Una prima sfida riguarda il mancato riconoscimento istituzionale, come ad esempio in Italia, dove la terapia forestale non è ancora integrata nel Servizio Sanitario Nazionale. Questa carenza normativa impedisce la standardizzazio-

ne delle pratiche, la caratterizzazione dei siti e la definizione delle figure professionali e della loro formazione. Le iniziative sono spesso auto-regolate, creando frammentazione e ambiguità. A ciò si aggiungono i pregiudizi culturali: alcune pratiche vengono percepite come “*new age*” o poco scientifiche, ostacolando il dialogo intersettoriale. Anche la mancanza di dati sistematici limita la possibilità di quantificare il numero di iniziative, la loro tipologia, i benefici socio-economici e monitorare i nuovi *green jobs*.

Dal punto di vista operativo, molte iniziative soffrono di fragilità finanziaria, si affidano a finanziamenti personali, fondi pubblici per progetti specifici, onorari per i servizi, volontariato e filantropia. Mancano fonti di finanziamento dedicate e facilmente accessibili, minando la sostenibilità economica a lungo termine. Spesso mancano competenze manageriali e imprenditoriali specifiche. Di frequente le IFC non hanno un legame diretto e strutturato con il settore forestale tradizionale. I ricavi raramente vengono reinvestiti in pratiche di gestione forestale sostenibile e c'è una scarsa presenza di professionisti forestali direttamente coinvolti. Questo limita l'integrazione e la valorizzazione

delle conoscenze selvicolturali. La complessità burocratica, specialmente nel rapporto con le pubbliche amministrazioni, e le barriere fisiche (difficoltà di raggiungere i siti, mancanza di infrastrutture adeguate) o informative (mancanza di conoscenza sui benefici e sui siti accessibili) possono ostacolare lo sviluppo e la fruizione delle IFC.

Alcuni strumenti e prospettive per lo sviluppo futuro già esistono e offrono basi importanti: gli accordi di collaborazione nazionale (es. tra CNR, CAI, MASAF e università italiane tra cui il Dipartimento TESAF dell'Università di Padova), i protocolli per la valutazione dei siti forestali idonei in elaborazione dal CREA, potrebbero servire l'obiettivo a medio termine di un riconoscimento ufficiale della terapia forestale da parte del Servizio Sanitario Nazionale, per standardizzare pratiche, siti e figure professionali, distinguendo le attività terapeutiche basate su evidenze scientifiche da quelle spontanee. Anche i progetti di ricerca europei come RESONATE (<https://resonate-horizon.eu/>) e altri, possono contribuire a questi obiettivi. Alcune amministrazioni italiane stanno iniziando a promuovere iniziative legislative, come le leggi sui "Boschi Didattici" in Puglia (L.R. n.40/2012) e Veneto (L.R. n.14/2020), che includono anche i *forest kindergarten*, e il riconoscimento a livello regionale dei "forest kindergarten" nel Lazio (D.lgs. 65/2017). In sintesi, il settore del *forest care* in Europa e in Italia è un campo dinamico con un enorme potenziale per il benessere umano e lo sviluppo socio-economico, in particolare nelle aree rurali. Tuttavia, per realizzare pienamente questo potenziale, è essenziale affrontare le sfide legate alla frammentazione, alla mancanza di riconoscimento istituzionale, alla standardizzazione e alla necessità di un approccio più coordinato e interdisciplinare. Per sbloccare il pieno potenziale delle IFC, servono azioni più ambiziose. Tra le priorità vi sono:

- il riconoscimento ufficiale della terapia forestale e di altre iniziative analoghe nel sistema sanitario,
- la definizione di standard condivisi di qualità e sicurezza,

- la creazione di modelli di *business* e strumenti finanziari sostenibili,
- il rafforzamento della formazione professionale e delle competenze imprenditoriali,
- un approccio intersettoriale e partecipativo, capace di integrare foreste, salute, educazione, turismo e politiche sociali.

In prospettiva, le IFC si inseriscono nel quadro delle strategie europee sulla biodiversità e le foreste al 2030. Esse offrono l'opportunità di ripensare il valore delle foreste non solo come risorsa produttiva, ma come bene comune multifunzionale, capace di generare salute, coesione sociale e nuove economie. Affrontare le sfide attuali attraverso un approccio multidisciplinare e collaborativo, sostenuto da politiche adeguate e investimenti mirati, sarà fondamentale per realizzare il loro pieno potenziale e per ripensare l'economia forestale in un'ottica più ampia di sostegno reciproco tra uomo e natura.

BIBLIOGRAFIA

- ALIMUJIANG A., WIENSCH A., BOSS J., FLEISCHER N.L., MONDUL A.M., McLEAN K., MUKHERJEE B., PEARCE C.L., 2019 – *Association Between Life Purpose and Mortality Among US Adults Older Than 50 Years*. JAMA Network Open, 2, e194270-e194270.
- AMBREY C.L., FLEMING C.M., 2011 – *Valuing Scenic Amenity Using Life Satisfaction Data*. Ecological Economics, 72, 106-115.
- BALMFORD A., GREEN J.M.H., ANDERSON M., BERESFORD J., HUANG C., NAIDOO R., WALPOLE M., MANICA A., 2015 – *Walk on the Wild Side: Estimating the Global Magnitude of Visits to Protected Areas*. PLOS Biology.
- BRAGG R., ATKINS G.A., 2016 – *Review of Nature-Based Interventions for Mental Health Care* – NECR204 Available online: <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/4513819616346112> (accessed on 2 February 2022).
- BRAZIER J., RATCLIFFE J., SALOMON J.A., TSUCHIYA A., 2007 – *Measuring and Valuing Health Benefits for Economic Evaluation*, 344.
- BROWN D.K., BARTON J.L., PRETTY J., GLADWELL V.F., 2014 – *Walks4Work: Assessing the Role of the Natural Environment in a Workplace Physical Activity Intervention*. Scandinavian journal of work, environment & health, 40, 390-399.

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

BUCKLEY R., BROUGH P., HAGUE L., 2019 – *Nature, eco-tourism and mental health: An ecosystem service perspective*. *Annals of Tourism Research*, 74, 1-9.

BUCKLEY R., BROUGH P., HAGUE L., CHAUVENET A., FLEMING C., ROCHE E., SOFIJA E., HARRIS N., 2019b – *Economic Value of Protected Areas via Visitor Mental Health*. *Nature Communications*, 10, 1-10.

BURLS A., 2007 – *People and green spaces: promoting public health and mental well-being through ecotherapy*. *Journal of Public Mental Health*, 6(3), 24-39.

BUCKLEY R., BROUGH P., HAGUE L., CHAUVENET A., FLEMIN, C., ROCHE E., SOFIJA E., HARRIS N., 2019 – *Economic Value of Protected Areas via Visitor Mental Health*. *Nature Communications*, 10, 1-10.

CHAN K.M.A. *et al.*, 2012 – *Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A framework for constructive engagement*. *BioScience*, 62(8), 744-756.

CHOI K.W., CHEN C.-Y., STEIN M.B., KLIMENTIDIS Y.C., WANG M.-J., KOENEN K.C., SMOLLER J.W., CHOI K., 2019 – *Assessment of Bidirectional Relationships Between Physical Activity and Depression Among Adults. A 2-Sample Mendelian Randomization Study Supplemental Content*. *JAMA Psychiatry* 76, 399-408.

CORAZON S.S., NYED P.K., SIDENIUS U., POULSEN D.V., STIGSDOTTER U.K., 2018 – *A long-term follow-up of the efficacy of nature-based therapy for adults suffering from stress-related illnesses on levels of healthcare consumption and sick-leave absence: a randomized controlled trial*. *Int J Environ Res Public Health*. 2018 jan 15;15(1):137.

CICES, 2025 – *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) Version 5.1*. Online: <https://cices.eu/>.

DE GROOT R. *et al.*, 2020 – *Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units*. *Ecosystem Services*, 46, 101210.

DA SILVA E. J., SCHWEINLE J., 2025 – *Understanding green jobs in the forest sector: findings from a systematic*. *Forest Policy and Economics*, 179(10360), 8.

DALLAT M.A.T., SOERJOMATARAM I., HUNTER R.F., TULLY M.A., CAIRNS K.J., KEE F., 2014 – *Urban Greenways Have the Potential to Increase Physical Activity Levels Cost-Effectively*. *European journal of public health*, 24, 190-195.

DIAZ S. *et al.*, 2018 – *Assessing nature's contributions to people*. *Science* 359, 270-272.

DOIMO I., MASIERO M., GATTO P., 2020 – *Forest and Wellbeing: Bridging Medical and Forest Research for Effective Forest-Based Initiatives*. *Forests*, Vol. 11, Page 791 2020, 11, 791.

DOIMO I., MASIERO M., GATTO P., 2021 – *Disentangling the Diversity of Forest Care Initiatives: A Novel Research Framework Applied to the Italian Context*.

DOIMO I., STEINBERG V., VANČO M., PETTENELLA D., MUEHLBERGER D., SCHUSCHNIGG A., YEGÜL S. S., DA SILVA E.J., 2024 – *Novel Green Forest Jobs in Pan-Europe*, Bonn. p. 20.

FAO, 2020 – *Forests for Human Health and Well-Being. Strengthening the Forest-Health-Nutrition Nexus*. FAO forestry working papers, 18.

FAO, UNEP, WHO, WOA, 2022 – *One Health Joint Plan of Action*.

FENG X., KIM D.D., COHEN J.T., NEUMANN P.J., OLLENDORF D.A., 2020 – *Using QALYs versus DALYs to Measure Cost-Effectiveness: How Much Does It Matter?* *International Journal of Technology Assessment in Health Care*, 36, 96-103.

FRACCAROLI C., SOER A., DOIMO I., DE VREESE R., DEVISSCHER T., HUMER M., ÖLLERER B., MÜHLBERGER D., VAN DEN BOSCH M., 2021 – *Forest-based care Market Outlook*. Erasmus+ Green4C project, Deliverable 3.4: EU Market Outlook.

FRUMKIN H., BRATMAN G.N., BRESLOW S.J., COCHRAN B., KAHN P.H., LAWLER J.J., LEVIN P.S., TANDON P.S., VARANASI U., WOLF K.L., *et al.*, 2017 – *Nature Contact and Human Health: A Research Agenda*. *Environmental Health Perspectives*.

FRÜHAUF A., NIEDERMEIER M., ELLIOTT L.R., LEDOCHOWSK, L., MARKSTEINER J., KOPP M. ACUTE, 2019 – *Effects of Outdoor Physical Activity on Affect and Psychological Well-Being in Depressed Patients – A Preliminary Study*. *Mental Health and Physical Activity*, C, 4-9.

HASSINK J., ELINGS M., ZWEEKHORST M., VAN DEN NIEUWENHUIZEN N., SMIT A., 2018 – *Care farms and green care: innovations at the intersection of agriculture, health care and social care*. *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences*, 55, 313-321.

LEE E.T., PARK S.J., YU R.H., HONG S.J., 2011 – *Analysis on the Activity Contents of Forest healing Programs in Korea*. *J. Korean Inst. Forest Recreat*. 15:101-109.

LUYTEN J., NACI H., KNAPP M., 2016 – *Economic Evaluation of Mental Health Interventions: An Introduction to Cost-Utility Analysis Article (Accepted Version) (Refereed) Economic Evaluation of Mental Health Interventions: An Introduction to Cost-Utility Analysis*.

MAMMADOVA A., O'DRISCOLL C., BURLANDO C., DOIMO I., PETTENELLA D., 2021 – *EU Blueprint on Green Care – Green4C*.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005 – *Millennium Ecosystem Assessment 2005*. Ecosystems and human well-being: the assessment series. Island Press, Washington DC (USA).

OH B., LEE K.J., ZASLAWSKI C., YEUNG A., ROSENTHAL D., LARKEY L., BACK M., 2017 – *Health and well-being benefits of spending time in forests: systematic review*. *Environ Health Prev Med*. 22 (1): 71.

PARK S., KIM S., KIM G., CHOI Y., KIM E., PAEK D., 2021 – *Evidence-Based Status of Forest Healing Program in South Korea*. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18, 10368.

RAF, 2018 – *Rapporto sullo stato delle Foreste e del settore forestale in Italia 2017-18*. MIPAF, Rete Rurale Nazionale, Compagnia delle Foreste.

SEMPIK J., HINE R., WILCOX D., 2010 – *Green Care: A conceptual framework*. Centre for Child and Family Research, Loughborough University.

SHANAHAN D.F., BUSH R., GASTON K.J., LIN B.B., DEAN J., BARBER E., FULLER R.A., 2016– *Health Benefits from Nature Experiences Depend on Dose*. Scientific Reports, 6.

TULLY M.A., HUNTER R.F., MCANENEY H., CUPPLES M.E., DONNELLY M., ELLIS G., HUTCHINSON G., PRIOR L., STEVENSON M., KEE F., 2013 – *Physical Activity and the Rejuvenation of Connswater (PARC Study): Protocol for a Natural Experiment Investigating the Impact of Urban Regeneration on Public Health*. BMC Public Health, 13, 1-9.

UNECE, 2018 – *Green Jobs in the Forest Sector*, Geneva.

WILLIS K., CRABTREE B., 2010 – *Measuring Health Benefits of Green Space in Economic Terms*. <https://eprints.ncl.ac.uk/375-402>.

WINKEL G., AGGESTAM F., SOTIROV M., 2021 – *Novel Green Forest Jobs in Europe: Trends, potentials and challenges*. EFI Policy Brief.

Ilaria Doimo

ETIFOR – Società Benefit

Davide Pettenella

Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali
Università di Padova

PAROLE CHIAVE: *forest care, green jobs, servizi ecosistemici culturali*

RIASSUNTO

Le Iniziative di *Forest Care* (IFC) rappresentano un campo emergente che integra salute, benessere e valorizzazione delle foreste, in risposta ai fenomeni di urbanizzazione e distacco dalla natura. Le IFC comprendono pratiche eterogenee, dalle terapie riabilitative al forest bathing, fino ad attività culturali e ricreative, tutte accomunate dall'interazione intenzionale con l'ambiente forestale a fini di cura e prevenzione. A livello internazionale, queste iniziative si sono sviluppate soprattutto in Asia e successivamente in Europa, dove sono considerate non solo strumenti di salute pubblica, ma anche leve per la rigenerazione territoriale e la creazione di *Novel Green Forest Jobs*. In Italia il settore è dinamico ma frammentato, con numerose esperienze dal basso e un limitato riconoscimento istituzionale. La mancanza di standard, dati sistematici e modelli di finanziamento ostacola una diffusione più ampia. Tuttavia, le IFC offrono potenzialità significative per la riduzione dei costi sanitari, la diversificazione economica delle aree rurali e la conservazione attiva delle foreste. Per realizzare questo potenziale occorrono riconoscimento normativo, strumenti finanziari adeguati, formazione professionale e un approccio intersettoriale che integri salute, turismo, educazione e gestione forestale.

KEYWORDS: *forest care, green jobs, forest therapy, cultural ecosystem services*

ABSTRACT

Forest Care Initiatives (FCI) represent an emerging field that integrates health, well-being, and the enhancement of forests, in response to urbanization and disconnection from nature. FCI encompass heterogeneous practices, ranging from rehabilitative therapies to forest bathing, as well as cultural and recreational activities, all united by intentional interaction with the forest environment for care and prevention purposes. At the international level, these initiatives have developed primarily in Asia and subsequently in Europe, where they are considered not only public health tools but also levers for territorial regeneration and the creation of *Novel Green Forest Jobs*. In Italy, the sector is dynamic but fragmented, with numerous grassroots experiences and limited institutional recognition. The lack of standards, systematic data, and funding models hinders wider diffusion. Nevertheless, FCI offer significant potential for reducing healthcare costs, diversifying the economies of rural areas, and promoting active forest conservation. To realize this potential, regulatory recognition, adequate financial instruments, professional training, and an intersectoral approach integrating health, tourism, education, and forest management are required.

ROSA RIVIECCIO, RAOUL ROMANO

Idoneità dei siti di Terapia Forestale: indicazioni per linee guida e normativa

Attività di benessere in foresta

Nell'ultimo decennio, in Italia, diverse tematiche e attività legate alla salute e al benessere in bosco stanno riscontrando un crescente interesse che, soprattutto da dopo la pandemia del 2019, continua ad aumentare. In particolare, è cresciuta l'attenzione da parte della società e del mondo scientifico verso i Bagni in foresta (*forest bathing*) e la Terapia forestale (*forest therapy*) che, a partire negli anni '80 dal Giappone e dalla Corea del Sud, si è diffusa in tutto il mondo con la pratica dello *shinrin yoku*, l'immersione in foresta.

Molti documenti strategici, a livello internazionale e nazionale, riconoscono e promuovono le attività in foresta per il benessere e la salute umana. L'Agenda 2030 adottata dalle Nazioni Unite nel 2015 per promuovere uno sviluppo equilibrato, inclusivo e sostenibile a livello globale, prevede, tra i 17 Obiettivi di Sviluppo Sostenibile, l'Obiettivo 3: Salute e benessere in cui è riportato che *“le foreste contribuiscono alla salute fisica e mentale, alla qualità dell'aria e all'accesso a medicinali naturali”*. La FAO, evidenziando il ruolo delle foreste per il miglioramento della salute e il benessere umano, ha pubblicato nel 2020 il rapporto *“Forests for human health and well-being: strengthening the forest-health-nutrition nexus”* che spiega i legami tra le foreste e la salute umana, promuovendo

l'integrazione delle foreste nelle strategie sanitarie (FAO, 2020). In Italia, la Strategia Forestale Nazionale, cita diverse volte il benessere e la salute umana in relazione alle foreste, in particolare riportando che *“[...] al fianco delle tradizionali domande di servizi turistico-ricreativi [...], si stanno aprendo nuovi campi di sviluppo per attività culturali, sportive, educative, di inclusione sociale, terapeutiche per il benessere di tutta la società, che possono essere importanti opportunità di creazione di valore e occupazione per le economie locali”* (MASAF, 2022).

Da diversi anni, alcune ricerche hanno evidenziato in laboratorio il forte legame tra ambienti forestali e benefici sulla salute fisica e psichica grazie ad alcuni Composti Organici Volatili (COV) emessi dalle piante, in particolare dagli alberi (ANTONELLI *et al.*, 2020). Alcuni COV, inalati in certe concentrazioni e sciolti nel sangue, possiedono la capacità di modulare alcune funzioni biologiche in grado di ridurre ansia e asma, infiammazioni e dolore, migliorare l'umore e la qualità del sonno, contrastare i disturbi legati all'ansia e potenziare le difese immunitarie. Durante le passeggiate in bosco, all'azione dei COV inalati si aggiunge l'azione sinergica dei sensi stimolati dall'ambiente forestale (ANTONELLI *et al.*, 2021), che può essere ulteriormente stimolata con l'applicazione di alcune tecniche di respirazione e rilassamento praticate con una guida (ANTONELLI *et al.*, 2019).

Di pari passo con l'aumento degli studi scientifici sulla caratterizzazione degli elementi contenuti nell'aria forestale e sui loro effetti biofisici e psicologici sulle persone, si stanno sviluppando sempre più diverse iniziative in bosco, talvolta improvvisate e confuse tra loro, che promuovono il sempre più in voga benessere "in foresta", spesso impropriamente definito "benessere forestale". Numerose sono le proposte per gli utenti, con singole giornate o pacchetti di sessioni di attività, e per operatori e le guide che vogliono specializzarsi con corsi specifici. Tutte queste attività fanno parte delle iniziative definite di *Forest-based Care*, ossia di quelle pratiche e attività che utilizzano gli elementi naturali in bosco che, tramite l'interazione ludico-ricreativa o terapeutica, concorrono a un comune scopo: mantenere o portare miglioramenti fisici, psicologici, educativi o sociali (DOIMO *et al.*, 2021).

Con la proliferazione di queste diverse iniziative in foresta, però, cresce l'esigenza di una normativa che fornisca gli standard di riferimento scientificamente validi e consolidati per i siti in cui vengono svolte. Ciò vale in particolare per la Terapia forestale, per cui deve essere garantita sicurezza agli utenti per i luoghi, oltre che per le attività. Un esempio emblematico è rappresentato dal riconoscimento ufficiale della Terapia termale, avvenuto un secolo fa; i luoghi e le strutture in cui viene praticata sono soggetti a una normativa che implica anche controlli periodici, qualitativi e quantitativi, sulle proprietà delle acque e sulle caratteristiche dei siti. Allo stesso modo la Terapia forestale dovrebbe essere svolta in luoghi idonei, autorizzati in base alla valutazione delle loro specifiche caratteristiche che devono essere monitorate nel tempo. Inoltre, in quanto terapia, deve essere prescritta da un medico che ne indichi la posologia, con modalità e tempi di somministrazione delle sedute.

La Terapia forestale

In molti Paesi la Terapia forestale viene praticata da diversi anni all'interno di boschi, sia in aree lontane che in ambienti che presentano

caratteristiche forestali all'interno delle città (parchi urbani, orti botanici, giardini di ville, ospedali o cliniche). In alcuni Paesi questa pratica è stata inserita all'interno delle cosiddette "prescrizioni verdi" (*green prescriptions*), ossia tra gli interventi terapeutici non farmacologici che mirano a migliorare la salute delle persone attraverso il contatto diretto con la natura. Le prescrizioni verdi si inseriscono in un approccio interdisciplinare che integra salute umana, benessere ambientale e sostenibilità, in linea con il paradigma *One Health* e Salute Planetaria.

La Terapia forestale è stata ufficializzata per la prima volta in Giappone nel 1982, dal Ministero dell'Agricoltura, delle Foreste e della Pesca, come parte di un programma nazionale mirato che aveva fra gli obiettivi la riduzione dello stress dei lavoratori e la promozione della salute pubblica. In questo paese la Terapia forestale è approvata anche dal Sistema Sanitario Nazionale per ridurre l'aumento di stress, ansia e malattie legate alla rapida urbanizzazione e al fenomeno del *karoshi* (morte da superlavoro), ed è svolta in più di 60 siti approvati. Lo stesso avviene in Corea del Sud, dove la Terapia forestale è sostenuta dal 2015 dal *Korea Forest Service* e dal programma associato *Forest Healing*, ed è svolta in ambienti specifici riconosciuti come 'foreste della salute' (*healing forests*) e nei centri forestali di salute (*forest healing centers*) dal 2009. In Cina la Terapia forestale ha cominciato a svilupparsi dal 2013, ma è diventata in pochi anni parte integrante del settore sanitario, anche grazie al *Forest Therapy Committee* (FTC) della *China Forestry Society* (CFS), ed è praticata in quasi 100 siti. Tuttavia, nonostante l'approvazione delle stazioni, non state definite le caratteristiche necessarie per l'idoneità delle stazioni terapeutiche.

Negli altri paesi, i servizi di Terapia forestale sono inseriti in sistemi spesso immaturi anche dove viene praticata già da anni. Negli Stati Uniti (come in Italia) la formazione e certificazione degli operatori e dei siti per la terapia forestale sono attualmente gestite da organizzazioni private e non sono al momento formalmente approvate o regolamentate dai rispettivi sistemi

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

sanitari pubblici. In Germania, la Terapia forestale è riconosciuta come pratica terapeutica complementare. Alcune cliniche e centri di riabilitazione hanno integrato sessioni di Terapia forestale nei loro programmi per pazienti con disturbi legati allo stress e altre condizioni croniche. Tuttavia, l'integrazione di questa pratica nel sistema sanitario pubblico varia a seconda delle regioni e delle specifiche istituzioni sanitarie. Nel Regno Unito, il concetto delle prescrizioni verdi sta guadagnando terreno: i medici possono prescrivere attività all'aperto e nei boschi per migliorare la salute mentale e fisica dei pazienti. Sebbene non sia specificamente denominata “Terapia forestale”, attività con principi simili sono supportate da alcune strutture sanitarie locali. In Scozia, la Terapia Forestale è integrata nel sistema sanitario anche attraverso pratiche di *blue-green prescribing*, che promuovono l'uso di attività basate sulla natura in generale, come parte integrante delle strategie di trattamento per migliorare la salute e il benessere dei pazienti.

In Italia, a febbraio 2025, la Regione Toscana ha incluso la Terapia forestale nel Programma delle medicine complementari del Servizio Sanitario Regionale, rappresentando un caso pionieristico a livello nazionale. Questo intervento è scaturito dal riconoscimento dell'efficacia delle sperimentazioni condotte nell'ambito del progetto FOR.SA (“Foreste e Salute”) che ha portato alcuni ricercatori del CNR a dimostrare i benefici significativi nei partecipanti alle sessioni di Terapia forestale misurati e quantificati. La Regione in questo caso ha stanziato 600.000 euro all'anno per tre anni per finanziare le attività di medicina complementare, in cui è inclusa la Terapia forestale insieme ad altre pratiche (agopuntura, fitoterapia, ecc.) già integrate nel sistema sanitario toscano. Questo sviluppo sottolinea l'impegno della Toscana nell'integrare approcci terapeutici innovativi e basati sulla natura nel proprio sistema sanitario.

Tra le altre diverse realtà italiane in cui viene praticata la Terapia forestale, l'Orto Botanico di Roma è un caso particolare in contesto urbano. L'attività è condotta da un'associazione dotata di un team di psicologi, in collabo-

razione con l'Università La Sapienza. L'utenza è molto varia ed è costituita da persone affette da disturbi segnalate dalle strutture pubbliche fino a manager di grandi aziende che devono ridurre lo stress.

Tuttavia, permane una criticità fondamentale: mancano standard e protocolli riconosciuti a livello pubblico sanitario per la definizione dei requisiti dei boschi in cui svolgere efficacemente le attività in sicurezza. Questa carenza rappresenta un ostacolo al pieno riconoscimento della Terapia forestale come parte dei trattamenti medici clinici.

Il lavoro del partenariato per la Terapia forestale

Data la multidisciplinarietà della materia, nel nostro Paese dal 2022 è stato stipulato un accordo di collaborazione per la caratterizzazione e qualificazione scientifica dei siti/stazioni e delle attività di Terapia Forestale sul territorio italiano. Il partenariato coinvolge diverse istituzioni pubbliche (Università, Enti di Ricerca, Istituto Superiore di Sanità) e associazioni private (<https://www.reterurale.it/terapiaforestale>).

Gli obiettivi sono diversi e ambiziosi: studiare scientificamente le interazioni tra il sistema ‘bosco’ e salute umana, definire degli standard e un protocollo riconosciuto su come e dove svolgere le attività di Terapia forestale, definire dei protocolli di conduzione professionale delle sessioni e caratterizzare le attività per trattamenti medici clinici di diversa durata e modalità in relazione alle diverse tipologie di partecipanti, redigere delle linee guida, creare una rete di stazioni di Terapia forestale all'interno di un Registro Nazionale delle attività di Terapia forestale e ottenere il riconoscimento pubblico ufficiale Terapia forestale del Servizio Sanitario (MENEGUZZO & ZABINI 2022).

All'interno di questo partenariato, le ricerche dell'Istituto per la Bioeconomia del CNR hanno trovato una correlazione diretta tra ansia e asma infantile con la concentrazione dei BVOC (DONELLI *et al.*, 2023; MENEGUZZO *et al.*, 2021).

Successivamente, il centro Politiche e Bioeconomia del CREA ha pubblicato un articolo in cui propone la definizione di un processo di valutazione dell'idoneità dei siti e dei percorsi che si candidano a realizzare attività di terapia forestale, e la caratterizzazione completa delle proprietà stazionali strutturali e di gestione dei siti (RIVIECCIO *et al.*, 2024).

Negli ultimi anni, enti di certificazione privati come PEFC e FSC hanno sviluppato strumenti specifici per il benessere in foresta, integrandoli nei servizi ecosistemici, con l'obiettivo di supportare i gestori nella realizzazione di attività salutistiche in ambienti boschivi, garantendone qualità e sicurezza.

Benché queste iniziative rappresentino un passo importante, è necessario un riconoscimento pubblico che ne consolidi il valore, definendo standard condivisi e validati a livello istituzionale.

Nel 2024, insieme ad UNCEM, l'Unione Nazionale Comuni Comunità Enti Montani, il CREA ha proposto l'inserimento di un articolo nel Disegno di Legge sulla Montagna (Disposizioni per il riconoscimento e la promozione delle zone montane) e nel Disegno di Legge sullo Sport (Disposizioni recanti interventi finalizzati all'introduzione dell'esercizio fisico come strumento di prevenzione e terapia all'interno del Servizio sanitario nazionale). Si chiedeva la costituzione di un registro nazionale dei siti e delle attività di Terapia forestale, nonché la definizione di Linee guida per il riconoscimento e la validazione delle pratiche di terapia forestale. In particolare, per il Disegno di Legge sullo Sport, si chiedeva di considerare l'attività di Terapia forestale come attività "farmacologica" prescrivibile grazie la sua funzione di prevenzione e cura di alcune patologie, con possibilità di detrazione fiscale per le spese sostenute, allo stesso modo dell'attività fisica, chiedendone anche l'inserimento nei Livelli Essenziali di Assistenza. La proposta di legge si impegnava a contrastare le problematiche dell'inattività, che ha un impatto sui costi economici e sociali, promuovendo una cultura della salute legata allo sport. La proposta dell'articolo nasceva dall'idea che

tale impatto economico-sociale è analogo per alcuni disturbi legati allo stress e all'umore, soprattutto in ambito urbano e nelle fasce deboli, e che il contatto con la natura tramite la Terapia forestale potrebbe costituire un altro importante risparmio delle spese del Sistema Sanitario Nazionale. Tali proposte hanno purtroppo avuto esito negativo.

Al momento il CREA sta elaborando una proposta di legge per il riconoscimento della Terapia forestale affinché, non solo sia regolamentata a tutela del cittadino, ma che possa avere in futuro un potenziale sostegno e sussidio da parte del Sistema Sanitario che avrebbe nel complesso un risparmio sulla spesa.

In tale contesto dal 2023, stanno crescendo le richieste di informazioni per l'attivazione di siti e sentieri per sviluppare attività di Terapia forestale. Per questo, il Centro di ricerca Politiche e Bioeconomia del CREA ha proposto una procedura con un possibile iter per realizzare una valutazione oggettiva e la validazione dell'idoneità dei siti forestali di Terapia forestale, sia in ambito urbano che extraurbano, attraverso l'utilizzo di apposite Schede Tecniche di analisi (RIVIECCIO *et al.*, 2024). Tale lavoro è in via di integrazione con le ricerche condotte dal CNR IBE sulle concentrazioni dei COV nei siti forestali.

In parallelo, sono stati elaborati protocolli per le attività svolte durante i percorsi guidati; tuttavia, anche questi necessitano di essere analizzati e confrontati, attraverso una modalità operativa condivisa, coerente con gli obiettivi sanitari e scientifici della Terapia forestale.

Il riconoscimento per l'idoneità di un sito di Terapia forestale

Per il riconoscimento di idoneità dei luoghi in cui sviluppare le attività di Terapia forestale, si propone un possibile percorso istruttorio definito da una normativa, nazionale o regionale. L'iter procedurale e le relative schede tecniche per la candidatura, sebbene strettamente connessi, sono riportati separatamente di seguito.

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

La proposta del percorso istruttorio

La procedura di validazione dell'idoneità dei siti per la Terapia forestale messa punto prevede un percorso istruttorio che ha inizio quando un soggetto proponente intende ottenere il riconoscimento dell'idoneità del percorso di Terapia forestale. In questo caso, il proponente deve fornire le informazioni di base utili per effettuare la valutazione oggettiva del sito candidato. A tal fine deve presentare una domanda ad una autorità competente designata (nazionale o regionale), compilando le Schede Tecniche Informative con le informazioni necessarie per l'analisi completa dell'ambiente in cui si intende avviare l'attività, sia in ambito urbano o periurbano che non. Tale iter è schematizzato nella Figura 1.

Dopo aver ricevuto la domanda e le schede compilate, l'autorità designata procede all'esame della richiesta in modo sequenziale. L'analisi preliminare delle informazioni riportate

nella scheda consiste nel controllo da remoto, volto ad accertare l'affidabilità dei dati con il supporto di dati ausiliari provenienti da cartografie tematiche digitali (DEM, topografia, vincoli ambientali, ecc.).

Nel remoto caso di valutazione negativa, ossia che le caratteristiche del sito non sono idonee, la domanda viene respinta con motivazione. Qui si presentano due diversi casi. Se le ragioni del rigetto sono “modificabili” con un adeguamento (ad es. percorsi da modificare per lunghezza o larghezza), una volta apportate le correzioni, il proponente può presentare una nuova richiesta di valutazione. Diversamente, se l'inidoneità del sito o del percorso è dovuta a condizioni strutturali non modificabili (ad es. disturbi sonori eccessivi o pendenze troppo elevate), la richiesta sarà definitivamente respinta.

Se la domanda è ritenuta ammissibile, l'autorità può procedere alla seconda fase che prevede specifiche indagini in loco, attraverso una valutazione tecnico-scientifica condotta da

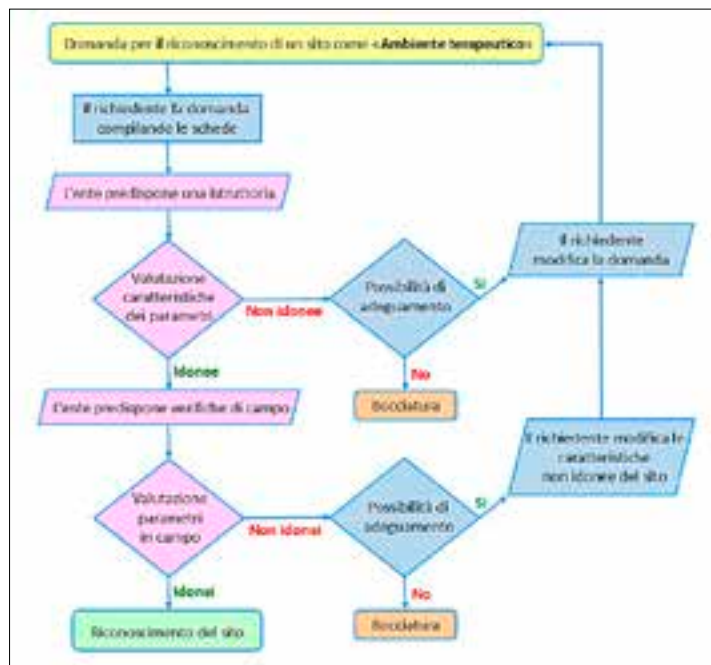


Figura 1 – Schema del percorso istruttorio proposto per la verifica e validazione ai fini del riconoscimento di un sito che si propone per attività di Terapia forestale.

Tabella 1 – Struttura delle Schede Tecniche Informative.

Scheda	Ambiti principali	Obiettivi principali
1. Identificazione (anagrafica)	Dati anagrafici e di classificazione, con Distinzione tra “Sito” e “Percorso”.	Identificare la proprietà e la tipologia di iniziativa (FT/UFT).
2. Gestione	A. Geomorfologia e paesaggio (morfologia, elementi naturalistici/antropici, contesto, disturbi). B. Ecologia e vegetazione (12 ambiti: specie, copertura, alberi, legno morto, fitopatologie, gestione, categorie/tipologie forestali, fauna, ecc.).	Valutazione tecnico-scientifica della qualità del sito/percorso: caratteristiche visive, acustiche, ecologiche e gestionali. Richiede competenze professionali.
3. Accessibilità e fruizione	Accessibilità, praticabilità, fruibilità, strutture esterne, info aggiuntive.	Verificare la possibilità di accesso e utilizzo del sito/percorso, anche per persone con disabilità; definire opportunità logistiche e ricettive.
4. Vincoli di tutela	Aree protette, rischi e vincoli.	Evidenziare vincoli ambientali e legali, oltre ai rischi per l'area e gli utenti.

esperti indipendenti con comprovata esperienza in ambito forestale. Anche in questo caso vi sono due possibili esiti. Se la valutazione è positiva, il sito o il percorso sarà dichiarato idoneo a tutti gli effetti. Se la valutazione è negativa e i motivi di esclusione possono essere modificati, sarà richiesta una nuova candidatura, previa attuazione degli adeguamenti necessari. In caso contrario, la località dovrà essere definitivamente esclusa.

Al termine della seconda fase, l'intera iniziativa potrà essere ufficialmente riconosciuta come idonea e potrà essere inserita in un “Registro istituzionale” dei siti per le attività di terapia forestale. Il gestore dovrà, inoltre, garantire un sistema di monitoraggio all'interno del piano di gestione dell'area (ad es. Piano di Assestamento Forestale), per verificare nel tempo il mantenimento dell'idoneità riconosciuta.

Le schede tecniche per la richiesta

Le Schede Tecniche informative elaborate permettono di registrare il quadro generale completo e multilivello delle informazioni necessarie per la valutazione dell'idoneità del sito terapeutico.

I circa 90 parametri definiti sono stati individuati a partire dalla letteratura scientifica dispo-

nibile sul vasto tema delle attività di *forest based care*, compresi lavori provenienti dalla cosiddetta letteratura grigia quali, ad esempio i documenti delle certificazioni private esistenti. A partire da alcune ricerche specifiche (DODEV *et al.*, 2021; DOIMO *et al.*, 2021; MENEGUZZO *et al.*, 2021) sono stati selezionati alcuni indicatori volti ad identificare le caratteristiche forestali, ambientali e antropiche essenziali dell'ambiente forestale in cui sviluppare servizi di Terapia forestale. Alcuni parametri selezionati sono stati modificati o articolati in più indicatori, in base alle peculiarità delle foreste italiane, altri sono stati proposti ex novo per completare la descrizione delle aree.

Inoltre, si è deciso di distinguere le due tipologie di contesti in cui tali iniziative possono svolgersi: siti Urbani o periurbani e siti Extraurbani.

Le schede sono state distinte delle macrocategorie di informazioni: 1 “Scheda anagrafica”, 2 “Gestione”, 3 “Accessibilità e fruizione” e 4 “Vincoli di tutela” sintetizzate nella Tabella 1.

La Scheda di Identificazione (32 voci) raccoglie i dati anagrafici e classificatori di base, indispensabili per riconoscere la proprietà e la localizzazione del percorso. È il punto di partenza che garantisce l'inquadramento formale dell'iniziativa.

La Scheda di Gestione è la parte più corpo-

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

sa (oltre 50 voci) e affronta sia gli aspetti geomorfologici e paesaggistici (visibilità, disturbi, contesto), sia quelli ecologici e vegetazionali (specie, copertura, piani di gestione, presenza di patogeni, allergenicità). Questa sezione rappresenta il cuore tecnico-scientifico della valutazione e richiede competenze specialistiche (agronomico-forestali).

La Scheda di Accessibilità e fruizione (13 voci) è più operativa e guarda al lato pratico: la possibilità di come accedere al sito, di fruirne senza ostacoli significativi e con infrastrutture adeguate, incluse soluzioni specifiche per persone con disabilità.

La Scheda sui Vincoli di tutela (9 voci) richiama infine i limiti normativi e ambientali: la presenza di aree protette, rischi o vincoli che possono condizionare la gestione e l'utilizzo.

Tali schede sono state recentemente ristrutturate e inserite all'interno di un Form da compilare online, per facilitare le richieste e la ricezione dei dati in maniera organizzata. Queste sono al momento in via di test su alcuni siti già caratterizzati dalla misurazione dei COV, come l'Orto botanico di Roma, le Terme di Fiuggi, ed altri.

Conclusioni

Il crescente numero di iniziative salutistiche in ambiente forestale, con particolare riferimento alla Terapia forestale, rende evidente la necessità di protocolli strutturati e standard di riferimento nazionali che definiscano criteri e modalità operative per i siti e le attività, riconosciuti sia dal mondo scientifico che dalle istituzioni pubbliche.

Gli studi condotti dal CREA, in collaborazione con altri enti di ricerca e istituzioni, stanno contribuendo alla definizione e alla regolamentazione della Terapia forestale. Con la definizione del processo istruttorio volto a riconoscere l'idoneità sanitaria dell'ambiente forestale, vengono poste le basi per uno standard pubblico per il riconoscimento di un servizio sanitario di prevenzione o riabilitazione/cura al pari delle attività termali.

Questi strumenti determinano una serie di altri risvolti positivi, quali ad esempio, la maggiore credibilità alle iniziative di Terapia forestale svolte in siti monitorati. Analogamente, lo sviluppo devono seguire le attività, ossia deve essere stilato un protocollo condiviso e scientificamente valido. Questo consente di superare l'attuale 'selva' di attività terapeutiche di iniziative autoreferenziali, talvolta al limite di pratiche 'new-age', in luoghi non controllati e quindi non necessariamente sicuri. Inoltre, questo garantirebbe lo sviluppo di importanti opportunità imprenditoriali e occupazionali per le aree rurali e marginali, la diversificazione del reddito e la multifunzionalità aziendale, lo sviluppo di un indotto specializzato di professionisti competenti nella gestione dei siti e delle strutture di accoglienza, oltre che un risparmio per la sanità pubblica nazionale.

BIBLIOGRAFIA

- ANTONELLI M., BARBIERI G., DONELLI D., 2019 – *Effects of Forest Bathing (shinrin-Yoku) on Levels of Cortisol as a Stress Biomarker: A Systematic Review and Meta-Analysis*. Int. J. Biometeorol. 2019, 63, 1117-1134, doi:10.1007/s00484-019-01717-x.
- ANTONELLI M., DONELLI D., BARBIERI G., VALUSSI M., MAGGINI V., FIRENZUOLI F., 2020 – *Forest Volatile Organic Compounds and Their Effects on Human Health: A State-of-the-Art Review*. IJERPH 2020, 17, 6506, doi:10.3390/ijerph17186506.
- ANTONELLI M., DONELLI D., CARLONE L., MAGGINI V., FIRENZUOLI F., BEDESCHI E., 2021 – *Effects of Forest Bathing (shinrin-Yoku) on Individual Well-Being: An Umbrella Review*. Int. J. Environ. Health Res. 2021, 1-26, doi:10.1080/09603123.2021.1919293.
- DODEV Y., ZHIYANSKI M., GLUSHKOVA M., SHIN W.S., 2020 – *Forest welfare services – the missing link between forest policy and management in the EU; Forest Policy and Economics*; Volume 118, September 2020, 102249. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102249
- DOIMO I., MASIERO M., GATTO, P., 2021 – *Disentangling the diversity of forest care initiatives: A novel research framework applied to the Italian context*. Sustainability, 13(2), 492. https://doi.org/10.3390/su13020492.

DONELLI D., MENEGUZZO F., ANTONELLI M., ARDISSINO D., NICCOLI G., GRONCHI G., BARALDI R., NERI L., ZABINI F., 2023 – *Effects of Plant-Emitted Monoterpenes on Anxiety Symptoms: A Propensity-Matched Observational Cohort Study*. International journal of environmental research and public health 20, 2023: 2773. <https://doi.org/10.3390/ijerph20042773>

FAO, 2020 – *Forests for human health and well-being – Strengthening the forest–health–nutrition nexus*. Forestry Working Paper No. 18. Rome. Food and Agriculture Organization of the United Nations. ISBN 978-92-5-133444-7. <https://doi.org/10.4060/cb1468en>.

MENEGUZZO F., ALBANESE L., ANTONELLI M., BARALDI R., BECHERI F.R., CENTRITTO F., DONELLI D., FINELLI F., FIRENZUOLI F., MARCHERITINI G., MAGGINI V., NARDINI S., REGINA, M., ZABINI F., NERI L., 2021 – *Short-Term Effects of Forest Therapy on Mood States: A Pilot Study*; International Journal of Environmental Research and Public Health 18, no. 18: 9509. - doi: 10.3390/ijerph18189509.

MENEGUZZO F., ZABINI F. (a cura di), 2022 – *Terapia forestale* 2. CNR Edizioni. Vol. 2, 212 pagg. ISBN 978-88-8080-499-4.

MINISTERO DELL'AGRICOLTURA, DELLA SOVRANITÀ ALIMENTARE E DELLE FORESTE – *Strategia Forestale Nazionale per il settore forestale e le sue filiere*. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, Serie Generale n. 33 del 9 febbraio 2022. Accesso 2 settembre 2025. <https://www.masaf.gov.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/17813>.

RIVIECCIO R., ROMANO, R., ORSINI S., 2024 – *Forest therapy in Italy: proposal of a standard procedure for validation of suitable sites*. iForest 17: 192-202. - doi: <https://doi.org/10.3832/ifor4543-017>.

Rosa Riveccio

Raoul Romano

Ricercatori presso il Centro di ricerca Politiche e Bioeconomia del Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (CREA)
Via Barberini, 36 – Roma.

PAROLE CHIAVE: *terapia forestale, linee guida, normativa*

RIASSUNTO

Tra le diverse attività praticate in bosco negli ultimi anni, la Terapia forestale è sempre più diffusa. Diversi studi hanno dimostrato che un ruolo fondamentale è svolto dai composti organici volatili emessi dalle piante, che contribuiscono alla prevenzione, alla riabilitazione e al supporto di cura di alcuni disturbi o patologie. In Italia, però, la Terapia forestale è praticata in assenza di una normativa di riferimento. Una regolamentazione sarebbe necessaria per definire procedure standardizzate e per stabilire l'idoneità dei siti, così da garantire la sicurezza degli utenti e l'efficacia della cura. Il riconoscimento legislativo, insieme all'inserimento di questa pratica tra le prescrizioni verdi, rappresenterebbe un'importante opportunità di sviluppo socioeconomico per le aree montane e per il Sistema sanitario nazionale. In questo contesto nasce la proposta di definire un iter istituzionale, accompagnato da un protocollo operativo, per la caratterizzazione e valutazione dell'idoneità dei siti di Terapia forestale.

KEYWORDS: *forest therapy, guidelines, legislation*

ABSTRACT

Among the various activities carried out in forests in recent years, Forest Therapy has become increasingly widespread. Several studies have shown that a key role is played by volatile organic compounds emitted by plants, which contribute to prevention, rehabilitation, and support in the treatment of certain disorders or diseases. In Italy, however, Forest Therapy is practiced without any regulatory framework. Such regulation would be necessary to define standardized procedures and establish the suitability of sites, to ensure both user safety and treatment effectiveness. Official legislative endorsement, together with the inclusion of this practice among green prescriptions, would represent a significant opportunity for the socioeconomic development of mountain areas and for the National Health System. In this context, a proposal has emerged to define an institutional pathway, accompanied by an operational protocol, for the characterization and evaluation of the suitability of Forest Therapy sites.

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

FRANCESCA DINI, ANTONIO BRUNORI

Forest bathing: una risposta ad una società che cambia

Introduzione

Negli ultimi decenni, il nostro stile di vita ha progressivamente ridotto la quantità e la qualità del tempo trascorso all'aria aperta. La perdita di abitudine a frequentare i boschi e la difficoltà a lasciarsi coinvolgere dall'esperienza nel mondo naturale hanno avuto ripercussioni importanti sulla salute psico-fisica, generando un disturbo con conseguenze negative per la salute e le relazioni sociali. Uno stato di malessere che deriva dalla disconnessione dalla natura, dall'allontanamento dalla naturale biofilia degli esseri umani e dalla scarsa empatia e frequentazione con l'ambiente, ciò che alcuni giornalisti statunitensi definiscono *nature deficit disorder*. Questo disturbo, anche se non del tutto riconosciuto clinicamente, affligge sempre di più bambini e adolescenti, che traggono benefici evidenti dal contatto diretto con gli spazi verdi: studi scientifici (HARTIG *et al.*, 1997; LI, 2010; PARK *et al.*, 2010) dimostrano che il verde riduce aggressività, migliora i comportamenti prosociali e può diminuire l'incidenza di disturbi come l'ADHD.

Per rispondere a questa esigenza crescente di Natura, già negli anni '80 in Giappone fu avviato un programma nazionale sullo *Shinrin-yoku* – traducibile in italiano come “bagno di foresta” e in inglese come *forest bathing* – che ha dato le basi in quel Paese alla moderna fo-

rest medicine. Da decenni è comprovato che il *forest bathing*, se praticato con continuità, riduce lo stress, rafforza il sistema immunitario, migliora la qualità del sonno, regola la pressione sanguigna e accelera i tempi di riabilitazione psico-fisica (KAPLAN, 1995; ULRICH, 1993). Non tutti i boschi, però, hanno le caratteristiche idonee a offrire tali benefici: servono condizioni strutturali, paesaggistiche, biochimiche e percettive specifiche (BRUNORI *et al.*, 2023).

Il concetto di benessere forestale non è più solo un'idea astratta: grazie agli aggiornamenti normativi e a un'evoluzione dei modelli di fruizione del territorio, sta diventando una dimensione concreta e misurabile della gestione forestale sostenibile. In Italia, lo standard PEFC per i Servizi Ecosistemici (PEFC ITA 1001-SE:2021), propone criteri ed indicatori per certificare le caratteristiche che devono possedere le aree forestali gestite in maniera sostenibile per il favorevole svolgimento di attività finalizzate all'autopromozione del benessere psico-fisico, tra le quali il *forest bathing* (sintetizzato in **idoneità di un'area al benessere forestale**) ovvero la capacità delle aree boschive certificate PEFC di offrire spazi salustici, ricreativi, culturali e rigenerativi per le persone. Lo standard valuta gli ambienti forestali secondo principi che riguardano: elementi strutturali e scenici; rafforzamento delle specificità naturali; potenzialità di recupero dell'at-

tenzione; effetti fisiologici legati ad aerosol forestali, monoterpeni e ioni negativi. Si tratta di un approccio scientifico e interdisciplinare che mette in relazione foreste, salute e benessere, creando un ponte fra il mondo forestale e quello medico e sanitario.

Parallelamente, anche il settore del turismo sta vivendo un cambiamento significativo: non basta più misurare il successo di una destinazione in termini di arrivi e presenze, ma servono nuovi indicatori che tengano conto della qualità ambientale, della partecipazione delle comunità locali, della rigenerazione del paesaggio e della capacità delle foreste di offrire esperienze autentiche e rispettose dell'ecosistema. Si parla sempre più di una fruibilità turistica che tiene alla salvaguardia del territorio che non è una risorsa da sfruttare, ma patrimonio da curare e valorizzare, in una logica di lungo periodo e di collaborazione tra attori pubblici e privati.

L'inserimento del benessere forestale negli standard di certificazione rappresenta così una risposta innovativa a un mondo che cambia: le foreste diventano non solo serbatoi di biodiversità e risorse economiche, ma anche **luoghi di salute, rigenerazione e turismo sostenibili**, capaci di restituire alle persone il legame ancestrale con la natura.

Questo approccio, normativo da un lato e culturale dall'altro, apre la strada a un'analisi più profonda: **qual è l'impatto reale della certificazione PEFC in termini di benessere forestale?** In che modo cambiano le pratiche di gestione, la fruizione turistica, la percezione ambientale e la partecipazione delle comunità locali?

Alcuni casi concreti testimoniano l'impatto di questo percorso: dal Consorzio Forestale dell'Amiata, che ha reso fruibili per il *forest bathing* oltre 68 ettari di faggete, Società Macchia Faggeta con due faggete certificate che coprono un totale di 26 ha fino al "Parco del Respiro" di Fai della Paganella, dove la certificazione PEFC ha valorizzato un'area di 40 ettari trasformandola in polo attrattivo per un turismo consapevole e salutistico.

Vogliamo ora presentare le testimonianze di realtà già certificate PEFC, con l'obiettivo di esplorare questi aspetti e di capire cosa significhi oggi essere certificati non solo per la gestione sostenibile delle foreste, ma anche per **l'idoneità al benessere forestale**, in linea con le nuove norme e con la crescente domanda di turismo con finalità sanitarie o semplicemente per lo svolgimento di attività per l'autopromozione del benessere psico-fisico

Le testimonianze dal territorio

Il Consorzio Forestale dell'Amiata

Per il **Consorzio Forestale dell'Amiata** (con sede ad Arcidosso Gr), la scelta di ottenere la certificazione PEFC di idoneità al benessere forestale è stata spinta da due fattori principali: da un lato le nuove esigenze dei fruitori del bosco, che soprattutto dopo la pandemia cercano spazi capaci di offrire esperienze di rigenerazione e distacco dalla quotidianità; dall'altro una precisa richiesta di mercato, legata al bisogno di garanzie chiare sulle caratteristiche delle aree da visitare.

La gestione forestale in sé non ha subito modifiche sostanziali, ma è stato introdotto un regolamento specifico per i cantieri attivi nelle zone certificate, così da proteggere le aree dedicate al benessere. Più che effetti ecologici immediati, il processo di adeguamento alla conformità allo standard di questo servizio ecosistemico ha permesso di conoscere meglio le aree interessate, grazie alle indagini necessarie per ottenere la certificazione.

Sul piano sociale, i risultati sono stati concreti: nel 2025 le Pro Loco dei versanti senese e grossetano hanno iniziato a organizzare uscite di *forest bathing* con guide ambientali, e anche strutture ricettive come l'albergo "Le Macinaie" hanno arricchito la propria offerta proponendo attività connesse al benessere forestale. Questo ha generato nuove opportunità di mercato, con guide formate *ad hoc* per accompagnare i visitatori.

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”



Figura 1 – Area certificata del Consorzio Forestale dell’Amiata in autunno.

Il Consorzio sottolinea inoltre che la certificazione ha migliorato la propria immagine: non solo legno e gestione produttiva, ma anche attenzione al turismo e al benessere. Ogni attività organizzata nelle aree certificate viene esplicitamente collegata al marchio PEFC, che diventa così parte integrante della comunicazione.

Società Macchia Faggeta

Diverso ma complementare il percorso di **Macchia Faggeta** (con sede ad Abbazia San Salvatore – Si) una proprietà collettiva che da secoli gestisce i boschi del versante senese dell’Amiata. Qui la motivazione principale è

stata interna: utilizzare la certificazione come strumento per valorizzare ulteriormente il territorio e rafforzare la dimensione sociale, oltre a quella produttiva.

La gestione forestale è rimasta attiva dimostrando che la multifunzionalità del bosco può convivere con interventi come tagli secondari o di sementazione e con la certificazione per il benessere. Ribadendo come la gestione attiva del patrimonio forestale sia inscindibile rispetto alla tutela ambientale: la certificazione mostra come entrambe possano coesistere, diventando un esempio concreto da mostrare a fronte di giudizi negativi da parte di alcune componenti della comunità che proclamano l’abbandono della gestione.



Figura 2 – Faggeta certificata PEFC della Società Macchia Faggeta.

Importanti anche gli impatti sociali: le Pro Loco locali, in collaborazione con guide ambientali, organizzano attività di *forest bathing* in sinergia con altre realtà dell'Amiata. L'esperienza non ha inoltre riguardato solo adulti: durante l'estate, le aree certificate hanno accolto scolaresche, permettendo a bambini e insegnanti di sperimentare direttamente i benefici del bosco. Inoltre, il cambiamento climatico sta aprendo nuove possibilità: le aree risultano oggi fruibili anche in lunghi periodi dell'inverno – essendo venuta meno la copertura nevosa –, trasformando l'offerta turistica da stagionale a continuativa.

Sul piano economico, i benefici si manifestano soprattutto attraverso il lavoro delle guide abilitate e ambientali, che accompagnano

i visitatori, mentre sul piano reputazionale la certificazione ha rafforzato l'immagine di una gestione attenta a tutte le potenzialità del bosco, non solo produttive ma anche legate al benessere e alla fruizione.

Il Parco del Respiro di Fai della Paganella

La scelta di certificare il **Parco del Respiro** di Fai della Paganella (TN) è nata dalla volontà di valorizzare una risorsa già esistente e già certificata per la sua gestione sostenibile, facendone emergere appieno il potenziale. La certificazione di questo specifico servizio ecosistemico PEFC ha infatti consentito di comunicare meglio l'importanza del Parco (da anni

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”



Figura 3 – Area certificata per il benessere del Parco del Respiro di Fai della Paganella.

allestito con infrastrutture per la sua migliore fruizione), non solo agli addetti ai lavori, ma anche al grande pubblico, rendendo più chiaro il valore che questo spazio porta con sé.

Dal punto di vista gestionale, non sono state introdotte nuove pratiche di tutela ambientale, ma il percorso di certificazione ha permesso di fare chiarezza: ha contribuito a definire meglio la governance del parco, a individuare responsabilità precise e ad approfondire la conoscenza delle aree forestali coinvolte.

Sul piano economico, l'indotto legato al Parco era già consistente prima della certificazione; tuttavia, l'attestazione PEFC ha offerto una leva comunicativa più forte, rafforzandone la percezione come risorsa non solo turistica, ma anche salutistica e ambientale.

L'impatto più evidente si è registrato nella comunicazione e nella reputazione: grazie alla certificazione, il Parco del Respiro ha visto crescere il numero di visitatori, arrivando a circa **40.000 presenze annue**, molte delle quali attratte dalle esperienze di *forest bathing* guidato. La certificazione viene inoltre valorizzata attraverso cartellonistica dedicata, che illustra i vantaggi del “bagno di foresta” e ne collega i benefici alla gestione forestale sostenibile e ai servizi ecosistemici certificati.

Un aspetto significativo riguarda la fruizione accompagnata: secondo quanto emerso, l'esperienza cambia radicalmente se vissuta individualmente o con l'accompagnamento di guide ambientali formate anche secondo i criteri PEFC. Questa dimensione partecipata rap-

presenta uno degli elementi più distintivi del Parco del Respiro, in grado di trasformare una semplice passeggiata nel bosco in un'esperienza di consapevolezza e rigenerazione.

Dalle esperienze raccolte emerge con chiarezza che la certificazione dei servizi ecosistemici PEFC rappresenta molto più di un marchio: è un processo che stimola innovazione gestionale, rafforza la responsabilità sociale e crea nuove opportunità di valorizzazione territoriale. L'inclusione della certificazione dell'**idoneità al benessere forestale** negli standard dei Servizi Ecosistemici segna un passaggio decisivo: la foresta viene riconosciuta non solo come risorsa produttiva ed ecologica, ma anche come spazio di salute, rigenerazione e qualità della vita.

In parallelo, la crescente attenzione al turismo sostenibile e rigenerativo spinge operatori, comunità locali e istituzioni a collaborare per costruire modelli di fruizione che non consumino i territori, ma li tutelino e rigenerino. Le foreste certificate diventano così luoghi in cui ambiente, economia e benessere umano trovano un equilibrio concreto, capace di rispondere alle esigenze delle generazioni presenti senza compromettere quelle future.

Il *forest bathing*, in questo quadro, appare come la metafora più efficace della risposta a un mondo che cambia: un gesto semplice, ma capace di restituire equilibrio in un'epoca segnata da stress, iperconnessione e perdita di contatto con la natura. Grazie allo standard PEFC, questo servizio ecosistemico trova oggi una cornice certificata e rigorosa, che assicura la qualità degli ambienti e la loro idoneità ad accogliere visitatori e professionisti della salute.

La sfida dei prossimi anni sarà rafforzare questo percorso, comunicando in modo efficace l'esistenza dei servizi ecosistemici e la necessità di ricompensare coloro che li mantengono, ampliando le aree certificate e diffondendo la consapevolezza che il benessere derivante dalla frequentazione di aree forestali sia un diritto

collettivo, così come la tutela della biodiversità o la lotta al cambiamento climatico. Le foreste, quando gestite in modo sostenibile e valorizzate nelle loro funzioni più profonde, diventano **patrimonio vivo da custodire, rigenerare e condividere**, capace di offrire non solo legno, aria pulita e paesaggio, ma anche salute, armonia e nuova qualità della vita. Il tutto in equilibrio gestionale, con approccio multifunzionale.

BIBLIOGRAFIA

BRUNORI A., DINI F., MENCAGLI M., 2023 – *Certificazione PEFC dell'idoneità al benessere forestale – forest bathing: basi scientifiche e casi concreti*. Dendronatura No. 2: 26-32.

HARTIG T. *et al.*, 1997 – *A measure of restorative quality in environments*. Scandinavian Housing and Planning Research, No. 14, 175-194.

KAPLAN S., 1995 – *The restorative benefits of nature: toward an integrative framework*. Journal of Environmental Psychology No. 15, 169-182.

LI Q., 2010 – *Effect of forest bathing trips on human immune function*. Environ. Health Prev. Medicine, No. 15(1): 9-17.

PARK B. *et al.*, 2010 – *The physiological effects of Shinrin-yoku (taking in the forest atmosphere or forest bathing): evidence from field experiments in 24 forests across Japan*. Environmental Health and Preventive Medicine, 15 (1): 18-26.

ULRICH R.S., 1983 – *Aesthetic and affective response to natural environment*. In Altman & J. Wohlwill (Eds.), Human Behavior and Environment, Vol. 6, 85-125.

Francesca Dini

E-mail: promozione@pefc.it
Dottore in biotecnologie agrarie
Ufficio promozione del PEFC Italia

Antonio Brunori

E-mail: info@pefc.it
Dottore forestale –segretario generale PEFC Italia

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

PAROLE CHIAVE: *forest bathing, benessere forestale, certificazione pefc, servizi ecosistemici*

RIASSUNTO

Il forest bathing (bagno di foresta) nasce in Giappone negli anni '80 ed è oggi una pratica riconosciuta per i benefici sulla salute psico-fisica: riduzione dello stress, rafforzamento del sistema immunitario, miglioramento del sonno e della pressione sanguigna. Non tutti i boschi, però, sono ugualmente idonei: servono caratteristiche specifiche di tipo strutturale, paesaggistico, biochimico e percettivo.

In Italia, lo standard PEFC per i Servizi Ecosistemici (PEFC ITA 1001-SE:2021) ha introdotto criteri e indicatori per certificare l'idoneità al benessere forestale, rendendo le foreste non solo serbatoi di biodiversità e risorse economiche, ma anche spazi di salute e turismo rigenerativo.

Le esperienze concrete – Consorzio Forestale dell'Amiata, Macchia Faggeta e Parco del Respiro di Fai della Paganella – dimostrano che la certificazione PEFC è un motore di innovazione gestionale, rafforza la responsabilità sociale e valorizza il territorio. La sfida futura è ampliare le aree certificate, diffondere la cultura del benessere forestale e riconoscerlo come un diritto collettivo

KEYWORDS: *forest bathing, forest well-being, pefc certification, ecosystem services*

ABSTRACT

Forest bathing (Shinrin-yoku), developed in Japan in the 1980s, has become a practice scientifically recognized for its psycho-physical benefits, including stress reduction, immune system strengthening, improved sleep quality, and blood pressure regulation. However, not all forests are equally suitable: they must meet specific structural, landscape, biochemical, and perceptual conditions.

In Italy, the PEFC Ecosystem Services Certification Standard (PEFC ITA 1001-SE:2021) introduced criteria and indicators to certify suitability for forest well-being, transforming forests into places not only of biodiversity and economic resources, but also of health, regeneration, and sustainable tourism.

Concrete examples – such as the Amiata Forest Consortium, Macchia Faggeta, and the “Parco del Respiro” in Fai della Paganella – demonstrate that PEFC certification stimulates innovation in forest management, strengthens social responsibility, and enhances territorial value. The future challenge is to expand certified areas, spread the culture of forest well-being, and establish it as a collective right.

GUIDO MARTINI, SANDRO SACCHELLI

Analisi dell'idoneità territoriale per attività di terapia forestale in provincia di Trento: un modello GIS per la quantificazione delle emissioni di composti organici biogenici volatili (BVOC)

Introduzione

Forest bathing e Forest Therapy

Le foreste sono ecosistemi complessi costituiti da una varietà di interazioni tra elementi abiotici, flora e fauna. A seconda del tipo di foresta e delle caratteristiche dell'ecosistema, le aree boscate possono fornire all'umanità numerosi prodotti e benefici, noti come servizi ecosistemici (MEA, 2005; WATSON *et al.*, 2018). La quantità e il tipo di servizi ecosistemici forniti dipendono da diversi fattori, tra cui le caratteristiche forestali (LI *et al.*, 2023; HE *et al.*, 2013), le condizioni climatiche (OFFIT *et al.*, 2021) e la gestione forestale (TONG *et al.*, 2020; TYUKAVINA *et al.*, 2015). Oltre alle funzioni ecologiche, a quelle di approvvigionamento e a quelle di regolazione, le foreste offrono benefici culturali, sociali e ricreativi (CHIABAI *et al.*, 2011; BRAVO-OVIEDO *et al.*, 2014). Tra questi, il bagno di foresta (o *Forest bathing* – FB) e la

terapia forestale (o *Forest Therapy* – FT) sono importanti servizi ecosistemici riconosciuti per i loro effetti benefici sulla salute umana.

I termini FB e FT sono spesso trattati come sinonimi. Tuttavia, il FB si riferisce genericamente a pratiche basate sulla natura sviluppate in aree forestali per il miglioramento del benessere, mentre la FT riguarda pratiche strutturate promosse da professionisti formati per lavorare a livello terapeutico (KIM *et al.*, 2021). In diversi paesi asiatici, come Giappone, Corea del Sud, Cina e Taiwan, i bagni di foresta sono una pratica consolidata e vengono utilizzati da tempo per migliorare lo stato di salute e ridurre i livelli di stress (SONG *et al.*, 2016). La ricerca scientifica evidenzia che trascorrere del tempo in foresta o in spazi verdi urbani apporta numerosi benefici per la salute (LI, 2019; TWOHIG-BENNETT *et al.*, 2018), inclusi effetti positivi dal punto di vista psicologico, come la riduzione di stress e ansia, il miglioramento delle interazioni sociali e dello stile di vita. Per quan-

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

to riguarda i benefici mentali, la ricerca sugli effetti di FB/FT su individui affetti da *burnout* ha mostrato risultati positivi e un'ottimizzazione delle risposte allo stress (IKEI *et al.*, 2017). Inoltre, la FT aiuta a regolare la produzione di ormoni chiave come cortisolo, adrenalina, noradrenalina, dopamina e serotonina (OCHIAI *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2016) e comporta miglioramenti dal punto di vista cardiovascolare, metabolico, immunitario e antiinfiammatorio (DODEV *et al.*, 2020). Numerosi studi hanno infine evidenziato, a seguito di attività di FB/FT, un efficientamento del sistema immunitario aumentando il numero di cellule *natural killer* (NK), responsabili della lotta contro tumori e infezioni virali (TSAO *et al.*, 2018).

I Composti Organici Biogenici Volatili (BVOC) e scopo del lavoro

Parte di questi benefici sono strettamente legati ad alcune molecole di origine vegetale note come BVOC, ovvero “Composti Organici Biogenici Volatili” (MENEGUZZO *et al.*, 2019). I BVOC includono monoterpenoidi volatili e altri composti emessi dalle piante (CHO *et al.*, 2017; ZHOU e PICHESKY, 2020).

I BVOC sono molto importanti per l'ecologia degli alberi, poiché facilitano la comunicazione tra gli stessi in risposta a fattori ambientali. Inoltre, facilitano l'attrazione di impollinatori come gli insetti (SHARIFI-RAD *et al.*, 2017). La presenza di BVOC contribuisce inoltre alla stabilità dell'ecosistema e aumenta la resilienza ai cambiamenti climatici (SEIDL *et al.*, 2017).

I benefici per la salute derivanti dall'inalazione di BVOC sono ben noti e scientificamente supportati (CHO *et al.*, 2017; DE ALVARENGA *et al.*, 2023). A livello nazionale recenti indagini hanno evidenziato che l'inalazione di monoterpeni emessi dalle piante e in particolare di α -pinene, può produrre uno specifico effetto ansiolitico (DONELLI *et al.*, 2023).

I BVOC comprendono un'ampia varietà di molecole appartenenti a diverse classi e gruppi chimici. In generale, sono composti a basso peso molecolare appartenenti principalmente

alla famiglia degli isoprenoidi, che rappresentano circa il 50% delle emissioni. Gli idrocarburi monoterpenici, tra cui α -pinene e β -pinene, β -ocimene, d-limonene, sabinene, mircene e canfene, costituiscono circa il 35-40% delle emissioni totali (NIINEMETS *et al.*, 2013).

Le emissioni di BVOC dipendono da molti fattori quali il meteo, l'altitudine, l'ora del giorno e la stagionalità (MENEGUZZO *et al.*, 2019), oltre che dalla specie arborea e da altre componenti ambientali (BOURTSOUKIDIS *et al.*, 2019).

La stima della quantità di BVOC è diventata un argomento sempre più discusso nella comunità scientifica. Le misurazioni in campo possono prevedere l'impiego di rilevatori di fotoionizzazione oppure campionamenti e successive analisi di laboratorio al gascromatografo, associato allo spettrometro di massa (GC-MS) (MENEGUZZO e ZABINI, 2022). Diverse strumentazioni, come le tecnologie lidar e fotogrammetriche montate su droni sono state inoltre sviluppate per soddisfare questa esigenza (DUAN *et al.*, 2024). Un altro approccio largamente seguito è quello della modellistica. Tuttavia, molti studi evidenziano come la stima dei BVOC comporti solitamente un'incertezza, che varia dal 90% al 120% (WANG *et al.*, 2021; HARTLEY *et al.*, 2017) in primis dipendente dalla difficoltà di eseguire esperimenti sul campo ad ampia scala e alla definizione di modelli previsionali accurati.

Lo sviluppo di modelli di stima dei BVOC è iniziato negli anni '90, con i primi sforzi come quelli di GUENTHER *et al.* (1995). Da allora, sono stati sviluppati molti studi che hanno considerato numerose variabili di input adatte a diversi obiettivi. ZEMANKOVA e BRECHLER (2010), ad esempio, hanno confrontato le emissioni naturali di BVOC e quelle antropogeniche nella Repubblica Ceca, evidenziando come le emissioni naturali rappresentassero circa il 50% delle emissioni antropogeniche. Analogamente, SIMON *et al.* (2001) hanno utilizzato un modello per stimare la quantità di BVOC emessa dalle foreste francesi in base a diversi tipi di vegetazione forestale. Le variabili chiave utilizzate nei modelli di stima dei BVOC includono il tipo di foresta, la specie, la copertura

forestale, i fattori di emissione specie-specifici, la densità fogliare, la radiazione solare, la temperatura ambientale, la temperatura fogliare e vari coefficienti e fattori di correzione ambientale empirici (SIMON *et al.*, 2001; ZEMANKOVA e BRECHLER, 2010). Gli studi evidenziano che la produzione di BVOC dipende principalmente dall'attività fogliare, il che significa che le emissioni seguono andamenti stagionali. Sebbene i singoli composti siano prodotti in modo diverso, in generale, il trend delle emissioni di BVOC raggiunge il picco in primavera ed estate e diminuisce nelle stagioni più fredde, come autunno e inverno (ZEMANKOVA e BRECHLER, 2010). In generale, gli studi suggeriscono che le variabili più impattanti sulle emissioni di BVOC sono la temperatura, la radiazione solare e la specie arborea. Pertanto, i modelli di stima dei BVOC si basano principalmente su questi fattori.

Date queste premesse, l'obiettivo dell'articolo è quello di sviluppare un modello GIS (Geographic Information System) per stimare le emissioni di BVOC e analizzare i fattori ambientali che ne influenzano la produzione, al fine di identificare le aree potenzialmente più idonee ad attività di FB/FT in provincia di Trento in base alla presenza di tali composti.

Materiali e metodi

Inquadramento del lavoro

Il modello è stato sviluppato utilizzando QGIS (versione 3.28.11) per la pre-elaborazione dei dati spaziali grezzi e GRASS GIS (versione 8.30) per l'esecuzione dell'algoritmo. L'algoritmo di base è stato sviluppato in Python, utilizzando Visual Studio Code.

I calcoli del modello si basano sulle equazioni e sulle ipotesi sviluppate in letteratura. In particolare, il lavoro di riferimento è quello di PACHECO *et al.* (2014), opportunamente integrato e ricalibrato per l'area di studio.

Come accennato, le emissioni dei BVOC dipendono da molti fattori e condizioni ambien-

tali. A seconda della specie forestale la produzione di isoprenoidi può essere direttamente collegata alla sintesi dei cloroplasti; in questo caso, le emissioni sono influenzate sia dalla luce che dalla temperatura e il relativo algoritmo di calcolo prende il nome di "algoritmo L+T". Altre specie, invece, sintetizzano isoprenoidi e li immagazzinano rilasciando BVOC in un secondo momento. Questo processo si basa solo sulla temperatura e il relativo algoritmo viene definito "algoritmo T". Le emissioni totali possono essere dunque stimate come la somma delle emissioni di L+T e T (PACHECO *et al.*, 2014; GUENTHER *et al.*, 1993) (equazione 1):

$$E_{tot} = E_{(L+T)} + E_{(T)} \quad [1]$$

dove E_{tot} rappresenta l'emissione totale, $E_{(L+T)}$ è l'emissione derivante da luce e temperatura ed $E_{(T)}$ è l'emissione derivante dalla sola temperatura.

Le emissioni mensili per i gruppi $E_{(L+T)}$ ed $E_{(T)}$ possono essere stimate dalle seguenti equazioni (equazioni 2 e 3):

$$E_{(L+T)} = BEF_{L+T} \cdot Db \cdot Nd \cdot Nl \quad [2]$$

$$E_{(T)} = BEF_T \cdot Db \cdot Nd \cdot Nl \cdot Nn \quad [3]$$

dove BEF_{L+T} e BEF_T sono le emissioni giornaliere (*Basal Emission Factors*) per ciascun algoritmo, Db è la densità di biomassa fogliare calcolata in funzione dell'indice di area fogliare (*Leaf Area Index* – LAI) e del valore specie-dipendente dell'area fogliare specifica (*Specific Leaf Area* – SLA), Nd è il numero di giorni per mese, Nl il numero di ore di luce al giorno e Nn il numero di ore notturne al giorno.

Il modello sviluppato è adatto per specie che emettono isoprene e per alcune specie che emettono monoterpeni, comprese piante semperverdi e decidue (PACHECO *et al.*, 2014). I geodati e le variabili applicate per l'implementazione del modello sono elencati nel paragrafo seguente.

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

Il Sistema Informativo Territoriale

Il Sistema Informativo Territoriale (SIT) su cui si basa il modello di analisi è composto da un set di variabili geografiche amministrative, infrastrutturali, ambientali, climatiche e vegetazionali della provincia di Trento elencate in tabella 1.

Sono stati inoltre incorporati e utilizzati nel modello due set di dati non spaziali:

- valori dei fattori di emissione basale (BEF) ($\text{ug g(DW)}^{-1} \text{ h}^{-1}$). I valori di BEF rappresentano le emissioni empiriche (potenziali) di BVOC per ogni specie ed esprimono la capacità delle piante di emettere isoprenoidi. Sono stati considerati 10 composti organici e 20 tipologie forestali, per un totale di 200 BEF.
- Area fogliare specifica (SLA) ($\text{cm}^2 \text{ g}^{-1}$). La SLA rappresenta il rapporto tra area fogliare e massa fogliare per ciascuna specie. Entrambi i valori di BEF e SLA sono stati

ricavati da PACHECO *et al.* (2014) e derivano da misurazioni di laboratorio. La combinazione di LAI e SLA ha permesso di computare la densità di biomassa fogliare (*Db*). Per determinare quali operazioni eseguire, considerando i numerosi fattori che influenzano le decisioni, sono state create alcune mappe maschera vettoriali dipendenti dai tipi forestali e sulle quali eseguire il flusso completo di algoritmi. Le mappe vettoriali realizzate sono:

- *Algoritmo*: definisce se la specie principale segue l'algoritmo T+L o quello T.
- *Habitus*: identifica quando la specie principale è una conifera sempreverde, una latifolia sempreverde (*Quercus ilex*) o una specie decidua.
- *Classe*: per facilitare l'ulteriore elaborazione, assegna un valore numerico a ciascun tipo forestale, raggruppando le aree con la stessa specie principale e secondaria (se presente).

Tabella 1 – Sistema Informativo Territoriale del modello.

Geodato	Formato	Fonte ed eventuali note
Confine dell'area di studio	Vettoriale	Fonte: Sistema Informativo Ambiente e Territorio (SIAT), Provincia Autonoma di Trento. URL: https://siat.provincia.tn.it/geonetwork/srv/ita/catalog.search#/home
Irradianza globale	Raster	Fonte: Climate Monitoring Satellite Application Facility. URL: https://www.cmsaf.eu/EN/Home/home_node.html . Rappresenta la media mensile 2007-2016. U.M.: W/m^2 . Il dataset fornisce mappe di irradianza globale media, che rappresentano la quantità di radiazione solare che raggiunge una superficie orizzontale. Questi valori sono stati utilizzati per determinare l'intensità della luce solare e il suo effetto sull'algoritmo L+T.
Tipologia forestale	Vettoriale	Fonte: Sistema Informativo Ambiente e Territorio (SIAT), Provincia Autonoma di Trento. URL: https://siat.provincia.tn.it/geonetwork/srv/ita/catalog.search#/home . Rappresenta le specie forestali e la loro distribuzione all'interno della provincia di Trento; aggiornata al 2024.
Indice di area fogliare (LAI)	Raster	Fonte: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) - MOD15A2H Versione 6.1. URL: https://www.earthdata.nasa.gov/data/catalog/lpcloud-mod15a2h-061 . Mappa dal passo temporale composito di 8 giorni. Il set di dati rappresenta l'area fogliare totale per unità di suolo. U.M.: m^2/m^2 .
Temperatura superficiale terrestre	Raster	Fonte: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) - MOD15A2H Versione 6.1. URL: https://www.earthdata.nasa.gov/data/catalog/lpcloud-mod15a2h-061 . Mappa dal passo temporale composito di 8 giorni per il periodo 2010-2021. Questo set di dati fornisce i valori della temperatura superficiale, che nel modello sono stati utilizzati per calcolare i valori della temperatura fogliare. La mappa della temperatura giornaliera è stata ottenuta come media delle temperature nell'intervallo 9.00-16.00.

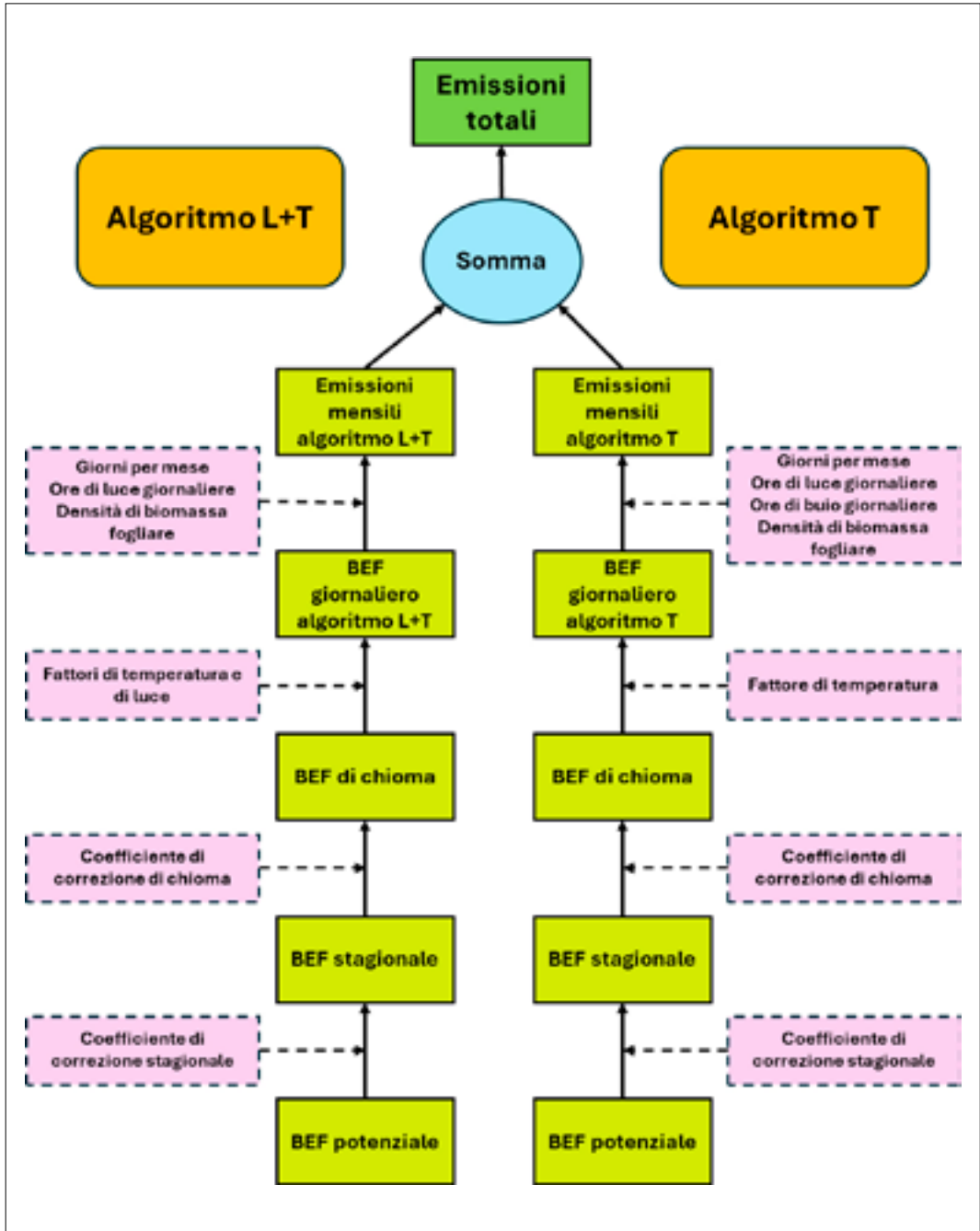


Figura 1 – Flusso di lavoro generale del modello.

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

Dopo la riclassificazione, queste tre mappe sono state convertite in mappe raster con risoluzione 40x40m.

In sintesi, partendo dalle emissioni potenziali (valori di BEF) sono state apportate delle calibrazioni legate alla stagionalità e alla presenza di foglie/aghi; inoltre, in funzione dell’algoritmo applicato (L+T o T) si è giunti alla quantificazione delle emissioni giornaliere con l’introduzione di coefficienti di luce e/o temperatura. Infine, l’applicazione delle equazioni 2 e 3 e la relativa sommatoria (equazione 1) hanno permesso di determinare la produzione mensile e annua di BVOC.

Il flusso di lavoro completo e le operazioni eseguite sono elencati in figura 1. Per un approfondimento sui dettagli metodologici, si veda MARTINI (2025).

Risultati e discussione

3.1 Emissioni di BVOC

Considerando le emissioni di isoprenoidi, il composto più abbondante è l’isoprene, segui-

to dai monoterpeni legati all’attività fotosintetica, principalmente sabinene, α -pinene e β -pinene (tabella 2).

I risultati confermano come le emissioni di BVOC dipendano fortemente dalle variazioni stagionali, aumentando durante il periodo primaverile ed estivo. Il picco di emissioni si verifica durante l’estate, con la maggior produttività in luglio e agosto, mesi che contribuiscono per quasi il 60% alle emissioni annuali totali (rispettivamente con il 30% e il 29%). Inoltre, l’inizio dell’estate e l’inizio dell’autunno contribuiscono moderatamente, con giugno (16%) e settembre (14%), che insieme ai mesi estivi rappresentano oltre l’80% delle emissioni annuali totali. I restanti mesi insieme contribuiscono per circa l’11%.

Tale variabilità stagionale è ben nota e già documentata in studi precedenti (CICCIOLI *et al.*, 2003; PACHECO *et al.*, 2014). Secondo questi studi, le emissioni di isoprenoidi iniziano con lo sviluppo delle nuove foglie e aumentano fino a raggiungere il picco nel periodo estivo. Poiché la produzione di BVOC è legata alla fotosintesi, con l’inizio della caduta delle foglie – generalmente da settembre/ottobre –

Tabella 2 – Totale emissione per BVOC e mese dell’anno (U.M.: kg)

Mese	Limonene	1,8-Cineol	a-Pinene	b-Pinene	Camphene	Linalool	Myrcene	Sabinene	tr-b-Ocimene	Isoprene
Gen	11050	66	37763	12903	5347	2706	11032	24697	5696	9089
Feb	9420	69	24622	10591	4959	2847	10717	25235	5830	7178
Mar	18210	138	61196	23993	9379	5243	20153	45642	14805	1,56E+05
Apr	23697	240	68018	29978	11804	6506	24352	57589	20086	136187
Mag	67580	997	172915	77819	31897	20408	63883	183575	73185	4,06E+05
Giu	147616	5040	5,66E+05	226237	68353	34074	123711	411480	166470	3,26E+06
Lug	200678	10161	9,13E+05	332672	89690	45620	166577	608165	270886	6,77E+06
Ago	165429	6011	8,47E+05	274408	71829	43575	142124	436494	273590	6,64E+06
Set	96462	1956	4,47E+05	147286	43173	26032	86775	239398	131365	2,97E+06
Ott	33520	279	1,29E+05	44527	15566	8535	32671	72237	34077	5,81E+05
Nov	5067	43	15410	5481	3168	1718	6320	13947	7005	61036
Dic	22038	187	49975	22805	11400	7482	25302	66301	14540	8457

accompagnato dalla diminuzione delle ore di luce e delle temperature, anche le emissioni di BVOC si riducono (FARES *et al.*, 2009).

Per questo, è opportuno considerare come le emissioni di BVOC non siano correlate solo alla presenza dell'apparato fogliare. Le conifere sempreverdi, come *Abies alba* e *Pinus sylvestris*, riducono le loro emissioni durante i periodi freddi, a volte interrompendosi completamente.

Rispetto agli output ottenuti da PACHECO *et al.* (2014), i risultati di questo studio indicano livelli di emissione superiori di circa dieci volte. Ciò può essere dovuto alla variabilità dei dati di input e alle limitazioni illustrate nel paragrafo 3.3. Tuttavia, le distribuzioni spaziali si allineano bene con le condizioni ecologiche e ambientali dell'area di studio, e le proporzioni relative delle emissioni sono simili a quelle riportate da PACHECO *et al.* (2014). Inoltre, in letteratura è stata spesso evidenziata una forte variabilità di risultati applicando differenti modelli per la stima dei BVOC. CICCIOI *et al.* (2023), confrontando i risultati del *Plant Specific Emission Model* (PSEM) e del *Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature* (MEGAN v.2) per un caso di studio (Campania, Italia), evidenziano differenze significative sia nell'entità che nella distribuzione spaziale dei risultati, con il modello MEGAN che sembra stimare emissioni di isoprene di un ordine di grandezza superiore alla valutazione prodotta dal PSEM e quest'ultimo che quantifica emissioni di monoterpeni e sesquiterpeni più elevate rispetto al MEGAN (CICCIOI *et al.*, 2023).

Analogamente a PACHECO *et al.* (2014), i risultati della presente applicazione confermano che le specie maggiormente responsabile delle emissioni sono quelle ripariali (*Alnus* spp in primis e *Populus nigra*), che ne rappresentano il 51%, principalmente grazie all'isoprene. Seguono *Larix decidua* con un contributo del 13% e *Pinus sylvestris* con un contributo del 12%. Il querceto misto emette il 9% dei BVOC valore che, rispetto ai risultati di PACHECO *et al.* (2014), appare piuttosto

basso. Altri contributi significativi includono *Picea abies* (4%), *Pinus cembra* (3%) e *Fraxinus excelsior* (3%).

Analisi dei singoli composti emessi

Di seguito viene esaminata la distribuzione dei diversi BVOC. Per ciascun composto è stata condotta una breve analisi considerando le principali specie responsabili della sua produzione. I composti sono ordinati in modo decrescente, dal più prodotto al meno prodotto.

Isoprene

Tra tutti i composti, l'isoprene è quello maggiormente emesso. Tuttavia, non molte specie sono responsabili della sua emissione e meno della metà del territorio forestale è coperto da vegetazione produttrice di isoprene. Ciononostante, quando si verificano emissioni, queste sono eccezionalmente elevate. L'isoprene rappresenta il 68% delle emissioni totali di BVOC nella provincia di Trento.

Sebbene diverse querce siano responsabili delle sue emissioni, solo alcune di esse sono presenti in modo costante nella provincia di Trento. Si tratta di *Quercus petraea* e *Quercus robur*.

Populus nigra e *Alnus* ssp. sono i principali emettitori di isoprene. *Abies alba* e *Picea abies* ne emettono invece una quantità molto limitata.

α -pinene

L' α -pinene è il secondo composto più prodotto nella provincia, rappresentando l'11% delle emissioni totali. Molti tipi di foresta contribuiscono alla sua produzione e le sue emissioni sono diffuse in tutta la regione. Le due specie principalmente responsabili della produzione di α -pinene sono *Quercus ilex* e *Populus nigra*.

Anche *Larix decidua*, *Pinus sylvestris* e *Picea abies* contribuiscono in modo significativo, sebbene presentino fattori di BEF inferiori per questo composto.

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

Sabinene

Il sabinene è un altro composto con emissioni diffuse in tutta la provincia. Quasi tutta l'area è caratterizzata da emissioni di sabinene. Diverse specie sono responsabili delle sue emissioni, ma le più rappresentative sono *Larix decidua*, *Pinus sylvestris* e *Fagus sylvatica*. Le emissioni di sabinene rappresentano il 7% delle emissioni totali nell'area.

β -pinene

In provincia di Trento, il β -pinene rappresenta il 4% delle emissioni totali. Sebbene quasi tutte le specie della provincia lo emetta-

no, viene rilasciato in piccole quantità. Le specie che lo emettono maggiormente sono *Pinus cembra* e *Pinus sylvestris*. Anche molte altre conifere contribuiscono alle sue emissioni.

tr- β -ocimene

È uno dei BVOC con la minore distribuzione nel territorio. Ciononostante, è il quinto composto più prodotto, rappresentando il 3% delle emissioni totali. Tra le specie selezionate per lo studio, solo *Carpinus betulus*, *Castanea sativa* e *Fraxinus excelsior* emettono il composto. Tra questi, il principale emettitore di *tr*- β -ocimene è *Carpinus betulus*.

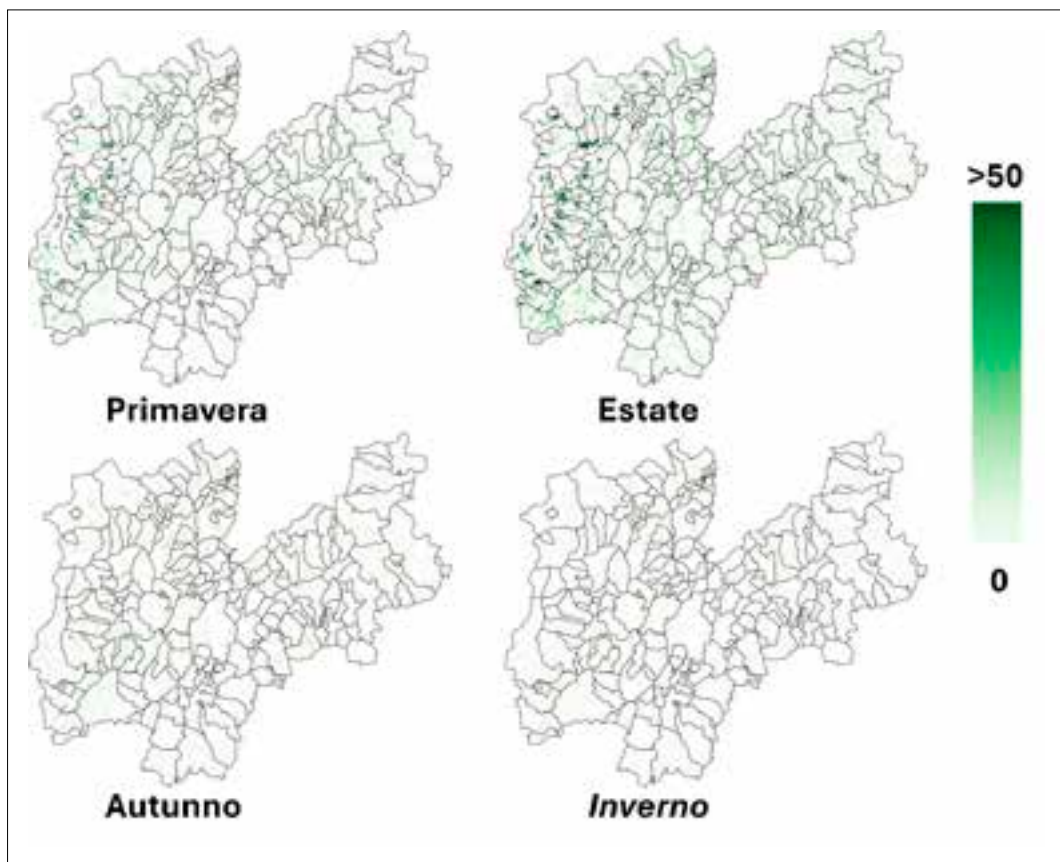


Figura 3 – Localizzazione delle emissioni di BVOC per stagione (U.M.: kg/pixel; risoluzione mappe 40x40m).

Limone

Il limonene rappresenta il 3% delle emissioni totali. Quasi tutte le specie arboree lo emettono, ma le emissioni sono basse. Le uniche specie che non emettono limonene sono *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior* e le querce caducifoglie.

Mircene

Il mircene segue un andamento simile al limonene. Sebbene molte specie lo emettano, le emissioni sono generalmente basse per tutti i tipi di foresta. L'emissione totale di mircene rappresenta il 2% del totale. Tra le specie che lo emettono, la più produttiva è *Pinus sylvestris*.

Canfene

Il canfene rappresenta solo l'1% delle emissioni totali, nonostante sia prodotto in un'ampia parte della provincia. Le principali specie che emettono canfene sono *Quercus ilex* e *Abies alba*.

Linalolo

Il linalolo rappresenta solo l'1% delle emissioni totali. La sua distribuzione è limitata e solo poche specie sono responsabili delle sue emissioni. Tra queste, *Carpinus betulus* è l'emettitore più significativo.

1,8-cineolo

L'1,8-cineolo è il composto meno emesso, contribuendo a meno dell'1% delle produzioni totali. Viene prodotto solo da poche specie (*Castanea sativa* e *Fagus sylvatica*) e in piccole quantità.

Emissioni totali

Secondo i risultati, le aree con le emissioni più elevate sono dominate da alcune specie ripariali e querce miste. Le tipologie forestali con la più alta diversità di BVOC sono quelle a dominanza di *Larix decidua* e *Pinus sylvestris*, seguite da *Picea abies* e *Pinus cembra*. Considerando la presenza di tutte le specie che emettono BVOC nella provincia di Trento e le differenziazioni stagionali, sono state cre-

ate quattro mappe per identificare le aree più idonee per la presenza di tali composti volatili (figura 3).

Potenzialità di applicazione e limiti del modello

La mappatura delle emissioni di BVOC in provincia di Trento pone le basi per una verifica delle aree e dei periodi nel corso dell'anno che potenzialmente possono essere idonei all'effettuazione di attività di FB/FT. Ovviamente la completa applicabilità dei risultati dell'analisi spaziale deve necessariamente tenere in considerazione tutta una serie di variabili di altra natura. Aspetti logistici, infrastrutturali, normativi, geomorfologici, di rischio e legati alla presenza di ulteriori elementi naturali/artificiali dal possibile impatto positivo o negativo sull'impiego di aree forestali per il miglioramento del benessere individuale dovrebbero essere inclusi nella valutazione. Inoltre, la ricerca medica e specialistica dovrebbe indagare con maggior dettaglio la relazione esposizione-effetto connessa alle diverse tipologie di BVOC; questo al fine di garantire sessioni di FB/FT mirate per gruppi di utenti o pazienti con particolari esigenze e/o per target di benefici psico-fisici.

Le principali limitazioni del modello sono legate al calcolo dei BEF. Alcuni valori di BEF specie-specifici non sono disponibili in letteratura e, quando lo sono, possono variare a causa di diversi fattori, rendendone difficile il calcolo accurato. Per questo motivo, le specie sono state classificate in diverse categorie in base ai dati disponibili.

Le emissioni di monoterpeni dipendono sia dalla temperatura che dai meccanismi luminosi, rendendole soggette a molteplici fattori di influenza. Per questo motivo, l'emissione può variare significativamente al variare della latitudine, del clima, delle caratteristiche del suolo e di altre condizioni ambientali. Ulteriori fattori dovrebbero essere considerati per ottenere risultati più accurati. Ad esempio, ove possibile, la raccolta di dati sul campo potrebbe aumentare l'accuratezza dei risultati. Gli strumenti lidar

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

potrebbero migliorare significativamente la misurazione di questi valori in modo diretto e con maggiore precisione. Inoltre è importante notare che alcune mappe utilizzate in questo studio, come quelle legate a parametri climatici, potrebbero essere influenzate dalla magnitudo e dalla rapidità degli effetti legati al *climate change*. Infine, alcune variabili come il *Leaf Area Index* sono spesso registrate ad intervalli di tempo non regolari. La possibilità di accesso a dati geografici più completi e verificati in campo potrebbe migliorare l'accuratezza del modello finale e la qualità del risultato.

Conclusioni

Questo studio mira a quantificare le emissioni di BVOC per specie arborea nella provincia di Trento e ad analizzarne la distribuzione spaziale. La quantificazione delle emissioni di BVOC è fondamentale per definire la gestione forestale, in particolare quella orientata alla terapia forestale. La quantificazione delle emissioni di BVOC può essere complessa a causa della variabilità degli ecosistemi e della necessità di considerare diverse specie e parametri. La modellizzazione delle emissioni totali delle aree forestali presenta ancora margini di incertezza, poiché influenzata da fattori come latitudine, clima e tipo di suolo. Sia le specie decidue che quelle sempreverdi emettono BVOC tuttavia, in generale, i BVOC sono emessi principalmente dalle specie decidue. Le loro emissioni sono strettamente legate all'attività fotosintetica, pertanto la produzione di BVOC nella provincia di Trento è maggiore in estate e all'inizio dell'autunno, e diminuisce in inverno e all'inizio della primavera. Inoltre, solitamente, le specie che emettono isoprene non emettono mono- o sesquiterpeni. Un'eccezione è l'abete rosso (*Picea abies*), che emette isoprene insieme a β -pinene, α -pinene e limonene. Le specie responsabili delle emissioni a più ampia scala sono il larice (*Larix decidua*) e il pino silvestre (*Pinus sylvestris*), seguiti dall'abete rosso (*Picea abies*) e dal pino cembro (*Pinus cembra*).

Tra i BVOC studiati, i più abbondanti nell'area sono isoprene, α -pinene e sabine. L'isoprene rappresenta circa il 50% delle emissioni totali. In provincia di Trento molte specie contribuiscono alle emissioni, evidenziando l'importanza di mantenere ecosistemi forestali diversificati altresì per ottenere un profilo di emissioni più eterogeneo. Anche le specie a bassa emissione di BVOC possono creare differenze ecologiche e rispondere a diversi input ambientali: pertanto, in un contesto di terapia forestale, le foreste con una più alta diversità di specie sono preferibili visto che una maggior variabilità di BVOC può aumentare i benefici terapeutici.

Gli sforzi futuri nella mappatura e nella manutenzione dei percorsi di terapia forestale dovrebbero quindi tenere in considerazione questi aspetti.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato sviluppato nell'ambito del progetto PRIN 2022EW9WAM “The role of forests for wellbeing improvement: advances from psychophysiological analysis and technologies” (FOR.WELL) (www.for-well.it), CUP B53D23017560006, finanziato dall'Unione Europea con fondi NextGenerationEU M4 C2.1.1.

BIBLIOGRAFIA

BRAVO-OVIEDO A., PRETZSCH H., AMMER C., ANDENMATTEN E., BARBATI A., BARREIRO S., BRANG P., BRAVO F., COLL L., CORONA P., DEN OUDEN J., DUCEY M. J., FORRESTER D. I., GIERGICZNY M., JACOBSEN J. B., LESINSKI J., LÖF M., MASON W. L., MATOVIC B., METSLAND M., MORNEAU F., MOTIEJUNAITE J., O'REILLY C., PACH M., PONETTE Q., DEL RIO M., SHORT I., SKOVSGAARD J. P., SOLIÑO M., SPATHELF P., STERBA H., STOJANOVIC D., STRELCOVA K., SVOBODA M., VERHEYEN K., VON LÜPKE N., e ZLATANOV, T., 2014 – *European Mixed Forests: definition and research perspectives*. Forest Systems, 23(3): 518-533.

- BOURTSOUKIDIS E., BEHRENDT T., YAÑEZ-SERRANO A.M., HELLÉN H., DIAMANTOPOULOS E., CATÃO E., ASHWORTH K., POZZER A., QUESADA C.A., MARTINS D.L., ARAUJO M.S.A., BRITO J., ARTAXO P., KESSELMEIER J., LELIEVELD J., e WILLIAMS J., 2018 – *Strong Sesquiterpene Emissions from Amazonian Soils*. *Nature Communication*, 9: 2226.
- CHIABAI A., TRAVISI C.M., MARKANDYA, A., DING H., e NUNES P. A. L. D., 2011 – *Economic Assessment of Forest Ecosystem Services Losses: Cost of Policy Inaction*. *Environmental and Resource Economics*, 50: 405-445.
- CHO K.S., LIM Y.R., LEE K., LEE J., LEE J.H., e LEE I.S., 2017 – *Terpenes from Forests and Human Health*. *Toxicology Research*, 33: 97-106.
- CICCIOLI P., BRANCALEONI E., FRATTONI M., MARTA S., BRACHETTI A., VITULLO M., TIRONE G., e VALENTIN R., 2003 – *Relaxed eddy accumulation, a new technique for measuring emission and deposition fluxes of volatile organic compounds by capillary gas chromatography and mass spectrometry*. *Journal of Chromatography A*, 985(1-2): 283-296.
- CICCIOLI P., FINARDI S., PEPE N., CICCIOLI P., RAPPARINI F., NERI L., FARES S., BRILLI F., MIRCEA M., MAGLIULO E., e BARALDI R., 2023 – *The potential impact of biogenic volatile organic compounds (BVOCs) from terrestrial vegetation on a Mediterranean area using two different emission models*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 328: 109255.
- DE ALVARENSA J. F. R., GENARO B., COSTA B. L., PURGATO E., MANACH C., e FIAMONCINI J., 2021 – *Monoterpenes: current knowledge on food source, metabolism, and health effects*. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 63(10): 1352-1389.
- DODEV Y., ZHIYANSKI M., GLUSHKOVA M., SHIN W. S., 2020 – *Forest welfare services – the missing link between forest policy and management in the EU*. *Forest Policy and Economics*, 118: 102249.
- DONELLI D., MENEGUZZO F., ANTONELLI M., ARDISSINO D., NICCOLI G., GRONCHI G., BARALDI R., NERI L., e ZABINI F., 2023 – *Effects of Plant-Emitted Monoterpenes on Anxiety Symptoms: A Propensity-Matched Observational Cohort Study*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20: 2773.
- DUAN X., CHANG M., WU G., SITU S., ZHU S., ZHANG Q., HUANGFU Y., WANG W., CHEN W., YUAN B., e WANG X., 2024 – *Estimation of biogenic volatile organic compound (BVOC) emissions in forest ecosystems using drone-based lidar, photogrammetry, and image recognition technologies*. *Atmospheric Measurement Techniques*, 17: 4065-4079.
- FARES S., MEREU S., SCARASCIA MUGNOZZA G., VITALE M., MANES F., FRATTONI M., CICCIOLI P., GEROSA G., e LORETO F., 2009 – *The ACCENT-VOCBAS field campaign on biosphere-atmosphere interactions in a Mediterranean ecosystem of Castelporziano (Rome): site characteristics, climatic and meteorological conditions, and eco-physiology of vegetation*. *Biogeosciences*, 6: 1043-1058.
- GUENTHER A.B., ZIMMERMAN P.R., HARLEY P.C., MONSON R.K. e FALL R., 1993 – *Isoprene and monoterpene emission rate variability: model evaluations and sensitivity analyses*. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 98(D7): 12609-12617.
- GUENTHER A., HEWITT C.N., ERICKSON D., FALL R., GERON C., GRAEDEL T., HARLEY P., KLINGER L., LERDAU M., MCKAY W.A. e PIERCE T., 1995 – *A global model of natural volatile organic compound emissions*. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 100(D5): 8873-8892.
- HARTLEY A., MACBEAN N., GEORGIEVSKI G., e BONTEMPS S., 2017 – *Uncertainty in plant functional type distributions and its impact on land surface models*. *Remote Sensing of Environment*, 203: 71-89.
- HE Y., QIN L., LI Z., LIANG X., SHAO M., e TAN L., 2013 – *Carbon storage capacity of monoculture and mixed-species plantations in subtropical China*. *Forest Ecology and Management*, 295: 193-198.
- IKEI H., SONG C., MIYAZAKI Y., 2017 – *Physiological effects of touching coated wood*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14: 773.
- LI Q., KOBAYASHI M., KUMEDA S., OCHIAI T., MIURA T., KAGAWA T., IMAI M., WANG Z., OTSUKA T., e KAWADA T., 2016 – *Effects of Forest Bathing on Cardiovascular and Metabolic Parameters in Middle-Aged Males*. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine*, 2016: 1-7.
- LI Q., 2019 – *Effect of forest bathing (shinrin-yoku) on human health: A review of the literature*. *Sante Publique (Paris)*, 31: 135-143.
- LI X., RAMOS AGUILA L.C., WU D., LIE Z., XU W., TANG X., LIU J., 2023 – *Carbon sequestration and storage capacity of Chinese fir at different stand ages*. *Science of the Total Environment*, 904: 166962.
- MARTINI G., 2025 – *A GIS-based approach to quantifying biogenic volatile organic compounds (BVOC) emissions in Trento's province for forest therapy*. *Tesi di Laurea Magistrale in Scienze e tecnologie dei sistemi forestali*, Scuola di Agraria, Università degli Studi di Firenze, <https://sol.unifi.it/tesi/consultazione>.
- MEA, 2005 – *Ecosystems and human well-being Synthesis; a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press, <http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0666/2005010265-d.html>.
- MENEGUZZO F., ALBANESE L., BARTOLINI G., e ZABINI F., 2019 – *Temporal and Spatial Variability of Volatile Organic Compounds in the Forest Atmosphere*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16: 4915.
- MENEGUZZO F., e ZABINI F., (A CURA DI), 2022 – *Terapia Forestale 2*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Cnr Edizioni, ISBN 978 88 8080 499 4 (electronic edition).
- NIINEMETS Ü., e MONSON R.K., 2013 – *Biology, Controls and Models of Tree Volatile Organic Compound Emissions*. Springer Science & Business Media, ISBN 9789400766068.

ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”

OCHIAI H., IKEI H., SONG C., KOBAYASHI M., TAKAMATSU A., MIURA T., KAGAWA T., LI Q., KUMEDA S., IMAI M., e MIYAZAKI Y., 2015 – *Physiological and psychological effects of forest therapy on middle-aged males with high-normal blood pressure*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 12: 2532-2542.

OFITI N.O.E., ZOZZO C.U., SOONG J.L., SOLLY E.F., TORN M.S., WIESENBERG G.L., e SCHMIDT M.W., 2014 – *Warming promotes loss of subsoil carbon through accelerated degradation of plant-derived organic matter*. Soil Biology and Biochemistry, 156: 108185.

PACHECO C. K., FARES S., e CICCIOLO P., 2014 – *A highly spatially resolved GIS-based model to assess the isoprenoid emissions from key Italian ecosystems*. Atmospheric Environment, 96: 50-60.

SEIDL R., THOM D., KAUTZ M., MARTIN-BENITO D., PELTONIEMI M., VACCHIANO G., WILD J., ASCOLI D., PETR M., HONKANENIEMI J. e LEXER M.J., 2017 – *Forest disturbances under climate change*. Nature climate change, 7(6): 395-402.

SHARIFI-RAD J., SUREDA A., TENORE G.C., DAGLIA M., SHARIFI-RAD M., VALUSSI M., TUNDIS R., SHARIFI-RAD M., LOIZZO M.R., ADEMILUYI A.O., SHARIFI-RAD R., AYATOLLAHI S.A., e IIRITI M., 2017 – *Biological Activities of Essential Oils: From Plant Chemoecology to Traditional Healing Systems*. Molecules, 22: 70.

TONG X., BRANDT M., YUE Y., CIAIS P., RUDBECK JEPSEN M., PENUELAS J., WIGNERON J.P., XIAO X., SONG X.P., HORION S., RASMUSSEN K., SAATCHI S., FAN L., WANG K., ZHANG B., CHEN Z., WANG Y., LI X., e FENSHOLT R., 2020 – *Forest management in southern China generates short term extensive carbon sequestration*. Nature Communications, 11: 129.

TSAO T.M., TSAI M.J., HWANG J.S., CHENG W.F., WU C.F., CHOU C.C.K., e SU T.C., 2018 – *Health effects of a forest environment on natural killer cells in humans: An observational pilot study*. Oncotarget, 9: 16501-16511.

TWOHIG-BENNETT C., e JONES A., 2018 – *The health benefits of the great outdoors: A systematic review and meta-analysis of greenspace exposure and health outcomes*. Environmental Research, 166: 628-637.

TYUKAVINA A., BACCINI A., HANSEN M.C., POTAPOV P.V., STEHMAN S.V., HOUGHTON R.A., KRYLOV A.M., TURUBANOVA S., e GOETZ S.J., 2015 – *Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012*. Environmental Research Letters, 10: 074002.

SIMON V., LUCHETTA L., e TORRES L., 2001 – *Estimating the emission of volatile organic compounds (VOC) from the French forest ecosystem*. Atmospheric Environment, 35(1): S115-S126.

WANG H., WU Q., GUENTHER A.B., YANG X., WANG L., XIAO T., LI J., FENG J., XU Q., e CHENG H., 2021 – *A long-term estimation of biogenic volatile organic compound (BVOC) emission in China from 2001-2016: the roles of land cover change and climate variability*. Atmospheric Chemistry and Physics, 21: 4825-4848.

WATSON J.E.M., EVANS T., VENTER O., WILLIAMS B., TULLOCH A., STEWART C., THOMPSON I., RAY J.C., MURRAY K., SALAZAR A., McALPINE C., POTAPOV P., WALSTON J., ROBINSON J.G., PAINTER M., WILKIE D., FILARDI C., LAURANCE W.F., HOUGHTON R.A., MAXWELL S., GRANTHAM H., SAMPER C., WANG S., LAESTADIUS L., RUNTING R.K., SILVA-CHÁVEZ G.A., ERVIN J., e LINDENMAYER D., 2018 – *The exceptional value of intact forest ecosystems*. Nature Ecology and Evolution, 2(4): 599-610.

ZEMANKOVA K., e JOSEF BRECHLER, 2010 – *Emissions of biogenic VOC from forest ecosystems in central Europe: Estimation and comparison with anthropogenic emission inventory*. Environmental Pollution, 158(2) : 462-469.

ZHOU F., e PICHERSKY E., 2020 – *More is better: the diversity of terpene metabolism in plants*. Current Opinion in Plant Biology, 55: 1-10.

Guido Martini

Sandro Sacchelli

E-mail: sandro.sacchelli@unifi.it

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agrarie,
Alimentari, Ambientali e Forestali
Università degli Studi di Firenze
Piazzale delle Cascine, 18 – 50144 Firenze

PAROLE CHIAVE: servizi forestali culturali, idoneità spaziale, benessere psico-fisico

RIASSUNTO

Tra i servizi ecosistemici forestali culturali, la foresta terapia sta acquisendo sempre più importanza anche a seguito delle numerose ricerche che hanno caratterizzato e quantificato i benefici psico-fisici derivanti dalla frequentazione di popolamenti boscati. In quest'ottica i composti organici volatili biogenici (o *Biogenic Volatile Organic Compounds* – BVOC) emessi dalle piante per diverse funzioni ecologiche, forniscono numerosi benefici anche per la salute umana. La quantificazione e la localizzazione dei BVOC possono quindi risultare di interesse per valutazioni propedeutiche all'analisi di idoneità di aree forestali per attività di *forest bathing* e *forest therapy*. La modellizzazione delle emissioni dei BVOC risulta però complessa data la numerosità di variabili che interagiscono tra di loro. Con queste premesse, il presente lavoro ha avuto l'obiettivo di implementare un modello GIS (Geographic Information System) calibrato sulla provincia di Trento per la quantificazione, con dettaglio mensile, dei BVOC. I risultati evidenziano, dal punto di vista spaziale e temporale, l'importanza delle diverse specie forestali sul territorio trentino in termini di produzione di BVOC permettendo di porre le basi per una pianificazione mirata alla diversificazione dell'offerta di servizi forestali e alla valorizzazione di aree montane interne e marginali.

KEY WORDS: cultural forest services, spatial suitability, psycho-physical well-being

ABSTRACT

Among the cultural forest ecosystem services, forest therapy is becoming increasingly important, also as a result of the numerous researches that have characterized and quantified the psycho-physical benefits deriving from the frequentation of forest areas. In this perspective, Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by plants for different ecological functions, provide numerous benefits also for human health. The quantification and localization of BVOC can therefore be of interest for preliminary assessments for the analysis of the suitability of forest areas for forest bathing and forest therapy activities. However, the modelling of BVOC emissions is complex given the number of variables that interact each other. With these premises, the present work aimed to implement a GIS (Geographic Information System) model calibrated on the province of Trento for the quantification, with monthly detail, of BVOC. The results highlight, from spatial and temporal point of view, the importance of the different forest species in the Trentino area in terms of BVOC production, allowing to lay the foundations for a planning focused at diversifying the offer of forestry services and at valorising internal and marginal mountain areas.

MASSIMILIANO CORRÀ

Forest Bathing: la via del benessere nella natura e il ruolo fondamentale delle guide

Il *Forest Bathing*, o *shinrin-yoku*, è più di una semplice passeggiata nel bosco. Nata in Giappone negli anni '80, questa pratica si è affermata in tutto il mondo come un metodo scientificamente provato per migliorare la salute e il benessere. Si tratta di un'immersione consapevole nella natura, che invita a risvegliare i sensi, a rallentare il ritmo frenetico della vita quotidiana e a riconnettersi con l'ambiente naturale in modo profondo e rigenerante.

Mentre l'amore per la natura è il punto di partenza, per accompagnare gli altri in questa esperienza in modo sicuro ed efficace è essenziale un percorso professionale ben strutturato. Questo articolo esplora la pratica del Forest Bathing, sottolineando l'importanza di una formazione adeguata per diventare una guida qualificata.

Che cos'è il *Forest Bathing*?

Il *Forest Bathing* non è un'escursione sportiva, ma una pratica di connessione. L'obiettivo è passare da una modalità di “fare” a una di “essere”, lasciandosi guidare dal paesaggio. Gli effetti benefici sono tangibili e misurabili:

- riduzione dello stress: la pratica abbassa i livelli di cortisolo;

- miglioramento del sistema immunitario: aumenta l'attività delle cellule *Natural Killer* (NK);
- miglioramento dell'umore e della concentrazione;
- riconnessione con sé stessi e con la natura: un'esperienza che nutre il corpo e lo spirito.

Tutto ciò è possibile grazie a una serie di pratiche guidate, pensate per stimolare tutti i sensi e invitare a un'osservazione profonda dell'ambiente circostante.

Il ruolo cruciale della guida professionale

Accompagnare le persone in un'esperienza di *shinrin-yoku* richiede competenze specifiche che vanno oltre la conoscenza dei sentieri. Una guida qualificata sa come creare uno spazio sicuro e inclusivo, dove ogni partecipante può sentirsi a proprio agio e favorire un contatto autentico con la natura.

Per questo, la formazione non è un optional, ma un elemento fondamentale per garantire professionalità e sicurezza. In un panorama in continua espansione, la scelta di un percorso formativo serio fa la differenza tra un semplice “accompagnatore” e un vero e proprio professionista del Benessere Forestale.

Percorsi formativi per diventare guida di *Forest Bathing*

Il crescente interesse per il Forest Bathing ha portato allo sviluppo di numerosi programmi formativi, sia in Italia che all'estero. Un buon percorso formativo include una combinazione di teoria e pratica, fornendo le basi scientifiche e le competenze pratiche necessarie per la professione.

I programmi si concentrano su:

- fondamenti scientifici: ecopsicologia, benefici fisiologici e neuroscienze legate all'esposizione alla natura.
- tecniche di facilitazione: come condurre sessioni guidate, proporre inviti sensoriali e gestire le dinamiche di gruppo.
- esperienza pratica: sessioni sul campo per imparare a muoversi e a guidare in diversi ambienti naturali.
- etica e sicurezza: norme di comportamento, gestione dei rischi e primo soccorso.

In Italia, l'offerta formativa è diversificata, con diverse associazioni e scuole che propongono corsi con approcci differenti. È importante informarsi sui vari percorsi per scegliere quello più adatto alle proprie esigenze.

È importante notare che, sebbene non esista un albo professionale unico e riconosciuto a livello statale, molti percorsi offrono certificazioni e la possibilità di iscriversi a registri associativi, garantendo una certa professionalità e visibilità.

In Italia, il panorama formativo è variegato e gestito da diverse organizzazioni, ciascuna con un proprio approccio e un proprio registro professionale. Non esiste un albo professionale unico riconosciuto a livello statale, ma le certificazioni ottenute sono spesso riconosciute dalle rispettive associazioni di appartenenza e possono offrire visibilità e credibilità.

- CSEN (Centro Sportivo Educativo Nazionale): il settore nazionale *Forest Bathing* CSEN (settore Benessere Forestale) offre percorsi che rilasciano diplomi nazionali come "Istruttore *Forest Bathing*" e "Guida Benessere Forestale". Questi corsi sono spesso strutturati in una parte online e una in presenza e permettono l'iscrizione all'albo nazionale CSEN dei tecnici sportivi e nei percorsi più avanzati nei registri regionali delle Discipline Bio-Naturali.
- *Forest Therapy Hub* (FTHub): LFTHub è un'organizzazione internazionale con una forte presenza in Italia. Offre corsi di di-



ATTI DEL WORKSHOP “BENESSERE IN FORESTA”



versi livelli, dal “Guida di *Forest Bathing* Certificato” al “Professionista di *Forest Therapy* Certificato”, con un mix di formazione online e sessioni pratiche in natura. La loro certificazione ha un riconoscimento internazionale.

- Scuola di Medicina Forestale (A.I.Me.F.): L'Associazione Italiana di Medicina Forestale propone percorsi formativi basati sull'approccio scientifico, con particolare attenzione agli effetti fisiologici e psicologici delle terapie forestali. I loro corsi sono rivolti a un pubblico diversificato, inclusi medici, agronomi e naturalisti, e offrono la qualifica di “Promotore *Forest Bathing*” o “Facilitatore *Forest Therapy*”.
- Teffit (Terapie Forestali Foreste Italiane): Teffit offre diversi percorsi formativi, tra cui “Conduttore di Immersioni in Foresta” e “Corso Alta Formazione” per professionisti come psicologi e medici. I loro programmi combinano lezioni teoriche, anche online, con sessioni pratiche di immersione in foresta, con un'attenzione particolare all'approccio scientifico e all'integrazione con altre discipline.

La professionalità al servizio del benessere

Scegliere di formarsi seriamente come guida di *Forest Bathing* è un atto di responsabilità. Una formazione solida garantisce:

- credibilità professionale: chi partecipa a un'esperienza di *Forest Bathing* si affida a un esperto per sentirsi al sicuro e ben accompagnato;
- rispetto per l'ambiente: una guida formata promuove pratiche sostenibili e non invasive, proteggendo la natura che è al centro dell'esperienza;
- profondità dell'esperienza: la guida sa facilitare un processo trasformativo, non una semplice passeggiata. Questo richiede sensibilità, presenza e una preparazione completa.

La formazione continua è un impegno costante verso il proprio ruolo e verso le persone e i luoghi con cui si lavora. Solo grazie a guide preparate e consapevoli, il *Forest Bathing* può esprimere il suo pieno potenziale come strumento autentico di rigenerazione personale e collettiva.

Le caratteristiche dei luoghi

Non tutti i boschi sono uguali per il *Forest Bathing*. Sebbene ogni ambiente naturale possa offrire benefici, alcuni presentano caratteristiche che li rendono particolarmente adatti a questa pratica, massimizzando gli effetti terapeutici.

Caratteristiche del bosco ideale

- Presenza di fitoncidi: i benefici del *Forest Bathing* sono in gran parte legati ai fitoncidi, sostanze volatili prodotte dagli alberi per difendersi. I boschi di conifere come abeti, pini e larici, ma anche le faggete, sono particolarmente ricchi di queste molecole che, se inalate, hanno effetti benefici sul sistema immunitario, riducendo lo stress e l'ansia.
- Biodiversità: un bosco ricco di specie vegetali e animali diverse offre una maggiore varietà di stimoli sensoriali (colori, suoni, profumi), che favoriscono il rilassamento e la connessione con la natura.
- Tranquillità e assenza di inquinamento: i boschi ideali per il *Forest Bathing* sono lontani dal traffico e dai rumori della città. L'obiettivo è immergersi in un ambiente dove gli unici suoni sono quelli della natura, come il fruscio delle foglie, il canto degli uccelli o lo scorrere dell'acqua.
- Sentieri accessibili: la pratica del *Forest Bathing* non è un'escursione sportiva. I percorsi devono essere facili e poco impegnativi, permettendo di camminare lentamente e di soffermarsi in vari punti per gli esercizi di respirazione e meditazione.
- Presenza di acqua: fiumi, torrenti o ruscelli aggiungono un elemento di serenità e un suono rilassante che contribuisce all'effetto calmante.

Massimiliano Corrà

E-mail: massimiliano.corra@gmail.com

Istruttore e formatore di *Forest Bathing*

Autore del libro

"Immerso nella foresta: il *Forest Bathing*

come strumento di benessere raccontato da chi lo vive"

GIUSTINO BASSO, REMO TOMASETTI

Giancarlo Boccagni: un forestale trentino “prestato” al Piemonte

Il 16 luglio del 1989 è una bella domenica estiva, ma è anche un giorno speciale per l'ispettore forestale Giancarlo Boccagni. Sua santità Giovanni Paolo II, in visita al Santuario mariano di Oropa, poco sopra Biella, rivolge nel corso dell'Angelus, trasmesso in diretta dal Santuario sui maxischermi in piazza S. Pietro, un ringraziamento speciale a *«tutti coloro che hanno contribuito alla celebrazione odierna»*.

Non fa nomi, ma fra questi, lo sa bene Boccagni, ci sono i suoi forestali di Vercelli ai quali è stata affidata la sicurezza del Papa in quelle 48 ore fra le montagne del biellese.

«Due giorni di fuoco – ricorda – a conclusione di otto mesi di preparativi, controlli, sopralluoghi e riunioni in prefettura a Biella e in Vaticano con i servizi di sicurezza del Papa.»

È uno dei tanti ricordi che affiorano alla mente dell'anziano ispettore dei suoi quasi 40 anni passati a Vercelli, mentre ci racconta, nella casa di Riva del Garda da cui si gode una bella vista del lago, le tappe di una vita di forestale che lo hanno tenuto così a lungo lontano dal suo lago e dalla sua città dove è nato nel 1936.

A Riva del Garda frequenta le scuole elementari, le medie e il liceo classico.

Un'infanzia tranquilla, turbata però dalla guerra che lo vede sfollare giovanissimo, assieme alla sua famiglia, in valle di Ledro (il padre era originario di Molina) nella casa paterna.

I tedeschi infatti, installatisi alla colonia di Miralago, requisiscono la loro casa per assegnarla ad alcuni ufficiali della Wehrmacht.

A Molina di Ledro frequenta la terza elementare e poi, a Biacesa la quarta.

«Erano multiclassi – ricorda – ed il parroco ci faceva da maestro. Quando il tempo lo permetteva ci faceva lezione nell'orto e così, con la scusa della didattica, si finiva per coltivare il suo orto.»

Nel 1945 rientra nella casa di Riva del Garda. Di quell'avvenimento ricorda un sopralluogo, avvenuto il giorno della liberazione con lo zio, per accertarsi che la casa non fosse stata bombardata. Il sopralluogo avviene da lontano, dal monte Rocchetta sopra Riva, ma è sufficiente per vedere che la città è stata risparmiata dalle bombe, tranne la zona dell'Inviolata.

Da allora il 15 agosto per Riva diventa una data da ricordare e da celebrare in memoria della scampata distruzione.

Ritornato nella casa di Riva, frequenta le medie e poi il Liceo classico della cittadina. Di questo periodo ha un bel ricordo di due professori: il preside Alberto Piovan, un bravissimo docente universitario che si era trasferito a Riva per insegnare al classico, e al ginnasio il prof. Renzo Abis, preparatissimo e con una strana storia alle spalle. Era laureato in medicina e chirurgia, ma non se la sentiva di fare il medico. Decise allora di prendere una seconda Laurea in giurisprudenza, ma anche in quel caso non se la sentiva di esercitare la professione di avvocato. Infine scelse di laurearsi in lettere e lì trovò la sua naturale vocazione.

Dopo la maturità, siamo a metà anni cinquanta, si iscrive all'Università e sceglie Scienze forestali. In quegli anni c'era un'unica facoltà a Firenze.

“Città bellissima – ricorda – non solo sotto il profilo artistico, ma anche per la vivacità e il fermento culturale che si respirava.” Lì conosce e condivide gli studi con alcuni compagni che segneranno la storia e l’evoluzione nella gestione delle foreste in Italia: Giovanni Ippoliti, Cornelio Moresco, Alvisè Vittori, Franco Baldo, Danilo Mosna, Luciano Muzzio, De Giampietro, Giancarlo Graif, Sergio Rosati, e altri.



Cogne (Aosta) 1972. Il dottor Giancarlo Boccagni con i forestali di Biella nel Parco Nazionale Gran Paradiso, chiamati dallo stesso Direttore del Parco, ing. Framarin, come in altre occasioni, per sostituire i guardiaparco in occasione di un loro sciopero.



1998. Incontro in provincia di Vercelli degli Ispettori forestali della Regione Piemonte con la presenza del Responsabile regionale dottor Attilio Salsotto (a destra del dott. Boccagni, al centro della foto).



Oropa (Biella) luglio 1989. Visita del Papa Giovanni Paolo II al Santuario della Madonna Nera di Oropa. Nella foto il Papa saluta e ringrazia il dottor Boccagni, a cui era stata affidata dal Prefetto la sicurezza dell'intera visita papale, che ha richiesto l'impegno di ben 140 forestali. Assiste all'incontro il sindaco di Biella.



Val Sesia, 2000. Il direttivo della sezione di Vercelli/Biella di ANFOR (Associazione Nazionale Forestali) di cui il dottor Giancarlo Boccagni è stato presidente dal 1998 al 2000. Per l'occasione, oltre al presidente nazionale Pasquarella (primo da sinistra), è presente, come ospite d'onore, la sciatrice di fondo, campionessa olimpica e mondiale Stefania Belmondo del Corpo Forestale dello Stato, piemontese di Vinadio.

Tre ricordi in particolare lo legano al quel periodo: l'incontro con Giorgio La Pira, con Piero Bargellini, scrittore giornalista e sindaco di Firenze, e con padre Ernesto Balducci, scrittore ed editore.

Giorgio La Pira lo conosce alla mensa dell'Annunziata, un refettorio religioso che era diventato il centro di incontro dei trentini e frequentato anche da La Pira, che allora era ordinario di diritto romano alla Facoltà di Giurisprudenza. Ne rimane affascinato e così decide di seguire alcune delle sue lezioni, cosa non facile perché erano frequentatissime da molti studenti, anche di altre facoltà.

Con Piero Bargellini, ha invece un incontro curioso. Mandato dal suo professore di silvicoltura, in veste di relatore, ad un convegno dove si discuteva dello sviluppo forestale dei dintorni di Firenze, in particolare di Monte Morello, vede demolire dal sindaco tutti gli orientamenti intrapresi dalla sua facoltà.

«Non fu un intervento critico nei miei confronti – specifica – ma verso le nuove specie di piante a rapido accrescimento che si volevano introdurre. Infatti Bargellini propose con decisione il ritorno alle specie autoctone, in particolare ai “querchi”. Io fui al tempo onorato per l'attenzione che aveva suscitato la mia relazione, ma anche un po' deluso».

Di padre Ernesto Balducci ricorda la memorabile messa domenicale nella Chiesa di Santo Spirito, rivolta in particolare agli artisti.

Appena laureato, dopo una breve permanenza presso l'Azienda Forestale Speciale di Pragelato (Torino), il prof. Guglielmo Giordano gli offre l'opportunità di ottenere una borsa di studio con il CNR sulla tecnologia del legno, in previsione della costituzione di un centro nazionale del legno per l'Italia meridionale, a Sibari, finanziata con la Cassa del Mezzogiorno.

«Si trattava di una borsa di studio molto ricca che mi permise addirittura di acquistare una macchina, cosa assai rara all'epoca. A Piazza Armerina, il mio compito era di controllare tutti i rimboschimenti di eucalipto, pianta a rapido accrescimento. Era stata introdotta dopo l'abbandono delle solfatare per il rimboschimento di centinaia di ettari e la particolarità di questa pianta consiste nel fatto che giunge a maturità dopo soli 10/12 anni. In quel contesto dovevo anche verificare l'utilizzo dell'eucalipto per la produzione di cellulosa».

Un lavoro interessante che gli permise di girare l'Italia e anche di recarsi all'estero, ma l'assunzione tardava. A quel punto partecipa al concorso nazionale per ispettore forestale del 1964. Lo vince e viene assegnato a Parma.

Ma il destino, come spesso accade, riserva qualche sorpresa.

«Ritornavo da un viaggio – ci racconta – e mi fermai a Vercelli per salutare Franco Baldo, mio compagno di studi, nonché ispettore forestale a Vercelli. Fu lui a offrirmi l'opportunità di lavorare a Vercelli, in quanto lui stava per trasferirsi ad Auronzo, dove aveva sede il famoso centro sportivo dei forestali.

Appassionato sportivo, Franco Baldo rimase un mese a Vercelli per il passaggio delle consegne, poi si trasferì, lasciandomi così vicerisponsabile di una delle più belle zone forestali italiane, Valsesia – Monta Rosa.»

Responsabilità che aumenta dopo il 1973, quando per effetto della legge Craxi sul pensionamento anticipato dei dirigenti (ndr) Boccagni si trova a capo di un territorio assai vasto che andava da Ivrea a Novara.

Si stabilisce così definitivamente a Vercelli, pur coltivando qualche speranza di ottenere il comando in Trentino, ma la regione Piemonte si guarda bene dal lasciarsi sfuggire un tecnico prezioso.

Il suo fu un lavoro di organizzazione e coordinamento, ma soprattutto di contatto e relazione con la popolazione locale, perché quando succedeva qualche cosa in montagna i primi ad intervenire erano sempre i forestali.

Come quella volta a Valle Mosso, zona collinare e pedemontana del biellese, quando, nella notte del 2 novembre 1968, le acque dei torrenti Cervo e Elvo, gonfie da una settimana di pioggia intensa, esondarono provocando inondazioni e frane e trascinando nel fango abitazioni, strade e ponti. I morti furono 58 in questa valle e 72 in tutto il Piemonte.

In quell'occasione i forestali furono i più sollecitati a portarsi sul posto, prestando i primi soccorsi e aiutando la popolazione a evacuare. A loro fu affidato il compito di ripristinare i corsi d'acqua e la viabilità essenziale, di aiutare la popolazione a sgomberare i detriti dalle case e a metterle, ove possibile, in sicurezza. Le cronache dell'epoca ricordano che furono oltre 300 le famiglie che rimasero senza casa.

Per l'occasione furono assunti, attraverso i fondi di ripristino Opere di Bonifica Integrale, 200 operai che furono diretti dai forestali.

Nel 1971 si attua il trasferimento di alcune competenze statali alle Regioni, fra queste anche quelle riguardanti le foreste. Rimane in capo allo Stato il controllo degli interventi sugli incendi boschivi tramite mezzi aerei. «Così mi trovai a dover dirigere due tipi di personale: statale e regionale, cosa non facile anche perché i sottufficiali del corpo forestale erano, e sono, agenti di pubblica sicurezza». Boccagni ci spiega che, ai problemi burocratici si aggiunsero così anche quelli organizzativi e di relazione con il personale. «Per fare un esempio – afferma – i marescialli erano una potenza nascosta all'interno dell'organizzazione del Corpo Forestale dello Stato. Abituati a predominare.»

L'organizzazione interna del Corpo Forestale dello Stato distingueva infatti fra sottoufficiali, incaricati di pubblica sicurezza, e ufficiali (gli ispettori forestali) con soli compiti di polizia giudiziaria. Al riguardo, Boccagni fa presente: «nel corso della mia carriera solo due volte, in concomitanza di grandi eventi, sono stato incaricato dal Prefetto di compiti di pubblica sicurezza. Va detto che nel caso dei sottufficiali era d'obbligo la divisa e l'arma, mentre per gli ispettori la divisa era a discrezione e io non l'ho mai indossata».

«A causa di questa curiosa organizzazione, quando in montagna c'era qualche avvenimento o manifestazione, il compito di intervenire toccava sempre ai forestali, cosa che ai carabinieri e alla polizia non dispiaceva.»

Così avvenne nel 1984, in occasione di una prima visita di papa Wojtyła al Sacro Monte di Varallo, e prima ancora nel 1980 quando si trattò di festeggiare la ristrutturazione del rifugio più alto d'Europa: Capanna Margherita sul Monte Rosa a quota 4554 metri.

Anche in quell'occasione il servizio d'ordine fu affidato al Corpo Forestale dello Stato e non fu certo un compito facile perché per arrivare al rifugio occorreva attraversare il ghiacciaio del Lys e nell'ultimo tratto un passaggio con cordino fisso alla roccia.

Ai forestali toccò il compito di accompagnare un centinaio di persone al rifugio, garantendo loro la necessaria sicurezza.

Da allora il compito del forestale è cambiato molto. Oggi il Corpo fa parte dell'Arma dei Carabinieri.

«Un passaggio che doveva avvenire – ci spiega il nostro interlocutore – e che il dott. Valerio Benvenuti, Capo del Corpo Forestale dello Stato, ci aveva preannunciato già molti anni addietro.»

Non fu un'iniziativa del governo Renzi come molti pensano, ma una precisa indicazione dell'Unione Europea che voleva ridurre i troppi corpi di polizia di cui ciascuno Stato disponeva.

In Italia c'erano sei corpi di polizia: Costiera, Guardia di Finanza, Carabinieri, Pubblica Sicurezza, Penitenziaria e Corpo Forestale dello Stato. Inevitabile quindi l'accorpamento del Corpo Forestale dello Stato con un altro corpo, creando così i Carabinieri Forestali.»

Incendi boschivi

«Un altro grosso problema che mi trovai ad affrontare in quegli anni – ricorda – furono gli incendi boschivi. Sino agli anni '70 erano sotto il controllo del Corpo Forestale dello Stato e i vigili del fuoco non entravano nei boschi. Toccava quindi a noi organizzare le squadre di intervento. All'inizio c'era solo qualche volontario, poi, con l'istituzione dei servizi antincendio boschivi, si dovettero organizzare le squadre. Erano sempre su base volontaria, però legalmente costituite attraverso i finanziamenti regionali regolarmente assicurati e con tutti gli strumenti necessari, dai mezzi antincendio alle tute ignifughe.»

Si trattava di un'attività impegnativa, fatta di riunioni sul territorio, corsi di aggiornamento e azioni preventive. Fondamentale era infatti il monitoraggio costante dei boschi in modo da far scattare l'allarme all'avvistamento dei primi segnali di fuoco e quindi agire subito attraverso le squadre organizzate sul territorio.

Di grande aiuto mi fu in quel periodo il brevetto di pilota e l'adesione all'aereo club di Biella.

Un'avventura iniziata quasi per caso. Notai che i piloti dell'aereo club sorvolavano quasi quotidianamente i cieli del Piemonte. Allora chiesi loro se potevano segnalare al corpo forestale informazioni nel caso di avvistamento dei focolai. La cosa divenne nel tempo una regola che diede in molti casi i suoi frutti.»



Riva del Garda, 2025. Giancarlo Boccagni ci accoglie sull'entrata di casa.

Una vita di lavoro, di responsabilità e impegno quella del dottor Boccagni, ma anche di momenti piacevoli, di soddisfazioni, riconoscimenti e di ore passate in compagnia. Come in occasione della famosa “cena nel bosco” avvenuta un anno prima del suo pensionamento.

«Avevamo fatto un convegno in Valsesia – ricorda – a conclusione del quale un nostro collega, il dottor forestale Augusto Tocci, Direttore dell'Istituto di Selvicoltura di Arezzo, ci invitò a un pranzo interamente preparato con i prodotti del sottobosco. Fu un grande successo ed una novità: allora non esisteva “la cucina green” oggi tanto di moda, anche se, al dire il vero, non mancarono gli arrosti di capriolo e cinghiale.»

Nel 1999 arriva la pensione, ma il dott. Boccagni non abbandona il profondo legame per il bosco e la terra che lo ha ospitato così a lungo. Come riconoscimento della sua passione, viene eletto presidente della sezione di Vercelli-Biella dell'ANFOR (Associazione nazionale dei forestali pensionati, carica che mantiene sino al ritorno nella sua città natale, dove oggi vive ed è punto di riferimento per i tre figli e i tre nipoti.

Giustino Basso

Direttore Dendronatura

E-mail: giustinobasso@gmail.com

Remo Tomasetti

Presidente onorario Associazione Forestale del Trentino

E-mail: remo.tomasetti@virgilio.it

ANDREA BERTAGNOLLI, ILARIO CAVADA, ILARIA ZORZI

Gestione forestale innovativa: l'approccio della Magnifica Comunità di Fiemme nel valorizzare i servizi ecosistemici forestali

Il patrimonio della Magnifica Comunità di Fiemme

La Magnifica Comunità di Fiemme (MCF) è un'istituzione collettiva con oltre mille anni di storia che amministra un vasto territorio di circa 20.000 ettari nel Trentino orientale, comprendente foreste (65%), pascoli permanenti (28%) e superfici improduttive (7%). La gestione è affidata all'Azienda Agricola Forestale, che opera secondo criteri di sostenibilità ambientale e attraverso Piani di Gestione Forestale (PGF) ventennali, articolati in dieci distretti.

Circa 9.000 ettari di superficie boscata hanno una funzione prevalente di produzione legnosa, mentre la parte restante ha funzioni prevalentemente protettive, ecologiche e paesaggistiche. La specie dominante è l'abete rosso (*Picea abies*), cui si affiancano, in funzione dell'esposizione e della quota, larice, pino silvestre, abete bianco, pino cembro e, in misura minore, faggio e altre latifoglie. Le foreste presentano una struttura prevalentemente coetanea, con altezze medie superiori a 30 metri e portamento colonnare ideale per la produzione di assortimenti di pregio.

La fertilità dei siti si riflette in alte provvigioni forestali, spesso superiori a 400 m³/ha, con picchi oltre i 1.000 m³/ha nelle zone più produttive. L'incremento medio annuo è elevato, superando i 6 m³/ha/anno.

La tempesta Vaia del 2018 e la successiva

epidemia di bostrico (*Ips typographus*) hanno compromesso gravemente la funzionalità e la stabilità del sistema forestale, causando danni su larga scala, alterando profondamente la struttura dei popolamenti, riducendo la qualità del legname e aumentando i costi di utilizzazione. Ne sono derivate ripercussioni negative sia sulla pianificazione selvicolturale, sia sull'economia forestale locale.

Queste criticità impongono una profonda revisione della strategia gestionale della MCF, con particolare attenzione alla valorizzazione dei servizi ecosistemici, alla diversificazione specifica e strutturale dei boschi e all'adattamento ai cambiamenti climatici. Gli eventi estremi di questi ultimi anni hanno, infatti, compromesso in maniera rilevante la funzionalità e la sostenibilità dell'intero sistema produttivo della filiera foresta-legno.

Tempesta Vaia ed epidemia di bostrico

Durante i giorni fra il 26 e il 30 ottobre 2018 una forte perturbazione di origine atlantica ha portato sulle regioni del nordest Italia persistenti piogge con un fortissimo vento caldo di scirocco che, soffiando tra i 100 e i 200 km/h per diverse ore, ha provocato lo schianto di milioni di alberi distruggendo decine di migliaia di ettari di foreste alpine.

Complessivamente, in Trentino Alto-Adige, sono caduti più di 5.500.000 m³ di legname (circa 4.058.000 m³ in Trentino e 1.500.000 m³ in Alto Adige), su una superficie che supera i 24.500 ha (rispettivamente circa 19.545 ha in Trentino e 5.918 ha in Alto Adige) (PAT, 2022; PAB, 2020).

Nel caso della MCF, i danni subiti al solo patrimonio strettamente forestale, è risultato di 500.000 m³ di legname schiantato nei 10 distretti forestali della proprietà.

Sebbene nei boschi di Fiemme fenomeni di disturbo degli ecosistemi forestali legati al vento o alla neve si presentino con frequenza pressoché decennale, il tipo e l'estensione dei danni generati dalla tempesta Vaia non hanno avuto precedenti. Ciò ha rappresentato un evidente elemento di rottura fra il tradizionale approccio gestionale delle risorse forestali e quello futuro.

L'ampia letteratura forestale e l'esperienza diretta svolta nella gestione dei boschi di abete rosso insegna che dopo un evento di disturbo di una certa rilevanza (quasi sempre rappresentato da schianti da vento o da neve), a distanza di 2-3 anni dallo stesso è altamente probabile imbattersi in pullulazioni/epidemie causate da insetti scolitidi (SCHROEDER & LINDELÖW, 2002), tra questi, la specie di maggiore pericolosità, è rappresentata dal bostrico tipografo dell'abete rosso (*Ips typographus*) (MARINI *et al.*, 2017). L'entità, l'ampiezza e l'impatto di queste epidemie sul bosco è variabile e legato ad una serie di fattori:

- la velocità di raccolta del materiale legnoso schiantato (l'ampiezza delle epidemie è ridotta se il materiale è raccolto entro un breve periodo, indicativamente entro un anno) (WERMELINGER, 2004);
- il verificarsi di andamenti stagionali anomali, con prolungati periodi di siccità e alte temperature, fattori che svolgono un duplice effetto: da un lato favoriscono in maniera esponenziale la velocità di riproduzione e sviluppo del bostrico e dall'altro indeboliscono le piante ed i boschi di abete rosso, riducendo quindi le capacità di reazione delle piante alla penetrazione ed alla proliferazione dello stesso (JÖNSSON *et al.*, 2009; MARINI *et al.*, 2012);
- il verificarsi entro i primi 2-3 anni dall'evento di disturbo principale, di altri eventi di schianti, anche secondari, ma a caratte-

re sparso: spesso questi eventi giocano un ruolo di guida delle infestazioni del bostrico in aree non colpite dall'evento principale e rappresentano un ulteriore catalizzatore delle infestazioni dell'insetto (KÄRVERO *et al.*, 2014; SCHROEDER, 2010).

Nel caso della Val di Fiemme, nel periodo post Vaia, si sono verificate tutte le circostanze sopra descritte, con uno sfortunato sincronismo. Inoltre, anche la struttura pressoché monoplana delle foreste di abete rosso della Val di Fiemme ha contribuito al danno, essendo per definizione più vulnerabile (MAZZUCCHI, 1983).

La raccolta del materiale, a causa dell'ingente quantità di legname a terra e ai danni importanti arrecati alla viabilità forestale, non ha potuto essere conclusa entro pochi mesi; nell'inverno 2020/2021 si sono inoltre verificati schianti da neve, di ridotta entità in termini volumetrici, ma a carattere sparso ed anche in zone precedentemente non danneggiate da Vaia. Inoltre, l'attuale epidemia di bostrico è stata ed è ancora attualmente favorita da andamenti meteorici eccezionali legati ai cambiamenti climatici in atto. L'effetto del susseguirsi di inverni relativamente miti e poco nevosi, accompagnati da primavere ed estati caratterizzate da prolungati periodi caldi e siccitosi ha un effetto "amplificatore" delle pullulazioni di insetti, del bostrico in particolare.

Constatando gli andamenti climatici delle stagioni in corso non risulta realistico pensare ad un'attenuazione del fenomeno nel breve periodo. Anche il rientro delle popolazioni del bostrico ad uno stato endemico è difficile da prevedere e in questo caso giocherà un ruolo importante l'andamento climatico dei prossimi anni, oltre ai ben noti effetti legati all'aumento della competizione per le risorse alimentari e all'azione degli antagonisti naturali.

L'epidemia di bostrico in Val di Fiemme si sta dimostrando sia in termini di volume legnoso danneggiato, sia di superfici interessate, ben più grave della tempesta Vaia, anche a causa di andamenti climatici favorevoli per l'insetto, che ne hanno favorito la pullulazione anche nella porzione più alta delle fustaie di abete rosso al confine con i boschi misti di larice e pino cembro, notoriamente più stabili e resistenti. In tali situazioni, data la funzione prevalente di prote-

zione di questi boschi, le operazioni di raccolta del materiale bostricato risultano più difficoltose, più costose e anche più urgenti.

Il deterioramento del materiale che risulta più rapido rispetto al legname derivante da schianti subisce un deprezzamento importante, oltre ad avere maggiori costi di manutenzione sulle aree interessate (HLÁSNY *et al.*, 2021).

Particolarmente difficile risulta, inoltre, la gestione dei boschi attaccati da questo parassita, in quanto i focolai non risultano chiaramente decifrabili all'inizio dell'infestazione.

Il quadro di insieme generatosi è preoccupante ed emergenziale per lo stato delle foreste e del territorio dell'intera Val di Fiemme. Risulta, quindi, di fondamentale importanza attuare scelte di carattere straordinario allo scopo di contenere gli impatti ambientali, economici e sociali generati da un'epidemia di questa portata.

Inoltre, il territorio alpino e quindi anche il Trentino, costituiscono un *hotspot* per i cambiamenti climatici, con temperature che aumentano con intensità e rapidità maggiori rispetto al livello medio globale (APPA, 2024).

Nello specifico, oltre al tempestivo recupero del materiale, che lasciato in bosco provocherebbe un'ingente presenza di materiale secco, con l'aumento del rischio incendio, viste anche le stagioni estive con temperature crescenti e riduzione di precipitazioni, si rende necessario ripensare alla gestione del bosco del futuro, anche grazie a esperienze e conoscenze ecologiche e tecniche contemporanee.

Materiali e Metodi

La valorizzazione dei servizi ecosistemici post eventi distruttivi eccezionali

In questo contesto di cambiamento anche la gestione millenaria della Magnifica Comunità di Fiemme, deve necessariamente guardare al futuro attraverso progetti mirati di gestione sostenibile di tutte le risorse forestali.

Per questo in questi ultimi anni si è puntato, ancora più di prima, sulle certificazioni forestali. Tutte le foreste della Magnifica Comunità di Fiemme sono certificate secondo gli standard FSC® (dal 1997) e PEFC (dal 2007).

Si è affermato un nuovo approccio che guarda alle foreste non solo come fonte di legname, ma come fornitrici di servizi ecosistemici. Dopo la tempesta Vaia la MCF ha avviato un percorso per valorizzare tali servizi, verificando che la gestione delle risorse forestali, oltre a rispettare i criteri internazionali di sostenibilità, contribuisca anche a conservarli e migliorarli.

A tal proposito, nel 2020, MCF ha ottenuto anche la certificazione degli impatti gestionali positivi sui servizi ecosistemici forestali secondo lo standard FSC®. Questo ha dimostrato, come, anche dopo eventi calamitosi come tempesta Vaia e conseguente epidemia di bostrico, la gestione attenta e responsabile delle risorse e dei cantieri forestali (numerosi in questi ultimi anni), ha contribuito a preservare la funzionalità dell'ecosistema forestale.

Nel 2023 grazie ad un progetto specifico, sviluppato nel VI Distretto forestale della MCF, è stata ottenuta la certificazione sullo stoccaggio, assorbimento e non emissione del carbonio forestale secondo lo standard PEFC.

In quest'ottica c'è da rimarcare che, per poter far fronte alle sfide che gli eventi calamitosi hanno presentato, lo sforzo dell'Ufficio tecnico forestale è notevole. Infatti, alla gestione ordinaria di cantieri, vivaio, rilievi forestali e monitoraggio, si è aggiunta una grossa parte di gestione del territorio attraverso numerosi progetti di restauro ambientale. Di seguito vengono elencate le attività svolte per il miglioramento dei servizi ecosistemici forestali della MCF.

Attività di Rimboschimento e stoccaggio di carbonio

Allo stato attuale, all'interno del territorio della MCF le superfici denudate dalla tempesta Vaia ammontano a circa 3.500 ha di superficie forestale complessiva (di cui 1.200 ha da Vaia e 2.300 ha da bostrico).

Come è noto, a fronte di denudamenti su superfici estese è opportuno intervenire tempestivamente con interventi di rimboschimento per mettere in sicurezza i versanti, proteggere il suolo dall'erosione e anticipare il processo di rinnovazione del bosco, come stabilisce il quadro tecnico e normativo della PAT (Legge provinciale n. 11/2007).

Si è proceduto allo scavo manuale delle buche d'impianto e al successivo impianto (manuale) del postime. Per la distribuzione e la dislocazione delle piantine viene simulato il dinamismo del processo di rinnovazione naturale di questo tipo di boschi (microstazioni favorevoli all'attecchimento; quindi vicino alle ceppaie e dossi, a gruppi). Il numero di piante previsto varia a seconda dell'orografia della singola area, dalle 1.500 alle 2.000 piante/ha. Il principale intervento di manutenzione successivo è il diserbo (manuale) nei primi 2-3 anni dall'impianto. Dopo una prima fase di rimboschimento dell'area, si sono susseguite fasi di monitoraggio e risarcimento delle fallanze fino ad ottenere una percentuale di attecchimento soddisfacente.

Per quanto riguarda le specie forestali scelte, si è optato per specie tipiche per queste quote e contesto ecologico, l'abete rosso (*Picea abies*), l'abete bianco (*Abies alba*), il larice (*Larix decidua*), il pino cembro (*Pinus cembra*) e latifoglie quali il sorbo degli uccellatori (*Sorbus aucuparia*), frassino (*Fraxinus excelsior*) e acero di monte (*Acer pseudoplatanus*) in rapporto variabile in funzione delle caratteristiche stagionali delle aree da rimboschire.

Per far fronte al cambiamento climatico in atto anche in Trentino, con temperature medie estive sempre più calde e precipitazioni estive in calo (APPA, 2024), si stanno eseguendo anche rimboschimenti sperimentali che prevedono l'impiego di specie non tipiche, che vegetano generalmente a quote inferiori, ma che potrebbero in futuro ben adattarsi a piani altitudinali più elevati.

Come noto, le attività di rimboschimento, insieme ad altri interventi di gestione forestale attiva, contribuiscono in modo significativo al mantenimento e all'incremento dello stoccaggio di carbonio negli ecosistemi forestali (Decreto Legislativo 3 aprile 2018, n. 34). Accanto, quindi, agli interventi mirati alla riforestazione e al miglioramento compositivo e strutturale dei boschi si è posta particolare attenzione anche alle operazioni di esbosco, mirate alla riduzione del rischio incendi, soprattutto nei versanti esposti a sud, caratterizzati da un'elevata presenza di materiale secco e combustibile, potenziale innesco in caso di condizioni climatiche favorevoli agli incendi (CORONA *et al.*, 2006).

In questo contesto, sono stati individuati 420 ha di territorio, sul versante sud del monte Mulat tra i 1.200 e i 2.000 m s.l.m., classificati dalla PAT come area a medio rischio incendio (PAT, 2010). Viste le caratteristiche di quest'area (xerica e calda), considerata l'esposizione e conformazione geologica, è stata esboscata del materiale secco presente e successivamente rimboschita per effettuare un progetto di generazione di crediti di sostenibilità, secondo lo standard PEFC ITA 1001-SE: 2021 vers 0.4.

Attività di conservazione e miglioramento della biodiversità

La degradazione di ampie superfici forestali ha effetti diretti sulla biodiversità faunistica locale (FAHRIG, 2003; PEREIRA *et al.*, 2010). In tale contesto, si rendono necessari interventi tempestivi di ripristino degli habitat floristici e faunistici di interesse. Le recenti attività di rimboschimento, realizzate con mescolanze di specie autoctone, hanno contribuito non solo alla rigenerazione forestale, ma anche all'incremento della biodiversità specifica.

Tra gli interventi effettuati particolare attenzione è stata rivolta al recupero dell'habitat dei tetraonidi e alla conservazione di pascoli e praterie d'alta quota, ambienti fondamentali per la tutela di specie vegetali e animali rare o in regressione.

La MCF promuove un'ampia gamma di azioni per il miglioramento degli habitat dei tetraonidi, in quanto queste specie dipendono dalla coesistenza dinamica di diversi ambienti e dei relativi ecotoni.

Questo si traduce, di fatto, in una tutela indiretta di molte altre specie che condividono gli stessi requisiti ecologici, rendendo i tetraonidi un potenziale *taxon* ombrello. La conservazione di specie come il gallo forcello (*Tetrao tetrix*) può essere considerata un indicatore efficace per il monitoraggio e la tutela della biodiversità complessiva dell'area.

Per valutare l'efficacia degli interventi di tutela a favore del gallo forcello è stata monitorata l'abbondanza della specie attraverso un protocollo di censimento standardizzato, condotto dalla PAT in collaborazione con la MCF. Il monitoraggio avviene in due fasi:

- in primavera, con la rilevazione degli individui “al canto” e l’identificazione dei gruppi di parata, ovvero aree in cui più maschi cantano e si interconnettono tra loro;
- in estate, con l’ausilio di cani da ferma addestrati per individuare le femmine in cova, al fine di stimare il successo riproduttivo, fortemente influenzato dall’andamento climatico.

Oltre all’abbondanza della specie, è stata analizzata anche l’estensione dell’habitat disponibile, considerando in particolare le aree di maggior valore ecologico per la popolazione locale sul Monte Cornon: le praterie di alta quota e mughete nella ZSC Alta Val di Stava.

In tali ambienti, il progressivo abbandono del pascolamento e della gestione attiva ha determinato l’avanzamento di rodoreti, mughete e formazioni forestali, a discapito delle praterie alpine, con conseguente semplificazione del mosaico ecologico originario. Questa trasformazione ha potenzialmente ridotto la qualità e la disponibilità dell’habitat per il gallo forcello e per molte altre specie di interesse conservazionistico. Per contrastare tale fenomeno, sono stati attuati interventi di apertura e frammentazione della vegetazione eccessivamente compatta, al fine di ripristinare la variabilità paesaggistica e migliorare le condizioni ambientali a favore della fauna di prateria.

Va infine ricordato che il territorio gestito dalla MCF comprende numerose aree protette rientranti nella Rete Natura 2000 e soggette a tutela attiva secondo la normativa provinciale. In tale contesto, MCF svolge, e continuerà a svolgere, attività di coordinamento tecnico per la Rete di Riserve Fiemme-Destra Avisio, contribuendo alla conservazione di habitat e specie di interesse comunitario.

Mantenimento della qualità delle Acque

A partire dall’autunno del 2018 Vaia e il bostrico hanno reso più complessa, anche, la gestione della qualità delle acque nelle foreste MCF, soprattutto in quei bacini idrografici dove la copertura arborea è stata gravemente compromessa. Le superfici denudate nei bacini gestiti superano il 6 % della copertura forestale totale, esponendo l’area a rischi di instabilità idrogeologica e di degrado della qualità

dell’acqua. Studi dimostrano che i disturbi provocati da Vaia e gli attacchi di *Ips typographus* possono causare temporanei peggioramenti chimici nelle sorgenti idriche locali (HLÁSNY *et al.*, 2019). Al contempo, la letteratura evidenzia come una corretta gestione forestale e una copertura arborea stabile siano correlate a un miglioramento tangibile della qualità dell’acqua nel medio termine (DUFFY *et al.*, 2020). Inoltre, la configurazione del paesaggio forestale, se frammentata o alterata, può favorire la dispersione di inquinanti verso le reti idriche, compromettendo ulteriormente la qualità delle acque superficiali (MASTEALI *et al.*, 2025).

Il denudamento di estese superfici del territorio forestale può compromettere la potabilità delle risorse idriche locali, a seguito del mancato effetto depurativo, ossigenante e regimante dei flussi idrici da parte della copertura forestale (PAT, 2023).

Ne deriva l’esigenza imperativa e prioritaria di tutelare la potabilità dell’acqua derivante da tali sorgenti e corsi idrici, che insieme alla necessità di minimizzare i fenomeni franosi più o meno estesi (stabilità idrogeologica dei versanti), risultano fra gli obiettivi principali che MCF si è posta nella gestione delle proprie foreste.

Gli interventi che di conseguenza MCF ha previsto per la tutela di questo servizio ecosistemico sono stati mirati al ripristino della copertura forestale dei territori denudati e al contemporaneo monitoraggio della qualità delle acque per uso umano.

Al fine della valutazione degli impatti gestionali positivi, si sono eseguite le analisi fisico – chimiche in più momenti temporali negli ultimi 3 anni (2023-2025) in 3 siti all’interno del territorio della MCF (“Pozzo Malga Pozza”, “Pozzo Valmaggiora” e “Sorgente Valmaggiora”), la cui acqua è usata per scopi civili (acqua potabile in rifugi/malge), per i quali è necessario e imperativo il monitoraggio.

La metodologia utilizzata rispecchia i requisiti di legge, in particolare quelli per la potabilità richiesti dal D.lgs. 31/2001 e s.m.i., Del G.P. Trento 2906/2004. Si tratta di analisi effettuate da laboratori di sanità pubblica dell’Azienda Provinciale dei Servizi Sanitari della Provincia Autonoma di Trento (APSS).

Lo scopo del monitoraggio è stato di verificare che, nonostante il potere distruttivo della tempesta Vaia e dell'epidemia di bostrico, la gestione sostenibile effettuata dalla MCF delle proprie risorse ambientali e forestali, ha contribuito a mantenere inalterata la potabilità dell'acqua analizzata.

Oltre al mantenimento della qualità della risorsa idrica, MCF, garantisce un consistente quantitativo di acqua ai bacini idrografici, attraverso una corretta gestione del territorio.

Per rafforzare gli impatti positivi della gestione delle acque sono stati effettuati rimboschimenti all'interno delle aree limitrofe ai bacini idrografici.

Riduzione dell'erosione del suolo

Le foreste svolgono un ruolo cruciale nella protezione del suolo contribuendo a prevenire fenomeni di erosione e desertificazione, limitando il ruscellamento superficiale e attenuando la velocità dei venti. Gli interventi di riforestazione realizzati in seguito ai danni causati dalla tempesta Vaia e, successivamente, dall'epidemia di bostrico, hanno avviato un processo di restauro ecologico nelle aree deforestate, ripristinando anche la fornitura del servizio ecosistemico di mitigazione dell'erosione del suolo. A tal fine, è stato analizzato il fattore di copertura vegetale del suolo medio nelle aree interessate, confrontando i valori precedenti al rimboschimento con quelli registrati nei cinque anni successivi. Per valutare in modo efficace l'impatto dei rimboschimenti sulla qualità del suolo, è stata impiegata la metodologia Visual Soil Assessment (VSA) (SHEPHERD *et al.*, 2008), una procedura semiquantitativa riconosciuta a livello internazionale per la valutazione della condizione del suolo tramite indicatori visivi standardizzati.

Attraverso l'osservazione diretta delle aree oggetto di riforestazione si è proceduto a una classificazione delle stesse secondo le categorie del CORINE Land Cover (CLC). Tale categorizzazione ha permesso di associare ciascuna area a specifici valori del fattore C (fattore di copertura e uso del suolo) sulla base dei dati proposti da PANAGOS *et al.* (2015). Il fattore C rappresenta uno dei parametri fondamentali dell'equazione USLE – Universal Soil Loss

Equation, uno dei modelli quantitativi più diffusi a livello globale per la stima del tasso di erosione idrica del suolo.

L'USLE consente di quantificare la perdita media annua di suolo, espressa in tonnellate per ettaro per anno (t/ha/anno), in funzione di variabili legate a pioggia, tipo di suolo, topografia, pratiche di gestione e copertura vegetale. In particolare, il fattore C riflette l'effetto della vegetazione e delle pratiche colturali sulla suscettibilità del suolo all'erosione, assumendo valori prossimi allo zero in presenza di copertura forestale matura e valori prossimi all'unità in condizioni di suolo nudo o privo di protezione.

L'equazione generale del modello è:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \quad (\text{Equazione 1})$$

dove:

- A è la quantità di suolo eroso,
- R rappresenta l'erosività delle precipitazioni,
- K l'erodibilità del suolo,
- L e S la lunghezza e la pendenza del versante, rispettivamente,
- C il fattore di copertura e uso del suolo.

Nel presente studio, poiché si analizza la stessa area prima e dopo gli interventi di riforestazione, i fattori R, K, L e S sono considerati invarianti e rappresentati con una costante *k*. Pertanto, la variazione dell'erosione dipende unicamente dal cambiamento del fattore C, che riflette le condizioni di copertura vegetale.

L'erosione prima della riforestazione è data da:

$$A = k \times C \quad (\text{Equazione 2})$$

e dopo la riforestazione da:

$$A' = k \times C' \quad (\text{Equazione 3})$$

dove C e C' indicano rispettivamente il fattore di copertura prima e dopo l'intervento. La classificazione delle coperture è stata ricondotta alle categorie CLC (CORINE Land Cover) e ai relativi valori di C e C' proposti da PANAGOS *et al.* (2015).

Le aree nel periodo immediatamente successivo all'esbosco e quelle appena rimboschite sono state classificate nella categoria CLC 324 – *Transitional woodland-shrub*, che descrive aree con vegetazione erbacea o arbustiva e presenza sporadica di alberi, spesso riconducibili a boschi degradati o in fase di rigenerazione. A tale categoria è associato un intervallo di valori del fattore C compreso tra 0,003 e 0,05.

Ai fini della modellizzazione, è stato assegnato il valore massimo ($C = 0,05$) alle aree precedenti la riforestazione, caratterizzate da suolo nudo o vegetazione fortemente degradata. Per i rimboschimenti effettuati nel 2025, si è mantenuto lo stesso valore ($C' = 0,05$), poiché non si era ancora instaurata una copertura vegetale significativa. Al contrario, per le aree rimboschite in anni precedenti, dove sono stati osservati segni evidenti di rigenerazione e colonizzazione spontanea da parte di specie erbacee e arbustive, è stato attribuito il valore minimo ($C' = 0,003$).

Il fattore C , essendo direttamente proporzionale al tasso di erosione stimato (A), è stato quindi impiegato come indicatore per valutare il cambiamento della suscettibilità all'erosione. È stato calcolato il valore medio attuale del fattore C' per tutte le aree rimboschite e confrontato con il valore medio del fattore C antecedente agli interventi, al fine di quantificare la riduzione potenziale dell'erosione attraverso l'approccio differenziale illustrato nelle Equazioni 2 e 3.

Aree di importanza per attività turistico-ricreative

Le foreste svolgono una molteplicità di funzioni ecologiche, economiche e sociali. Forniscono servizi ecosistemici fondamentali come la protezione del suolo, la regolazione del ciclo idrologico, il sequestro del carbonio e il benessere umano (FAO, 2018).

Nel caso dei boschi della MCF, uno dei servizi con maggior impatto sull'economia locale è quello turistico – ricreativo: MCF mediante una fitta rete di sentieri e di servizi (sportelli micologici, uscite micologiche, uscite sul territorio, servizi agrituristici), permette alla collettività di accedere in completa sicurezza alle proprie foreste, per poterne apprezzare la bellezza in tutta la sua completezza.

L'importanza di una rete sentieristica ben sviluppata e ben mantenuta non riguarda solo gli escursionisti, bensì è utile anche ai gestori forestali per monitorare e tutelare quegli ecosistemi di alta quota o comunque non serviti da viabilità forestale (es: controllo di eventuali incendi boschivi, attività di monitoraggio, necessità di soccorso). Attualmente MCF dispone all'interno del proprio territorio di una rete di sentieri sviluppata per più di 317 km, di cui

circa la metà inseriti nel catasto CAI-SAT. Ne deriva la necessità di continui interventi di manutenzione: monitorati e mantenuti sia mediante personale dipendente della MCF, sia mediante il personale volontario dell'associazione CAI-SAT.

Percorsi accessibili e diversificati per livello di difficoltà consentono l'esplorazione in sicurezza dell'ambiente naturale e l'accesso ai rifugi alpini, contribuendo a migliorare l'attrattiva del territorio.

Una gestione forestale sostenibile non solo preserva gli ecosistemi ma ha ricadute positive anche sulla vivibilità e sull'economia locale.

La tempesta Vaia ha causato danni estesi non solo alle foreste ma anche alla rete infrastrutturale di MCF: circa 120 km di strade forestali e 160 km di sentieri hanno subito gravi danni dovuti a smottamenti, alberi caduti e rischi di frane, aggravati successivamente dall'epidemia di bostrico tipografo. La rete sentieristica è costantemente aggiornata attraverso un sistema GIS alimentato dalle segnalazioni dei custodi forestali. L'inventariazione dei danni post-Vaia è stata condotta tramite rilievi sul campo effettuati dai tecnici e dal personale forestale MCF.

I danni inventariati sono generalmente:

- piante schiantate a terra lungo il tracciato percorribile, con conseguente impedimento del transito;
- erosione superficiale del piano calpestabile dovuta alla pioggia;
- cedimento del versante a monte con conseguente accumulo di materiale lungo il piano calpestabile;
- cedimento del versante a valle, con conseguente cedimento del piano calpestabile;
- danni alla segnaletica verticale (tabelle informative) e orizzontale (segnavia);
- parziale o totale distruzione di ponti, passerelle, scale e altri manufatti in legno.

Il personale tecnico della MCF ha avviato un progressivo intervento di ripristino dei tratti sentieristici danneggiati a seguito degli eventi estremi. Per analizzare l'andamento dell'affluenza turistica nella Val di Fiemme nell'ultimo quinquennio, sono stati richiesti i dati ufficiali all'azienda di promozione turistica locale APT Fiemme-Cembra.

Analisi Life Cycle Assessment (LCA)

Nel 2024 MCF ha avviato, in collaborazione con l'Università di Trento, il primo studio italiano di Life Cycle Assessment (LCA) applicato all'intera filiera forestale, con l'obiettivo di quantificare le emissioni climalteranti e lo stoccaggio di carbonio associati alla gestione forestale sostenibile.

L'analisi, condotta secondo le norme EN 15804:2012+A2:2019, EN 16485:2014, ISO 14040 e ISO 14044, e implementata tramite il software SimaPro v9.6 con database Ecoinvent 3.10, ha valutato gli impatti ambientali delle attività svolte in 16 cantieri forestali campione (su 127 totali), per un volume complessivo di circa 27.666 m³ di tronchi e 3.067 m³ di cippato. Le tecniche di esbosco analizzate includevano teleferiche, harvester, forwarder, verricelli, elicotteri e mezzi gommati o cingolati.

I confini del sistema hanno incluso le fasi di approvvigionamento materie prime, attività di vivaio, operazioni forestali, e trasporti. È stata definita un'unità funzionale di 1 m³ di legname (tronchi o cippato) e applicata una allocazione di massa (96,3% tronchi, 3,7% cippato). Il mix energetico per il vivaio era composto da energia elettrica 100% da fonte idroelettrica (0,091 kg CO_{2eq}/kWh, fonte: Dolomiti Energia).

L'analisi ha permesso di individuare le fasi a maggiore intensità emissiva e ha fornito una base oggettiva per migliorare le performance ambientali della filiera. Inoltre, rappresenta un passo strategico verso l'integrazione della MCF nel mercato volontario dei crediti di carbonio/sostenibilità.

Risultati

Nel contesto di una gestione forestale orientata alla sostenibilità, MCF opera secondo i criteri stabiliti dalle certificazioni internazionali FSC® (*Forest Stewardship Council*) e PEFC (*Programme for the Endorsement of Forest Certification*), che garantiscono il rispetto di standard ambientali, sociali ed economici riconosciuti a livello globale.

In coerenza con tali principi, sono state condotte una serie di analisi tecniche volte a quantificare gli effetti delle pratiche gestiona-

li adottate. I risultati qui presentati illustrano i principali esiti ottenuti in relazione alla riduzione dell'erosione del suolo, alla mitigazione delle emissioni climalteranti attraverso l'analisi LCA, al ripristino funzionale della rete sentieristica e alla valorizzazione sostenibile del territorio.

Le evidenze riportate si fondano su dati empirici raccolti mediante rilievi in campo, modelli quantitativi (tra cui l'USLE), sistemi informativi geografici (GIS) e metriche riconosciute nel campo della gestione ambientale, costituendo una solida base conoscitiva per l'ottimizzazione futura degli interventi.

Attività di Rimboschimento e stoccaggio di carbonio

Grazie all'implementazione di progetti mirati alla sostenibilità e al monitoraggio continuo dei servizi ecosistemici erogati, MCF ha ottenuto importanti risultati in termini di ricostruzione forestale e bilancio del carbonio.

A partire dal 2018, sono stati eseguiti interventi di rimboschimento su circa 200 ettari di superficie forestale, in risposta ai danni causati da eventi calamitosi. Tali interventi si sono evoluti nel tempo verso un modello ecologicamente più complesso, con una maggiore mescolanza di specie arboree autoctone. Il monitoraggio post-impianto, le attività di manutenzione e la sostituzione delle fallanze hanno garantito una percentuale di attecchimento soddisfacente, favorendo la formazione di nuovi popolamenti forestali in fase giovanile, ma funzionali al ripristino degli equilibri ecosistemici.

In termini di bilancio del carbonio, le attività di rimboschimento condotte tra il 2021 e il 2025 hanno contribuito alla rigenerazione dello stock di carbonio per un totale di 396,96 tonnellate, corrispondenti a circa 1.357,76 tonnellate di CO₂.

Un ulteriore risultato rilevante è stato raggiunto attraverso il progetto di gestione forestale attiva in località Mulat, finalizzato allo stoccaggio a lungo termine e alla prevenzione delle emissioni di CO₂. Tale intervento, comprendente azioni di rimboschimento e riduzione del rischio incendi è stato certificato secondo lo standard PEFC per i Servizi Ecosistemici (PEFC 1001 – SE 2021 V 0.4). La certificazione ha riconosciuto che una porzione di 420 ettari di super-

ficie forestale contribuisce allo stoccaggio di 96.620,94 tonnellate di CO₂, pari a circa l'1% delle emissioni complessive annue della Provincia Autonoma di Trento (PAT & APPA, 2022).

Le tonnellate di CO₂ così stoccate o non emesse sono potenzialmente valorizzabili nel mercato volontario dei crediti di sostenibilità, ponendo le basi per una futura integrazione tra gestione forestale e strumenti economici legati alla mitigazione climatica.

Attività di conservazione e di miglioramento della biodiversità

L'analisi dei dati ottenuti dai censimenti condotti nel quinquennio 2020-2024 evidenzia una sostanziale stabilità della popolazione di gallo forcello (*Tetrao tetrix*) presente sul Monte Cornon. Le fluttuazioni numeriche osservate nel periodo considerato risultano essere contenute e riconducibili alla naturale dinamica demografica della specie, senza evidenze di correlazione con fattori di disturbo antropici o ambientali rilevanti.

Nel dettaglio:

- Numero di esemplari censiti nel 2020: 67
- Numero di esemplari censiti nel 2024: 89

L'aumento osservato suggerisce un trend leggermente positivo, compatibile con un buon stato di conservazione della popolazione locale, che risulta superiore alla soglia minima vitale generalmente considerata per la specie in contesti alpini.

Parallelamente all'analisi demografica, la valutazione dell'habitat disponibile ha evidenziato un incremento significativo delle superfici idonee alla riproduzione e all'allevamento delle covate. Tra il 2020 e il 2024 sono stati ripristinati 6,67 ha di habitat, ora ritenuti funzionali alle esigenze ecologiche del gallo forcello.

Mantenimento della qualità delle acque

Sono stati eseguiti monitoraggi sistematici della qualità delle acque in tre punti di captazione localizzati nell'area di studio: Malga Pozza, Pozzo Valmaggioro e Sorgente Valmaggioro. Le analisi sono state condotte dall'Azienda Provinciale per i Servizi Sanitari (APSS), con l'obiettivo di verificare la conformità dei parametri

chimico-fisici e microbiologici ai limiti normativi per l'idoneità al consumo umano. Nel sito di Malga Pozza i rilievi effettuati nei mesi di marzo, maggio e settembre 2023 hanno evidenziato il rispetto di tutti i parametri di legge, confermando la potabilità dell'acqua. Anche la Sorgente Valmaggioro ha mostrato valori pienamente conformi nei campionamenti condotti nel 2023 e nel 2024, garantendo la continuità della risorsa idrica potabile. Il caso del Pozzo Valmaggioro ha richiesto un'attenzione particolare: un'anomalia riscontrata nel 2024, relativa a un valore di pH inferiore al limite normativo, ha reso necessario l'intervento con l'installazione di un potabilizzatore. Successivamente, le analisi svolte nel 2025 hanno confermato il ripristino della conformità dei parametri, con giudizio di idoneità favorevole espresso in data 20 febbraio 2025.

Parallelamente, è stato valutato lo stato di conservazione dei bacini idrografici in relazione al degrado forestale e alla capacità di regolazione idrica. Tra il 2020 e il 2024, la superficie forestale degradata lungo i bacini idrografici è diminuita dal 6,42% al 6,15%, a fronte di interventi di rimboschimento su 147,10 ha. Considerata l'estensione complessiva della proprietà forestale, pari a circa 20.000 ha, tale riduzione, seppur contenuta in termini percentuali, rappresenta un risultato significativo, soprattutto in relazione alla distribuzione localizzata degli interventi in aree idrologicamente sensibili.

Questi risultati indicano che la gestione forestale ha contribuito in modo rilevante al mantenimento della funzionalità ecologica dei bacini montani. In particolare, si osserva un effetto positivo sulla capacità di ritenzione e depurazione naturale delle acque, sulla regolazione dei flussi idrici e sulla stabilità idrogeologica dei versanti. L'approccio integrato, basato sulla sinergia tra monitoraggio idrico e gestione attiva delle superfici boscate, si conferma efficace nel garantire la qualità della risorsa idrica, anche in un contesto di crescente pressione ambientale.

Riduzione dell'erosione del suolo

La valutazione della riduzione dell'erosione del suolo è stata condotta applicando la metodologia già descritta nei paragrafi precedenti, basata sull'impiego del modello USLE. Come indicatore per stimare la variazione della su-

scettibilità del suolo all'erosione, è stato considerato il fattore *C*, che rappresenta l'effetto della copertura e della gestione del suolo sull'erosione del suolo.

I risultati ottenuti evidenziano una diminuzione del valore medio del fattore *C*, passato da 1,025 a 1,005. Poiché nel modello USLE il fattore *C* è direttamente proporzionale al valore di erosione stimato, e assumendo costanti gli altri parametri del modello (*R*: erosività della pioggia, *K*: erodibilità del suolo, *L*: lunghezza del pendio, *S*: pendenza), si può concludere che l'erosione media del suolo nelle aree analizzate è diminuita nel periodo considerato.

Sebbene la variazione risulti contenuta, essa è significativa in relazione all'estensione ridotta dell'area di studio, e deve essere interpretata come un segnale positivo degli effetti delle pratiche gestionali adottate. Tra queste si segnalano in particolare: interventi di rimboschimento mirato, regimazione idrogeologica delle acque meteoriche, utilizzo di tecniche di esbosco a basso impatto.

Queste azioni concorrono efficacemente alla protezione dei suoli forestali e alla prevenzione dei fenomeni erosivi, anche in un contesto morfologicamente complesso e potenzialmente vulnerabile. Se mantenuto nel tempo, questo approccio gestionale potrà condurre a una ulteriore riduzione del rischio di erosione, con benefici diretti sulla stabilità idrogeologica e sulla conservazione del capitale naturale.

Aree di importanza per attività turistico-ricreative

Nel periodo compreso tra il 2019 e il 2022 sono stati ripristinati 157,28 km di sentieri, garantendo così la riapertura alla fruizione pubblica di numerosi percorsi escursionistici. Tali interventi hanno avuto un impatto rilevante non solo in termini di recupero della funzionalità infrastrutturale, ma anche sul piano della valorizzazione del paesaggio montano e della fruizione sostenibile delle risorse naturali.

L'importanza strategica di tali interventi è confermata anche dai dati relativi al flusso turistico. Secondo le elaborazioni dell'Azienda per il Turismo (APT) della Valle di Fiemme e Cembra si è registrato un incremento significativo delle presenze turistiche nel periodo 2020-2024. In particolare, si è passati da 668.592 visitatori

nel 2020 (anno successivo alla tempesta Vaia e inizio dell'epidemia di bostrico), a 1.038.714 visitatori nel 2024, evidenziando una crescita del 55,3% in quattro anni.

In questo contesto, la manutenzione e il miglioramento continuo della rete sentieristica rappresentano un elemento fondamentale sia per l'offerta turistica territoriale, sia per garantire condizioni di fruizione sicura dei boschi, delle malghe e delle aree montane. Gli interventi effettuati mirano dunque a ristabilire l'accessibilità alle aree naturali in modo sicuro, prevenire fenomeni di degrado legati al calpestio incontrollato ed incentivare una fruizione sostenibile e rispettosa del patrimonio forestale.

La strategia adottata integra gli obiettivi di conservazione ambientale con quelli di sviluppo socioeconomico locale, contribuendo alla resilienza del territorio e al consolidamento dell'identità turistica della valle.

Analisi Life Cycle Assessment (LCA)

I risultati mostrano che la Carbon Footprint associata all'esbosco di 1 m³ di tronchi è pari a 7,13 kg CO_{2eq}, mentre quella per 1 m³ di cippato è di 0,27 kg CO_{2eq}. In entrambi i casi il contributo maggiore all'impatto ambientale proviene dalla fase di cantiere (taglio, allestimento, esbosco), seguita dai trasporti e dalla manutenzione delle infrastrutture forestali.

Per la produzione di una singola piantina forestale, invece, l'impatto sul cambiamento climatico è risultato pari a 0,0046 kg CO_{2eq}, con i contributi principali legati a carburanti e trasporti.

Il confronto tra cantieri ha evidenziato che quelli effettuati utilizzando le gru a cavo hanno mostrato l'impatto più basso per unità di prodotto, mentre quelli eseguiti mediante l'utilizzo di elicottero presenta l'impatto più elevato. Tuttavia, la variabilità all'interno delle tipologie di esbosco è alta, rendendo difficile identificare la tecnica "migliore" in senso assoluto. Le differenze dipendono fortemente da fattori locali come pendenza, accessibilità e resa.

Conclusioni

I risultati delle attività di monitoraggio e analisi condotte dalla Magnifica Comunità di

Fiemme nel periodo 2018–2025 confermano l'efficacia di un approccio integrato alla gestione forestale, basato su principi di sostenibilità ambientale, supportato da certificazioni internazionali (FSC® e PEFC) e fondato su evidenze tecniche e scientifiche.

Le azioni di rimboschimento post-disturbo hanno consentito il recupero funzionale di circa 200 ettari di superficie forestale e la rigenerazione di uno stock di carbonio pari a 1.357,76 tCO₂, contribuendo in modo concreto alla mitigazione dei cambiamenti climatici. L'ottenimento della certificazione PEFC per i Servizi Ecosistemici nella località Mulat, con uno stoccaggio riconosciuto di oltre 96.000 tCO₂, apre nuove prospettive verso la valorizzazione economica del carbonio tramite il mercato volontario dei crediti di sostenibilità.

In parallelo, la conservazione della biodiversità, con particolare riferimento alla popolazione di *Tetrao tetrix*, e il miglioramento della qualità dell'habitat, dimostrano la compatibilità tra gestione attiva e tutela faunistica. I dati di monitoraggio mostrano, infatti, una tendenza positiva della popolazione e un'espansione delle superfici idonee alla riproduzione.

Anche sotto il profilo idrico, le azioni intraprese hanno garantito la conservazione della qualità delle acque potabili, nonostante le perturbazioni indotte da eventi naturali estremi. La riduzione della superficie forestale degradata nei bacini montani ha contribuito alla regolazione idrica e alla stabilità idrogeologica.

I dati derivanti dall'applicazione del modello USLE indicano una riduzione del rischio erosivo, attribuibile a pratiche di esbosco a basso impatto e opere di regimazione idraulico-forestale. Questo risultato, seppur modesto in valore assoluto, è significativo nel contesto di un territorio morfologicamente fragile.

La riqualificazione della rete sentieristica ha avuto un impatto positivo sulla fruibilità del territorio e sull'offerta turistica sostenibile, dimostrando la possibilità di integrare obiettivi ambientali e sviluppo locale.

Infine, lo studio di LCA, condotto in conformità agli standard ISO e alle normative europee, ha quantificato con elevato livello di dettaglio la *carbon footprint* delle diverse fasi della filiera forestale. L'analisi ha evidenziato le principali fonti emissive, costituendo una base conoscitiva

essenziale per l'elaborazione di strategie di mitigazione e l'adozione di buone pratiche gestionali finalizzate a ottimizzare le operazioni future e ridurre ulteriormente le emissioni climalteranti. Nel complesso, le evidenze raccolte dimostrano che la gestione forestale promossa da MCF è in grado di coniugare mitigazione climatica, conservazione ecologica e valorizzazione territoriale. L'utilizzo integrato di strumenti quantitativi, standard di certificazione e dati empirici rappresenta un modello operativo replicabile, orientato alla resilienza e alla sostenibilità dei sistemi forestali montani in un contesto di crescente vulnerabilità ambientale.

I risultati raggiunti sono frutto di progetti mirati di sostenibilità ambientale, che hanno permesso una gestione forestale efficace e conforme agli standard internazionali. Tuttavia, eventi come la tempesta Vaia e l'epidemia di bostrico, seppur abbiano temporaneamente aumentato i volumi di legname utilizzabile, hanno causato significative perdite economiche legate alla riduzione della qualità, all'aumento dei costi di manutenzione delle risorse forestali e alla svalutazione del legname.

Con l'esaurirsi dell'attuale fase di prelievo straordinario, la MCF rischia una forte contrazione delle entrate, compromettendo la manutenzione del territorio e l'erogazione dei servizi ecosistemici. Per questo, diventa fondamentale ripensare la gestione forestale futura, puntando sulla valorizzazione di tutti i servizi offerti dalle foreste, promuovendo forme di finanziamento esterne, sia pubbliche che private, per garantire la continuità e la sostenibilità del sistema forestale della MCF.

MCF sta sviluppando una progettualità partecipata con attori privati finalizzata a sostenere pratiche di conservazione e restauro ecologico, superando la logica dei soli interventi di rimboschimento. Questo approccio integrato mira a preservare i processi ecologici e la biodiversità, garantendo al contempo la valorizzazione dei servizi ecosistemici e delle funzioni socio-culturali delle foreste. Negli ultimi anni, tale modello collaborativo ha reso possibile l'attivazione di investimenti privati destinati al ripristino di habitat degradati, alla valorizzazione di aree protette (ad esempio il Biotopo di Canzenagol) e alla gestione sostenibile della loro fruizione turistica.

BIBLIOGRAFIA

AGENZIA PROVINCIALE PER LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE (APPA), 2024 – *Rapporto sullo Stato dell'Ambiente del Trentino 2024*. Capitolo 7: Clima. <https://rapportoambiente.provincia.tn.it/rapporto/>

CONSIGLIO DELLA PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO, Legge provinciale 23 maggio 2007, n. 11.

CORONA P., FERRARI B., MARCHETTI M., BARBATI A., 2006 – *Risorse forestali e rischio di desertificazione in Italia. Standard programmatici di gestione*. Università della Toscana, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Comitato Nazionale per la Lotta alla Siccità e alla Desertificazione, Roma.

Decreto Legislativo 3 aprile 2018, n.34, *Testo Unico in materia di foreste e filiere forestali*, Gazzetta Ufficiale n.92 del 20 Aprile 2018.

DUFFY C., O'DONOGHUE C., RYAN M., KILCLINE K., UPTON V., SPILLANE C., 2020 – *The impact of forestry as a land use on water quality outcomes: An integrated analysis*, *Forest Policy and Economics*, Volume 116, 2020, 102185, ISSN 1389-9341.

FAO, 2018 – *The State of the World's Forests 2018 – Forest pathways to sustainable development*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAHRIG L., 2003 – *Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity*. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34: 487-515. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34. 487-515. 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FSC, 2017 – *Standard FSC di Gestione Forestale Nazionale*, FSC-STD-ITA-01-2017 V1-0.

FSC, 2021, *Procedura sui Servizi Ecosistemici: Dimostrazione degli impatti e strumenti di mercato*. FSC-PRO-30-006 V1-2IT.

HLÁSNÝ T., KROKENE P., LIEBHOLD A., MONTAGNÉ-HUCK C., MÜLLER J., QIN H., RAFFA K., SCHELHAAS M.-J., SEIDL R., SVOBODA M., VIIRI H., 2019 – *Living with bark beetles: impacts, outlook and management options*. From Science to Policy 8. European Forest Institute.

HLÁSNÝ T., KÖNIG, L., KROKENE P., LINDNER M., MONTAGNÉ-HUCK C., MÜLLER J., QIN H., RAFFA K.F., SCHELHAAS M.-J., SVOBODA M., VIIRI H., & SEIDL R., 2021 – *Bark Beetle Outbreaks in Europe: State of Knowledge and Ways Forward for Management*.

JÖNSSON A.M., APPELBERG G., HARDING S., BÄRRING L., 2009 – *Spatio-temporal impact of climate change on the activity and voltinism of the spruce bark beetle, Ips typographus*. *Global Change Biology*, 15(2), 486-499.

KÄRVEMO S., ROGELL B., SCHROEDER M., 2014 – *Dynamics of spruce bark beetle infestation spots: Importance of local population size and landscape characteristics after a storm disturbance*. *Forest Ecology and Management*, 334, 232-240.

MARINI L., AYRES, M.P., BATTISTI A., FACCOLI M., 2012 – *Climate affects severity and altitudinal distribution of outbreaks in an eruptive bark beetle*. *Climatic Change*, 115(2), 327-341.

MARINI L., ØKLAND, B., JÖNSSON, A. M., BENTZ, B., CARROLL, A., FORSTER, B., GRÉGOIRE, J.C., HURLING, R., NAGELEISEN, L.M., NETHERER, S., RAVN, H.P., WEED, A., SCHROEDER, M., 2017 – *Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests*. *Ecography*, 40(12), 1426-1435.

MASTEALI S.H., BAYAT M. & GHORBANPOUR M., 2025 – *Effects of forest structure from graph theory connectivity indicators on river water quality in the Caspian Sea Basin*. *Sci Rep* 15, 7344.

MAZZUCCHI M., 1983 – *Neve e vento nell'alto bacino dell'Avio: come mai tanti schianti nei boschi?* *Economia Montana* 15 (4):3-10.

PANAGOS P., BORRELLI P., POESSEN J., BALLABIO C., LUGATO E., MEUSBURGER K., MONTANARELLA L., ALEWELL C., 2015 – *The new assessment of soil loss by water erosion in Europe*. *Environmental Science & Policy*, Volume 54, Pages 438-447, ISSN 1462-9011.

PEFC ITALIA, 2021 – *Standard di certificazione dei Servizi Ecosistemici generati da boschi e piantagioni gestiti in maniera sostenibile*. *PEFC ITA 1001-SE:2021 vers 0.4. Allegato 1: Carbonio: Stoccaggio, assorbimento e non emissione*.

PEREIRA H.M., LEADLEY P.W., PROENÇA V., ALKEMADE R., SCHARLEMANN J.P., FERNANDEZ-MANJARRES J.F., ARAÚJO M.B., BALVANERA P., BIGGS R., CHEUNG W.W., CHINI L., COOPER H.D., GILMAN E.L., GUÉNETTE S., HURT G.C., HUNTINGTON H.P., MACE G.M., OBERDORFF T., REVENGA C., RODRIGUES P., SCHOLES R.J., SUMAILA U.R., WALPOLE M., 2010 – *Scenarios for global biodiversity in the 21st century*. *Science*. 2010 Dec 10;330(6010):1496-501.

PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO, 2010 – *Piano per la difesa dei boschi dagli incendi – Terza Revisione*.

PROVINCIA AUTONOMA DI BOLZANO - Ripartizione Foreste, 2020, *VAIA 2018 Report Finale*.

PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO – APPA, 2022 – *Inventario delle emissioni della Provincia di Trento*.

PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO - DIPARTIMENTO PROTEZIONE CIVILE, FORESTE E FAUNA, AGENZIA PROVINCIALE DELLE FORESTE DEMANIALI – SERVIZIO FORESTE, 2022 – *Stato di attuazione del Piano d'Azione per la gestione degli interventi di esbosco e ricostituzione dei boschi danneggiati dalla Tempesta Vaia – Report finale*.

PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO – SERVIZIO FORESTE, 2023 – *Piano per l'organizzazione degli interventi di utilizzazione per la lotta fitosanitaria e di ricostituzione dei boschi danneggiati*. LP. 23 maggio 2007, n.11, art.98 bis .

SCHROEDER L.M., LINDELÖW Å., 2002 – *Attacks on living spruce trees by the bark beetle Ips typographus (Col. Scolytidae) following a storm-felling: A comparison between stands with and without removal of wind-felled trees*. *Agricultural and Forest Entomology*, 4(1), 47-56.

SCHROEDER L.M., 2010, *Colonization of storm gaps by the spruce bark beetle: Influence of gap and landscape characteristics*. *Agricultural and Forest Entomology*, 12(1), 29-39.

SHEPHERD G., STAGNARI F., PISANTE M., BENITES J., FAO, 2008 – *Visual Soli Assessment – Field Guide*.

WERMELINGER B., 2004 – *Ecology and management of the spruce bark beetle Ips typographus - A review of recent research*. *Forest Ecology and Management*, 202(1-3), 67-82.

Andrea Bertagnolli

E-mail: a.bertagnolli@mcfiemme.eu

Ilario Cavada

E-mail: i.cavada@mcfiemme.eu

Magnifica Comunità di Fiemme

Viale Libertà, 1 – 38033 Cavalese (TN)

Ilaria Zorzi

E-mail: ilaria.zorzi@bluebiloba.com

Bluebiloba Startup Innovativa s.r.l.

Via C. Salutati, 78 – 50126 Firenze

PAROLE CHIAVE: *Servizi ecosistemici forestali, gestione forestale sostenibile, pianificazione forestale*

RIASSUNTO

La Magnifica Comunità di Fiemme gestisce 20.000 ettari di boschi e pascoli, con un modello sostenibile certificato FSC® e PEFC. Anche dopo eventi estremi come la tempesta Vaia e conseguente epidemia di bostrico, è riuscita a valorizzare tutti i servizi ecosistemici del suo territorio, attraverso specifici progetti di sostenibilità.

KEYWORDS: *Forest ecosystem services, sustainable forest management, forest planning*

ABSTRACT

The Magnifica Comunità di Fiemme manages 20.000 hectares of forests and pastures, with a sustainable FSC® and PEFC certified model. Even after extreme events such as Vaia windstorm and the consequent *Ips typographus* epidemic, it has managed to enhance all the ecosystem services of its territory through specific sustainability projects.

La mitigazione del rischio di caduta massi in versanti bostricati: valutazione degli effetti dei tagli direzionati

Introduzione

Le foreste alpine non sono soltanto serbatoi di biodiversità e fonte di legname: esse svolgono una molteplicità di servizi ecosistemici, tra cui, soprattutto nei territori montani, la funzione protettiva. I boschi agiscono infatti come barriere naturali, capaci di attenuare il rischio di processi gravitativi quali frane, valanghe e caduta massi, proteggendo abitati e infrastrutture a valle.

La stabilità delle foreste alpine ed europee è sempre stata messa a dura prova da disturbi naturali a grande scala. Tra i più rilevanti vi sono le tempeste di vento, responsabili di un'importante parte dei danni forestali nel continente, e le pullulazioni di insetti scoltidi, che ne possono amplificare gli effetti. Nel contesto italiano, un caso emblematico è rappresentato dalla tempesta Vaia (ottobre 2018), che ha abbattuto circa 8,5 milioni di m³ di legname nelle Alpi italiane, di cui oltre 4 milioni solo in Trentino. Nei boschi superstiti, già indeboliti, si è successivamente diffusa l'epidemia di *Ips typographus* (bostrico tipografo), responsabile di ingenti ulteriori danni alle peccete. A Vaia e al bostrico non sono dunque seguite solo perdite economiche, ma anche una significativa riduzione della capacità di protezione dei versanti.

Per rispondere a questa emergenza, la Provincia autonoma di Trento ha incentivato l'adozione da parte dei proprietari forestali di misu-

re innovative di gestione forestale, volte a mitigare il rischio residuo e a favorire la ricostituzione dei boschi danneggiati: i tagli direzionati.

Lo studio qui presentato nasce da un lavoro di tesi dell'Università di Padova – Dipartimento TESAF e riprende parte di quanto già pubblicato su *Sherwood* n. 276 (RICHTER P., LINGUA E., SGARBOSSA A., FAIT S., 2025), analizzando due cantieri forestali trentini danneggiati dal bostrico (Montesover in Val di Cembra e Malga Caore in Val di Fiemme), nei quali sono stati applicati i tagli direzionati per la mitigazione della perdita dell'effetto protettivo delle foreste. L'efficacia della misura è stata valutata mediante simulazioni condotte con il modello Rockyfor3D, confrontando quattro diversi scenari di copertura forestale e modalità di gestione.

Le aree di studio

La sperimentazione dei tagli direzionati è stata condotta su due cantieri forestali del Trentino orientale. Si tratta di aree colpite in maniera significativa dalla pullulazione di bostrico, con conseguente perdita della stabilità e della capacità di protezione dei versanti.

Il primo sito di studio si trova nel Comune di Sover, in Val di Cembra, su un versante esposto a sud-est che sovrasta una strada di accesso all'abitato di Montesover. L'area si estende tra i 1.100 e i 1.400 m di quota e presenta pendenze

COSA SONO I TAGLI DIREZIONATI



Figura 1 – Tagli direzionati effettuati sul cantiere di Malga Caore.

Con il termine tagli direzionati si indica una pratica selvicolturale che prevede il rilascio a terra di una percentuale variabile di piante assegnate al taglio, a seconda della progettazione del cantiere, disponendole trasversalmente alla linea di massima pendenza del versante. Per “fissare” i tronchi, questi vengono posizionati generalmente a monte delle ceppaie, tagliate appositamente alte anche per aumentare la scabrezza del versante. Nel presente caso di studio, si tratta di piante morte in piedi a causa del bostrico.

I tronchi rilasciati agiscono come una barriera naturale: riducono la velocità e l’energia cinetica dei massi, aumentando la probabilità che vengano trattenuti lungo il pendio.

Rispetto all’esbosco totale, questa scelta presenta diversi vantaggi:

- garantisce una protezione immediata dopo l’evento di disturbo, in attesa che il bosco si ricostituisca;
- favorisce la rinnovazione naturale, grazie alla maggiore variabilità di elementi sul suolo;
- crea microhabitat utili a specie vegetali e faunistiche.

Va considerato che questa soluzione comporta una rinuncia economica da parte dei proprietari, poiché una quota del legname resta inutilizzata a terra. Per questo motivo la Provincia autonoma di Trento ha previsto specifici incentivi pubblici, finalizzati a coprire i maggiori costi di realizzazione del cantiere sostenuti da chi ha scelto di adottare questa pratica di gestione.

medie comprese tra il 35 e il 50%, con alcuni tratti puntuali ancora più ripidi. La copertura originaria era costituita da una pecceta secondaria coetanea di abete rosso (*Picea abies*), fortemente compromessa dall'attacco del bostrico in sei distinte aree, per un totale di circa 17 ha, con la tipica distribuzione "a macchia di leopardo". Nel cantiere sono stati applicati i tagli direzionati, lasciando a terra circa il 20% delle piante abbattute, corrispondenti a un volume di circa 60 m³/ha.

Il secondo sito si trova presso Malga Caore, in Val di Fiemme, su una superficie di circa 4 ha di proprietà della Magnifica Comunità di Fiemme (storica istituzione proprietaria di ampie superfici forestali). L'area è situata tra i 1.600 e i 1.750 m di altitudine ed è caratterizzata da un'unica area di intervento con pendenze minori rispetto a Montesover, ma che si trova direttamente a valle di una falesia soggetta a potenziali crolli e a monte di un edificio adibito a malga. Anche qui l'intervento ha previsto il rilascio a terra del 20% delle piante abbattute, pari a un volume di circa 100 m³/ha.

Metodologia di studio

Per valutare l'efficacia dei tagli direzionati come misura di protezione contro la caduta massi è stato utilizzato il software di simulazione Rockyfor3D, uno strumento impiegato

per lo studio dei processi gravitativi su versanti montani. Nel caso della caduta massi, il modello combina dati topografici, caratteristiche forestali e parametri relativi ai massi per ricostruire la dinamica del rotolamento lungo i versanti. In particolare, esso permette di stimare variabili chiave quali la velocità media e massima, l'energia cinetica e la distanza di arresto dei massi, fornendo così indicazioni quantitative sull'efficacia delle misure di protezione. In sintesi, il software simula la traiettoria di caduta dei massi con un vettore che memorizza i valori tridimensionali di posizione e velocità degli stessi, attraverso il calcolo di una sequenza di cadute libere degli stessi, descritte dalla legge di moto parabolico e di rimbalzi sulla superficie del pendio nonché urti contro alberi.

Il modello richiede un set minimo di dieci raster in formato ASCII, tutti con la stessa estensione e risoluzione: in questo studio è stata scelta una griglia di 2x2 m. Tra i layer più importanti figurano il modello digitale del terreno, la densità della roccia nelle celle sorgente (ovvero il punto del versante dal quale i massi cominciano a rotolare, come per esempio una falesia) e i parametri che descrivono la rugosità superficiale, sintetizzati in Figura 2 attraverso tre indici di scabrezza (RG70, RG20 e RG10) che esprimono in percentuale la distribuzione delle dimensioni degli ostacoli presenti al suolo. Per raccogliere

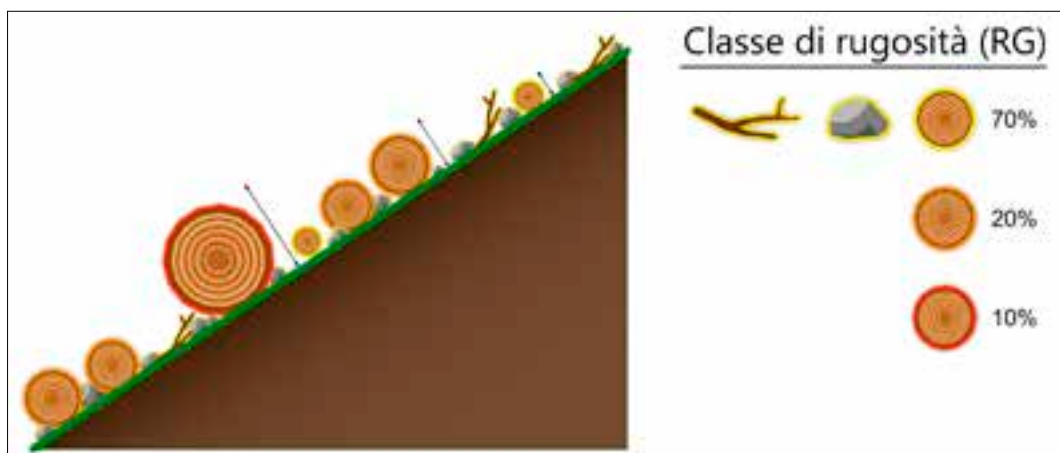


Figura 2 – Misura della classe di rugosità (roughness RG).

i risultati, lungo il pendio sono stati inseriti dei “checkpoint” equivalenti a reti paramassi virtuali, in grado di registrare il numero e l'energia dei massi transitati attraverso.

Precedentemente alla fase di campionamento, per individuare le aree più significative, sono state condotte 200 simulazioni preliminari in assenza di copertura forestale, così da localizzare le zone a maggiore probabilità di transito. Su queste direttrici sono stati tracciati dei transetti lungo i quali gli operatori hanno percorso il versante dall'alto verso il basso, rilevando i parametri della rugosità del versante. Ogni rilievo è stato compilato due volte, ipotizzando sia la condizione di suolo nudo sia quella con la presenza dei tagli direzionati, in modo da registrare l'effetto del legname a terra sulla scabrezza del suolo. I dati dendrometrici relativi alla foresta in piedi (densità, diametro medio e sua variabilità) sono stati ricavati dai progetti di taglio, che prevedono il cavallettamento totale delle piante assegnate al taglio. In questo modo è stato possibile calcolare con precisione il numero di individui per ettaro, il diametro medio e la deviazione standard, successivamente trasformati in raster per alimentare il simulatore.

Sulla base di queste informazioni sono stati definiti quattro scenari di confronto:

1. **NF** (No Forest, versante nudo, utilizzato come riferimento per l'interpretazione dei dati);
1. **F** (foresta intatta pre-evento);
1. **FNM** (foresta senza tagli direzionati, con asportazione totale del legname danneggiato);
1. **FM** (foresta con tagli direzionati, scenario reale).

Per ciascuno scenario sono state effettuate 1000 simulazioni, facendo rotolare virtualmente blocchi lungo i versanti, di dimensione pari a $0,5 \text{ m}^3$ con una variazione per difetto e per eccesso del 10%.

I raster di output hanno restituito informazioni fondamentali come il numero di passaggi dei massi, la probabilità di raggiungere determinati settori del versante, la velocità e l'energia cinetica, oltre al numero e all'altezza degli impatti contro i fusti. Per quantificare l'effetto

di protezione della foresta (e dei tagli direzionati) rispetto allo scenario di riferimento **NF**, sono stati calcolati i tre indicatori di DUPIRE *et al.* (2016): il **BARI** (*BARrier effect Index*), che misura la capacità della foresta di arrestare i massi; il **MIRI** (*Maximum Intensity Reduction Index*), che valuta la riduzione dell'intensità massima tramite il 95° percentile dell'energia cinetica; e l'**ORPI** (*Overall Rockfall Protection Index*), che integra frequenza ed energia e fornisce una classificazione sintetica della protezione complessiva. Quest'ultimo, per semplificare l'interpretazione dei risultati, è stato espresso con una scala 0–100, distinguendo un effetto protettivo basso (≤ 50), medio (50–90) o alto (≥ 90).

Grazie a questo approccio è stato possibile quantificare in termini oggettivi l'efficacia dei tagli direzionati, confrontando la situazione dei due cantieri con la foresta originaria e con scenari alternativi di gestione.

Risultati

Il cantiere di Montesover

In Tabella 1 sono riportati i risultati delle simulazioni nei tre scenari Foresta intatta F, foresta con tagli direzionati FM e foresta con asportazione totale del legname FNM. È possibile notare che nel cantiere di Montesover la foresta pre-evento garantiva una buona capacità protettiva, con valori medi su tutta l'area di cantiere. Successivamente ai danni causati dal bostrico e l'intervento selvicolturale, lo scenario FM ha mantenuto prestazioni migliori rispetto a quello con completa asportazione del legno a terra (scenario FNM), riproducendo il livello di protezione della foresta intatta nei checkpoint 3–4–5.

Inoltre, studiando le simulazioni in questo cantiere, è emerso un importante aspetto: le aree nelle quali i tagli direzionati hanno sortito gli effetti migliori corrispondono alla parte di cantiere posta più a monte rispetto al versante, vicino alla zona sorgente e lontano dalle opere da proteggere specie se più a valle rimane una “zona cuscinetto” di foresta integra anche a seguito dell'utilizzazione boschiva, come per esempio nell'area 5 e 6 in Figura 3. Ciò è in li-

Tabella 1 – Risultati delle simulazioni nei cantieri forestali di Montesover e Malga Caore utilizzando tre scenari differenti (F=foresta in piedi; FM=foresta utilizzata con rilascio di tagli direzionati; FNM=foresta utilizzata con esbosco totale del materiale legnoso).

MONTESOVER			MALGA CAORE		
Scenario	Checkpoint	Effetto Protettivo (ORPI)	Scenario	Checkpoint	Effetto Protettivo (ORPI)
F	1	medio	F	1	alto
F	2	medio	F	2	medio
F	3	medio	F	3	alto
F	4	medio	-	-	-
F	5	medio	-	-	-
FM	1	basso	FM	1	alto
FM	2	basso	FM	2	basso
FM	3	medio	FM	3	alto
FM	4	alto	-	-	-
FM	5	medio	-	-	-
FNM	1	basso	FNM	1	basso
FNM	2	basso	FNM	2	basso
FNM	3	medio	FNM	3	medio
FNM	4	medio	-	-	-
FNM	5	medio	-	-	-

nea con quanto presente in letteratura, secondo cui l'effetto protettivo della foresta è influenzato molto dalla lunghezza del versante incidente considerato.

Nel complesso, le simulazioni sembrerebbero confermare l'effetto dei tagli direzionati sulla mitigazione del rischio di caduta massi, evidenziando che il rilascio del 20% delle piante ha garantito il mantenimento dell'effetto protettivo della foresta originale in tre casi su cinque. Nei restanti due casi, quindi, per compensare l'insufficiente quantità di piante rilasciate a terra difficilmente modificabile post-intervento, si può considerare un rimboschimento ulteriore, diminuendo i tempi di rinnovazione della foresta di protezione.

Infine, i risultati suggeriscono un'indicazione gestionale importante: l'entità del rilascio dovrebbe essere differenziata in fase progettuale, modulando la quantità di piante rilasciate a terra, in funzione dell'ubicazione del cantiere rispetto al versante, all'eventuale presenza di foresta integra a valle e certamente della presenza di elementi a rischio da proteggere.

Il cantiere di Malga Caore

Anche nel cantiere di Malga Caore i risultati riportati in Tabella 1 confermano il ruolo protettivo della foresta originaria nei confronti della caduta massi. Lo scenario con bosco integro (F) mostra un'evidente efficienza, con il Protection Effect classificato come alto in due checkpoint su tre e classificato medio nel restante caso.

Quando si considerano i tagli direzionati (scenario FM), l'effetto protettivo rimane alto nei checkpoint 1 e 3, mentre si riduce a basso nel checkpoint 2. In questo punto, infatti, sia lo scenario con rilascio del 20% delle piante a terra sia quello senza alcun rilascio di materiale a terra evidenziano valori bassi di ORPI, suggerendo che l'efficacia del rilascio sia stata insufficiente a garantire una adeguata mitigazione della caduta massi.

In pratica, le aree nel quale i tagli direzionati hanno avuto i risultati più significativi corrispondono alle due estremità del cantiere. Come mostra la Figura 4, si tratta, da un lato, della zona a monte del checkpoint 1, ovvero direttamente a monte della struttura abitabile della

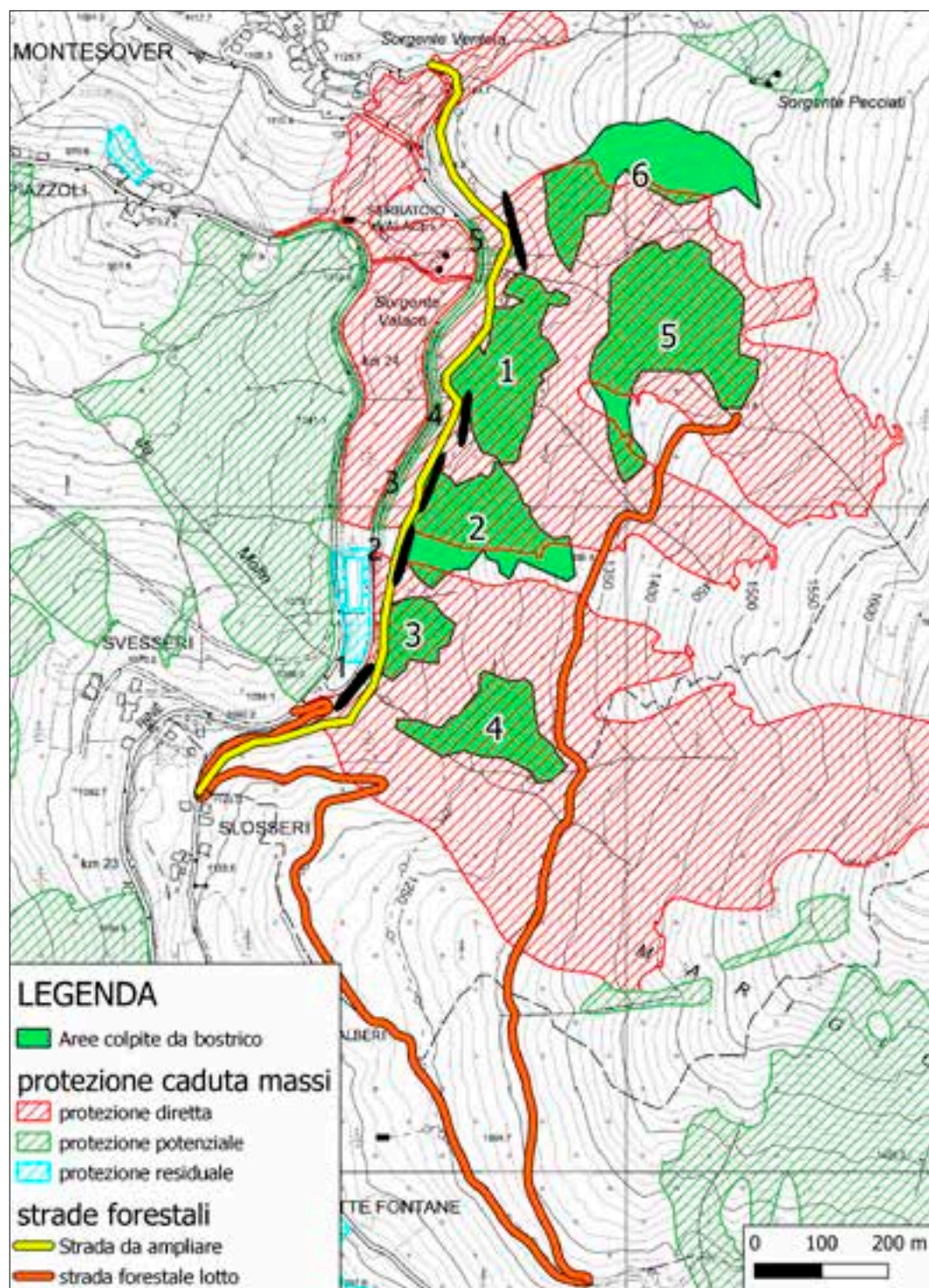


Figura 3 – Cantiere forestale di Montesover. Le barre azzurre indicano i checkpoint.

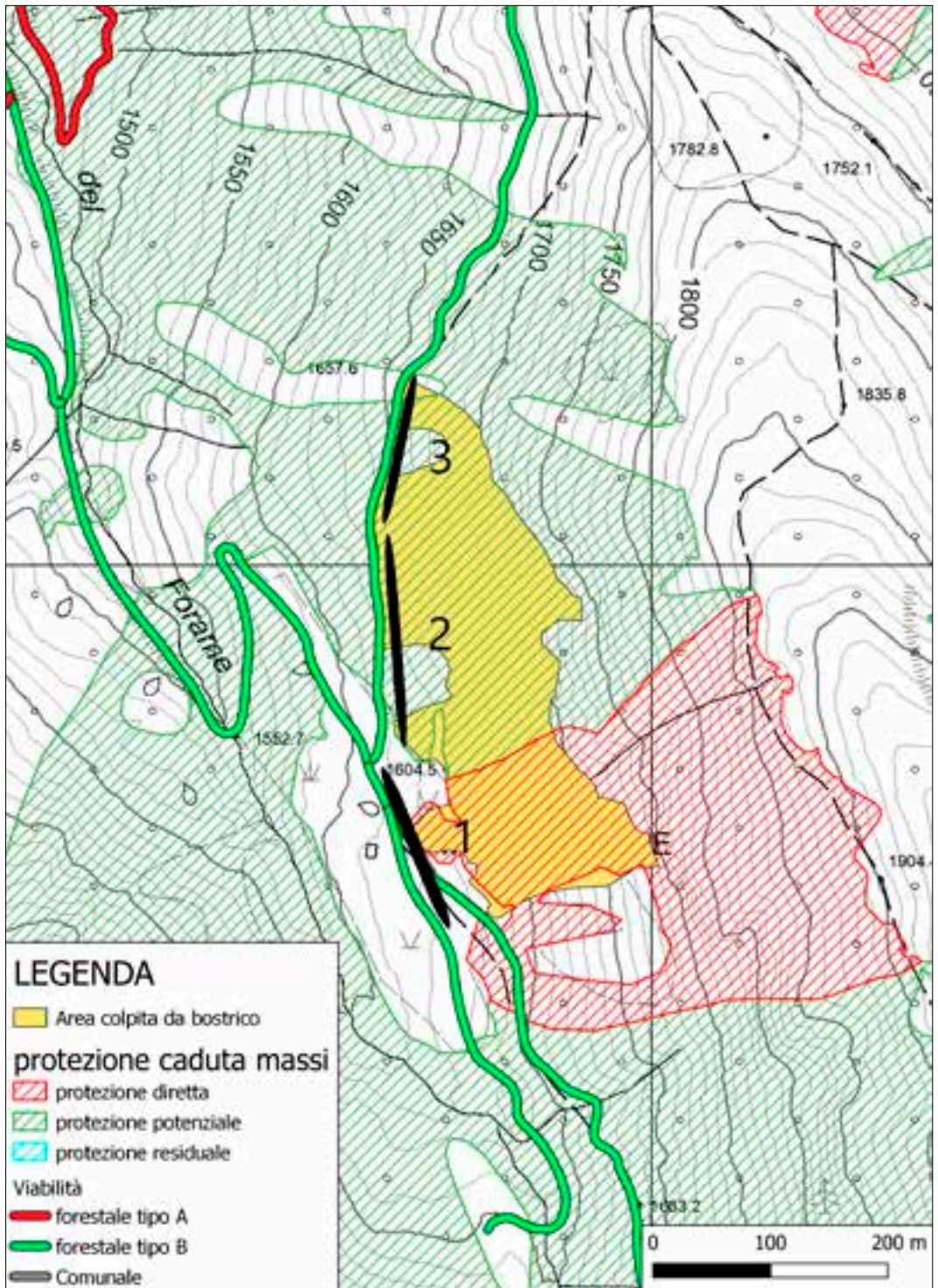


Figura 4 – Cantiere forestale di Malga Caore. Le barre nere indicano i checkpoint.

malga, tra l'altro coincidente con la zona classificata di protezione diretta dalla carta dei boschi di protezione dalla caduta massi. Dall'altro, a monte del checkpoint 3, si nota invece l'effetto della piccola "zona cuscinetto" di foresta risparmiata dall'attacco del bostrico integrato a quella dei tagli direzionati soprastanti che annulla, si può dire, il passaggio dei massi in caduta lungo il versante. Ciò comporta un buon risultato in quanto l'obiettivo di protezione, in questa parte di cantiere, sembrerebbe raggiunto. Nell'area centrale del cantiere, corrispondente alla zona soprastante il checkpoint 2, invece, il rilascio a terra del 20% delle piante assegnate al taglio non è stato sufficiente per il mantenimento della capacità di protezione originaria.

Considerazioni

È opportuno precisare che i raster utilizzati in questo studio per stimare la rugosità del terreno (RG70, RG20 e RG10) sono stati costruiti a partire dai rilievi in campo. Ricerche recenti (COSTA et al., 2021) hanno però dimostrato che l'impiego di dati LiDAR consente di ottenere una descrizione molto più accurata della superficie e della posizione dei tronchi rilasciati, con simulazioni più attendibili e risultati più vicini alla realtà.

Per questo motivo, in futuro, sarebbe auspicabile ripetere analisi simili utilizzando dati derivati da rilievi LiDAR o fotogrammetrici da drone. Nel caso dei cantieri di studio, tali acquisizioni non sono già disponibili sia per Montesover che per Malga Caore, effettuate prima e dopo gli interventi, e potrebbero quindi offrire nuove possibilità di approfondimento.

Un ulteriore passo avanti potrebbe essere quello di valutare l'efficacia dei tagli direzionati introducendo una maggiore diversificazione degli interventi, tenendo conto della lunghezza dei versanti e della posizione dei cantieri rispetto ad essi, della presenza di aree cuscinetto con bosco intatto e dell'opportunità di diversificare la percentuale di rilascio a terra.

Conclusioni

Lo studio ha permesso di valutare l'efficacia dei tagli direzionati nella mitigazione del

rischio di caduta massi in due cantieri forestali del Trentino colpiti dall'epidemia di bostrico. È emerso come, in seguito a un disturbo naturale di grande portata, la capacità protettiva del bosco possa diminuire in modo drastico, fino a scomparire del tutto a seconda della gravità dell'evento. Le simulazioni condotte nei due cantieri forestali trattati con i tagli direzionati dimostrano un effetto protettivo superiore rispetto alla rimozione totale del materiale. Questo primo risultato è molto importante poiché offre un riscontro positivo alla decisione dei proprietari forestali di investire sul mantenimento dell'effetto di protezione del versante dal rischio di caduta massi a discapito della massimizzazione dei ricavi della vendita di tutto il materiale legnoso danneggiato. Sia a Montesover che a Malga Caore la foresta originaria offriva una protezione di livello medio-alto. Le simulazioni hanno mostrato che, nella maggior parte dei casi, il rilascio del 20% delle piante abbattute – circa 60 m³/ha a Montesover e 100 m³/ha a Malga Caore – ha consentito di mantenere la capacità di protezione rispetto alla foresta originaria, soprattutto dove il cantiere era collocato in posizione alta sul versante o dove erano presenti fasce di bosco integro direttamente a valle delle aree denudate.

Diversa è la situazione laddove l'area trattata si trova immediatamente sopra le strutture da proteggere e risulta troppo corta rispetto alla zona di origine dei massi: in questi casi, il 20% non è sufficiente a garantire lo stesso livello di protezione della foresta originale. Da qui la necessità, in fase progettuale, di valutare la possibilità di differenziare l'entità del rilascio in funzione della posizione e delle caratteristiche del versante, per assicurare una protezione più omogenea.

In conclusione, i tagli direzionati si confermano una misura selvicolturale efficace e naturale per attenuare la perdita della funzione protettiva dopo eventi a larga scala come la pullulazione di insetti. A differenza delle pratiche tradizionali di rimozione totale del legname (*salvage logging*), essi permettono di conservare la capacità del bosco di difendere da fenomeni gravitativi come la caduta massi, offrendo al tempo stesso benefici ecologici legati alla biodiversità e alla rinnovazione naturale.

SOFTWARE UTILIZZATI

ROCKYFOR 3D ver. 5.1, Ginevra: ecorisQ – International Association for Natural Hazard Risk Management

BIBLIOGRAFIA

COSTA M., MARCHI N., BETTELLA F., BOLZON P., BERGER F., LINGUA E., 2021 – *Biological Legacies and Rockfall: The Protective Effect of a Windthrown Forest*. Forests 12(9):1141.

DORREN L.K.A., 2012 – *Rockyfor3D (v5.2) revealed – Transparent description of the complete 3D rockfall model*. Int. Ecoris Association, Geneva, 32 p.

DUPIRE S., BOURRIER F., MONNET J.-M., 2016 – *Forest protective effect against rockfalls across the French Alps: influence of forest diversity*. Forest Ecology and Management, 382: 269-279.

PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO, 2019 – *Rapporto sui danni della tempesta Vaia*. Servizio Foreste, Trento.

RICHTER P., LINGUA E., SGARBOSSA A., FAIT S., 2024 – *Tagli direzionati e caduta massi: risultati di una sperimentazione in Trentino*. Sherwood – Foreste ed Alberi Oggi, 276: 35-40.

Sara Fait

Servizio Foreste P.A.T.
Stazione Forestale Rotaliana-Königsberg

Andrea Dott. Sgarbossa

Servizio Foreste P.A.T.
Ufficio Pianificazione
Selvicoltura ed Economia forestale

PAROLE CHIAVE: tagli direzionati, caduta massi, gestione sostenibile

RIASSUNTO

Le foreste delle zone montane largamente popolate, come quelle del Trentino, svolgono un ruolo fondamentale di protezione contro i fenomeni gravitativi, tra cui la caduta massi. Gli eventi estremi degli ultimi anni – la tempesta Vaia del 2018 e la successiva epidemia di bostrico tipografo (*Ips typographus*) – hanno messo a dura prova questa funzione ecosistemica, compromettendo ampie superfici boscate e aumentando l'esposizione a questo rischio di comunità e infrastrutture.

Tra le pratiche sperimentate per conciliare sicurezza e gestione forestale sostenibile ed ecologica vi sono i tagli direzionati, che prevedono il rilascio a terra di una parte delle piante abbattute, disposte trasversalmente alla massima pendenza del versante. Questa tecnica mira a creare barriere naturali in grado di dissipare l'energia dei massi e, al tempo stesso, favorire la rinnovazione e la biodiversità.

Lo studio, condotto su due cantieri forestali in Val di Cembra (Montesover) e in Val di Fiemme (Malga Caore), ha utilizzato il modello di simulazione caduta massi Rockyfor3D ver. 5.2 per analizzare quattro scenari: bosco intatto, bosco danneggiato dal bostrico e trattato con tagli direzionati, versante sgomberato totalmente dal legname danneggiato ed infine considerando il versante nudo, senza alcuna copertura forestale, assumendolo come riferimento per l'interpretazione dei dati. I risultati dimostrano che i tronchi rilasciati a terra permettono di mantenere la capacità protettiva della foresta originaria, rappresentando una soluzione temporanea ma efficace ed ecologica per ridurre il rischio di caduta massi in attesa della ricostituzione del soprassuolo.

Keywords: biological legacies, Rockfall, sustainable forest management

ABSTRACT

Forests in densely populated mountain areas, such as those in Trentino, play a fundamental protective role against gravitational phenomena, including rockfall. The extreme events of recent years – the Vaia storm of 2018 and the subsequent outbreak of the spruce bark beetle (*Ips typographus*) – have severely tested this ecosystem function, damaging vast forested areas and increasing the exposure of communities and infrastructure to this risk.

Among the practices tested to reconcile safety with sustainable and ecological forest management are biological legacies, which involve leaving part of the felled trees on the ground, arranged transversally to the steepest slope of the hillside. This technique aims to create natural barriers capable of dissipating the energy of falling rocks while at the same time fostering regeneration and biodiversity.

The study, carried out in two forest work sites in Val di Cembra (Montesover) and Val di Fiemme (Malga Caore), used the rockfall simulation model Rockyfor3D ver. 5.2 to analyze four scenarios: intact forest, forest damaged by bark beetle and treated with biological legacies, slope completely cleared of damaged timber (*salvage logging*), and finally the bare slope without any forest cover, taken as a reference for data interpretation. The results show that the logs left on the ground allow the protective capacity of the original forest to be maintained, representing a temporary but effective and ecological solution to reduce rockfall risk while waiting for the vegetation cover to be restored.

Il ruolo della matricinatura nel recupero di cedui castanili invecchiati: il caso studio di Pederobba e Combai (TV)

Introduzione

Il castagno (*Castanea sativa* Miller), pianta arborea appartenente alla famiglia delle Fagaceae, è una specie submontano-mediterranea che rientra nella zona climatico-forestale del Castanetum (GELLINI e GROSSONI, 1996). Il castagno europeo è l'unica specie nativa del genere *Castanea* in Europa. L'ampia diffusione e la gestione attiva da parte dell'uomo ha portato l'insediamento della specie ai limiti della sua potenziale area ecologica, il che rende difficile tracciare il suo areale naturale di origine (CONEDERA *et al.*, 2016). La sua distribuzione attuale spazia dall'Europa meridionale e Nord Africa sino all'Europa Nord-occidentale, mentre verso Est include l'Asia occidentale.

La specie si diffuse rapidamente con la dominazione romana nei territori di conquista, cosicché tutta l'Europa centro-meridionale venne interessata dalla coltura del castagno sia come castagneti da frutto ma anche come cedui per paleria (la *silva palaris*). La castanicoltura non venne abbandonata dopo la fine del dominio romano ma continuò durante tutto il Medioevo anche per opera dei monaci. Il declino maggiore iniziò nelle prime decadi del '900; cause di natura parassitaria, come il cancro corticale (*Cryphonectria parasitica*) e il mal dell'inchiostro (*Phytophthora cambivora* e *P. cinnamomi*), insieme a cambiamenti di natura economica e sociale, hanno portato ad un graduale decadimento e abbandono della castanicoltura che

continuò all'incirca tutto il Novecento. Dopo una lunga crisi, dagli anni '80 del secolo scorso la castanicoltura italiana tornò a stabilizzarsi in termini di superfici e produzioni.

Ad oggi il castagno occupa in Italia una superficie di 778.475 ha pari al 8,6% della superficie classificata come bosco, così suddivisi: 592.348 ha castagneti da legno, 146.698 ha castagneti da frutto e selve castanili e 39.429 ha castagneti non classificati (IFNC 2015). Nella maggior parte dei castagneti la struttura si presenta monospecifica (90%), monoplana (77%) e coetanea (MANETTI *et al.*, 2017). Oltre i 2/3 dei boschi di castagno (594.675 ha) sono cedui di cui circa il 37% risulta essere in uno stadio invecchiato.

Le formazioni a castagno al giorno d'oggi sono da considerarsi ecosistemi fortemente antropizzati in quanto storicamente oggetto di gestione da parte dell'uomo. Vengono distinte due forme di gestione dei castagneti legate alla funzione principale attribuita: il castagneto da legno e il castagneto da frutto (ROMANO *et al.*, 2023). Le principali tipologie colturali del castagneto da legno possono essere ricondotte a tre categorie: ceduo matricinato, fustaie da legno, strutture non codificabili. La forma di gestione prevalente in Italia è il ceduo matricinato, che comprende soprassuoli regolarmente gestiti (76%) e cedui fuori turno e abbandonati (24%).

Nell'area regolarmente gestita i vari regolamenti regionali prevedono turni minimi da

8 a 14 anni, nessun intervento di diradamento (raramente 1 se il turno supera i 20 anni) e il rilascio di 30-80 matricine ad ettaro (MANETTI *et al.*, 2012, ROMANO *et al.*, 2023). Ad oggi il ruolo della matricinatura nei cedui di castagno è fortemente dibattuto; le principali funzioni attribuite alle matricine (assicurare rinnovazione naturale, produrre legname da lavoro di dimensioni maggiori, assicurare una maggior copertura del suolo), nel caso dei cedui castanili non trovano un effettivo riscontro nella realtà poiché risultano già assicurate dalla capacità pollonifera elevata, dal rapido accrescimento, dalla precoce fruttificazione e dall'elevata disponibilità di seme al suolo (MANETTI *et al.*, 2023). Per una specie esigente di luce come il castagno, il ceduo semplice sarebbe il sistema culturale più idoneo; infatti, nei principali paesi castanicoli europei non esistono, se non in casi particolari, obblighi specifici di rilascio delle matricine (MANETTI *et al.*, 2023).

Il ceduo castanile, in seguito al crollo del mercato della paleria e degli altri assortimenti di piccole dimensioni, ha subito nel secondo dopoguerra un progressivo declino che ha portato in molti casi al completo abbandono della gestione. Questa situazione ha portato rapidamente questi cedui a superare l'età del turno consuetudinario (cedui fuori turno), lasciandoli ad un'evoluzione naturale. L'assenza di trattamento e l'elevata competizione influiscono negativamente sulla struttura del popolamento, sull'accrescimento diametrico, sulla qualità dei fusti e del legno, sulla suscettibilità ai patogeni (AMORINI *et al.* 2001, FONTI *et al.* 2006, SPINA *et al.*, 2009). La scarsa qualità dei fusti presenti in un popolamento non gestito rende fortemente consigliabile un ricambio generazionale per il recupero produttivo del castagneto da legno; tale rinnovazione deve essere perseguita preferibilmente attraverso la ceduazione o, se non possibile, attraverso tagli a buche per garantire l'ingresso al suolo della massima quantità di luce possibile (PIVIDORI *et al.*, 2023).

Il presente lavoro si inserisce in un progetto di ricerca che vede coinvolti il Dipartimento TESAF dell'Università di Padova, il CREA Foreste e Legno di Arezzo e il WSL di Cadenazzo (Svizzera), in collaborazione coi servizi

forestali della Regione Veneto, formando un network di aree permanenti che si concentra sullo studio delle dinamiche selvicolturali relative al recupero di cedui di castagno invecchiati e abbandonati. A scopo sperimentale, sono state ivi applicate ceduazioni ad intensità variabile (dal ceduo semplice fino al rilascio di centinaia di matricine ad ettaro).

Nel corso dell'anno 2023 è stato eseguito un monitoraggio su due delle aree permanenti site sulla pedemontana veneta, con lo scopo di rilevare la situazione a 14-15 anni dall'intervento di ceduazione (applicato negli anni 2007 e 2008 e in assenza di cure colturali successive). Tale monitoraggio è il più recente di una lunga serie di rilievi che nel tempo che hanno consentito di accrescere le conoscenze riguardanti le dinamiche della rinnovazione naturale da seme di *C. sativa* e la relazione competitiva che si instaura con la componente di rinnovazione agamica (polloni da ceppaia) e con le eventuali matricine rimaste (MARCOLIN *et al.*, 2020).

Descrizione degli interventi

In una particella forestale sita nel comune di Pederobba (TV) nel 2007 si è intervenuto in un ceduo di castagno abbandonato con presenza di rovere (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) con l'obiettivo di recuperare le vecchie ceppaie di castagno (ancora dominante) ed al contempo di creare condizioni ottimali alla semmentazione delle matricine. Con la ceduazione sono stati tagliati tutti i polloni di castagno presenti, rilasciando come matricine individui di castagno, rovere (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), orniello (*Fraxinus ornus* L.), carpino bianco (*Carpinus betulus* L.) e ciliegio (*Prunus avium* L.) (MAINO, 2009). Durante il taglio di ceduazione è stato rilasciato un elevato numero di matricine (151 individui ad ettaro di cui 67 di castagno), di molto superiore al numero di matricine indicato dai regolamenti. Nell'area di Combai, in un ceduo abbandonato ed invecchiato a dominanza esclusiva di castagno, l'intervento eseguito nel 2008, in opposizione ai criteri applicati nell'area di Pederobba, è stato eseguito ceduando tutte le ceppaie di castagno presenti e rilasciando il

minimo numero possibile di matricine in accordo i Servizi Forestali della Regione Veneto (nove individui di castagno ad ettaro in assenza di altre specie) esclusivamente per fini sperimentali (RAMPAZZO, 2008).

Nessuna cura colturale è stata applicata dopo la ceduzione fino al momento del monitoraggio nelle due aree oggetto di studio.

Materiali e metodi

L'area di studio, Pederobba

L'area di studio (una superficie forestale di 8500 m² con pendenza media del versante intorno al 30%, esposizione prevalente Est) è situata a circa 500 m s.l.m. sulle pendici meridionali del Monfenera, nel comune di Pederobba (Fig. 1), a circa 34 km Nord-ovest da Treviso. Il Monfenera appartiene al Massiccio del Grappa di cui costituisce il limite Nord-orientale.

Il profilo geologico e litologico del Monfenera è caratterizzato dalla presenza di Biancone sulla fascia sommitale e la Scaglia Rossa sulla parte basale, da cui il nome Pederobba: “*petra rubra*”, cioè, pietra rossa. I suoli presenti sono

suoli su substrati carbonatici fortemente decarbonati e con accumulo di argilla; sono suoli franco limosi, scarsamente ghiaiosi, profondi, acidi in superficie e subacidi in profondità, con rivestimenti di argilla (Fonte: ARPAV - Carta dei Suoli del Veneto in scala 1: 50.000, aggiornamento 2022).

L'area di studio, Combai

L'area di studio è situata a circa 550 m s.l.m. e ha un'estensione di 5.147 m². Si trova sulle pendici sud-occidentali delle Prealpi Trevigiane. Questa catena montuosa si estende dal monte Cesen al Col Visentin ed è compresa tra la vallata del fiume Piave, a ovest, e la Val Lapisina, che separa il Nevegal dall'altopiano del Canisiglio, a Est. Più precisamente, l'area si trova al confine tra i comuni di Miane e Valdobbiadene, a circa 32 km Nord-ovest da Treviso (Fig. 1).

Il profilo litologico e geologico è il medesimo che caratterizza il Monfenera: quindi anche per il monte Cesen sono presenti depositi di Biancone, sulla fascia sommitale, e Scaglia rossa, sulla parte basale. Le strutture della catena prealpina trevigiana sono lunghe ed arti-



Figura 1 – Cartografia con evidenziate le zone in cui ricadono le aree di studio.

colate dorsali, delimitate da ripidi versanti con alta densità di drenaggio, data dai fenomeni carsici causati dal substrato roccioso composto da calcari duri e marnosi.

Le due aree di studio sono distanti fra loro pochi chilometri pertanto soggette al medesimo clima, suboceanico in quanto di transizione tra quello marittimo e quello continentale con una piovosità media annua intorno a 1400-2000 mm a prevalente distribuzione primaverile-autunnale. Le vegetazioni che troviamo principalmente in questi suoli sono: lungo i versanti, le formazioni arboree quali orno-ostrieti nella fascia submontana e faggete nella fascia montana; alle quote più basse compaiono i castagneti (Fonte: ARPAV - Carta dei Suoli del Veneto in scala 1: 50.000, aggiornamento 2022). L'idrografia superficiale è scarsa perché le componenti calcaree sviluppano fenomeni carsici, pertanto è prevalente la circolazione sotterranea.

Misure in campo

Il rilievo dendrometrico condotto ha riguardato il cavallettamento totale (misure del diametro dei fusti vivi) del soprassuolo volto ad aggiornare l'inventario forestale creato prima degli interventi di ceduzione (MAINO, 2009; RAMPAZZO, 2008) e il censimento ipsometrico. Il cavallettamento totale della particella è stato condotto utilizzando una soglia di cavallettamento di 5 cm di diametro a 1,3 m da terra. L'altezza di ogni pianta è stata misurata con l'utilizzo dell'ipsometro Vertex. In riferimento alle ceppaie l'altezza riportata è stata quella del pollone dominante.

Elaborazione dati

- Organizzazione degli individui rilevati secondo frequenza in funzione delle classi diametriche di ampiezza 5 cm (seriazione dei diametri) e conseguenti rappresentazioni grafiche nei due siti.
- Statistiche descrittive dei principali parametri dendrometrici per ciascuna area di studio.
- Tabelle di sintesi a raccolta dei parametri di interesse del ceduo di castagno.

- Confronto tra le dimensioni misurate (altezza e diametro) degli individui di rinnovazione gamica e agamica in ciascun sito, tramite test statistico non parametrico Mann-Whitney.

Risultati e discussione

Risultati complessivi

Il soprassuolo forestale nelle due aree oggetto di monitoraggio presenta densità di individui simile; nell'area di Pederobba si registrano 744 individui ad ettaro, parimenti nell'area di Combai 779 individui ad ettaro.

Nell'area di studio di Pederobba la composizione arborea del bosco, a 15 anni dall'ultimo intervento, è ancora a prevalenza di castagno, che rappresenta l'81% degli individui presenti sul soprassuolo (602 piante ha⁻¹). Sono ancora presenti le matricine di carpino bianco (7%), alcuni esemplari di rovere (2%) di notevoli dimensioni, di orniello (3%), pioppo tremolo (3%) e sporadici esemplari di ciliegio e betulla; inoltre, si riscontra la presenza di robinia (*Robinia pseudoacacia* L.) insediatasi in seguito agli interventi del 2007.

Anche nell'area di studio di Combai la composizione arborea del bosco è a prevalenza di castagno, che rappresenta il 71% del popolamento (555 piante ha⁻¹) con robinia (16%) e betulla (10%); nella categoria "Altre specie", 3% del popolamento, sono compresi pioppo, salice e orniello mentre il carpino bianco è andato scomparendo dal popolamento.

Tabella 1 – Parametri descrittivi delle due aree di studio. Il volume indicato è comprensivo delle matricine. L'incremento medio si riferisce al periodo post ceduzione (15 anni Pederobba e 14 anni Combai) ed è calcolato tenendo conto anche della crescita delle matricine nel periodo considerato.

	Pederobba	Combai
Piante ha ⁻¹	744	779
G (m ² ·ha ⁻¹)	28,1	25,6
D medio (cm)	13,8	12,9
H media (m)	15,5	14,6
V (m ³ ·ha ⁻¹)	221,1	194,5
Incremento medio (m ³ ·ha ⁻¹ ·anno ⁻¹)	12,2	13,5

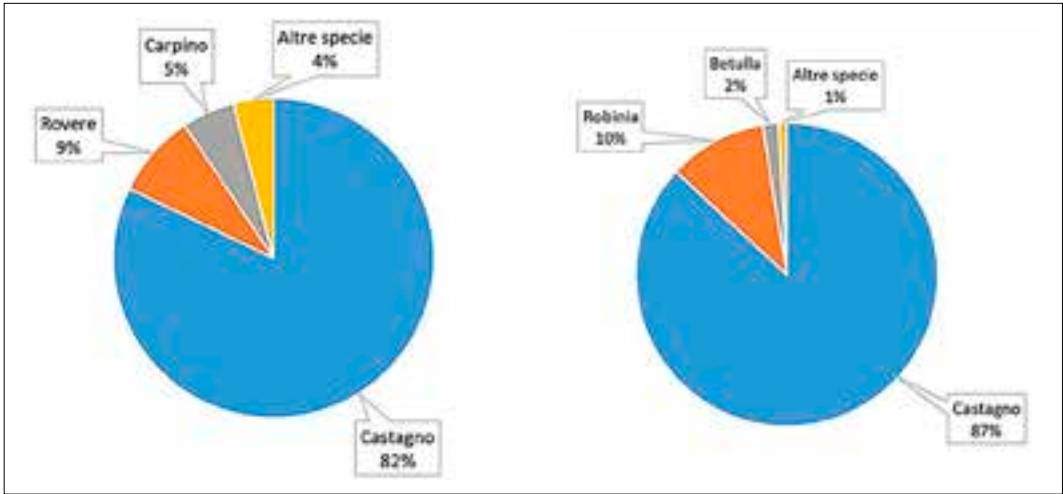


Figura 2 – Composizione specifica in termini di volume dei popolamenti nelle due aree di studio (Pederobba a sinistra, Combai a destra).

Focus sulla presenza di castagno –
specie dominante

Per il castagno, specie prevalente nel soprassuolo e caratterizzata da una spiccata capacità pollonifera, distinguiamo in seguito il numero di ceppaie e il numero di polloni a et-

Tabella 2 – Presenza dettagliata dei soli individui di castagno nei due siti di studio a confronto. Il volume indicato è comprensivo delle matricine di castagno. L'incremento medio si riferisce al periodo post ceduzione (15 anni Pederobba e 14 anni Combai) ed è calcolato tenendo conto anche della crescita delle matricine di castagno nel periodo considerato.

	Pederobba	Combai
N. piante ha ⁻¹	602	555
Ceppaie ha ⁻¹	384	268
Fusti ha ⁻¹	1588	1429
N. fusti vivi a ceppaia ha ⁻¹	4	5
Matricine ha ⁻¹ castagno	67	9
Piante da seme (rinnovazione) ha ⁻¹	151	278
G (m ² ·ha ⁻¹)	22,3	22,2
D medio (cm)	12,4	12,8
H media (m)	15,2	14,2
V (m ³ ·ha ⁻¹)	181,6	168,5
Incremento medio (m ³ ·ha ⁻¹ ·anno ⁻¹)	10,7	11,7

taro. A questi valori si aggiunge il numero di individui di castagno rilasciati come matricine dal taglio precedente e il numero di individui di rinnovazione gamica affermati dopo il taglio (Tab. 2).

La seriazione ordinata dei diametri ci permette di descrivere la distribuzione dei fusti in base alla loro frequenza relativa; sono stati considerati sia gli individui di origine gamica sia quelli derivanti da moltiplicazione agamica in maniera univoca senza distinzioni.

In entrambe le aree di studio la maggior parte degli individui della rinnovazione di castagno insediata sono compresi nella classe diametrica del 10, che va da 7,5 cm a 12,5 cm. Anche gli individui compresi in “Altre specie” (ciliegio, betulla, robinia, pioppo tremolo) sono presenti prevalentemente nelle classi del 5 e del 10, quindi individui di rinnovazione post ceduzione. Gli individui delle classi diametriche superiori includono esclusivamente le matricine rilasciate al momento del taglio, per lo più rovere quindi carpino bianco e ciliegio in area Pederobba e castagno in area Combai.

Matricine come portaseme (solo nell’area di Pederobba): stante l’assenza di cure colturali dopo la ceduzione, nella particella non si registra rinnovazione affermata di rovere, anche se risultava abbondante negli anni successivi al taglio, mentre la rinnovazione di carpino

bianco è presente con pochi individui affermati, infine, la rinnovazione di orniello mostra delle difficoltà poiché le ceppaie risultano spesso deperienti perché sottoposte a quelle di castagno.

Nell'area di Combai segnaliamo come caratteristica la dinamica di colonizzazione della betulla, che entrata come rinnovazione da piante di bordo, nel monitoraggio post cedua-zione del 2011 era la specie dominante, e che ha subito negli anni successivi un veloce declino. La betulla è infatti una specie eliofila che, in seguito alla chiusura delle chiome da parte delle ceppaie di castagno, è andata incontro ad un'altissima mortalità.

L'area basimetrica totale del popolamento nell'area di Pederobba è di 28,1 m²·ha⁻¹. Il castagno costituisce il 79% del totale (22,3 m²·ha⁻¹), le querce il 10% (2,9 m²·ha⁻¹), il carpino il 6% (1,6 m²·ha⁻¹) e il restante 5% è dato dal contributo dalle altre specie.

L'area di studio di Combai presenta 25,6 m²·ha⁻¹ di area basimetrica totale. Il castagno costituisce l'87% del totale (22,2 m²·ha⁻¹), la robinia il 10% (2,6 m²·ha⁻¹), la betulla il 2% (0,5 m²·ha⁻¹) e infine il gruppo "altre specie" costituisce l'1% (0,3 m²·ha⁻¹).

Grazie al rilievo ipsometrico del popolamento, condotto tramite censimento totale delle altezze, è stato possibile ricostruire la curva ipsometrica del castagno. Visto l'importante contributo in termini di area basimetrica apportato dalle matricine di rovere e carpino nell'area di Pederobba, e dalla rinnovazione di robinia e betulla nell'area di Combai, il volume è stato calcolato distintamente per specie. Il calcolo del volume è stato effettuato attraverso l'utilizzo delle equazioni di previsione del volume cormometrico (TABACCHI, 2011). Le altezze di classe sono state calcolate come la media

delle altezze misurate in campo mentre per il castagno sono state ottenute dalla curva ipso-metrica. Il valore ottenuto della provvigione totale del popolamento dell'area di Pederobba è di 221,12 m³·ha⁻¹ (181,6 m³·ha⁻¹ il volume del castagno). Nell'area di Combai il valore ottenuto della provvigione totale del popolamento è di 194,5 m³·ha⁻¹ (168,5 m³·ha⁻¹ il volume di castagno).

Il riscoppio delle ceppaie post cedua-zione ha prodotto in entrambi i siti un numero di polloni che a 14/15 anni risulta nella norma (1588 fusti ad ettaro in Pederobba e 1429 fusti ad ettaro in Combai), 4-5 polloni di media per ceppaia, con accrescimenti in altezza intorno al metro/anno (Tab. 3).

Per quanto riguarda la rinnovazione da seme di castagno, essa risulta abbondante ed oramai affermatasi in quanto gli individui da seme e i polloni delle ceppaie hanno dimensioni simili, seppure vi sia ancora una lieve differenza in termini statistici (Mann-Whitney test, $p < 0.05$) sia per quanto riguarda il diametro che l'altezza nei due siti di studio (Tab. 3) a favore della rinnovazione agamica.

Conclusioni

I popolamenti di castagno analizzati nel presente studio derivano da un taglio di cedua-zione avvenuto negli anni 2007 (Pederobba) e 2008 (Combai). Ad oggi entrambi i popolamenti hanno superato l'età del turno minimo di utilizzazione (12 anni in Veneto, si veda ROMANO *et al.*, 2023); al fine di individuare le possibili opzioni gestionali del soprassuolo si riporta la descrizione dello stato attuale dei castagneti e un breve confronto con la situazione precedente agli interventi.

Tabella 3 – Descrizione quantitativa della componente agamica e gamica di castagno nelle due aree di studio.

	Rinnovazione agamica		Rinnovazione gamica	
	Pederobba	Combai	Pederobba	Combai
Densità (n-ha)	1588	1429	151	278
G (m ² ·ha ⁻¹)	14,6	17,3	1,2	2,7
D medio (cm)	10,8	12,4	9,7	11,1
H media (m)	14,7	14	14,4	13,5

Vista la simile origine dei due popolamenti (entrambi derivano da una situazione pregressa di abbandono culturale), nelle stesse condizioni pedo-climatiche, ed essendo i soprassuoli oggetto di studio praticamente coetanei - oltre che non essere stati oggetto di cure colturali nel post-ceduazione - è possibile effettuare un confronto tra le caratteristiche dendrometriche rilevate nelle due aree di studio. Nel progetto sperimentale è stata volutamente esasperata l'intensità di matricinatura nell'area di studio di Pederobba (ben 151 individui ad ettaro di cui 67 di castagno) in contrapposizione a quanto effettuato sul soprassuolo di Combai con un rilascio minimo di matricine (solo 9 matricine ad ettaro), tanto da poter essere ivi assimilabile ad una ceduzione semplice.

L'area di studio di Pederobba presenta una densità media di 744 individui ad ettaro di cui l'81% è rappresentato da individui di castagno. La componente a castagno include 67 matricine ad ettaro, 384 ceppaie ad ettaro che portano in media 4 polloni ciascuna e 151 individui ad ettaro di rinnovazione da seme insediati post

ceduazione, per un totale di 602 piante ad ettaro di castagno. Il diametro dei fusti di castagno varia da 10,8 cm dei polloni (altezza media 14,7 m) a 9,7 cm degli individui da seme (altezza media 14,4 m). Complessivamente l'area basimetrica (incluse le matricine) è pari a 22,3 m²·ha⁻¹.

L'area di studio di Combai presenta una densità media di 779 individui ad ettaro di cui il 71% è rappresentato da individui di castagno. La componente a castagno include 9 matricine ad ettaro, 268 ceppaie ad ettaro che portano in media 5 polloni ciascuno e 278 individui ad ettaro da rinnovazione gamica post-ceduazione, per un totale di 555 piante ad ettaro di castagno. Il diametro medio dei fusti di castagno varia da 12,4 cm dei polloni (altezza media 14 m) a 11,1 cm degli individui da seme (altezza media 13,5 m). L'area basimetrica che include anche le matricine è pari a 22,2 m²·ha⁻¹.

Una prima valutazione ex-post degli interventi di recupero delle due particelle in abbandono culturale ha dato riscontri certamente positivi in termini di bassa mortalità al taglio

Tabella 4 – Dati dendrometrici principali a confronto nelle due particelle prima degli interventi e nell'ultimo monitoraggio a 14-15 anni dalla ceduzione.

	PRE ceduzione			14-15 anni POST ceduzione		
	N. ceppaie·ha-1 (N. fusti·ha-1) <i>C. sativa</i>	Composizione specifica popolamento	Area basimetrica (diametro medio) <i>C. sativa</i>	N. ceppaie·ha-1 (N. fusti·ha-1) <i>C. sativa</i>	Composizione specifica popolamento	Area basimetrica (diametro medio) <i>C. sativa</i>
Pederobba	604 (1772)	<i>Castanea sativa</i> (78%) <i>Quercus petraea</i> (3%) <i>Carpinus betulus</i> (10%) Altre specie (5%)	31,7 m ² ha ⁻¹ (14,6 cm)	602 (1806)	<i>Castanea sativa</i> (81%) <i>Quercus petraea</i> (2%) <i>Carpinus betulus</i> (7%) Altre specie (10%)	22,3 m ² ha ⁻¹ (12,4 cm)
Combai	415 (715)	<i>Castanea sativa</i> (98%) <i>Fraxinus excelsior</i> (1%) <i>Betula pendula</i> (1%)	60 m ² ha ⁻¹ (39,1 cm)	555 (1705)	<i>Castanea sativa</i> (71%) <i>Robinia pseudoacacia</i> (16%) <i>Betula pendula</i> (10%) Altre specie (3%)	22,2 m ² ha ⁻¹ (12,8cm)

(10-15% delle ceppaie), accrescimenti legnosi e ove necessario di un incremento della densità di ceppaie (nell'area di Combai la ridotta densità di ceppaie iniziale e l'esiguo numero di matricine rilasciate hanno consentito l'insediamento di numerosi individui da seme aumentando del 30% la presenza di castagno al netto della mortalità delle ceppaie post-ceduazione, Tab. 4).

Il diametro medio dei polloni nei due siti denota una certa qual differenza in termini di accrescimento (intorno ai 2 cm a favore del sito di Combai nonostante un anno in meno di crescita). Se passiamo al confronto dell'incremento medio in volume emerge, infatti, una differenza notevole tra i due popolamenti: nel sito di Pederobba è pari a $10,7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{anno}^{-1}$, mentre a Combai risulta pari a $11,7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{anno}^{-1}$. Tale differenza in termini di accrescimento tra i due popolamenti potrebbe essere imputata alla diversa fertilità stazionale (anche se gli accrescimenti in altezza, l'indice che più di altri è legato alla feracità, sembrano del tutto comparabili), oppure come proxy dell'impatto che le matricine hanno sullo sviluppo del ceduo di castagno; ciò farebbe supporre un effetto tendenzialmente negativo della presenza delle matricine nei confronti dello sviluppo della rinnovazione del popolamento (vedi anche MANETTI *et al.*, 2022).

Grazie alla forte vitalità delle ceppaie di castagno che dà garanzia di un buon ricaccio di polloni dopo il taglio, si osserva che il rilascio del minor numero possibile di matricine, assicura una migliore rinnovazione del castagno. Questo è vero nonostante la diversa struttura pre-ceduazione nei due siti di studio (testimoniata da un diametro medio decisamente maggiore e da una densità di ceppaie più bassa nel sito di Combai). Non solo il numero di individui ad ettaro all'ultimo monitoraggio non risulta compromesso dalla ridotta matricinatura (testimonianza dello scarso apporto delle matricine al processo di rinnovazione), ma anche le dimensioni dei fusti risultano in media maggiori. Inoltre, vi è la potenzialità, con cure colturali ad-hoc, di favorire lo sviluppo degli individui rinnovati da seme. Si noti che, nonostante l'assenza di cure colturali post ceduazione, dopo 14-15 anni la rinnovazione da seme non solo ha raggiunto le dimensioni dei polloni ma ha agevolmente sostituito le ceppaie mor-

te al taglio (rendendo quindi inutile per questo scopo il rilascio di matricine al momento della ceduazione).

In relazione alle condizioni strutturali pre-ceduazione dovute all'abbandono e all'invecchiamento (Tab.4) e all'obiettivo degli interventi di recupero (ovvero quello di mantenere un buon livello di polispecificità in Pederobba (MAINO, 2009) e incrementare la densità di individui in Combai), se consideriamo anche l'ulteriore 20% di individui di altre specie, che portano il soprassuolo a 744 individui ad ettaro sull'area di Pederobba (779 individui ad ettaro a Combai), complessivamente il numero di ceppaie risulta nella norma (MANETTI *et al.*, 2017).

Nonostante il numero elevato di matricine di rovere rilasciate, nel sito di Pederobba non si registra rinnovazione affermata di rovere, infatti gli individui presenti nella particella di Pederobba sono tutte matricine rilasciate durante il taglio e mancano completamente individui nelle classi diametriche inferiori, nonostante la rilevante presenza di plantule (fino a 16000 piantine ad ettaro di rovere) nelle prime fasi post-ceduazione (MAINO, 2009). Pertanto, se ne deduce che per la conservazione della rovere non sia sufficiente il rilascio delle matricine in fase di ceduazione per avere disponibilità di seme: sarebbero bensì necessarie delle cure colturali precoci (diradamenti) e tempestive per dare la possibilità alla rinnovazione da seme di rovere (abbondante al primo monitoraggio dopo la ceduazione) di affermarsi. Parallelamente, nell'area di Combai, si è osservato un ciclo rapido di colonizzazione e successivo declino da parte della betulla, specie dominante nell'immediato post-ceduazione ma non in grado di competere con la crescente rinnovazione di castagno.

La sperimentazione nelle due aree di studio ha consentito di verificare come due modalità di ceduazione molto diverse tra loro possono condizionare la rinnovazione del bosco ceduo. In assenza delle cure colturali altrimenti necessarie nella produzione legnosa di castagno di qualità (si veda MARCOLIN *et al.*, 2023), le possibili proposte gestionali future nei due siti di studio vengono a ridursi: i) mantenere il turno breve (16-25 anni) effettuando nel prossimo futuro un taglio di ceduazione oppure ii) nel sito di Pederobba allungare il turno e programmare interventi di diradamento per favorire

nel bosco misto anche lo sviluppo delle matricine di rovere. Entrambe le proposte sono volte a promuovere una gestione attiva del ceduo di castagno al fine di valorizzarne la produzione legnosa e, ove possibile, la conservazione della diversità ed il paesaggio. In quest'ultimo caso (nel sito di Pederobba), la presenza di individui di specie diverse dal castagno con dimensioni notevoli, va considerata per il valore significativo dal punto di vista paesaggistico e come portasegno (biodiversità), anche se penalizzeranno in qualche modo la crescita del ceduo di castagno scontando un po' di incremento e quindi con assortimenti di castagno probabilmente di dimensioni e qualità inferiori (MANETTI *et al.*, 2022). Nel caso invece si voglia puntare forte sulla produzione legnosa di castagno, si auspica per le prossime ceduazioni il rilascio del numero di matricine minore possibile (come sperimentato nel sito di Combai), in modo da evitare gli effetti negativi delle matricine stesse sull'accrescimento dei polloni e sulla vitalità delle ceppaie (MANETTI *et al.*, 2020).

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il Dott. Alberto Marcon dei servizi forestali Regione Veneto per il determinante contributo nel definire e attuare gli interventi nelle aree oggetto di studio.

BIBLIOGRAFIA

- AMORINI E., MANETTI M.C., SANSOTA A., TURCHETTI F. e VILANI F., 2001 – *Impact of silvicultural treatment on genetic variability and on Cryphonectria parasitica incidence in a chestnut coppice in Central Italy*. Forest Ecology and Management, 142: 19-31.
- ARPAV, 2005 – *Carta dei Suoli del Veneto*. Regione Veneto.
- CONEDERA M., TINNER W., KREBS P., DE RIGO D., CAUDULLO G., 2016 – *Castanea sativa in Europe: distribution, habitat, usage and threats*. In: San-Miguel-Ayaz J., de Rigo D., Caudullo G., Houston Durrant T., Mauri A. (Eds.), European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxembourg, pp.
- FONTI P., CHERUBINI P., RIGLING A., WEBER P., BIGING G., 2006 – *Tree rings show competition dynamics in abandoned Castanea sativa coppices after land use changes*. Journal of Vegetation Science, 17(1): 103-112.
- INFC, 2015 – *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. Arma dei Carabinieri – Comando Unità Forestali Ambientali e Agroalimentari & CREA – Centro di ricerca Foreste e Legno. https://www.inventarioforestale.org/statistiche_INFC
- MAINO M., 2009 – Tesi di laurea in Tecnologie forestali e ambientali, Università degli Studi di Padova. *Risposte nel breve periodo della rinnovazione in popolamenti di castagno sottoposti a tagli sperimentali. Il caso di studio di Pederobba (TV)*.
- MANETTI M.C., AMORINI E., 2012 – *Standards in chestnut coppice system: cultural heritage or cultural requirement?* Forest@ - Journal of Silviculture and Forest Ecology, Volume 9, Pages 281-292.
- MANETTI M.C., BECAGLI C., CARBONE F., CORONA P., GIANNINI T., ROMANI R., PELLERI F., 2017 – *Linee guida per la selvicoltura dei cedui di castagno*. Rete Rurale Nazionale, Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Roma.
- MANETTI M.C., CONEDERA M., MARCOLIN E., PIVIDORI M., MALTONI A., PELLERI F., 2020 – *Nuove linee guida per i cedui di castagno*. Castanea – the chestnut R&D Center magazine, Department of Agriculture, Forestry and Food Sciences, University of Torino, 22-25.
- MANETTI, M. C., CONEDERA M., PELLERI F., MONTINI P., MALTONI A., MARIOTTI B., MARCOLIN E., 2022 – *Optimizing quality wood production in chestnut (Castanea sativa Mill.) coppices*. Forest Ecology and Management, 523, 120490.
- MANETTI M.C., CONEDERA M., MALTONI A., MARIOTTI B., PELLERI F., PELLIZZARI S., PIVIDORI M., MARCOLIN E., 2023 – *Il ruolo delle matricine nei cedui di castagno*. Sherwood – Foreste ed Alberi Oggi n.266.
- MARCOLIN E., MANETTI M. C., PELLERI F., CONEDERA M., PEZZATTI G. B., LINGUA E., PIVIDORI M., 2020 – *Seed regeneration of sweet chestnut (Castanea sativa Miller) under different coppicing approaches*. Forest Ecology and Management, 472, 118273.
- MARCOLIN E., PIVIDORI M., PELLERI F., CONEDERA M., MANETTI M.C., 2023 – *Sistemi selvicolturali per i cedui di castagno*. Sherwood – Foreste ed Alberi Oggi n.266, 35-38.
- ROMANO R., MARCOLIN E., MANETTI M.C., 2023 – *Il castagno in Italia: condizioni preliminari e vincoli normativi*. Sherwood – Foreste ed Alberi Oggi n.266, 22-24.
- SPINA S., AGRUMI M., BISTONI A., CAVALLI D., ROMAGNOLI M., 2009 – *Qualità del legno di castagno in alcuni siti del lazio*. Castanea 2009. Primo convegno europeo sul castagno. Cuneo 13-16 ottobre 2009.
- PIVIDORI M., CONEDERA M., MANETTI M.C., MARCOLIN E., 2023 – *Il recupero del castagneto da legno*. Sherwood – Foreste ed Alberi Oggi n.266.
- RAMPAZZO S., 2008 – Tesi di laurea in Tecnologie forestali e ambientali, Università degli Studi di Padova. *Analisi della struttura in un ceduo invecchiato di castagno nel comune di Miane (TV)*.
- TABACCHI G., DI COSMO L., GASPARINI P., MORELLI S., 2011 – *Stima del volume e della fitomassa delle principali specie forestali italiane. Equazioni di previsione, tavole del volume e tavole della fitomassa arborea epigea*. Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura, Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Trento. 412 pp.

Lisa Appoloni

E-mail: lisaappoloni@gmail.com

Silvia Bonsembiante

E-mail: bonsembiantesilvia97@gmail.com

Marcolin Enrico

E-mail: enrico.marcolin@unipd.it

Mario Pividori

E-mail: mario.pividori@unipd.it

Dipartimento Tesaf

Università di Padova

Viale dell'Università, 16 – 35020 Legnaro (PD)

Parole chiave: *ceduo di castagno; rinnovazione naturale; gestione selvicolturale; bosco misto, biodiversità.*

RIASSUNTO

I boschi di castagno (*Castanea sativa* Miller) rappresentano, nel territorio italiano, un elemento di grande valore storico, sociale, economico e ambientale. Per secoli hanno fornito legno, frutti e sostentamento, per questo gran parte delle selve castanili che oggi conosciamo sono il risultato diretto dell'intervento dell'uomo, che ha favorito questa specie a scapito di altre. Il presente studio analizza due popolamenti di castagno dell'area pedemontana veneta (Pederobba-TV e Combai-TV), entrambi abbandonati e recuperati mediante ceduzione sperimentale rispettivamente negli anni 2007 e 2008. L'obiettivo è stato di valutare, a distanza di 14-15 anni, gli effetti di diversi gradi di matricinatura sul recupero di cedui castanili invecchiati. I risultati evidenziano densità e area basimetrica simili tra i due popolamenti, ma accrescimenti nettamente superiori a Combai, dove il numero di matricine era minimo. Questo conferma come una matricinatura ridotta favorisca la funzione produttiva del ceduo. Al contrario, mantenere più matricine, soprattutto di specie diverse dal castagno, conserva la biodiversità e apre la strada alla formazione di boschi misti, ma solo se accompagnata da cure culturali che favoriscano la rinnovazione delle altre specie diverse dal castagno.

Keywords: *chestnut coppice; natural regeneration; silvicultural management; mixed stand, biodiversity.*

ABSTRACT

The sweet chestnut (*Castanea sativa* Miller) stands represent an element of great historical, social, economic, and environmental value on the Italian territory. For centuries they have provided timber, fruits and livelihood; as a result, most of the chestnut woodlands we know today are the direct outcome of human intervention, which favored this species over others. The present study analyses two sweet chestnut stands in the Venetian foothills (Pederobba-TV and Combai-TV), both of which had been abandoned and subsequently restored through experimental coppicing in 2007 and 2008, respectively. The aim was to evaluate, after 14–15 years, the effects of different numbers of standards on the recovery of overaged chestnut coppices. Results revealed similar stand density and basal area in both sites, but higher growth rates in Combai, where the number of standards was significantly lower. This confirms that a reduced presence of standard enhances the productivity function in coppices. Conversely, maintaining a higher number of standards, especially of tree species other than chestnut, promotes biodiversity conservation and fosters the development of mixed stands. This is possible only if accompanied by silvicultural practices that support the regeneration of non-chestnut species.

ROBERTA PASTORELLI

Quando il bosco cambia pelle: come le piante aliene trasformano il suolo sotto i nostri piedi

Introduzione

Negli ultimi decenni, gli ecosistemi forestali europei hanno subito trasformazioni profonde, spesso difficili da percepire. Tra i cambiamenti più significativi, la diffusione di specie vegetali non autoctone rappresenta una delle principali minacce alla biodiversità globale e al funzionamento degli ecosistemi forestali (SALA *et al.*, 2000; RAWAT *et al.*, 2024). Alimentate da globalizzazione, cambiamento climatico e frammentazione degli habitat, le invasioni biologiche, sono una conseguenza diretta della rimozione delle barriere biogeografiche causata dalle attività umane (GIORIA *et al.*, 2023).

Quando queste specie riescono a stabilirsi e diffondersi, modificando la composizione floristica e i processi ecologici locali, si parla di specie aliene invasive (IAS – Invasive Alien Species; Tabella 1) (KETTUNEN *et al.*, 2009). Per rispondere a questa sfida, l’Unione Europea ha introdotto il regolamento (UE) n. 1143/2014, che prevede misure di prevenzione, eradicazione e gestione delle IAS di rilevanza unionale (COMMISSIONE EUROPEA, 2014). Ad oggi, 36 specie vegetali sono incluse in questo elenco, con 19 già presenti in Italia (Tabella 2). Tuttavia, alcune specie ampiamente naturalizzate e con impatti documentati, come *Robinia pseudoacacia* e *Quercus*

Tabella 1 – Principali definizioni (FERRETTI *et al.*, 2019).

Termine	Definizione	Fonte/Riferimento
Specie aliena	Qualsiasi esemplare vivo introdotto al di fuori del suo areale naturale.	Art. 3 del Regolamento Europeo 1143/2014
Specie aliena invasiva	Specie esotica la cui introduzione o diffusione minaccia la biodiversità e i servizi ecosistemici collegati, o ha effetti negativi su di essi.	Art. 3 del Regolamento Europeo 1143/2014
Specie naturalizzata	Specie aliena che ha raggiunto condizioni di autosostentamento e si è diffusa in gran parte dell’areale potenziale, riuscendo a sopravvivere e riprodursi senza intervento umano.	GALASSO <i>et al.</i> , 2018; RICHARDSON <i>et al.</i> , 2000
Invasività	Capacità intrinseca di una specie aliena di diffondersi e stabilirsi su ampie aree, spesso grazie a tratti ecologici e riproduttivi che ne facilitano l’espansione.	RICHARDSON <i>et al.</i> , 2000; FERRETTI <i>et al.</i> , 2019
Invasione biologica	Processo per cui una specie aliena si stabilisce, si espande e ha impatti significativi sugli ecosistemi, sulla biodiversità autoctona e sui servizi ecosistemici.	PYŠEK <i>et al.</i> , 2020; BLACKBURN <i>et al.</i> , 2011

Tabella 2 – Principali specie vegetali aliene invasive presenti nei boschi italiani. Sono riportate origine, habitat preferenziali, presenza nel territorio, inserimento nell'elenco delle specie invasive di rilevanza unionale (Reg. UE 1143/2014) (<https://www.specieinvasive.isprambiente.it>; <https://www.naturachevale.it>; <https://www.lifeasap.eu/index.php/it/specie-aliene-invasive/rilevanzaunionale>).

Nome comune	Specie	Origine	Habitat preferenziali	Presenza in Italia	Inclusa elenco UE
Mimosa	<i>Acacia dealbata</i>	Australia	Boschi degradati, aree incendiate	Diffusa	NO
Acacia saligna	<i>Acacia saligna</i>	Australia	Boschi degradati, aree incendiate	Diffusa	SI
Acer americano	<i>Acer negundo</i>	Nord America	Rive, boschi umidi, margini boschivi	Diffuso	NO
Ailanto, Albero del Paradiso	<i>Ailanthus altissima</i>	Asia	Urbano, ruderale, boschivo	Diffusa	SI
Falsa indaco	<i>Amorpha fruticosa</i>	Nord America	Zone umide, margini boschivi	Diffusa	NO
Pianta dei pappagalli	<i>Asclepias syriaca</i>	Nord America	Margini agricoli e forestali	Diffusa	SI
Baccharis a foglie di alimio	<i>Baccharis halimifolia</i>	America	Ambienti umidi, coste	Diffusa	SI
Panace di Mantegazza	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Caucaso	Radure, margini boschivi, aree umide	Localizzata	SI
Luppolo del Giappone	<i>Humulus scandens (japonicus)</i>	Asia	Margini boschivi, radure	Presente	SI
Balsamina ghiandolosa	<i>Impatiens glandulifera</i>	Asia	Ambienti ripariali boscati	Diffusa	SI
Poligono dell'Himalaya	<i>Koenigia polystachya</i>	Asia	Zone umide, margini boschivi	Presente	SI
Ciliegio tardivo americano	<i>Prunus serotina</i>	Nord America	Boschi mesofili, rimboschimenti	Diffusa	NO
Kudzu	<i>Pueraria montana</i>	Asia	Aree aperte, ruderali	Localizzata	SI
Quercia rossa	<i>Quercus rubra</i>	Nord America	Boschi maturi, margini boschivi	Diffusa	NO
Falsa acacia, Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Nord America	Boschi, rimboschimenti	Diffusa	NO

rubra, non sono incluse nell'elenco europeo e vengono gestite a livello nazionale o regionale (MONTAGNANI *et al.*, 2022).

Molte specie vegetali oggi presenti nei boschi italiani sono state introdotte dall'uomo per scopi pratici o ornamentali, come il consolidamento dei versanti o la produzione di legna. La loro espansione è stata favorita dalla frammentazione del paesaggio e della scarsa competizione in ambienti disturbati (MALTONI *et al.*, 2012; MONTALDI *et al.*, 2019, LAZZARO *et al.*, 2014). Diversi tratti funzionali contribuiscono al successo invasivo: elevata produzione di semi, rapida crescita, tolleranza a condizioni ambientali estreme, capacità di rigenerazione

vegetativa e, in alcuni casi, compatibilità riproduttiva e autofertilità (Tabella 3). Anche meccanismi di allelopatia e la capacità di dispersione a lunga distanza dei semi rappresentano fattori chiave nell'espansione dell'areale (GIORIA *et al.*, 2023). Queste caratteristiche conferiscono alle specie invasive un vantaggio competitivo rispetto alle specie autoctone, facilitando la formazione di popolamenti monospecifici, la sostituzione delle comunità originarie e l'alterazione delle dinamiche ecologiche.

Specie come *Ailanthus altissima*, *R. pseudoacacia* e *Acacia dealbata* si sono diffuse ampiamente, sostituendo comunità autoctone e alterando le dinamiche ecologiche (MONTAGNA-

Tabella 3 – Trattati funzionali e caratteristiche delle piante che favoriscono il loro successo invasivo (GIORIA et al., 2023).

Tratto funzionale	Ruolo nel favorire l’invasione
Propagazione vegetativa	Favorisce l’insediamento e la crescita rapida in diverse fasi dell’invasione.
Peso dei semi elevato	Facilita l’insediamento iniziale (competitività con le plantule).
Auto-compatibilità e auto-fertilità	Permettono la riproduzione in assenza di impollinatori o individui compatibili.
Semi a lunga persistenza nel suolo	Aumentano le possibilità di naturalizzazione anche in condizioni avverse.
Capacità di dispersione a lunga distanza	Determina la velocità di espansione e la colonizzazione di nuove aree.
Plasticità fenotipica	Permette di adattarsi a un’ampia gamma di condizioni ambientali e climatiche.
Elevata velocità di crescita	Favorisce competizione iniziali di successione in habitat disturbati.
Elevata acquisizione di nutrienti	Favorisce competizione iniziali di successione in habitat disturbati.
Simbiosi con azotofissatori	Modifica il ciclo dell’azoto creando feedback positivi per l’invasore.
Produzione di metaboliti secondari (allelopatia)	Inibisce specie native e favorisce la dominanza dell’invasore.
Poliploidia e ibridazione	Aumentano la variabilità genetica e la capacità di adattamento alle condizioni locali.
Resistenza agli stress	Permette di superare periodi sfavorevoli e mantenere popolazioni vitali

NI et al., 2022). Alcune, come *R. pseudoacacia* e *A. dealbata*, grazie alla simbiosi con microrganismi azotofissatori, possono aumentare la disponibilità di azoto (N) nel suolo, favorendo la crescita di piante nitrofile a scapito di specie adattate a suoli poveri di nutrienti. Altre, come *A. altissima*, rilasciano composti allelopatici che inibiscono la rigenerazione delle specie autoctone. Specie erbacee invasive, come *Impatiens glandulifera*, possono interferire con le reti di impollinazione, riducendo la produzione di semi delle piante autoctone. Alcune, come *Heracleum mantegazzianum*, risultano tossiche per l’uomo e fauna, aggiungendo problematiche di sicurezza sanitaria agli impatti ecologici. Le piante aliene invasive (IAP) influenzano anche la fauna, provocando la perdita o la riduzione di habitat idonei e risorse alimentari, con conseguenze sulla distribuzione, abbondanza e comportamento delle comunità animali (MONTAGNANI et al., 2018).

Oltre agli effetti visibili sulla vegetazione e sul paesaggio, un aspetto meno percepito ma ecologicamente rilevante delle invasioni è rappresentato dalle trasformazioni che queste specie aliene esercitano sulle caratteristiche del suolo. Modificano i tassi di decomposizione e alterano i cicli del carbonio (C) e dell’N, influenzando direttamente la fertilità del suolo e la capacità competitiva delle specie autoctone (LAZZARO et al., 2014; 2018; ZHANG et al., 2019).

Le IAP, quindi, non si limitano ad occupare uno spazio, ma ristrutturano attivamente gli ecosistemi che colonizzano e possono compromettere le reti ecologiche aumentando la vulnerabilità a incendi, eventi estremi e attacchi parassitari. Minacciano inoltre i servizi ecosistemici essenziali forniti dalle foreste come la protezione del suolo, la regolazione del ciclo idrogeologico, il sequestro del C e la conservazione della biodiversità (Figura 1).

Comprendere come le IAP modifichino non solo la vegetazione ma anche la composizione chimica del suolo, le comunità microbiche e la microfauna edafica è fondamentale per valutare gli effetti a cascata delle invasioni sul funzionamento e sulla resilienza degli ecosistemi forestali (HULME et al., 2013). Questo contributo intende approfondire gli aspetti legati a come le piante aliene modifichino i nutrienti del suolo, la microflora e la microfauna, e come questi cambiamenti contribuiscano a rimodellare la struttura e il funzionamento degli ecosistemi forestali invasi, con un focus su tre specie particolarmente impattanti: *A. dealbata*, *R. pseudoacacia* e *A. altissima*. Analizzare questi processi è essenziale per sviluppare strategie di gestione e conservazione efficaci in un contesto di cambiamenti climatici e perdita di biodiversità.

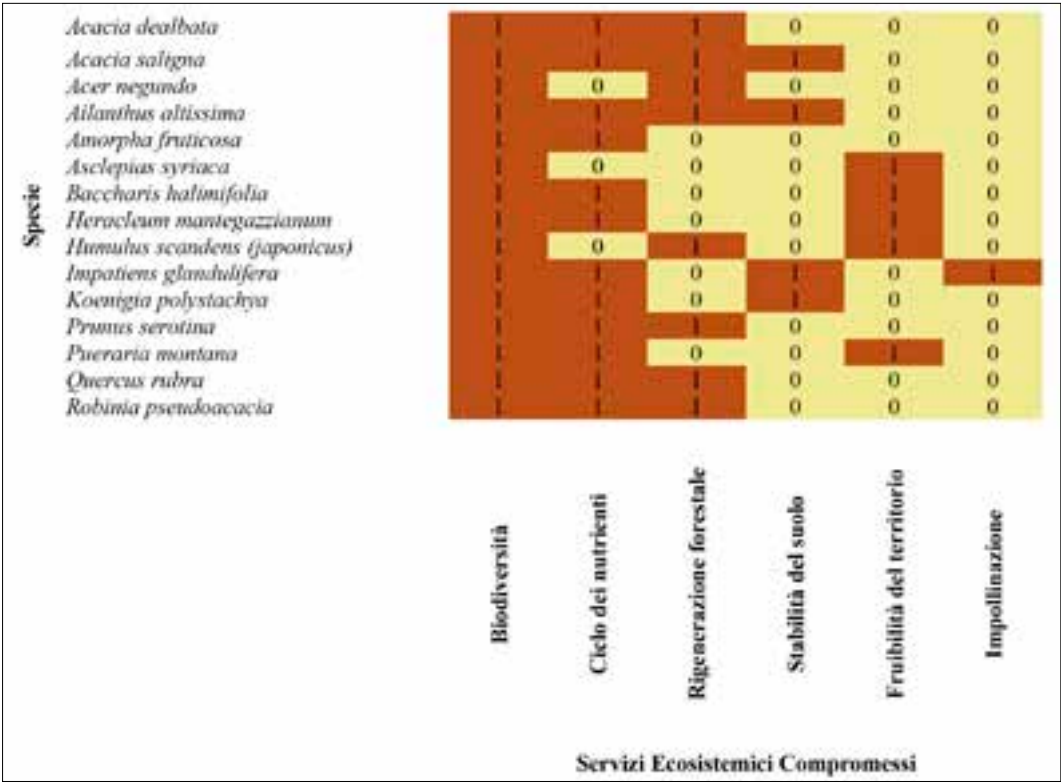


Figura 1 – Impatto delle specie aliene invasive sui servizi ecosistemici forestali in Italia.

Le piante aliene invasive modificano il suolo sotto i nostri piedi

Il suolo è molto più di un semplice supporto per le radici: è un ecosistema vivo, complesso e dinamico. Al suo interno si intrecciano reti invisibili e intricate di batteri, funghi, microartrropodi e nematodi che regolano processi fondamentali come la decomposizione della materia organica, il ciclo dei nutrienti e la formazione di humus. Questi processi garantiscono la fertilità del suolo e la stabilità del C organico, elementi essenziali per la crescita delle piante e la salute dell'intero ecosistema (FAHAD *et al.*, 2022).

Tuttavia, la colonizzazione da parte delle IAP può alterare profondamente questi equilibri, influenzando parametri chiave del suolo come il contenuto di sostanza organica, l'umidità, il pH e la disponibilità di nutrienti (TABELLA 4) (LITT *et al.*, 2014). Il biota del suolo che

svolge un ruolo fondamentale nel funzionamento degli ecosistemi e nel modellare la comunità vegetale, può risentire in modo significativo di queste alterazioni (LAZZARO *et al.*, 2018).

Una recente metanalisi ha evidenziato come l'invasione delle IAP influenzi in modo differenziato i vari gruppi trofici del biota del suolo e le loro funzioni, distinguendo tra effetti esercitati dalla lettiera e quelli legati alla rizosfera (TABELLA 5) (ZHANG *et al.*, 2019). Gli effetti della lettiera riguardano la quantità e qualità del detrito organico (foglie e rami) che si deposita sul suolo. Alcune specie invasive producono lettieri che si decompongono più rapidamente, grazie a un rapporto C/N e lignina/N più basso, fornendo maggiori risorse ai decompositori ma riducendo la diversità di batteri, funghi e organismi detritivori (LEE *et al.*, 2017). Al contrario, lettieri ricche di lignina si decompongono più lentamente, contribuendo alla stabilizzazione del C nel lungo periodo. Piante

Tabella 4 – Meccanismi attraverso cui le piante aliene invasive (IAP) influenzano la dinamica del carbonio nel suolo (RAHEEM et al., 2024).

Aspetto	Meccanismo	Descrizione
Input di biomassa	Maggiore produzione epigea	Maggiore produzione di biomassa aerea rispetto alle specie native, con aumento dell’apporto di lettiera.
	Incremento input radicale	Radici profonde e abbondanti incrementano l’apporto di C tramite essudati e radici morte.
	Vie fotosintetiche efficienti (C4)	Le specie C4 aumentano la produzione di biomassa e il trasferimento di C nel suolo.
Qualità della lettiera	Composizione chimica	Differenze in lignina e rapporto C/N modificano i tassi di decomposizione e la stabilità del C.
Microbioma del suolo	Alterazione delle comunità microbiche	Essudati radicali e relazioni mutualistiche alterano composizione e attività microbica, influenzando i cicli biogeochimici.
	Allelopatia	Composti allelopatici alterano il microbioma e interferiscono con funghi micorrizici e decompositori.
Cicli biogeochimici	Simbiosi con azotofissatori	Le leguminose invasive arricchiscono il suolo di N, favorendo la fotosintesi e l’acumulo di C.
	Accelerazione dei cicli di C e N	L’incremento dei flussi biogeochimici può ridurre la stabilità del C nel suolo.
Struttura vegetale e del suolo	Modifica della comunità vegetale	Cambiamenti nella copertura influenzano l’apporto di C e il microclima del suolo.
	Modifica della struttura del suolo	Cambiamenti nell’apparato radicale e nel contenuto di C influenzano la stabilità e l’erodibilità del suolo.
Fauna del suolo	Effetti sulla fauna edafica	Riduzione della diversità e abbondanza di nematodi e microartropodi, con alterazione del ciclo del C.
Efficienza nutrizionale	Assorbimento efficiente dei nutrienti	L’elevata efficienza può esaurire il C organico, nonostante l’aumento di biomassa.
Interazioni ecologiche	Feedback pianta-suolo	Feedback positivi tramite essudati e allelopatia che favoriscono la diffusione della specie aliena.
Variabilità degli impatti	Dipendenza da contesto	Gli effetti variano in base alla specie invasiva, condizioni ambientali, durata dell’invasione e interazioni con le specie native.

Tabella 5 – Meccanismi attraverso cui le piante aliene invasive (IAP) influenzano il biota del suolo (ZHANG et al., 2019).

Aspetto	Effetti della lettiera	Effetti della rizosfera
Effetti sulla decomposizione	Lettiere con basso C/N e lignina/N → decomposizione rapida	Aumento attività enzimatica Maggiore mineralizzazione dell’azoto
Effetti sul biota del suolo	Maggiori risorse per i decompositori Riduzione della diversità di batteri, funghi e detritivori	Riduzione biomassa biota Riduzione abbondanza batteri, erbivori e predatori
Effetti sulla biodiversità	Favorisce gruppi specifici grazie a nuovi rifugi e risorse	Soppressione di specie native tramite allelopatia
Effetti sui cicli biogeochimici	Accelerazione ciclo dei nutrienti Rilasci di azoto minerale	Ciclo dell’azoto più rapido Maggiore assorbimento di azoto
Effetti sull’ecosistema	Cambiamenti nella struttura trofica del suolo	Alterazione della composizione delle comunità microbiche del suolo

con via fotosintetica C4 possono aumentare la produzione di biomassa, mentre quelle che stabiliscono simbiosi con organismi azotofissatori beneficiano di una maggiore disponibilità di N, favorendo la fotosintesi e la crescita (RAHEEM *et al.*, 2024). L'aumento di risorse disponibili per decompositori e microbivori può accelerare il ciclo dei nutrienti, favorendo il rilascio di N minerale attraverso il consumo della biomassa microbica, come evidenziato per nematodi e ciliati batterivori (McCARY *et al.*, 2016). Tuttavia, se abbondanza e diversità del biota del suolo sono tra le prime variabili a rispondere all'invasione, le modifiche dei cicli biogeochimici di C e N possono richiedere tempi più lunghi per diventare evidenti. Inoltre, le lettiere delle IAP possono influenzare i decompositori non solo come fonte di nutrienti, ma anche modificando l'eterogeneità dell'habitat e le proprietà ambientale del suolo, creando nuovi rifugi e opportunità trofiche che favoriscono specifici gruppi di organismi (ZHANG *et al.*, 2019).

Gli effetti della rizosfera delle IAP sono invece legati agli essudati radicali che possono modificare la composizione e la funzionalità delle comunità microbiche della rizosfera, alterando i cicli dei nutrienti in modo da favorire le piante invasive a scapito delle specie autoctone. In base ai risultati della metanalisi, a differenza degli effetti stimolanti della lettiera su alcuni gruppi trofici, le radici delle IAP riducono la biomassa e l'abbondanza del biota del suolo, con effetti negativi sui batteri (-12%), erbivori (-55%) e predatori (-52%). Gli essudati possono contenere composti organici o metaboliti allelopatici che sopprimono la crescita microbica e delle piante native, favorendo l'invasore; circa il 67% delle specie invasive analizzate presenta effetti allelopatici (ZHANG *et al.*, 2019). Le IAP possono sfuggire a patogeni e erbivori del suolo presenti nei loro habitat d'origine (*enemy release*), riducendo il danno alle radici e la fuoriuscita di essudati, con una conseguente minore disponibilità di risorse per i microrganismi del suolo. Nonostante una minore biomassa batterica, le rizosfere delle IAP mostrano una maggiore attività enzimatica e tassi di mineralizzazione dell'N più elevati, che favoriscono un rapido ciclo dell'N e un maggiore assorbimento da parte dell'invasore, aumentando così la sua competitività rispetto alle

specie native. Inoltre, le IAP, possono modulare le loro interazioni mutualistiche con funghi micorrizici e batteri azotofissatori, influenzando l'assorbimento di fosforo (P) e di N e riducendo la dipendenza da simbiosi micorriziche rispetto alle specie native (ZHANG *et al.*, 2019). Anche architettura e profondità delle radici contribuiscono a queste dinamiche, incrementando l'essudazione e l'apporto di necromassa radicale, contribuendo a creare un ambiente più favorevole per l'invasore (RAHEEM *et al.*, 2024).

Tutte queste alterazioni possono generare un feedback positivo all'invasione, poiché le comunità microbiche modificate possono infatti migliorare la capacità delle IAP di assorbire nutrienti, potenziandone la competitività (ZHANG *et al.*, 2019). Comprendere come queste piante trasformano il suolo sotto i nostri piedi è fondamentale per valutare quanto profondamente un'invasione biologica possa cambiare il volto e il funzionamento dei nostri boschi (HULME *et al.* 2013).

Tre volti dell'invasione: acacia, robinia e ailanto a confronto

Acacia dealbata

A. dealbata Link, nota anche come mimosa, è una leguminosa originaria dell'Australia, in grado di instaurare simbiosi con batteri azotofissatori e contribuire così all'arricchimento in N dei suoli colonizzati. Questa caratteristica le consente di prosperare in ecosistemi poveri di nutrienti, alterando i cicli biogeochimici e creando condizioni edafiche favorevoli alla propria diffusione (FUNK, VITOUSEK, 2007). Attualmente, è considerata una delle IAP più aggressive nei contesti mediterranei e atlantici, con impatti ben documentati in Italia, Spagna, Portogallo, Sud Africa e Cile, sulla biodiversità vegetale (riduzione della ricchezza floristica e semplificazione delle comunità), sui processi di decomposizione della lettiera e sui tassi di mineralizzazione (CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2012; LORENZO *et al.*, 2017), nonché sui parametri fisico-chimici e microbiologici del suolo (LORENZO *et al.*, 2010; LAZZARO *et al.*, 2014).

Definita "specie trasformatrice" (RICHARDSON *et al.*, 2000), *A. dealbata* modifica profondamen-

te gli habitat colonizzati, favorendo l'omogenizzazione del paesaggio e la diffusione di specie nitrofile e ruderali, con conseguente alterazione dei servizi ecosistemici (FUNK, VITOUSEK, 2007).

A livello edafico, la sua invasività è legata a diversi fattori, tra cui la capacità di produrre un elevato numero di semi vitali che possono persistere nel suolo per decenni e germinare in seguito a disturbi come gli incendi. L'invasione modifica significativamente la composizione della banca dei semi del suolo, riducendone la diversità e favorendo una crescente componente aliena a scapito delle specie native (LORENZO *et al.* 2017). Il suo elevato consumo idrico riduce la quantità e qualità dell'acqua disponibile per le piante autoctone, mentre lo sviluppo di un apparato radicale superficiale le consente di dominare e trasformare la struttura del suolo, riducendo la densità apparente e alterandone le proprietà fisiche (LUSIZI *et al.*, 2024).

Sotto la sua chioma si accumula uno spesso strato di lettiera che fornisce fonti di C differenti rispetto alle specie native, influenzando

i processi di decomposizione e i cicli dei nutrienti. In quanto azotofissatrice, *A. dealbata* arricchisce i suoli in N inorganico, prevalentemente sotto forma di NH_4^+ , modificando i cicli dell'N e incrementandone la disponibilità nel suolo (SOUZA-ALONSO *et al.*, 2017). Inoltre, il rilascio di composti allelopatici può influenzare la germinazione e la crescita delle piante circostanti, e la diversità funzionale dei microrganismi del suolo (LORENZO *et al.* 2017).

Numerosi studi hanno analizzato il suo impatto sul suolo. Una revisione sistematica condotta in Sud Africa ha mostrato che l'invasione di *A. dealbata*, aumenta conducibilità elettrica, C organico, N totale, NH_4^+ e NO_3^- , P, potassio (K) e capacità di scambio cationico del suolo, mentre riduce pH e zinco (Zn). L'acidificazione del suolo che ne deriva crea condizioni favorevoli per la specie stessa rispetto ad altre piante che prediligono suoli neutro-basici, influenzando anche la composizione delle comunità microbiche e l'attività enzimatica del suolo (LUSIZI *et al.*, 2024).



Figura 2 – Fioritura di *Acacia dealbata* sul Monte Calamita (Isola d'Elba, Livorno) – Club Alpino Italiano (CAI) sottosezione Isola d'Elba.

Tabella 6 – Effetti dell’invasione di *A. dealbata* su suolo, comunità microbiche e vegetazione (LAZZARO et al., 2014).

Analisi	Parametro	Risultati principali
Suolo (GLMMs)	pH	↓ in suoli invasi ($P < 0.05$)
	TN, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	Invasi > Transizione > Non-invasi ($P < 0.05$)
	TOC	↑ in invasi ($P < 0.10$)
	C/N	↓ in invasi ($P < 0.10$)
Ordination suolo (PCA)		74.5% varianza parziale spiegata; TN, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , TOC correlati positivamente, pH negativamente
Microrganismi (DGGE + RDA)	16S-DGGE	Ricchezza e diversità marginalmente inferiori nei suoli invasi ($P < 0.10$)
	18S-DGGE	Nessuna differenza significativa
	Cluster DGGE	Suoli invasi e non-invasi formano cluster distinti; transizione distribuiti
	RDA-16S	Invasione e C/N spiegano 34.1% varianza parziale
	RDA-18S	Invasione, C/N e NO ₃ spiegano 33.7% varianza parziale
Vegetazione sottobosco	Specie totali	58 specie totali, 14 comuni a tutti gli stati
	Esclusive	3 invasi; 11 transizione; 14 non-invasi
	Specie richness	Non-invasi ≈ Transizione > Invasi ($P < 0.05$)
	Diversità (evenness)	Non-invasi > Invasi ($P < 0.05$); transizione leggermente > non-invasi
	Copertura vegetale	Non-invasi > Invasi ($P < 0.05$)
	Specie nitrofile	↑ da non-invasi → transizione → invasi ($P < 0.05$)
GLMM = Modello Lineare Generalizzato Misto; TN = Azoto totale; TOC = Carbonio organico totale; DGGE = Elettroforesi su gel con gradiente denaturante; RDA = Analisi della ridondanza.		

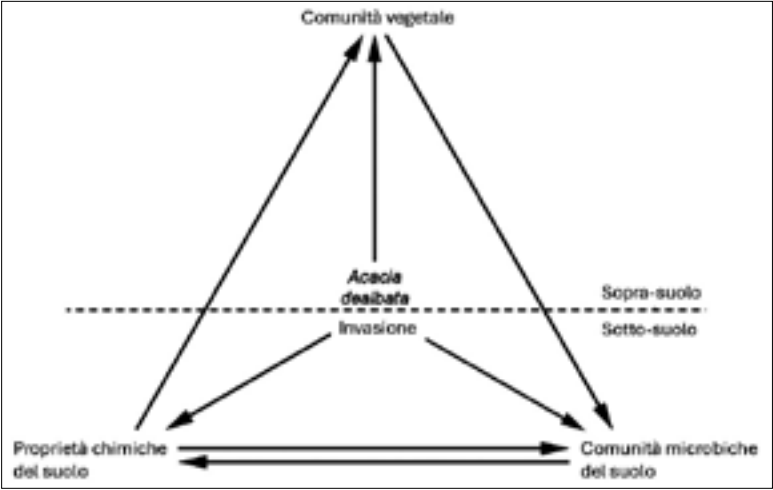
Sull’Isola d’Elba, in un contesto mediterraneo ad elevato valore conservazionistico, *A. dealbata* si è diffusa nella vegetazione sclerofilla locale attraverso nuclei spontanei originati da individui coltivati (Figura 2). Nell’area sud-orientale di Capoliveri, dopo un incendio di vaste proporzioni nel 1998, la specie si è rapidamente espansa sostituendo la macchia autoctona e formando densi nuclei monospecifici facilmente distinguibili (LAZZARO, 2015). Uno studio condotto sul Monte Calamita ha analizzato come questa invasione abbia modificato varie componenti ecosistemiche, sia sopra e che sotto il suolo, esaminando vegetazione del sottobosco (specie erbacee, arbusti/giovani alberi <30 cm e copertura vegetale totale), le proprietà chimiche-fisiche (tessitura, contenuto totale di C e N, nitrati e nitriti) del suolo e le comunità microbiche (batteri e funghi) in aree invase, di transizione e non-invasi (LAZZARO et al., 2014).

In linea con altri studi, le analisi hanno evidenziato che *A. dealbata* altera significativamente le caratteristiche chimiche del suolo, arricchendolo in N totale e frazioni inorganiche, e acidificandolo. Le comunità microbiche

risultano influenzate dallo stato di invasione, con variazioni legate a C/N e N disponibile, mentre la vegetazione mostra una riduzione della ricchezza e copertura, un aumento di specie nitrofile e una modifica della composizione floristica nelle aree invase (Tabella 6). Le aree di transizione hanno mostrato valori intermedi, confermando che le modifiche edafiche sono conseguenza dell’invasione. In sintesi, l’invasione di *A. dealbata* ha modificato in modo significativo i comparti biotici e abiotici dell’ecosistema, influenzando cicli e riserve di nutrienti e generando un potenziale feedback pianta-suolo che ne sostiene l’espansione (Figura 3) (LAZZARO et al., 2014).

Uno studio in Sud Africa condotto tramite metagenomica *shotgun*, ha mostrato che la rizosfera di *A. dealbata* ospita comunità batteriche arricchite in geni associati a tratti di promozione della crescita delle piante (PGP), chemiotassi batterica, sistemi di secrezione, metabolismo dell’N, carboidrati e vitamine. Lo studio ha inoltre messo in luce il ruolo centrale di *Bradyrhizobium*, batterio azotofissatore, nel promuovere la competitività della pianta

Figura 3 – Schema di funzionamento proposto per gli impatti di *Acacia dealbata* sull'ecosistema locale dell'Isola d'Elba: l'invasione modifica direttamente le proprietà del suolo, le comunità microbiche e la vegetazione, con effetti interconnessi che si propagano tra comparti (LAZZARO et al., 2014).



in suoli poveri, facilitando l’invasività della specie invasiva. È stata anche rivelata un’abbondanza di attinobatteri del genere *Amycolatopsis*, capaci di degradare lignina e produrre antibiotici, contribuendo alla protezione della pianta da patogeni e al turnover della sostanza organica accumulata. Questi risultati suggeriscono che *A. dealbata* arricchisce la rizosfera con microrganismi benefici e ne stimola l’attività, alterando i cicli del suolo e sostenendo la propria diffusione. (KAMUTANDO et al., 2019)

Robinia pseudoacacia

R. pseudoacacia L., comunemente nota come robinia o falsa acacia, è una specie arborea decidua originaria degli Appalachi (Nord America). Introdotta in Europa nel 1601, inizialmente in Francia e successivamente in Italia per il consolidamento di scarpate e il recupero di suoli degradati, si è rapidamente diffusa grazie alla sua crescita veloce, alla tolleranza a condizioni difficili e alla simbiosi con batteri azotofissatori (SITZIA et al., 2016). Oggi è considerata una delle IAP più diffuse nelle regioni temperate dell’emisfero settentrionale, con presenza significativa in gran parte della penisola italiana. Qui ha sostituito formazioni autoctone come querceti e castagneti, portando alla formazione di boschi monodominati (VÍTKOVÁ et al., 2017; GALASSO et al., 2018). In Italia, la sua superficie è stimata superiore ai 3.800 km²,

di cui circa 2.000 km² a copertura dominante, pari al 3% della superficie forestale nazionale, con una tendenza in costante crescita (FERRETTI et al., 2019). Come *A. dealbata*, anche la robinia è definita “specie trasformatrice”, capace di alterare le condizioni degli habitat colonizzati, favorendo lo sviluppo di specie nitrofile e ruderali e una progressiva omogenizzazione degli habitat (VÍTKOVÁ et al., 2017).

Il successo invasivo della robinia è legato alla simbiosi radicale con batteri azotofissatori appartenenti alla famiglia delle Rhizobiaceae (ad es. *Rhizobium*, *Mesorhizobium* e *Bradyrhizobium*). I ceppi simbiotici mostrano elevata diversità fenotipica e filogenetica, adattandosi a condizioni ambientali difficili, contribuendo così alla capacità “pioniera” della specie e alla sua espansione in suoli poveri o degradati (MALTONI et al., 2012). Grazie alla fissazione dell’N atmosferico, la robinia può aumentare la disponibilità di N minerale nel suolo, favorendo l’accumulo di forme disponibili come NO₃⁻ e NH₄⁺ negli ambienti in cui si insedia, come osservato in foreste ripariali dominate da *Populus alba* (MEDINA-VILLAR et al., 2016). La fissazione di N atmosferico può contribuire in modo rilevante all’espansione della specie, con stime di 30 kg N/ha in contesti italiani (IPLA, 2000) e fino a 300 kg N/ha in alcune aree dell’altopiano Loess in Cina (KU et al., 2022). Tuttavia, in suoli con buoni livelli di N, la formazione di noduli tende a ridursi, e la pianta soddisfa il suo fabbisogno di N minerale



Figura 4 – Area di studio con dominanza di *Robinia pseudoacacia* (Santomato, Pistoia).

assorbendolo direttamente dal suolo (MALTONI *et al.*, 2012; KU *et al.*, 2022). È stato inoltre osservato che, analogamente ad altre leguminose, la robinia presenta una ridotta capacità di traslocare N dalle foglie agli organi permanenti prima della senescenza, restituendo così quantità significative di N al suolo attraverso la lettiera (MALTONI *et al.*, 2012). In ecosistemi poveri, l'introduzione della robinia può aumentare la disponibilità di N nel suolo e i tassi di mineralizzazione, modificando in modo significativo il ciclo dell'N (RICE *et al.*, 2004).

Uno studio condotto in Toscana ha analizzato l'impatto dell'invasione di *R. pseudoacacia* su diverse componenti biotiche e abiotiche degli ecosistemi forestali, confrontando suoli e vegetazione in popolamenti invasi da robinia con quelli di querceti decidui autoctoni (*Quercus pubescens*, *Quercus cerris*) (Figura 4). I risultati hanno evidenziato che l'invasione della robinia influenza significativamente le proprietà chimi-

che del suolo, inducendo una riduzione del pH e un aumento del contenuto di NO_3^- . Diversi autori riferiscono che l'acidificazione del suolo e l'aumento di nutrienti azotati nei suoli invasi da robinia siano dovuti all'accumulo e alla decomposizione della lettiera nonché all'attività di nitrificazione da parte dei microrganismi del suolo (KHAN *et al.*, 2010; VITKOVÁ *et al.*, 2015).

Dal punto di vista microbiologico, è stato osservato un aumento della ricchezza tassonomica della comunità batterica nei suoli invasi rispetto a quelli non invasi, coerentemente con l'aumento di input di N e residui vegetali facilmente decomponibili. In particolare, la disponibilità di N, soprattutto in forma nitrica (NO_3^-), si correla positivamente con la ricchezza batterica, mentre le comunità fungine mostrano minori variazioni, suggerendo una maggiore resilienza di questa componente ai cambiamenti chimico-fisici del suolo indotti dall'invasione (LAZZARO *et al.*, 2018).

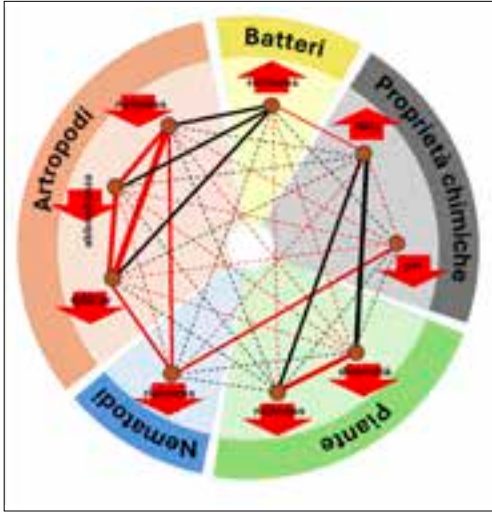


Figura 5 – Rete delle correlazioni tra componenti biotiche e abiotiche esercitate da *Robinia pseudoacacia* in un ecosistema forestale in provincia di Pistoia, in Italia (Lazzaro *et al.*, 2018). Linee tratteggiate: legami non significativi; continue: significativi; nere: correlazioni negative; rosse: positive. Lo spessore riflette l'intensità.

L'invasione della robinia influisce anche sulla fauna edafica, con riduzioni significative in abbondanza e diversità di microartropodi e nematodi, dimostrando l'effetto negativo delle IAP su predatori ed erbivori del suolo come osservato da altri autori (LITT *et al.*, 2014). L'indice di qualità biologica del suolo (QBS-ar) ha confermato una diminuzione della qualità biologica nelle aree invase, con valori prossimi a quelli di suoli disturbati (LAZZARO *et al.*, 2018). L'aumento della lettiera nei suoli invasi non favorisce i detritivori tra i microartropodi, probabilmente a causa del rilascio durante decomposizione della lettiera, di sostanze allelopatiche o tossiche, come le toxalbumine, che possono ridurre l'abbondanza e la ricchezza tassonomica dei microartropodi e influenzare negativamente le reti trofiche del suolo (Figura 5) (HUI *et al.*, 2004; NASIR *et al.*, 2005).

Nei nematodi si osserva una riduzione della ricchezza tassonomica nei suoli invasi, in particolare per i fitoparassiti, gli erbivori (famiglie Longidoridae, Trichodoridae), e i taxa entomopatogeni, alterando le reti trofiche e le funzioni di controllo biologico del suolo. Anche

la diversità vegetale risulta ridotta nelle aree dominate da robinia, confermando il suo effetto omogeneizzante sugli habitat forestali (LAZZARO *et al.*, 2018). In sintesi, l'invasione di robinia induce una riduzione della biodiversità a livello di piante, microartropodi, nematodi e parzialmente anche microbi del suolo, creando un ambiente ecologicamente più instabile e meno resiliente (LAZZARO *et al.*, 2018).

Nell'altopiano del Loess in Cina, area semi-arida soggetta a severa erosione, la robinia è stata ampiamente utilizzata per la riforestazione. Studi di *next generation sequencing* (NGS) del 16S rRNA batterico e ITS fungino, hanno mostrato che la sua afforestazione modifica significativamente la diversità e la composizione delle comunità microbiche del suolo incrementando l'abbondanza di Proteobacteria e Acidobacteria e riducendo Actinobacteria, in linea con l'aumento di nutrienti nel suolo e della componente copiotrofa associata ai cicli di C e N. In particolare, nei popolamenti più maturi si osserva un aumento dell'abbondanza di *Nitrospira* e *Rhizobiales*, evidenziando un incremento delle componenti microbiche legate a nitrificazione e fissazione dell'N. Per le comunità fungine, l'abbondanza di Zygomycota si correla positivamente con la ricchezza della copertura erbacea, mentre i Basidiomycota mostrano un andamento inverso, indicando la sensibilità delle comunità fungine ai cambiamenti indotti dalla robinia (XU *et al.*, 2020). Un'analisi metagenomica della rizosfera di *R. pseudoacacia* focalizzata specificamente alla comunità microbica coinvolta nel metabolismo dell'N, ha rilevato scarsa abbondanza dei geni legati al *pathway* della fissazione dell'N e assenza dei geni chiave del processo di anammox (ossidazione anaerobica dell'ammonio), mentre risultano abbondanti i geni coinvolti nell'assimilazione dell' NH_4^+ , processo comune a molti microorganismi e predominante tra i geni del ciclo dell'N. I phyla dominanti rimangono Proteobacteria, Acidobacteria e Actinobacteria, con variabilità a livello di genere che riflette un'elevata ridondanza funzionale, contribuendo alla stabilità e resilienza della comunità microbica di fronte ai cambiamenti ambientali (KU *et al.*, 2022).

Nonostante il suo impatto ambientale documentato, *R. pseudoacacia* non è inclusa nella lista delle specie invasive di rilevanza unio-

nale (Tabella 1), pur soddisfacendo i criteri di “specie aliena invasiva ampiamente diffusa” secondo l’Art. 3 dello stesso regolamento. Alcuni Stati membri, come il Portogallo, ne vietano la coltivazione anche per scopi ornamentali, mentre in altri casi sono previsti incentivi per la sua eradicazione (VÍTKOVÁ *et al.*, 2017).

Ailanthus altissima

A. altissima (Mill.) Swingle, noto come ailanto o albero del paradiso, è una specie arborea originaria della Cina, oggi ampiamente naturalizzata e considerata invasiva in numerose regioni temperate del mondo (Figura 6) (SLADONJA *et al.*, 2015). Introdotto in Italia nel 1760 presso l’Orto Botanico di Padova (BADALAMENTI *et al.*, 2012) è ora presente in tutte le regioni italiane (GALASSO *et al.*, 2018) e incluso nella lista delle IAS di rilevanza unionale (Regolamento UE 1141/2016; Tabella 1). Secondo la

Global Invasive Species Database (GISD, 2017), l’ailanto rappresenta una minaccia concreta per la biodiversità di tutti gli ecosistemi terrestri.

La sua straordinaria capacità di riprodursi sia per seme sia per via agamica tramite poloni radicali, le consente di colonizzare un’ampia varietà di ambienti, dagli spazi urbani e bordi stradali alle aree agricole abbandonate, dai corsi d’acqua ai boschi e praterie (FOTIADIS *et al.*, 2011). Questa specie tollera condizioni ambientali estreme, come siccità e terreni poveri, e si sta espandendo costantemente sul territorio nazionale, diventando una delle specie aliene più diffuse nei paesaggi forestali e urbani italiani insieme alla *R. pseudoacacia*, con impatti documentati su biodiversità e servizi ecosistemici (MONTECCHIARI *et al.*, 2021).

Nonostante in ambienti altamente alterati dalle attività umane l’ailanto possa non rappresentare una minaccia immediata e fornire al-



Figura 6 – Area di studio con dominanza di *Ailanthus altissima* (Cerbaia, Firenze).

cuni servizi ecosistemici, in contesti naturali e protetti la sua presenza compromette la stabilità ecologica, richiedendo interventi di gestione e controllo. Pertanto, *A. altissima* rappresenta un caso emblematico della complessa relazione tra i potenziali benefici dei servizi ecosistemici forniti da specie invasive e gli impatti negativi sulla biodiversità e sul funzionamento degli ecosistemi (SLADONJA *et al.*, 2015).

L'espansione di *A. altissima* è favorita da una notevole produzione di semi (oltre 350.000 per albero per anno, con viabilità fino a 6 anni; REBBECK, JOLLIFF, 2018), che contribuisce a una banca dei semi più povera in specie native e più ricca in specie aliene nei siti invasi (DEMETER *et al.*, 2021). Inoltre, la specie produce composti allelopatici, in particolare l'ailantone, che inibiscono la germinazione delle specie autoctone, riducendo la competizione e impoverendo la biodiversità del sottobosco (favorisce la formazione di popolamenti monodominanti con chiome dense e limita la disponibilità di luce). In ambienti mediterranei, dove la specie trova condizioni climatiche favorevoli, *A. altissima* può formare popolamenti quasi puri, riducendo la ricchezza specifica fino al 24% e colpendo in particolare le specie terofite (SLADONJA *et al.*, 2015).

Dal punto di vista edafico, l'invasione di *A. altissima* altera significativamente le proprietà chimiche e fisiche del suolo, aumentando il pH e riducendo il rapporto C/N, con potenziali effetti sui cicli biogeochimici e sulle comunità microbiche (SLADONJA *et al.*, 2015). In particolare, in suoli poveri, è stato osservato un aumento dei NO_3^- e dei tassi di nitrificazione, associati alla decomposizione accelerata della lettiera grazie all'elevata qualità del materiale fogliare. Tuttavia, la presenza di *A. altissima* può determinare, in certi casi, una riduzione dell'N organico totale del suolo, suggerendo che il tasso di mineralizzazione superi il guadagno derivante dalla decomposizione della lettiera, con potenziali implicazioni sulla disponibilità dei nutrienti e sulle dinamiche delle comunità microbiche (MEDINA-VILLAR *et al.*, 2016).

Studi condotti in Spagna hanno evidenziato che la lettiera di *A. altissima* si decompone più velocemente di quella di specie native come *Ulmus minor*, rilasciando quantità maggiori

di N per unità di massa. Tuttavia, nonostante questo rilascio, il suolo sotto *A. altissima* non mostra necessariamente un aumento stabile dei tassi di mineralizzazione, poiché l'N rilasciato viene rapidamente assorbito dalla vegetazione o immobilizzato nella sostanza organica del suolo (CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2012).

In aree dell'Ungheria con una copertura superiore al 70% di *A. altissima*, la dominanza dell'ailanto è stata associata ad una riduzione della diversità degli strati erbaceo e arbustivo, influenzando negativamente sui parametri del suolo come pH e contenuto totale di N. È stato osservato che l'espansione massiva dell'ailanto può inizialmente favorire alcune specie nitrofile nel sottobosco, ma a lungo termine riduce la diversità vegetale in tutti gli strati della vegetazione attraverso ombreggiamento e allelopatia, alterando significativamente i parametri del suolo in direzioni sfavorevoli e complicando la gestione e la rigenerazione degli habitat invasi (DEMETER *et al.*, 2021).

In uno studio condotto nella foresta di Fontainebleau vicino a Parigi, l'invasione di *A. altissima* ha influenzato diversi livelli trofici della rete alimentare del suolo, con impatti sulla velocità di mineralizzazione della sostanza organica e sulle dinamiche di rigenerazione delle aree invase, come la progressiva sostituzione delle specie vegetali specialistiche da parte di specie nitrofile (Figura 7; MORTARD *et al.*, 2015).

In particolare, è stato osservato un lieve ma significativo aumento del pH del suolo nei settori invasi, accompagnato da una riduzione dell'attività microbica all'aumentare della densità di polloni radicali di *A. altissima*. Questo effetto è stato attribuito alla potenziale attività antibatterica e antifungina dei composti allelopatici prodotti dalle radici, corteccia e foglie dell'ailanto, piuttosto che al contributo della lettiera in decomposizione, suggerendo un'azione diretta della pianta sulle comunità microbiche (MORTARD *et al.*, 2015).

Per quanto riguarda la fauna del suolo, lo studio ha evidenziato un aumento dell'abbondanza di lombrichi nella lettiera, attribuito alla maggiore produzione di biomassa fogliare e alla creazione di un microclima più stabile in termini umidità e temperatura nelle aree invase, condizioni che favoriscono le popolazioni di

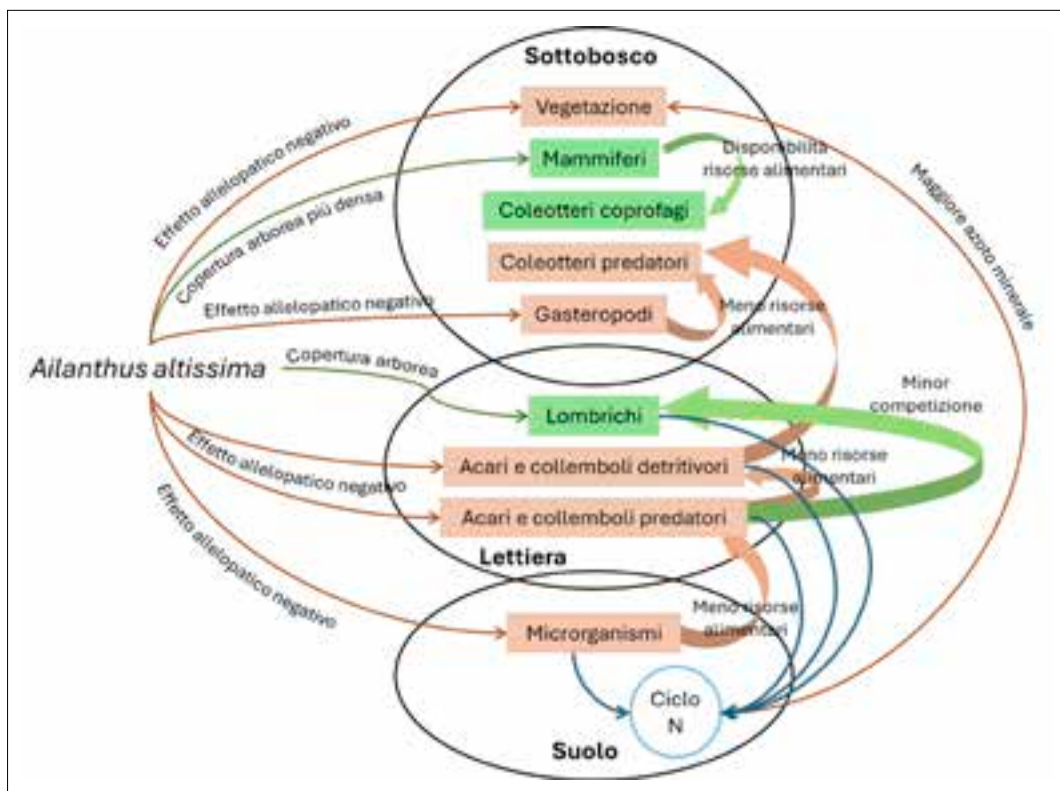


Figura 7 – Schema degli effetti diretti (freccie in grassetto) e indiretti (freccie sottili) potenzialmente esercitati da *Ailanthus altissima* sulla rete trofica del suolo dell'ecosistema forestale di Fontainebleau, in Francia (MOTARD et al., 2015). In rosa sono indicati gli effetti biotici negativi, in verde quelli positivi.

Lumbricidae e che possono in parte compensare la riduzione dell'attività microbica accelerando la mineralizzazione della sostanza organica. Al contrario, è stata osservata una riduzione del numero totale di micrortropodi della lettiera, in particolare acari e collemboli, riducendo così la disponibilità di risorse trofiche per i predatori della lettiera, come i carabidi epigei, anch'essi riscontrati in diminuzione nelle aree con maggiore copertura di *A. altissima* (MOTARD et al., 2015).

Sebbene l'abbondanza complessiva dei coleotteri non abbia mostrato variazioni significative, sono emersi cambiamenti nella composizione funzionale della comunità, con un aumento dei coleotteri coprofagi e necrofagi e una contestuale riduzione di coleotteri predatori, considerati bioindicatori di disturbo ecosistemico. Infine, anche se l'abbondanza

complessiva dei gasteropodi non è risultata significativamente alterata, è stata osservata una riduzione della diversità specifica, suggerendo un passaggio da comunità dominate da specie specializzate a comunità costituite prevalentemente da specie generaliste capaci di alimentarsi sulla lettiera di *A. altissima* (MOTARD et al., 2015).

Conclusioni

Le invasioni biologiche rappresentano una delle principali minacce alla biodiversità e al funzionamento degli ecosistemi forestali, ma i loro effetti non si esauriscono nella sostituzione delle specie autoctone: alterano i cicli biogeochimici, modificano le comunità microbiche e influenzano le reti trofiche del suolo,

creando feedback ecologici che sostengono l'espansione delle specie invasive stesse. Gli esempi di *A. dealbata* e *R. pseudoacacia* illustrano come specie azotofissatrici possano modificare in profondità la chimica del suolo, incrementando la disponibilità di azoto, acidificando l'ambiente ed esercitando effetti a cascata sulle comunità microbiche e sulla fauna edafica. Queste alterazioni si traducono in una perdita di biodiversità vegetale e faunistica, nella semplificazione delle comunità ecologiche e nell'omogeneizzazione del paesaggio, con potenziali conseguenze sulla resilienza degli ecosistemi alle perturbazioni.

Gli studi condotti, sia in ambito mediterraneo che in contesti semiaridi come l'altopiano del Loess, mostrano che le invasioni non hanno effetti univoci ma variano in base alle caratteristiche ecologiche e alle condizioni pedoclimatiche locali, evidenziando la necessità di monitoraggi sito-specifici e di approcci gestionali mirati. Le comunità microbiche del suolo, in particolare, svolgono un ruolo cruciale nel mediare gli effetti delle invasioni, mostrando plasticità e ridondanza funzionale che possono influenzare le traiettorie evolutive degli habitat invasi.

Contrastare l'impatto delle piante aliene invasive richiede una combinazione di conoscenze scientifiche, gestione attiva e coinvolgimento della cittadinanza, che può contribuire al monitoraggio precoce e alla segnalazione di focolai invasivi. Solo attraverso una gestione forestale attenta e informata sarà possibile accompagnare gli ecosistemi verso un nuovo equilibrio, riducendo gli impatti negativi delle specie invasive e preservando la biodiversità e i servizi ecosistemici indispensabili per il benessere delle comunità locali e la stabilità degli ecosistemi forestali.

Ringraziamenti

Ringrazio Alessandra, Arturo, Giulia, Giuseppe, Silva del CREA e Lorenzo, Claudia, Elena, Lorenzo dell'Università di Firenze per il loro fondamentale contributo nelle analisi e nella redazione dei due studi precedenti che costituiscono parte integrante di questo lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- BADALAMENTI E., BARONE E., SALVATORE P., SALA G., 2012 – *A. altissima* (Mill.) Swingle (Simaroubaceae) in Sicily and historical notes on its introduction in Italy (Italian). *Naturalista Siciliano* 36: 117-164.
- BLACKBURN T. M., PYŠEK P., BACHER S., CARLTON J. T., DUNCAN R. P., JAROŠÍK V., RICHARDSON D. M., 2011 – *A proposed unified framework for biological invasions*. *Trends in Ecology & Evolution*, 26: 333-339.
- CASTRO-DÍEZ P., FIERRO-BRUNNENMEISTER N., GONZÁLEZ-MUÑOZ, N., GALLARDO, A., 2012 – *Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula*. *Plant and Soil*, 350: 179-191.
- COMMISSIONE EUROPEA, 2014 – *Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the Prevention and Management of the Introduction and Spread of Invasive Alien Species*. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2014/1143/oj/eng> (ultima visita: 30 giugno 2025).
- DEMETER A., SALÁTA D., TORMÁNÉ KOVÁCS E., SZIRMAI O., CZÓBEL S., 2021 – *Effects of the invasive tree species Ailanthus altissima on the floral diversity and soil properties in the Pannonian Region*. *Land*, 10: 1155.
- FAHAD S., CHAVAN S. B., CHICHAGHARE A. R., UTHAPPA A. R., KUMAR M., KAKADE V., POZAI P., 2022 – *Agroforestry systems for soil health improvement and maintenance*. *Sustainability*, 14: 14877.
- FERRETTI F., ALBERTI G., BADALAMENTI E., CAMPAGNARO T., CORONA P., GARBARINO M., PELLERI F., 2019 – *Boschi di neoforazione in Italia: approfondimenti conoscitivi e orientamenti gestionali*. Rete Rurale Nazionale 2014-2020, Scheda n. 22.2 – Foreste, CREA, Roma, 41-45.
- FOTIADIS G., KYRIAZOPOULOS A. P., FRAGGAKIS I., 2011 – *The behaviour of A. altissima weed and its effects on natural ecosystems*. *Journal of Environmental Biology*, 32: 801-806.
- FUNK J. L., VITOUSEK P. M., 2007 – *Resource-use efficiency and plant invasion in low-resource systems*. *Nature*, 446: 1079-1081.
- GALASSO G., CONTI F., PERUZZI L., ARDENGI N. M. G., BANFI E., CELESTI-GRAPOW L., BARTOLUCCI F., 2018 – *An updated checklist of the vascular flora alien to Italy*. *Plant Biosystems*, 152: 556-592.
- GIORIA M., HULME P. E., RICHARDSON D. M., PYŠEK P., 2023 – *Why are invasive plants successful?* *Annual Review of Plant Biology*, 74(1): 635-670.
- GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE (GISD), 2017 – (<http://www.issg.org/database>) (ultima visita: 18 luglio 2025).
- HUI A., MARRAFFA J. M., STORK C. M., 2004 – *A rare ingestion of black locust tree*. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, 42: 93-95.
- HULME P. E., PYŠEK P., JAROŠÍK V., PERGL J., SCHAFFNER U., VILA M., 2013 – *Bias and error in understanding plant invasion impacts*. *Trends in Ecology & Evolution*, 28: 212-218.
- KAMUTANDO C. N., VIKRAM S., KAMGAN-NKUEKAM G., VALVERDE A., 2019 – *The functional potential of the rhizospheric microbiome of an invasive tree species, Acacia dealbata*. *Microbial Ecology*, 77: 191-200.

- KHAN B., ABLIMIT A., MAHMOOD R., QASIM M., 2010 – *Robinia pseudoacacia* leaves improve soil physical and chemical properties. *Journal of Arid Land*, 2: 266-271.
- KETTUNEN M., GENOVESI P., GOLLASCH S., PAGAD, S., STARFINGER U., SHINE C., 2009 – *Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS)*. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, 44.
- KU Y., LEI Y., HAN X., ZHAO Z., 2022 – *Spatial patterns and composition traits of soil microbial nitrogen-metabolism genes in the Robinia pseudoacacia forests at a regional scale*. *Frontiers in Microbiology*, 13: 918134.
- ISTITUTO PER LE PIANTE DA LEGNO E L'AMBIENTE (IPLA), 2000 – *La robinia*. Regione Piemonte, Blu Edizioni, Cuneo. pp. 48
- LAZZARO L., 2015 – *Plant invasions in Mediterranean island ecosystems. Impacts to biodiversity and risk of invasion in the Tuscan Archipelago: from ecology to management*. Tesi di Dottorato, Università degli Studi di Firenze.
- LAZZARO L., GIULIANI C., FABIANI A., AGNELLI A. E., PASTORELLI R., LAGOMARSINO A., FOGGI B., 2014 – *Soil and plant changing after invasion: the case of Acacia dealbata in a Mediterranean ecosystem*. *Science of the Total Environment*, 497: 491-498.
- LAZZARO L., MAZZA G., D'ERRICO G., FABIANI A., GIULIANI C., INGHILESI A. F., FOGGI B., 2018 – *How ecosystems change following invasion by Robinia pseudoacacia: Insights from soil chemical properties and soil microbial, nematode, microarthropod and plant communities*. *Science of the Total Environment*, 622: 1509-1518.
- LEE M. R., BERNHARDT E. S., VAN BODEGOM P. M., CORNELISSEN J. H. C., KATTGE J., WRIGHT J. P., 2017 – *Invasive species' leaf traits and dissimilarity from natives shape their impact on nitrogen cycling: a meta-analysis*. *New Phytologist*, 213: 128-139.
- LITT A. R., CORD E. E., FULBRIGHT T. E., SCHUSTER G. L., 2014 – *Effects of invasive plants on arthropods*. *Conservation Biology*, 28: 1532-1549.
- LORENZO P., GONZÁLEZ L., REIGOSA M. J., 2010 – *The genus Acacia as invader: the characteristic case of Acacia dealbata Link in Europe*. *Annals of Forest Science*, 67: 101.
- LORENZO P., RODRÍGUEZ J., GONZÁLEZ L., RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA S., 2017 – *Changes in microhabitat, but not allelopathy, affect plant establishment after Acacia dealbata invasion*. *Journal of Plant Ecology*, 10: 610-617.
- LUSIZI Z., MOTSI H., NYAMBO P., ELEPHANT D. E., 2024 – *Black (Acacia mearnsii) and silver wattle (Acacia dealbata) invasive tree species impact on soil physicochemical properties in South Africa: A systematic literature review*. *Heliyon*, 10: e24102.
- MALTONI A., MARIOTTI B., TANI A., 2012 – *La Robinia in Toscana. La gestione dei popolamenti, l'impiego in impianti specializzati, il controllo della diffusione*. Regione Toscana, Firenze, Italy, pp. 167.
- MCCARY M. A., MORES R., FARFAN M. A., WISE D. H., 2016 – *Invasive plants have different effects on trophic structure of green and brown food webs in terrestrial ecosystems: A meta-analysis*. *Ecology letters*, 19: 328-335.
- MEDINA-VILLAR S., RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA S., LORENZO P., ALONSO A., CASTRO-DÍEZ P., 2016 – *Impacts of the alien trees Ailanthus altissima (Mill.) Swingle and Robinia pseudoacacia L. on soil nutrients and microbial communities*. *Soil Biology and Biochemistry*, 96: 65-73.
- MONTECCHIARI S., 2021 – *Syntaxonomical and ecological characterization of two main alien forest communities: Robinia pseudoacacia and Ailanthus altissima at their southern limit in Europe*. Tesi di Dottorato, Università Politecnica delle Marche.
- MONTAGNANI C., GENTILI R., CITTERIO S., 2018 – *Strategia di azione e degli interventi per il controllo e la gestione delle specie alloctone in Regione Lombardia*. Regione Lombardia, <http://www.naturachevale.it> (ultima visita: 30 giugno 2025).
- MONTAGNANI C., GENTILI R., BRUNDU G., CELESTI-GRAPOW L., GALASSO G., LAZZARO L., CITTERIO S., 2022 – *Specie esotiche invasive di rilevanza unionale in Italia: Aggiornamenti e integrazioni*. *Notiziario della Società Botanica Italiana*, 6: 19-20.
- MONTALDI A., IAMONICO D., DEL VICO E., VALERI S., LASINIO G. J., CAPOTORTI G., 2024 – *Green infrastructure design for the containment of biological invasions. Insights from a peri-urban case study in Rome, Italy*. *Journal of Environmental Management*, 365: 121555.
- MOTARD E., DUSZ S., GESLIN B., AKPA-VINCESLAS M., HIGNARD C., BABIAR O., MICHEL-SALZAT A., 2015 – *How invasion by Ailanthus altissima transforms soil and litter communities in a temperate forest ecosystem*. *Biological Invasions*, 17: 1817-1832.
- NASIR H., IQBAL Z., HIRADATE S., FUJII, Y., 2005 – *Allelopathic potential of Robinia pseudo-acacia L.* *Journal of Chemical Ecology*, 31: 2179-2192.
- PYŠEK P., HULME P. E., SIMBERLOFF D., BACHER S., BLACKBURN T. M., RICHARDSON D. M., 2020 – *Scientists' warning on invasive alien species*. *Biological Reviews*, 95: 1511-1534.
- RAHEEM A., YOHANNA P., LI G., NOH N. J., IQBAL B., SON Y., 2024 – *Unraveling the ecological threads: How invasive alien plants influence soil carbon dynamics*. *Journal of Environmental Management*, 356: 120556.
- RAWAT Y. S., SINGH G. S., TEKLEYOHANNES A. T., 2024 – *Impacts of invasive plant management on forest biodiversity and ecosystem services*. *Frontiers in Forests and Global Change*, 7: 1403746.
- REBBECK J., JOLLIFF J., 2018 – *How long do seeds of the invasive tree, Ailanthus altissima remain viable?* *Forest Ecology and Management*, 429: 175-179.
- RICE S. K., WESTERMAN B., FEDERICI R., 2004 – *Impacts of the exotic, nitrogen-fixing black locust (Robinia pseudoacacia) on nitrogen-cycling in a pine-oak ecosystem*. *Plant Ecology* 174: 97-107
- RICHARDSON D. M., PYŠEK P., REJMANEK M., BARBOUR M. G., PANETTA F. D., WEST, C. J., 2000 – *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions*. *Diversity and Distributions*, 6: 93-107.
- SALA O. E., CHAPIN F. S., ARMESTO J. J., BERLOW E., BLOOMFIELD J., DIRZO R., WALL D. H., 2000 – *Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100*. *Science* 287: 1770-1774.

SITZIA T., CIERJACKS A., DE RIGO D., CAUDULLO G., 2016 – *Robinia pseudoacacia* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J., DE RIGO, D., CAUDULLO, G., HOUSTON DURRANT, T., MAURI, A., European Atlas of Forest Tree Species. Publication office of the European Union, Luxembourg, 166-167.

SLADONJA B., SUŠEK M., GUILLERMIC J., 2015 – Review on invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) conflicting values: assessment of its ecosystem services and potential biological threat. Environmental management, 56: 1009-1034.

SOUZA-ALONSO P., RODRÍGUEZ J., GONZÁLEZ L., LORENZO P., 2017 – Here to stay. Recent advances and perspectives about *Acacia* invasion in Mediterranean areas. Annals of Forest Science, 74: 1-20.

VÍTKOVÁ M., TONIKA J., MÜLLEROVÁ J., 2015 – Black locust – Successful invader of a wide range of soil conditions. Science of the Total Environment, 505: 315-328.

VÍTKOVÁ M., MÜLLEROVÁ J., SÁDLO J., PERGL J., PYŠEK P., 2017 – Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. Forest Ecology and Management, 384: 287-302.

XU M., LU X., XU Y., ZHONG Z., ZHANG W., REN C., FENG Y., 2020. Dynamics of bacterial community in litter and soil along a chronosequence of *Robinia pseudoacacia* plantations. Science of the Total Environment, 703: 135613.

ZHANG P., LI B., WU J., HU S., 2019 – Invasive plants differentially affect soil biota through litter and rhizosphere pathways: a meta-analysis. Ecology Letters, 22: 200-210.

Roberta Pastorelli

E-mail: roberta.pastorelli@crea.gov.it
Centro di Ricerca Agricoltura e Ambiente
Consiglio per la Ricerca in Agricoltura
e l'Analisi dell'Economia Agraria (CREA-AA)
Via di Lanciola, 12/A – 50125 Firenze
Tel. 055 2492247

PAROLE CHIAVE: Piante aliene invasive, biota del suolo, funzionamento ecosistemi forestali.

KEY WORDS: invasive alien plants, soil biota, forest ecosystem functioning.

RIASSUNTO

Passaggiando in un bosco, raramente ci soffermiamo a pensare a ciò che accade sotto i nostri piedi. Eppure, nel silenzio del suolo, si giocano partite decisive per la salute e la stabilità degli ecosistemi forestali. In questo spazio nascosto e vitale, alcune piante aliene invasive, come *Acacia dealbata*, *Robinia pseudoacacia* e *Ailanthus altissima*, stanno lasciando un'impronta profonda e spesso irreversibile. Quando una pianta "straniera" colonizza un bosco, non si limita a competere con la vegetazione autoctona, ma trasforma la qualità della lettiera, altera la disponibilità di nutrienti e modifica la struttura del suolo, influenzando cicli biogeochimici e reti trofiche sotterranee. Queste modifiche impattano direttamente le comunità microbiche e la microfauna edafica, favorendo specifici gruppi e riducendone altri, con effetti a cascata sul funzionamento dell'ecosistema. Comprendere come le piante aliene invasive trasformino il suolo sotto i nostri piedi è fondamentale per valutare quanto in profondità possano cambiare i nostri boschi. In questo lavoro esploriamo come *A. dealbata*, *R. pseudoacacia* e *A. altissima* modificano la chimica del suolo, le comunità microbiche e la microfauna, contribuendo a rimodellare la struttura e il funzionamento dei boschi che invadono.

ABSTRACT

Walking through a forest, we rarely stop to think about what is happening beneath our feet. Yet, in the silence of the soil, decisive battles are being fought for the health and stability of forest ecosystems. In this hidden and vital space, some invasive alien plants, such as *Acacia dealbata*, *Robinia pseudoacacia*, and *Ailanthus altissima*, are leaving a deep and often irreversible mark. When a "foreign" plant colonizes a forest, it does not simply compete with native vegetation but it transforms litter quality, alters nutrient availability, and modifies soil structure, influencing biogeochemical cycles and underground trophic networks. These changes directly impact microbial communities and soil microfauna, favouring certain groups while reducing others, with cascading effects on ecosystem functioning. Understanding how invasive alien plants transform the soil beneath our feet is essential to assess how deeply they can change our forests. In this work, we explore how *A. dealbata*, *R. pseudoacacia*, and *A. altissima* modify soil chemistry, microbial communities, and soil microfauna, contributing to reshaping the structure and functioning of the forests they invade.

Confronto tra tecniche di contenimento su testuggine palustre americana (*Trachemys scripta* ssp.)

Introduzione

La testuggine palustre americana (*Trachemys scripta* ssp.) è un'Emydidae originaria degli stati occidentali dell'America del Nord, che a partire dagli anni '70 del secolo scorso, si è diffusa a livello globale per cause antropiche, tra cui la principale è, senza dubbio, l'esportazione come animale da compagnia (BARTOLINI *et al.*, 2020). Nei paesi europei in cui è stata introdotta, è considerata specie aliena ed è inserita nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale, poiché minaccia la salvaguardia di habitat e specie autoctone (CRESCENTE *et al.*, 2014). È risaputo infatti che la competizione di *Trachemys* ssp. (Figura 1) ai danni della testuggine palustre europea (*Emys orbicularis* (L.)) sia una problematica concreta nella conservazione di questa specie, oggi giorno considerata a rischio (Perez-Santigosa *et al.*, 2008). In ambito nazionale, *T. scripta* ssp. compete con la autoctona testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*) e con la testuggine palustre siciliana (*Emys trinacris* FRITZ *et al.*, 2005) in quanto animali che ricoprono la stessa nicchia ecologica. La competizione riguarda le necessità fisiologiche delle testuggini, come l'utilizzo dell'ambiente e l'alimentazione. L'ampio spettro trofico di *Trachemys* ssp. ne fa una specie opportunistica e onnivora, ed il regime alimentare muta con l'età degli individui (BARTOLINI *et al.*, 2020). Rubio *et al* (2006) affermano che l'attività di *T. scripta* ssp. incide sulle

testuggini autoctone (in particolare su *E. orbicularis*). Infatti, per quanto riguarda l'utilizzo dell'habitat, *Emys* sp. e *Trachemys* ssp. necessitano principalmente degli stessi aspetti: luoghi dove eseguire il basking (o termoregolazione) (LAMBERT *et al.*, 2019), luoghi dove nascondersi, ambienti ricchi di sostanze alimentari e luoghi dove deporre le uova (UROŠEVIĆ, 2014).

Per limitarne o prevenirne l'impatto su specie e habitat nei luoghi di introduzione, nel corso degli anni sono stati eseguiti molteplici tentativi di contenimento ed eradicazione, impiegando professionisti e ricercatori tramite l'utilizzo di differenti tecniche a livello globale (GARCÍA-DÍAZ *et al.*, 2017).

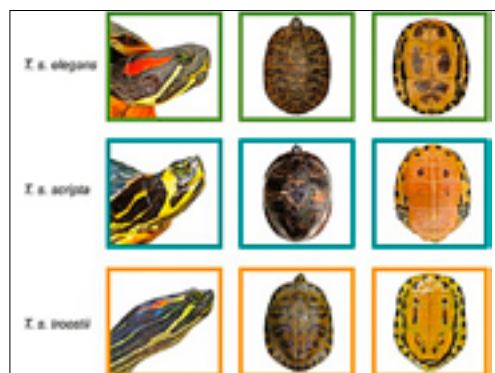


Figura 1 – Caratteri distintivi delle tre sottospecie di *Trachemys scripta* spp. (fonte immagine: www.urcproemys.eu/programma-life).

In questo lavoro vengono presentati i risultati di un tentativo di contenimento, della specie, effettuato tra il 2022 e il 2023, in quattro diversi siti localizzati nel nord-Italia. I dati relativi alle catture, sono stati successivamente comparati con i risultati presentati in studi analoghi, eseguiti principalmente in Europa e negli Stati Uniti d'America.

Materiali e metodi

Ricerca bibliografica

Per approfondire la conoscenza delle catture della testuggine palustre americana tramite l'utilizzo di trappole, è stata effettuata una review bibliografica utilizzando due diverse banche dati: Scopus e Google Scholar. Dalla lettura degli articoli trovati in bibliografia, sono stati considerati:

- il numero di catture eseguite;
- il numero di giorni in cui si sono svolte le catture;
- il numero di trappole utilizzate.

Un dato utile estrapolato dagli articoli, assieme a descrizioni delle trappole e alle modalità di utilizzo, è la CPUE ovvero la *Capture per Unit Effort*, letteralmente "Cattura per Unità di Sforzo". Questo indice viene utilizzato principalmente per la valutazione degli stock ittici (HINTON & MAUNDER, 2003) e per eseguire stime di abbondanza delle popolazioni animali tramite un processo di cattura e ricattura degli stessi (ZIMMERMAN & PALO, 2011). La CPUE viene espressa solitamente come rapporto tra catture e giorni in cui si è prolungato il campionamento (ALLEN *et al.*, 2020). L'accuratezza della CPUE come indice di abbondanza è influenzata dall'asserzione che la probabilità di cattura rimanga costante tra tutti gli animali soggetti a cattura e che questa probabilità non sia influenzata da altri fattori (THOMPSON *et al.*, 1998). Zeller *et al.* (2021) affermano che la CPUE sia un parametro che presenta parecchie limitazioni, tra cui la necessità che i monitoraggi siano condotti all'interno di un lungo arco temporale. Mali *et al.* (2012) asseriscono che "cambiare l'esca delle nasse può essere

un metodo efficace per massimizzare la CPUE attraverso molteplici anni di monitoraggi delle testuggini acquatiche", a riconferma del fatto che questo parametro deve essere calcolato sulla base di raccolte dati prolungate per anni.

Il parametro CPUE, poiché non si possedevano gli strumenti e la quantità di dati necessari al suo calcolo, è stato utilizzato come punto di partenza per elaborare un nuovo parametro ed identificato come TCS, ovvero Tasso di Cattura Standardizzato, espresso in testuggini catturate/ora.

Il TCS cerca di comprendere se vi sia una trappola che presenta maggiore efficacia rispetto alle altre, in modo da poter massimizzare i risultati in futuri tentativi di eradicazione locale della *Trachemys scripta ssp.*

Da CPUE "Cattura per Unità di Sforzo" a TCS "Tasso di Cattura Standardizzato"

Per comprendere come dal CPUE si sia estratto il parametro del TCS, sono fondamentali i seguenti passaggi, spiegati da altri autori:

- 1) in García-Díaz *et al.* (2017) "lo sforzo di cattura" è dato dalla seguente formula:

$$\text{sforzo di cattura} = (\text{n}^\circ \text{ trappole/sessioni di cattura}) * \text{n}^\circ \text{ sessioni di cattura}$$

- 2) in Chandler *et al.* (2017) la CPUE nell'arco di 3 anni di cattura è stata calcolata con la formula:

$$\text{CPUE} = \text{n}^\circ \text{ di catture} / \text{n}^\circ \text{ di notte/trappola}$$

- 3) in Medina-Vogel *et al.* (2015) si definisce la "notte/trappola" come riportato:

$$\text{notte/trappola} = 1 \text{ trappola attivata per una intera notte}$$

Se il valore non era riportato nelle pubblicazioni, si è reso necessario il calcolo estrapolando i valori dagli articoli stessi.

Considerato quanto riportato sopra, è stato calcolato in primo luogo, il numero totale delle trappole impiegate nei singoli studi, il numero dei giorni effettivi di attività delle trappole e

successivamente il valore totale delle “trappole a notte”. Come secondo passaggio è stato riportato il numero totale delle catture effettuate durante le attività di cattura. In ultima istanza è stato calcolato il parametro considerato TCS.

In alcuni casi non è stato possibile effettuare il calcolo a causa dell'assenza di dati.

Siti di cattura

SITO 1: Palude del Busatello (VR) – ZSC IT3210013

Il Sito 1, “Palude del Busatello” costituisce uno degli ultimi lembi delle Valli Grandi Veronesi, un territorio a vocazione agricola compreso fra l'Adige, e il Po, solcato dal fiume Tartaro, dai suoi vari affluenti e da una complessa rete di canali e di scoli, definitivamente bonificato nella seconda metà dell'Ottocento.

È riconosciuto “Zona Speciale di Conservazione ai sensi della Direttiva Habitat 92/43/CEE, copre una superficie di circa 80 ettari e rappresenta una delle poche zone umide d'acqua dolce rimaste nel territorio delle Valli Grandi dopo la bonifica.

La palude è circondata da terreni agricoli, un tempo paludosi, ma bonificati da decenni, per cui presenta una peculiare condizione di pensilità, trovandosi alcuni metri sopra il piano campagna (BUFFA E LASEN, 2010; BOMBIERI *et al.* 2009; SALMASO E OSELLA, 1989).

SITO 2: Pra dagli Albi Cei (TN) – ZSC IT3120081

Il Sito 2, “Pra dagli Albi Cei” è costituito da vari ambienti umidi uniti da vaste aree di prati falciabili e boschi, di cui quelli indagati nel presente studio sono il Lago di Cei e la Sorgente o Lagabis.



Figura 2 – Ortofoto della Palude del Busatello.



Figura 3 – Ortofoto del Lago di Cei e Lagabis

Il Lago di Cei è un lago di sbarramento, originatosi in seguito, ad una frana, profondo poco più di 7 metri.

La “Sorgente” o Lagabis è un piccolo laghetto profondo 4-5 m situato a poche decine di metri dal precedente e ad esso collegato tramite un canale.

Il sito è riconosciuto “Zona Speciale di Conservazione” ai sensi della Direttiva Habitat 92/43/CEE, copre una superficie di circa 116 ettari e si trova a circa 900 m s.l.m.

Il Biotopo comprende zone a tutela integrale, corrispondenti agli ambienti umidi, e zone di rispetto nelle quali talune attività umane sono consentite. L'elemento naturale di maggior pregio è proprio l'acqua, che compenetra i boschi e i prati di questa zona e le conferisce il caratteristico aspetto paesaggistico e la ricchezza ecologica che le sono propri (VENANZONI, 1995).

SITO 3: Fiume Adige tra Verona Est e Badia Polesine (VR) – ZSC IT3210042.

Il Sito 3, Fiume Adige tra Verona Est e Badia Polesine, è di notevole interesse naturalistico, comprende un tratto del fiume Adige con presenza di ampie zone di argine ricoperte da vegetazione arbustiva igrofila e con qualche relitta zona golenale (CORRADI *et al.*, 2021), al suo interno, in località Bernini-Buri, sorge uno stagno di origine artificiale di circa 600 mq, oggetto del presente studio.

Il sito è riconosciuto “Zona Speciale di Conservazione” ai sensi della Direttiva Habitat 92/43/CEE, (Figura 4) e copre una superficie di circa 2090 ettari. Le aree circostanti la ZSC sono agricole e vi si coltivano seminativi e vite.

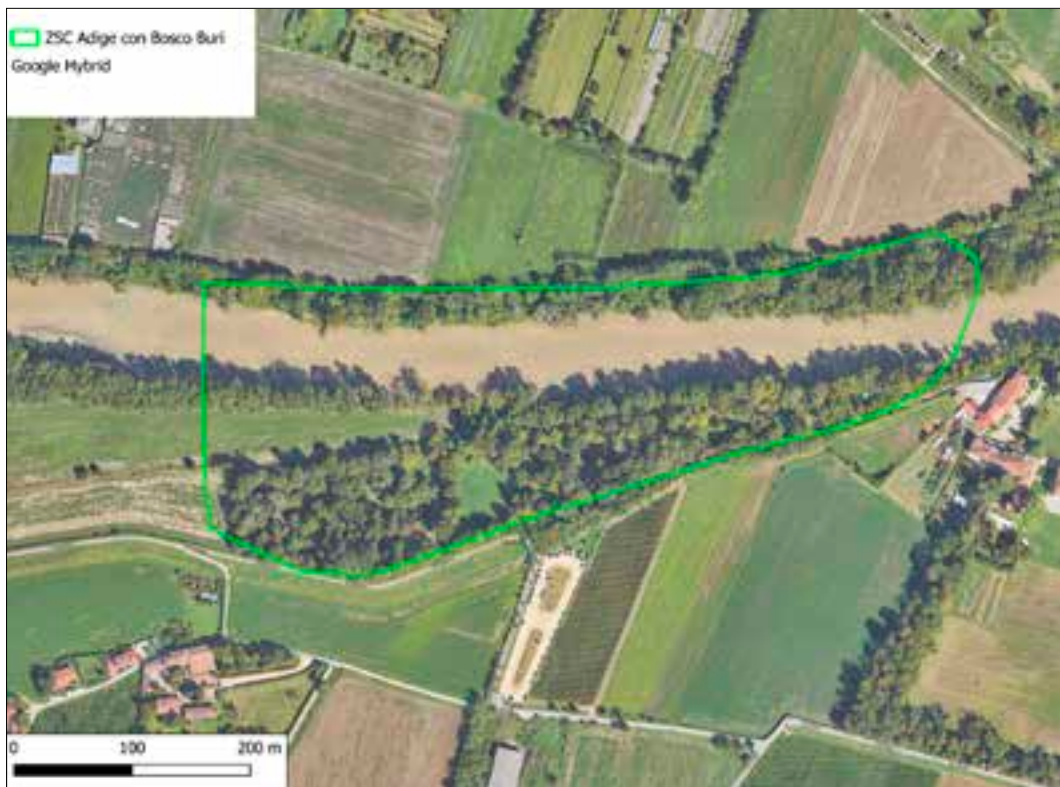


Figura 4 – Ortofoto di parte della ZSC Fiume Adige e del Parco di Bosco Buri dove si localizza il laghetto.

SITO 4: Giardino Raggio di Sole (VR)

Il Sito 4, Giardino Raggio di Sole, è un parco urbano, attrezzato a circa un chilometro dal centro storico di Verona.

Il sito non ricade all'interno di nessuna ZSC. Il parco urbano, che si estende per circa 21 mila metri quadrati, è stato oggetto di una recente riqualificazione avvenuta nel 2009. In Figura 5 si può comprendere meglio il forte contesto urbanizzato in cui il parco è situato. All'interno del giardino pubblico è presente uno specchio d'acqua totalmente artificiale, dotato di fondo in cemento e di sponde inclinate, oggetto del presente studio.

Scelta delle tecniche da utilizzare

Prima di operare sul campo ed iniziare le attività di contenimento, si è resa necessaria

la creazione di una mappa digitale in software Quantum GIS versione 3.0 Girona, utile per poter visionare la locazione dei siti e comprendere la presenza di corsi d'acqua, corridoi ecologici ed altre caratteristiche del paesaggio. Inoltre, grazie ad un GPS Garmin Dakota 20, si è potuto assegnare una posizione georiferita ad ogni trappola, e ciò è stato fondamentale per comprenderne la distribuzione all'interno delle aree interessate. Successivamente, dopo alcune preliminari ispezioni finalizzate all'individuazione dei luoghi di *basking* utilizzati dalle *Trachemys*, come indicato da MACCHI *et al.* (2020) e i potenziali accessi alle aree, si è deciso con che modalità intervenire su ogni sito. Un'ulteriore indagine è stata effettuata sul portale iNaturalist, piattaforma usata universalmente per la *Citizen science*. Tale utilizzo è servito per quantificare approssimativamente, la consistenza di individui delle testuggini alloctone, nei diversi siti.



Figura 5 – Ortofoto del parco urbano "Giardino Raggio di Sole" dove si localizza il laghetto.

Posizionamento di trappole ad atollo

Nei Siti 1 e 2, si è optato per l'utilizzo delle trappole ad atollo galleggianti, essendo presenti bacini di notevoli dimensioni e molto profondi.

Successivamente all'installazione, con l'ausilio di un gommone a remi (Yamaha 310STI; 3,1 m* 1,55 m), le trappole sono state monitorate con cadenza inizialmente settimanale, successivamente bi-settimanale, nel periodo compreso tra giugno e novembre 2022.

Cattura con retini e a mani nude

Nei Siti 3 e 4, trattandosi di stagni artificiali di ridotte dimensioni e con una profondità massima di 1m, si è optato per la cattura a mani nude e con retino, percorrendo dei transetti lineari all'interno degli stagni, con pause di 20 minuti tra una sessione e l'altra, in modo da permettere alle testuggini aliene di riemergere dalla fuga subacquea, riprendendo la normale attività. Si sono resi necessari guanti e stivali alti in PVC, modello *Wader*.

Tipologie di trappole

La cattura delle testuggini americane nei Siti "1" e "2" è avvenuta tramite trappole ad atollo, una tipologia di trappole "a vivo" non selettiva (Figura 6), ovvero che non comporta alcun danno all'animale che vi rimane intrappolato, ma non sono specifiche per la specie target. Le trappole attirano gli animali senza l'uso di esche, perché fungono da luoghi di termoregolazione.

- La trappola ad atollo "tipo A" è quella che è stata utilizzata con maggiore frequenza ed è costituita da un corpo quadrato tubolare delle dimensioni 1m x 1m che funge sia da struttura galleggiante che da ancoraggio per la rete, per trattenere le testuggini all'interno, che da sostegno per le assi di legno che permettono agli animali di entrarvi. La struttura di legno è formata da cinque parti principali articolate e legate tra loro tramite l'utilizzo di fascette di plastica.



Figura 6 – Da sx a dx, trappola A, B e C. Nel sito veronese sono state utilizzate tutte e 3, mentre nel sito trentino solo la trappola tipo A (fotografie A. Dellai).

- Il tipo “B” presenta la stessa struttura tubolare, ma mostra differenze per quanto riguarda la parte in legno, che è composta solamente da tre assi; una lunga e centrale che funge da ponte, e due più corte che fungono da rampe per l’ingresso degli animali.
- Il tipo “C” è una trappola costituita da un parallelepipedo in legno, che deve stare sommerso e a cui è agganciata una rete metallica per impedire la fuga degli animali e due grossi galleggianti per non farla affondare; al lato superiore aperto, sono fissate due rampe esterne per permettere l’ingresso delle testuggini, mentre verso l’interno sono fissate due assi basculanti che in base al peso degli individui si piegano causando la caduta degli stessi all’interno. Di questa tipologia è stata installata una sola trappola nel Sito 1.

Nel Sito 1 sono state posizionate tutte e 3 le varianti di trappole galleggianti precedentemente descritte.

Per quanto riguarda il Sito 2, le trappole posizionate erano sia di tipologia A che B.

Raccolta dati biometrici

Concluse le catture, con le diverse tecniche, ad ogni individuo contattato è stata effettuata l’identificazione fino a livello di sottospecie e

sono stati registrati i principali dati biometrici, corrispondenti a lunghezza e larghezza di carapace e piastrone, peso e sesso (Figura 7).

L’ottenimento dei parametri biometrici è servito, per capire se vi fosse una fascia dimensionale esclusa dall’accesso alle trappole o se vi fosse una maggior probabilità di cattura di esemplari adulti piuttosto che di giovani. I parametri sono stati misurati tramite i seguenti strumenti:

- bilancia digitale (peso)
- calibro analogico (larghezza carapace e piastrone)
- metro a nastro (flessometro) (lunghezza carapace e piastrone)



Figura 7 – Operazione di registrazione parametri biometrici (fotografia A. Dellai).

Risultati e discussione

A seguito dell'analisi dei 163 articoli ottenuti dalle banche dati Scopus e Google Scholar, solamente 13 di questi sono stati selezionati, perché contenevano descrizioni e dati utili sulla funzionalità delle trappole. Il Grafico 1 riporta la suddivisione degli articoli per tipologia di cattura trattata: in 13 documenti sono stati trovati riferimenti all'utilizzo delle nasse (*hoop traps*) per la cattura delle testuggini; 7 menzionavano o approfondivano l'uso di trappole ad atollo (*basking traps*); 5 proponevano le catture manuali o con ausilio di guadini come metodo per intercettare le testuggini, mentre 3 articoli descrivevano altre tipologie di trappole generalmente poco utilizzate.

In riferimento alla cattura manuale, la maggior parte degli articoli consultati si limita a riportare che essa viene praticata qualora si renda possibile, e ciò avviene occasionalmente quando si presentano condizioni idonee come fondale basso, acqua limpida e velocità del flusso d'acqua contenuto come indicato in Sterret *et al.* (2010).

Catture tramite trappola ad atollo: confronto tra Sito 1 e Sito 2

Gli sforzi di cattura esercitati nel sito 1 e nel sito 2 possono essere riassunti tramite il Grafico 2. Si può apprezzare come siano stati adottati gli stessi numeri di trappole ad atollo, di controlli (sessioni) effettuati nei siti e di operatori coinvolti nelle catture.

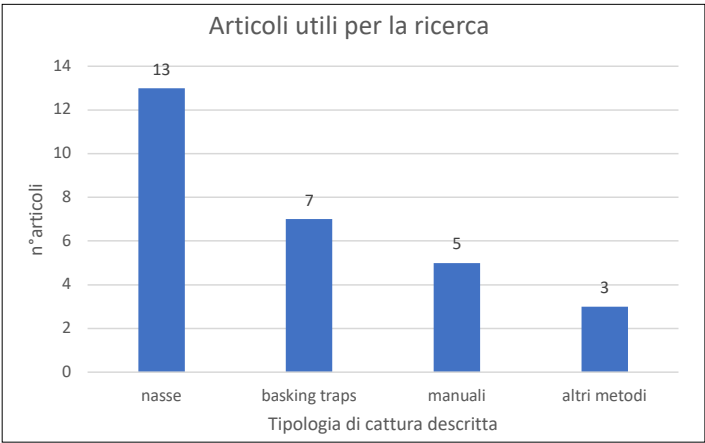


Grafico 1 – Numero di articoli e relative trappole descritte in letteratura.

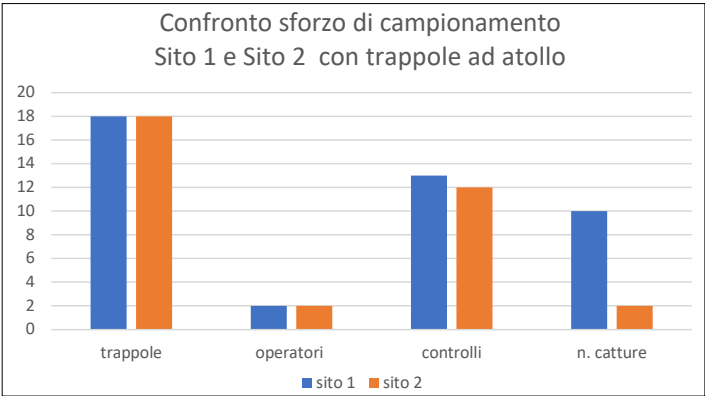


Grafico 2 – Confronto dello sforzo di campionamento tra sito 1 e sito 2.

Per quanto concerne il sito 1, è emerso come le catture siano state condizionate da due fattori: l'utilizzo delle strutture galleggianti da parte di avifauna e teriofauna, e dalla complessità del sito (distribuzione di siti di basking naturali, isole di torba prive di vegetazione, legname semisommerso, ecc.), strutture che non era stato possibile rimuovere in precedenza. L'utilizzo delle trappole da parte di fauna non target è stato documentato tramite l'utilizzo di fototrappole (Figure 8-9). Probabilmente l'utilizzo da parte di altri animali rendeva la trappola poco attraente per la specie target, andando ad inficiare il tasso di cattura. Nel Grafico 3 è rappresentata la correlazione tra la percentuale di trappole danneggiate da fauna non target sul totale delle trappole. Risulta evidente come il numero di catture diminuisca all'aumentare dell'utilizzo delle trappole da parte di specie non target.

Per il sito 2, invece, tramite il portale *iNaturalist*, e le testimonianze raccolte dai residenti, si è ipotizzato che la popolazione di testuggini americane in totale fosse costituita da 5 esemplari adulti. Il numero esiguo di individui segnalati, avvistati e catturati è imputabile al singolare tipo di habitat, ovvero, un lago alpino a circa 900 m.s.l.m., con temperature molto rigide nella stagione invernale, condizioni proibitive per la sopravvivenza degli individui in ibernazione e per i piccoli che svernano nel nido (BAKER *et al.*, 2010).

Si è constatato durante i rilievi, come la presenza di aree coperte da Ninfea gialla (*Nuphar lutea* (L.) Sm., 1809) nel periodo estivo, possa ridurre l'efficacia delle trappole, diventando di fatto, sito di basking. Inoltre, a ridurne ulteriormente la capacità di cattura, erano gli stessi bagnanti, che spesso le danneggiavano volutamente, non conoscendone l'utilizzo.

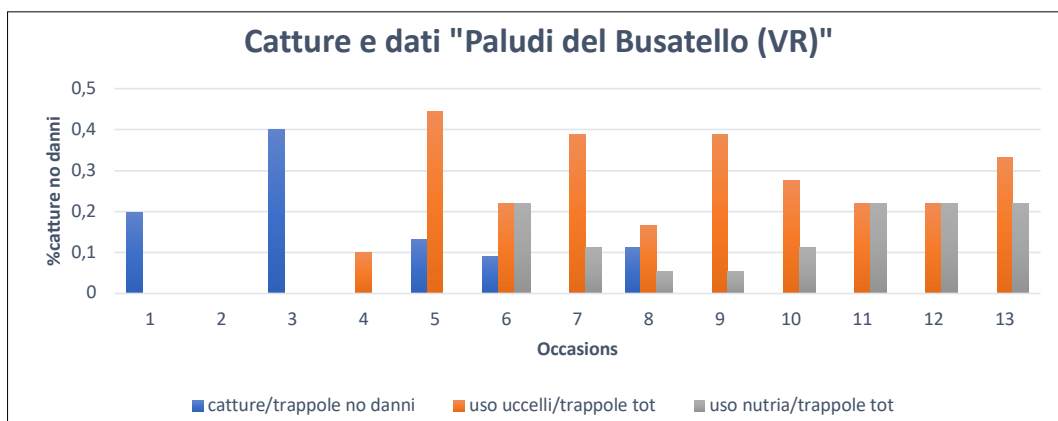


Grafico 3 – Relazione tra uso delle trappole di specie non target ed efficacia di cattura su *Trachemys*.



Figure 7-9 – Eventi di utilizzo da parte di avifauna delle trappole (fotografie A. Dellai).



Figura 10 – Foto di trappola danneggiata dai bagnanti.

Complessivamente, tra i due siti, si può affermare che le scarse catture siano dovute a molteplici fattori difficilmente controllabili.

Confronto dati biometrici degli individui catturati – Sito 1 e Sito 2

Di seguito sono riportati i dati biometrici degli individui catturati nel sito 1 e nel sito 2, dei quali si espongono solo quelli relativi alle ssp. “scripta” e “trostii” poiché “elegans” è stata rinvenuta solo nel sito 1. Nel Grafico 4 vengono confrontati i dati relativi alle dimensioni del carapace (lunghezza e larghezza) rapportati al peso, per entrambe le sottospecie. Essendo esiguo il numero di testuggini prelevate, la restituzione risulta essere poco significativa e non si possono apprezzare differenze.

Catture manuali: confronto tra Sito 3 e Sito 4

Gli sforzi di cattura esercitati nel sito 3 e nel sito 4 possono essere riassunti tramite il Grafico 5. Poiché nel sito 3 sono state eseguite il doppio delle sessioni di cattura rispetto al sito 4, a parità di operatori si osserva come nel sito 3 si siano stati catturati esattamente il doppio degli individui.

Per quanto concerne il sito 3, per poter effettuare le catture, inizialmente è stata necessaria una importante azione di rimozione del materiale legnoso presente in acqua, in parte dovuto a cause naturali e in parte depositato

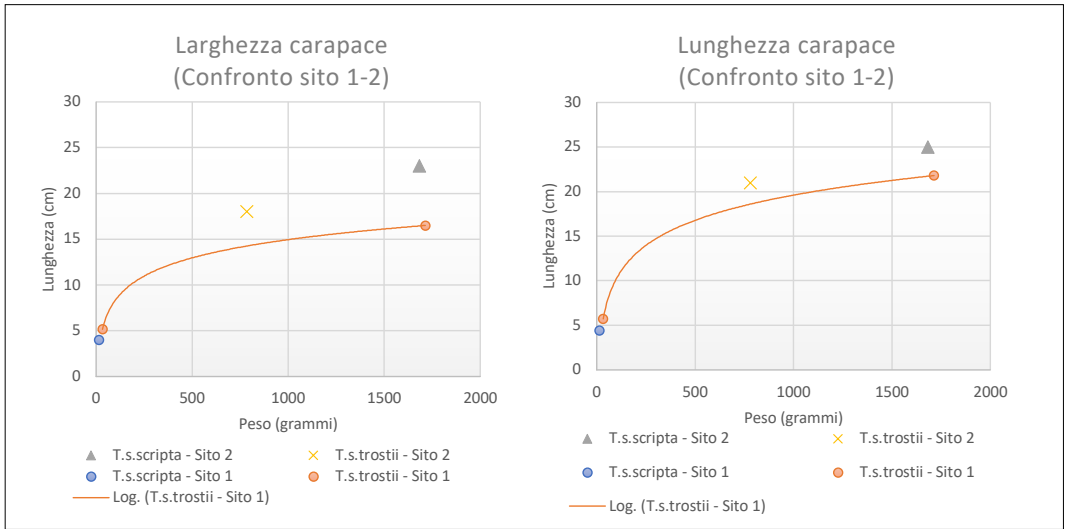


Grafico 4 – Confronto tra dimensioni del carapace delle testuggini del sito 1 e sito 2.

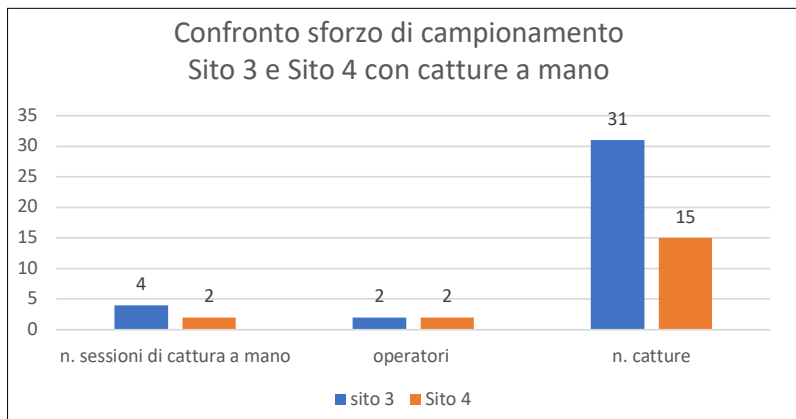


Grafico 5 – Confronto tra sforzi di campionamento dei siti 3 e 4.

nel tempo dai fruitori del parco. La presenza di una notevole quantità di legname infatti, rendeva difficoltosi gli spostamenti e favoriva le testuggini nella ricerca di rifugi (Figura 11.).

Empiricamente è stato osservato come le prime sessioni effettuate si siano dimostrate

le più proficue per quanto riguarda il numero di individui prelevati; sono rimasti liberi gli esemplari più schivi e di dimensioni ridotte.

Inoltre a seguito della rimozione delle testuggini, nella primavera successiva sono state trovate tre ovature di Rana di Lataste (*Rana lata-*



Figura 11 – Foto del materiale legnoso asportato dallo stagno (fotografia A. Dellai).

stei) all'interno dello stagno. Si ipotizza dunque che l'intervento abbia comportato un utilizzo pressoché immediato da parte della popolazione anfibia autoctona.

Nel sito 4 invece, la rimozione degli individui è risultata più semplice grazie al fondo dell'invaso costituito da calcestruzzo, come pure le sponde e gli argini. Questa caratteristica consentiva l'individuazione delle testuggini semplicemente camminando sul fondo e percependo la presenza di individui in immersione, con lo stivale o il retino.

Questo sito è risultato il più antropizzato e artificiale tra quelli analizzati, essendo situato in pieno centro urbano. La presenza di strade ad alta percorrenza e recinzioni su tutto il perimetro del parco sono da considerarsi condizioni sfavorevoli per la diffusione delle testuggini in ambienti naturali.

Confronto dati biometrici degli individui catturati – Sito 3 e Sito 4

Di seguito sono riportati i dati biometrici degli individui catturati nel sito 3 e nel sito 4 rela-

tivi alle ssp. “scripta” e “trostii”. Nel Grafico 6 e Grafico 7 vengono confrontati i dati relativi alle dimensioni del carapace (lunghezza e larghezza) rapportati al peso. Dato il discreto numero di esemplari catturati in entrambi i siti, la lettura dei grafici risulta più completa e si può apprezzare come mediamente gli esemplari di entrambe le sottospecie catturati nel sito 4 raggiungono un rapporto dimensioni/peso maggiore.

Il sito 4, trovandosi in centro storico, viene frequentato da un maggior numero di persone, durante tutta la settimana, rispetto al sito 3, che si trova in un'area rurale e viene utilizzato solo durante il weekend. Si ipotizza che la frequentazione di più utenti nel sito 4 garantisca un conseguente maggior quantitativo di alimento fornito dagli stessi a vantaggio delle testuggini, che possono dunque raggiungere dimensioni maggiori.

Dati totali sui 4 siti per classi di età

Dal Grafico 8 risulta evidente che la componente giovane della popolazione catturata

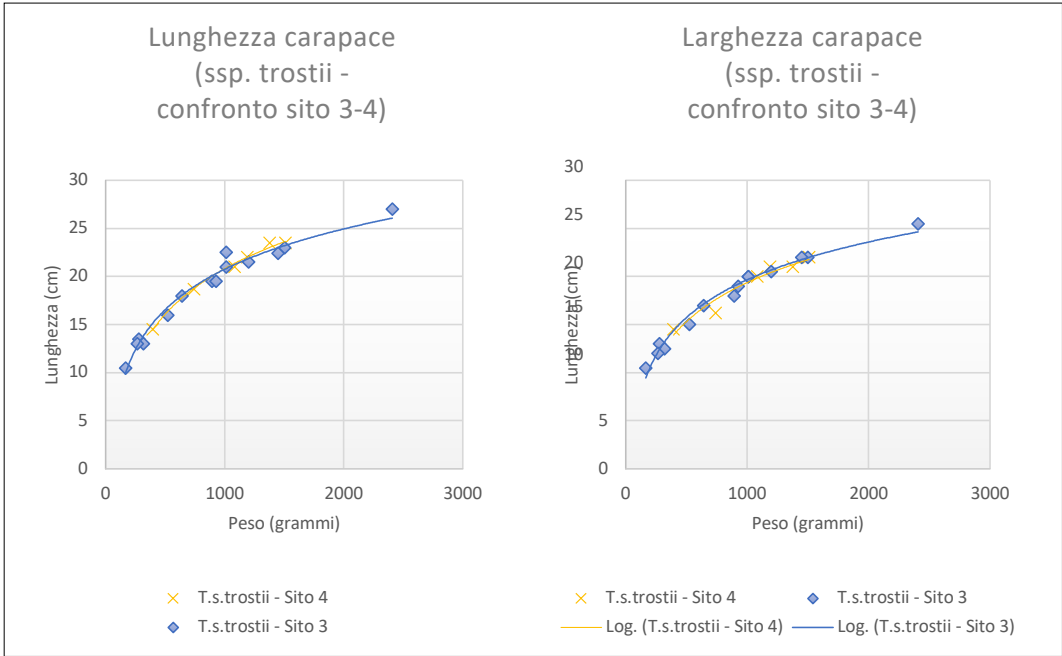


Grafico 6 – confronto tra sito 3 e sito 4 - ssp. trostii.

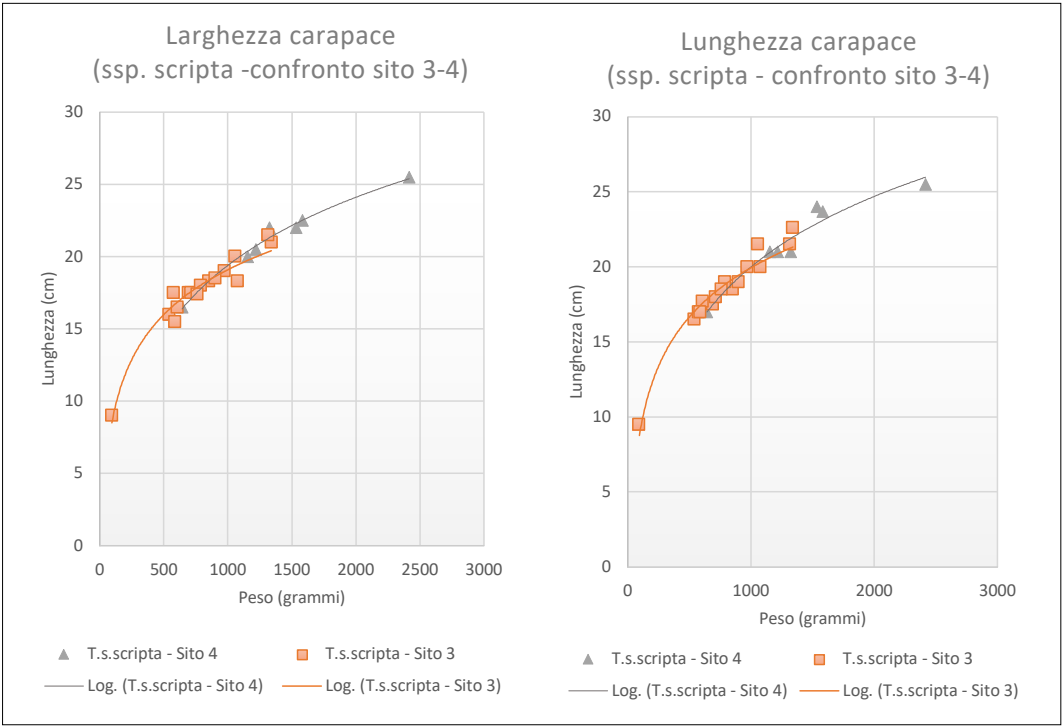


Grafico 7 – Confronto tra sito 3 e sito 4 - ssp. scripta.

provenza solamente dal sito 1, dove le condizioni ambientali sono favorevoli alla riproduzione delle testuggini esotiche.

La presenza di giovani all'interno delle trappole del Sito 1, unita ai risultati ottenuti

nel sito 2, dimostra che queste siano efficaci per intercettare tutte le classi d'età delle testuggini.

Probabilmente l'assenza di individui di piccole dimensioni, tra le catture del sito 2 è

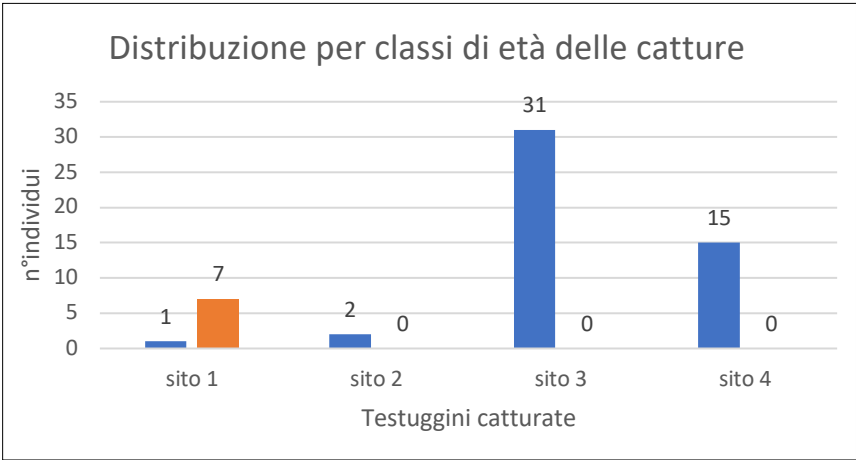


Grafico 8 – Confronto tra numero di adulti e giovani catturati nei 4 siti.

imputabile alle temperature rigide invernali che ne riducono la sopravvivenza e la capacità riproduttiva negli adulti.

L'assenza di giovani catturati nei siti 3 e 4 si può spiegare, attraverso la difficoltà che gli operatori possono trovare nell'individuare a vista e prelevare manualmente individui di piccole dimensioni. In questi siti infatti, a differenza delle trappole ad atollo che rimanevano funzionanti anche in assenza di operatori, per eseguire le catture manuali era necessario l'ingresso nei bacini, causando disturbo e l'immediata reazione di fuga delle testuggini. Ciò lascia dedurre che animali di piccole dimensioni in fuga siano meno contattabili rispetto ad animali più grandi durante l'azione di prelievo.

I dati relativi al numero di testuggini catturate nei siti 1, 2, 3 e 4 sono stati utilizzati per calcolare il valore di TCS espresso in precedenza. Lo stesso parametro è stato inoltre calcolato a partire dai dati presenti in letteratura, consentendo un confronto accurato tra le catture dei 4 siti del presente studio, con le esperienze di altri ricercatori, anche in ambito extraeuropeo.

Risultati del calcolo TCS e confronto con la letteratura

Nel Grafico 9 si possono osservare i valori delle medie di TCS (Tasso di Cattura Standardizzato) riportati per nasse, trappole ad atollo

ed altri tipi di trappole descritte in bibliografia (martavelli). L'ultima tipologia riguarda almeno due articoli, e nel Grafico 1, rientrano sotto la voce "altri metodi".

L'unità di misura del TCS è pari ad "animale catturato/tempo", quindi nel caso relativo ai tentativi di eradicazione protratti nei 4 siti del presente studio, i risultati sono espressi secondo le unità di misura "testuggini/ora/trappola" oppure "testuggini/ora/operatore" a seconda che la cattura sia effettuata con metodi passivi (trappole) o con metodi attivi (cattura manuale).

Il confronto bibliografico ha fatto emergere come le nasse siano il metodo che garantisce un TCS maggiore.

I valori di TCS risultati dalle catture nei siti 1 e 2, per quanto concerne l'utilizzo delle trappole ad atollo, risultano essere ben al di sotto della media evidenziata dagli altri autori, considerati per il confronto bibliografico (Grafico 10). Ciò può essere motivato da periodi di cattura relativi ad un arco temporale medio pari a due o tre anni per la letteratura, mentre nel sito 1 e 2 le catture sono state protratte per un solo anno.

Non solo, negli studi descritti in letteratura spesso i risultati di un singolo elaborato sono riferiti a molteplici tentativi di eradicazione protratti in molte aree diverse contemporaneamente. Al contrario, i siti coinvolti nel presente studio sono stati soltanto 2 e ben circoscritti.

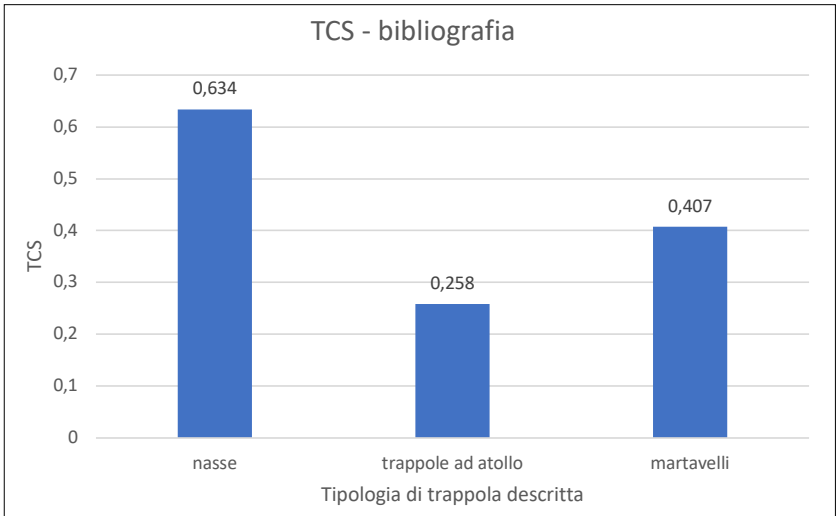


Grafico 9 – Confronto tra medie di Tasso di Cattura Standardizzato (TCS) relative a diversi tipi di trappole descritte negli articoli trovati in letteratura.

Si sottolinea inoltre una notevole eterogeneità nelle descrizioni dei luoghi scelti per sperimentare le trappole ad atollo, motivo per cui risulta complesso determinare quali siano i fattori rilevanti affinché il numero di catture sia elevato.

I valori calcolati dalle catture manuali nei siti veronesi invece, sono assolutamente in linea con quanto risultato da letteratura (Grafico 11). Si deve tenere conto però, che per poter eseguire questa specifica metodologia di cattura, devono verificarsi condizioni precise: l'ingresso in acqua da parte degli operatori deve poter avvenire in sicurezza; il bacino deve avere dimensioni ridotte; l'ecosistema deve essere molto semplifi-

cato; il fondale deve essere libero da detriti; e lo specchio d'acqua deve essere sufficientemente limpido da poter garantire una buona intercettazione delle testuggini.

Infine nel Grafico 12, si riporta un riepilogo dei luoghi nei quali sono state usate le nasse ed i risultati ottenuti in termini di efficienza. Nei due siti giapponesi il TCS non è stato calcolato per mancanza di dati. Tale metodo non è stato considerato durante la campagna di cattura del presente studio, per nessuno dei siti, perché richiedeva uno sforzo maggiore, ovvero il controllo delle nasse una volta al giorno, per evitare che animali che vi finissero intrappolati, potessero morire affogati.

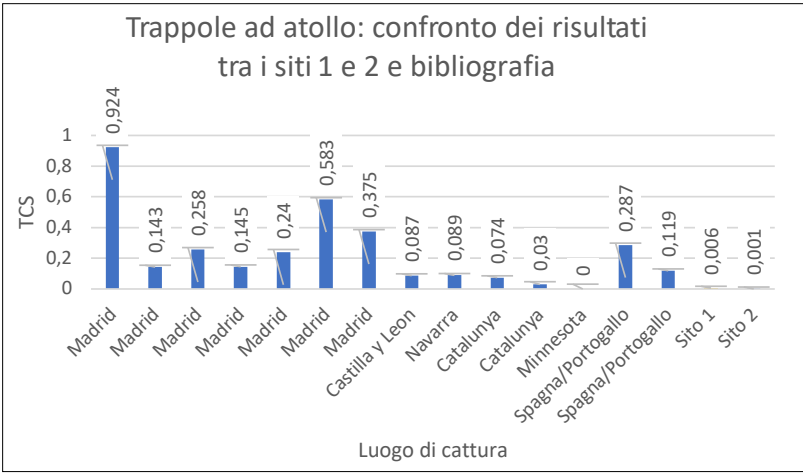


Grafico 10 – Confronto tra i valori di TCS ricavati dalla bibliografia e quelli ricavati dalle catture nei siti 1 e 2.

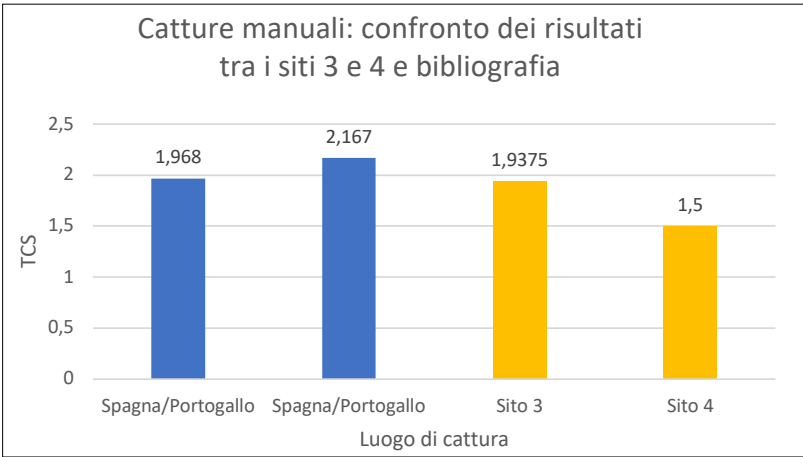


Grafico 11 – Confronto tra TCS relativi alla bibliografia e alle catture dei siti 3 e 4.

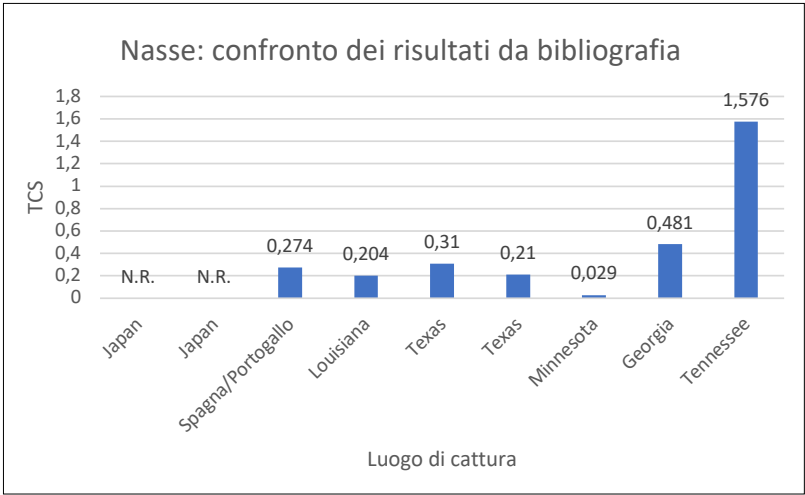


Grafico 12 – Confronto dei dati estrapolati dalla bibliografia relativi al TCS

Conclusioni

Da quanto emerso in letteratura, la cattura tramite nasse, risulta essere il metodo più efficace (Grafico 9). Infatti presenta diversi vantaggi legati all'utilizzo: sono leggere; possono essere posizionate nell'ambiente da un solo operatore; ne possono essere installate numerose in un'unica sessione con un dispendio di energie contenuto.

Aspetti negativi di questa metodologia sono: la necessità di un controllo giornaliero, perché può essere potenzialmente fatale per gli animali che vi finiscono intrappolati, non presentando vie di fuga e possibilità di emersione per respirare qualora i galleggianti dovessero danneggiarsi, o il numero di individui catturati fosse talmente grande da causarne l'affondamento.

La trappola ad atollo, da letteratura risulta meno efficace ma presenta dei vantaggi.

Il controllo può avvenire settimanalmente, può contenere un maggior numero di individui e ne consente la sopravvivenza anche nel caso di affondamento perché presenta il lato superiore completamente aperto.

Di contro, richiede più tempo per essere montata; è più costosa; essendo più pesante ed ingombrante richiede un maggiore sforzo per l'installazione, come anche nelle operazioni di controllo.

Ciononostante, qualora le condizioni lo consentano, si consiglia di effettuare le catture ma-

nualmente e/o tramite utilizzo di un guadino da pesca, in quanto l'efficienza di cattura rispetto alle trappole risulta essere nettamente migliore.

In generale si può affermare che i tentativi di eradicazione o contenimento, con queste metodologie, vanno progettati considerando risorse disponibili, in termini economici e di manodopera dedicata, tipologia di ambiente sul quale si deve operare e potenziali variabili che possono rallentare o compromettere l'efficacia di cattura (specie non target; fruitori non a conoscenza del progetto, imprevisti di natura abiotica o biotica).

Sarti *et al.*, (2016) evidenzia come sia necessaria la presenza di personale qualificato e formato in tutta la fase di gestione delle testugini americane, a partire dalla cattura fino ad arrivare alla detenzione nei centri autorizzati.

È necessario poi redigere calendari di intervento che possono variare a seconda della tipologia di ambiente e a seconda della trappola che si desidera utilizzare.

Si ribadisce inoltre, l'importanza di una fase preliminare di osservazione in campo al fine di identificare le zone abituali di *basking* per disporre nel territorio le trappole nel modo più efficiente possibile (MACCHI *et al.*, 2020).

Ringraziamenti

Si ringraziano la Dottoressa Antonella Agostini e il Dott. Matteo Sartori del Servizio svi-

luppo sostenibile e aree protette Ufficio biodiversità e rete natura 2000, della Provincia Autonoma di Trento, per il supporto e per aver creduto nel progetto; la Dottoressa Forestale Valentina Rossetti, amica e collega, per averci coinvolti e incaricati; il Dottor Andrea Sgarbossa del Servizio foreste Ufficio pianificaz. selvicoltura ed economia forest. della Provincia Autonoma di Trento, per l'entusiasmo dimostrato; il Prof. Tommaso Sitzia Dipartimento Territorio E Sistemi Agro-Forestali (Tesa), Università Degli Studi Di Padova, per la lettura critica del presente studio e i consigli; il WWF Veronese ODV per aver contribuito nell'acquisto dei materiali per la realizzazione delle trappole ad atollo; il Comune di Verona nella persona del Dottor. Luigi Fiorio per aver permesso di attuare la cattura nei laghetti del Comune; il Per. Agr. Massimo Caloi di AMIA S.p.A, per aver contribuito nel facilitare le operazioni di cattura nelle aree del Comune di Verona.

BIBLIOGRAFIA

- ALLEN M.L., ROBERTS N.M., BAUDER J.M., 2020 – *Relationships of catch-per-unit-effort metrics with abundance vary depending on sampling method and population trajectory*. PLoS ONE 15 (5): e0233444.
- BARTOLINI F., GIUNTI M., SPOSIMO P., GIANNINI F., 2020 – *Protocollo per l'eradicazione di Trachemys scripta nell'isola del Giglio*. Nemo srl, per conto del Parco Nazionale Arcipelago Toscano.
- BAKER P.J., IVERSON J.B., LEE JR R.E., COSTANZO J.P., 2010 – *Winter severity and phenology of spring emergence from the nest in freshwater turtles*. Naturwissenschaften 97: 607-615.
- BOMBIERI G., NOVELLI F., PESENTE M., 2022 – *Aggiornamento delle conoscenze erpetologiche della ZSC/ZPS IT3210013 "Palude del Busatello"* (Gazzo Veronese, Verona).
- CHANDLER H.C., STEVENSON D.J., MAYS J.D., STEGENGA B.S., VAIGNEUR W-H., MOORE M.D., 2017 – *A new trap design for Catching small Emydidae and Kinosternid Turtles*. Herpetological Review, 48 (2), 323-327. www.ssrherps.org.
- CORRADI, L., BOMBIERI, G., BENATI, G., D'OFFRIA, M., DALL'O'M., LAZZARIN, G., QUILICI, L., PESARINI, S. 2021 – *Giarol Grande, uno scrigno di biodiversità a un passo dal centro di Verona*. Storia naturale della città di Verona. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2, 277-290.
- CRESCENTE A., SPERONE E., PAOLILLO G., BERNABÒ I., BRUNELLI E., TRIPEPI S., 2014 – *Nesting ecology of the exotic Trachemys scripta elegans in an area of Southern Italy (Angitola Lake, Calabria)*. Amphibia-reptilia, 35(3), 366-370.
- FRITZ U., FATTIZZO T., GUICKING D., TRIPEPI S., PENNISI M.G., LENK P., JOGER U., WINK M. 2005 – *A new cryptic species of pond turtle from southern Italy, the hottest spot in the range of the genus Emys (Reptilia, Testudines, Emydidae)*, in Zoologica Scripta; 34(4): 351-371.
- GARCÍA-DÍAZ P., RAMSEY D.S.L., WOOLNOUGH A.P., FRANCH M., LLORENTE G.A., MONTORI A., BUENETXEA X., LARRINAGA A.R., LASCEVE M., ÁLVAREZ A., TRAVERSO J.M., VALDEÓN A., CRESPO A., RADA V., AYLLÓN E., SANCHE V., LACOMBA, J.I., BATALLER J.V., LIZANA M., 2017 – *Challenges in confirming eradication success of invasive red-eared sliders*. Biological Invasions 19(9), 2739-2750.
- HINTON M.G., MAUNDER M.N., 2003 – *Methods For Standardizing Cpue and How to Select Among Them*.
- LAMBERT M.R., NIELSEN S.V., WRIGHT A.N., THOMSON R.C., SHAFFER H.B. 2019 – *Experimental removal of introduced slider turtles offers new insight into competition with a native, threatened turtle*. PeerJ, 7, e7444.
- MACCHI S., SCALI S., BISI F., MARTINOLI A., ALONZI A., CARNEVALI L., 2020 – *Piano nazionale per la gestione della testuggine palustre americana*. ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. <https://www.isprambiente.gov.it/it/archivio/notizie-e-novita-normative/notizie-ispra/2020/11/piano-nazionale-per-la-gestione-della-testuggine-palustre-americana>.
- MALI L., WANG H. H., GRANT W. E., FORSTNER M. R. J., 2012 – *Switching bait as a method to improve freshwater turtle capture and recapture success with hoop net traps*. Herpetological Review, 43(2), 272-276.
- MEDINA-VOGEL G., BARROS M., MONSALVE R., PONS D. J., 2015 – *Assessment of the efficiency in trapping North American mink (Neovison vison) for population control in Patagonia*. Revista Chilena de Historia Natural, 88(1). h
- PÉREZ-SANTIGOSA N., DÍAZ-PANIAGUA C., HIDALGO-VILA J., 2008 – *The reproductive ecology of exotic Trachemys scripta elegans in an invaded area of southern Europe*. Aquatic Conservation-marine and Freshwater Ecosystems, 18(7), 1302-1310.
- RUBIO X., POLO-CAVIA N., 2006 – *Competitive interactions between native and exotic freshwater turtles*. Biological Invasions, 8(8), 1585-1590.
- SALMASO R., OSELLA G., 1989 – *Studi sulla Palude del Bustello (Veneto-Lombardia)*. 27. L'erpetofauna. Mem. Civ. St. nat. Verona (II sr), sez. biol., 7: 237-257.
- SARTI D., BOLOGNA M.A., CAPULA M., FERRARESI L., IANNELLA L., LAZZARONI C., PREATONI D., 2016 – *Linee guida per la gestione di Trachemys scripta in Italia*. ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Manuali e Linee Guida 133/2016. ISBN: 978-88-448-0775-9.
- THOMPSON W.R., WHITE G.C., GOWAN C. 1998 – *Fish*. In Elsevier eBooks (pp. 191-232).
- UROŠEVIĆ A., 2014 – *Report of two subspecies of an alien turtle, Trachemys scripta scripta and Trachemys scripta elegans (testudines: Emydidae) sharing the same habitat on the island of Zakynthos, Greece*. Ecologica Montenegrina, 1(4), 268-270.
- VENANZONI R., 1995 – *Flora e vegetazione del Biotopo "Lago di Cei": gli ambienti umidi*. Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica, 70: 77-98.

ZELLER D., VIANNA G.M.S., ANSELL M., COULTER A., DERRICK B., GREER K., NOËL S.-L., PALOMARES M.L.D., ZHU A. PAULY D., 2021 – *Fishing Effort and Associated Catch per Unit Effort for Small-Scale Fisheries in the Mozambique Channel Region: 1950-2016*. Front.Mar.Sci.8:707999.

ZIMMERMAN J.K.M., PALO, R.T. 2011 – *Reliability of catch per unit effort (CPUE) for evaluation of reintroduction programs - A comparison of the mark-recapture method with standardized trapping*. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 401.

Giovanni Bombieri

Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali (Tesaf)
Università degli Studi di Padova
Viale dell'Università, 16 – Legnaro (PD)

Andrea Dellai

E-mail: andreascar97@gmail.com

Tel. 380 2338145

Centro Recupero Animali Selvatici

Difesa Natura 2000

Via S. Nicolò, 39 – Villabalzana (Vi)

Lorenzo Marini

Davide Nardi

Dipartimento Agronomia, Animali, Alimenti,

Risorse Naturali e Ambiente (Dafnae)

Università degli Studi di Padova

Viale dell'Università, 16 – Legnaro (PD)

PAROLE CHIAVE: *testuggine palustre americana, trappole, specie aliene.*

RIASSUNTO

La testuggine palustre americana (*Trachemys scripta* ssp.) è una specie aliena inserita nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale. Negli ecosistemi non nativi in cui è stata introdotta, rappresenta una minaccia per la salvaguardia di habitat e specie autoctone. Esportata dagli Stati Occidentali degli USA, da cui è originaria, a partire dagli anni '70 del novecento, la specie venne introdotta in tutto il globo per fini terraristici e per scopi alimentari. Dopo episodi di fuga accidentale e rilasci, divenne presto molto comune, dando vita a popolazioni naturalizzate. Molteplici tentativi di eradicazione di questa specie sono stati eseguiti, impiegando professionisti e ricercatori e utilizzando svariate tecniche a livello globale. In questo lavoro vengono presentati i risultati di un tentativo di contenimento effettuato tra il 2022 e il 2023, in quattro diversi siti localizzati nel nord-Italia tramite l'utilizzo delle trappole "ad atollo" e tramite catture manuali. Le trappole ad atollo sono state utilizzate nei contesti naturali della ZSC "Palude del Busatello" (VR) e nella ZSC "Pra dagli Albi Cei" (TN), mentre le catture manuali sono avvenute in due contesti antropizzati presenti all'interno della città di Verona. I dati relativi alle catture effettuate con i due metodi sono stati successivamente comparati con i risultati presentati da altri autori di studi analoghi eseguiti principalmente in Europa e negli Stati Uniti d'America. Il parametro preso in considerazione per confrontare i risultati ottenuti con quelli trovati in bibliografia è la CPUE (*Capture Per Unit Effort*), ed esprime la quantità di testuggini catturate da ogni singola trappola nell'arco di un'ora. Il lavoro di cattura da noi eseguito con le trappole ad atollo ha messo in mostra risultati inferiori rispetto alle medie evidenziate dagli altri autori, mentre per quanto riguarda le catture manuali, si sono osservati valori positivi e nella media.

KEY WORDS: *American pond slider, traps, alien species.*

ABSTRACT

The American pond slider (*Trachemys scripta* ssp.) is a non-native species included in the list of invasive alien species of union concern. In the non-native ecosystems where it has been introduced, it poses a threat to the preservation of native habitats and species. Exported from the Western United States, its place of origin, since the 1970s, the species was introduced worldwide for pet trade and culinary purposes. Following accidental escapes and releases, it soon became very common, forming naturalized populations. Numerous eradication attempts have been carried out globally, involving professionals and researchers using various techniques. This work presents the results of a containment attempt conducted between 2022 and 2023 in four different sites located in northern Italy using "atoll" traps and manual captures. Atoll traps were used in the natural contexts of the ZSC "Palude del Busatello" (VR) and the ZSC "Pra dagli Albi Cei" (TN), while manual captures were conducted in two anthropized contexts within the city of Verona. The data from captures using these two methods were subsequently compared with results presented by other authors of similar studies conducted mainly in Europe and the United States. The parameter considered for comparing the results obtained with those found in the literature is CPUE (*Capture Per Unit Effort*), which expresses the number of sliders captured by each individual trap per hour. Our capture work using atoll traps showed results lower than the averages reported by other authors, while manual captures showed positive and average values.

Innesto di pino Pinea su pino Uncinato per una rinnovata produzione di pinoli italiani: esperienza e proposta di ricerca

È ampiamente risaputo che i pinoli italiani, prodotti dal *Pinus pinea*, conosciuto anche come Pino italiano, sono considerati di qualità superiore. Purtroppo tale pregiata produzione nazionale sta scomparendo. Le cause di questo declino, ormai verticale, sono principalmente da imputare alla difficile conduzione del suo pineto.

Alberi troppo alti quindi di complicata gestione della chioma, della difesa fitosanitaria, della raccolta e con lungo tempo di attesa per giungere alla prima produzione. Inoltre l'immissione nel mercato di pinoli prodotti da altre specie pinacee (di qualità inferiore) da parte di paesi extra UE (dove oltretutto il costo della manodopera è molto basso) ne peggiora la situazione.

Quanto sopra è stato di stimolo nell'intraprendere un percorso di ricerca con l'obiettivo di individuare una tecnica utile nel rendere la suddetta produzione in modo gestibile, se non al pari, simile ad una coltivazione "frutticola" moderna.

Partendo dal presupposto che, da notizie reperite in rete, pare esistano già prove similari effettuate in Sud America impiegando come portainnesti il pino d'Aleppo (*Pinus halepensis*) e il pino di Monterey (*Pino radiata*), con buoni risultati, specialmente per quest'ultimo, la ricerca si è orientata sull'impiego del Pino uncinato.

La scelta del Pino uncinato, come portainnesto, è stata data dalla sua appartenenza alla specie Pino mugo (di struttura bassa, tenden-

zialmente a fusto ritto, di precoce fruttificazione, locale e resiliente). Quindi con favorevoli presupposti per essere un buon candidato a raggiungere i suddetti obiettivi:

- anticipare l'età di entrata di produzione delle pigne da pinoli;



Figura 1 – Innesto di due anni.



Figura 2 – Particolare del punto di saldatura innesto per approssimazione.

- ottenere alberi di struttura più bassa al fine di consentirne una migliore gestione produttiva (contenimento chioma, lotta fitopatologica, agevolare la raccolta);
- resilienza al cambiamento climatico.

L'innesto (foto), eseguito per approssimazione di due semenzali, ha prodotto una potenziale efficace saldatura e a quasi due anni dalla sua esecuzione la pianta di dimostra in buona vegetazione. Le prospettive paiono, dunque, positive. Ma bisognerà comunque attenderne l'evoluzione nel tempo prossimo per valutarne l'efficacia.

Tuttavia, questa esperienza, nel frattempo potrebbe contribuire allo sviluppo di ulteriori ricerche e approfondimenti più professionali e specialistici al fine di dare nuovo florido futuro alla produzione dei nostri pregiati e ricercati pinoli nazionali.

Lucio Alciati

perito agrario

E-mail: Lucio.alciati@libero.it

Tel. 3486729419

Caraglio (Cuneo)



RECENSIONE

IOLANDA DA DEPPO
DANIELA PERCO
MICHELE TRENTINI

VAIA

La tempesta nella memoria

CIERRE edizioni – 2024

Il nuovo libro, dall'evocativo titolo "VAIA-*La tempesta nella memoria*", uscito già l'anno scorso per conto delle Edizioni CIERRE, è un testo ad impronta essenzialmente antropologica, uno sguardo molto preciso ed attento su ciò che l'evento Vaia ha comportato per il territorio bellunese e per la sua vivibilità. Iolanda Da Deppo, Daniela Perco, Michele Trentini ne sono gli autori, tutti a vario titolo collaboratori del Museo Etnografico Dolomiti di Belluno, una istituzione che da tempo rivolge le sue ricerche alla storia del proprio territorio e alle questioni in genere concernenti le relazioni fra l'uomo e il contesto montano nel quale è insediato.

La trattazione indaga fra le espressioni più autentiche delle comunità che hanno subito l'evento catastrofico dell'ottobre 2018. Con apposite interviste vengono raccolte e registrate con attenzione le varie voci della gente comune, cercando di mettere in luce ogni possibile riferimento di senso, sotto il profilo storico, culturale, psicologico e ambientale. Si parte fedelmente da ciò che le persone hanno provato, dalla loro paura, dalle loro reazioni, dalle attribuzioni di responsabilità, dal loro interrogarsi, passando poi al racconto sulle modalità di prima risposta e di organizzazione dell'emergenza in vista di ogni necessario e immediato riequilibrio di stabilità. Le persone si sono sentite parte di una comunità im-



provvisamente stravolta, colpita in particolar modo in ciò che l'uragano ha definitivamente cancellato nella sfera dei simboli di identificazione del proprio vissuto con gli elementi della loro consuetudine. Al di là dello sconcerto per i danni materiali al territorio naturale, lo sconvolgimento infrastrutturale e gli incidenti mortali, sembra emergere nella popolazione lo sgomento di dover percepire nel proprio microcosmo montano la stessa fragilità del mondo in senso più ampio. La montagna non è più sicura e se ne figurano le cause. Alle ricorrenti alluvioni ed ai rovinosi schianti del bosco molte voci attribuiscono ancora l'inevitabile ciclicità delle sciagure naturali, altre però puntano il dito sull'abbandono o sul venir meno delle cure territoriali: ecco quel che non è stato più fatto, si è perso un ordine delle cose. La percezione di qualcosa che non si riesce più a comprendere è tuttavia assai diffusa.

Le foreste ombrose ed imponenti della Val Vidsende o dell'Agordino d'un tratto vengono meno e lasciano allo sguardo aperture un tempo inimmaginabili. Il vento non è più lo stesso, la luce domina estesamente. Il rumore dei torrenti diviene motivo di crescenti inquietudini. Vi sono in vero anche orizzonti di nuova visibilità, spazi dilatati; interessante almeno per alcuni, non per tutti. Con gli alberi spezzati e sradicati di Feltre ora è visibile anche il castello della cittadina, ma nello schianto sono caduti anche i simboli culturali ad essi affidati e trasmessi di generazione in generazione. Le alberature dei viali, i tigli, gli ippocastani e i noci erano elementi carichi di un riconosciuto significato simbolico, non solo estetico, nella sfera dei valori e della vivibilità urbana. In ambito collinare e montano le diverse specie arboree, da sempre coltivate, erano fattori autentici della cultura materiale e rurale. Vaia ha colpito drasticamente le strutture del verde abitativo, generandovi disequilibri e disarmonie di varia portata, mentre nel territorio montano ha fatto emergere confusi relitti di un paesaggio rurale antico, che l'industrializzazione più recente ha indotto troppo in fretta a dimenticare, lasciandolo in balia di un incalzante imboschimento spontaneo. Improvvisamente si sono rivelate evidenti distonie di un modello di sviluppo che aveva accelerato alcune trasformazioni senza tener in debito conto gli equilibri delicati del disegno territoriale ereditato.

Un improvviso disvelamento della realtà che genera reazioni diverse a seconda dell'età e della provenienza, dello stato sociale e del sottosistema culturale al quale si fa riferimento. Diverse sono le valutazioni di responsabilità e diversi gli approcci di pensiero. Comune e diffusa si è mostrata la volontà di intervento immediato e un generale senso di solidarietà che si sono manifestati fin da subito nelle operazioni di sgombero e di restauro. Occasioni di una

ritrovata e allargata coesione di comunità, nata dall'emergenza di ricostruire al più presto il tessuto insediativo nelle forme più accettabili e sicure, anche se, nella solerzia operativa del caso, alcuni elementi caratteristici preesistenti si sono perduti.

Quanto al bosco molto è rimasto affidato alla sua ricostruzione naturale e i provvedimenti di ricostituzione diretta hanno assunto soprattutto un carattere locale, per iniziativa sperimentale o di protezione civile.

Il libro non si esaurisce nell'indagine di Vaia. Vengono infatti esplorate, soprattutto nel loro significato d'uso della montagna quale "ben rifugio", anche le vicende della pandemia da Covid-19, concomitanti al periodo immediatamente post Vaia. La ricerca di aree dove trascorrere il lockdown ha intravisto nelle residenze di montagna innegabili fattori di utilità favorendo, almeno per un certo periodo, presenze straordinarie e nuove prossimità relazionali con il bosco e il territorio montano. Tuttavia non solo luci, in queste forme temporanee di presenza, qualche ombra di cui farsi carico era emersa nei commenti degli amministratori locali.

Molto vicine nel tempo poi le devastanti pullulazioni del bostrico nelle foreste montane, con lo stravolgimento paesaggistico, idrogeologico e selvicolturale che ne è seguito.

Vaia, pandemia e bostrico sono stati disastri a suo tempo non immaginabili; ora si fa viva la sensazione che potrebbero ritornare. Come in tutte le sciagure naturali vi è un prima, un durante e un dopo. Le connessioni fra i tre eventi sono piuttosto chiare per vari aspetti e i necessari "processi di elaborazione di senso" al riguardo sono il campo di indagine in questo libro.

Lucio Sottovia

NORME GENERALI PER LA COLLABORAZIONE ALLA RIVISTA "DENDRONATURA"
E PER LA REDAZIONE DEI CONTRIBUTI
(valide a partire dal primo numero del 2000)

"Dendronatura" si articola in quattro sezioni distinte: relazioni, appunti, notizie e recensioni. La rivista pubblica nella prima sezione lavori originali ed inediti, traduzioni di lavori stranieri di particolare importanza ed attualità, nonché atti dei convegni e delle conferenze organizzati dalla Associazione Forestale del Trentino riguardanti direttamente o indirettamente problemi di interesse naturalistico ed ambientale. La seconda sezione è riservata a comunicazioni più brevi (note tecniche, risultati preliminari di ricerche in corso, ecc.) La sezione notizie fornisce ai lettori informazioni riguardo a convegni, riunioni, incontri tecnico-sportivi concernenti argomenti affini a quelli trattati dalla rivista, sia in previsione del loro svolgimento, sia come resoconto finale a sessione conclusa. Nella sezione recensioni infine vengono presentate nuove pubblicazioni che possono rivestire interesse per i lettori.

I collaboratori dovranno consultare con attenzione le presenti norme prima di inviare i propri lavori all'attenzione del Comitato di Redazione. Lavori preparati in forma non corretta potranno subire ritardi nella pubblicazione o essere respinti.

La pubblicazione dei lavori è subordinata al giudizio del Comitato di Redazione, che può avvalersi di esperti italiani e stranieri.

Presentazione dei lavori

Il lavoro, in lingua italiana, deve essere chiaro e conciso. Esso sarà presentato sia sotto forma dattiloscritta che su supporto magnetico. La struttura dei lavori dovrà possibilmente conformarsi al seguente schema: nome dell'autore/i, titolo, testo, ringraziamenti, bibliografia, riassunto, summary, indirizzo completo dell'autore/i, appendici. Dovranno essere allegate figure, tabelle e relative legende.

Titolo

Il titolo deve essere stringato ed appropriatamente informativo sul contenuto dell'articolo, presentando, quando possibile, alcune parole chiave.

Autori

Indicare nome e cognome degli autori, i loro indirizzi completi, eventuale ente di appartenenza e, se disponibile, indirizzo di posta elettronica.

Testo

La lunghezza massima consentita per le relazioni (presentate nella prima sezione della rivista) è di 12 pagine, mentre per gli appunti (nella seconda sezione) il limite è di 5 pagine, considerando una pagina costituita da 54 righe di 80 caratteri ciascuna. Il testo dovrà essere suddiviso in paragrafi, preferibilmente brevi, in modo da rendere più agevole la lettura. L'uso di termini stranieri (quando questi non siano di uso corrente), o molto specialistici, dovrà essere limitato allo stretto necessario ed è richiesto un glossario a fine testo, per chiarirne il significato. Le sigle e gli acronimi devono riportare la dicitura per esteso alla prima loro menzione.

Stile

L'uso del corsivo deve essere riservato esclusivamente ai termini in lingua straniera, ivi compresi i nomi latini di piante ed animali, i quali devono essere citati solo alla prima menzione nel testo, riportando anche il nome dell'autore (quest'ultimo non in corsivo, es. *Pinus sylvestris* L.). Nel caso però di termini stranieri di uso comune, già citati nelle edizioni più recenti dei principali dizionari italiani, non va adoperato il corsivo. Potrà invece essere usato il corsivo per evidenziare termini tecnici che rivestono una connotazione specifica per l'argomento trattato. Per l'evidenziazione di interi paragrafi cui l'autore attribuisce particolare significatività potranno essere utilizzati box di inquadramento. Per i titoli dei paragrafi e dei sottoparagrafi deve essere indicata con chiarezza la gerarchia.

Note

Le note devono essere sintetiche e in numero ridotto, limitato allo stretto indispensabile.

Figure e tabelle

Le figure sono di norma in bianco e nero. La rivista pubblica pagine a colori solo in casi particolari, da concordare con la redazione, quando l'uso del colore risulti indispensabile per una corretta comprensione del testo. Le figure possono essere rappresentate da fotografie o da composizioni grafiche. Le fotografie devono essere presentate su stampe con sufficiente contrasto; le diapositive sono comunque preferibili alle fotografie. Ogni altra figura (disegno, grafico, ecc.) ed ogni tabella, dovrà essere sempre presentata su supporto cartaceo, in foglio separato (non inserita nel testo), contrassegnata da un numero progressivo. Tutte le didascalie devono essere presentate su

foglio a parte, con indicazione del numero della figura o tabella corrispondente. Figure e tabelle devono sempre essere fornite su supporto cartaceo, con carta di buona qualità (non su fotocopie), con la miglior risoluzione di stampa possibile, e se possibile anche su supporto magnetico (nei formati immagine più diffusi), le singole figure e tabelle su file separati, le figure con la migliore risoluzione possibile per la stampa (300 dpi), le didascalie su file a parte. Le figure e le tabelle devono essere proporzionate alle dimensioni della rivista e devono essere numerate in ordine progressivo con numeri arabi. I termini figura e tabella devono essere scritti per esteso nel testo ed abbreviati a fig. e tab. se posti tra parentesi come riferimento nel testo:

“...dai dati a disposizione (tab. 8) si può concludere che...”.

Per la sezione appunti si richiede di inserire il minor numero possibile di figure e tabelle.

Riassunto

Il lavoro deve essere accompagnato da un riassunto in italiano e da un summary in inglese entrambi di circa 10 righe l'uno. Questi devono essere concisi, esplicativi ed interpretabili senza riferimento al testo, al loro interno dovrebbero essere evitate citazioni bibliografiche.

Il riassunto e il summary non sono richiesti per gli interventi nella sezione appunti.

Bibliografia

I riferimenti bibliografici sono citati nel testo con l'indicazione dell'autore e dell'anno di pubblicazione secondo i seguenti standard: “...Rossi (1996) sostiene che...” oppure “...Rossi e Bianchi (1994) sostengono che...” oppure ancora “...Rossi (1994, 1995, 1996) ha sostenuto che...” o infine “...come è stato sostenuto da vari autori (ROSSI, 1995; BIANCHI, 1996)...”. In quest'ultimo caso, se gli autori di uno stesso lavoro sono due lo standard è: “...come è stato sostenuto recentemente (ROSSI, BIANCHI, 1995)...”; mentre se gli autori sono più di due è: “...come è stato sostenuto recentemente (ROSSI *et al.*, 1995)...”.

Tutti i riferimenti bibliografici nel testo devono essere contenuti nella sezione di bibliografia e viceversa, in modo che le loro date ed i nomi degli autori coincidano. Le citazioni in lingua straniera dovranno essere particolarmente curate per quanto riguarda accenti, Umlaut ecc. Quando vi sono più citazioni bibliografiche in parentesi nel testo, queste devono essere ordinate cronologicamente e non alfabeticamente.

Nella bibliografia tutti i riferimenti devono essere elencati in ordine alfabetico e, per uno stesso autore/i, in ordine cronologico, nelle forme seguenti:

CORONA E., 1989 – *Significato dendrocronologico delle querce*. Monti e Boschi, 1: 6-8.

DELLAGIACOMA F., MOTTA R., PIUSSI P., 1996 – *Ricerche sull'ecologia della pecceta subalpina nella foresta di Paneveggio*. Dendronatura, 1: 77-85.

EMLEN S. T., 1978 – *The evolution of cooperative behaviour in birds*. In: Krebs J. R., Davies N. B., *Behavioural Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 245-281.

FRITTS H. C., 1976 – *Tree rings and climate*. Academic Press, London, 567 pp.

GASPARINI P., AGOSTINI A., 1996 – *L'applicazione della direttiva 92/43/CEE “HABITAT” in Trentino. Il programma Bioitaly*. Dendronatura, 2: 12-23.

VIOLA F., 1994 – *Aspetti selvicolturali di una gestione integrata degli ecosistemi forestali*. In: *Piano Generale Forestale, Studi di settore*. Provincia Autonoma di Trento, Servizio Foreste, Caccia e Pesca, Trento, 5-69.

Per lavori in corso di pubblicazione, la forma “in stampa” sostituisce l'anno ed il nome della rivista deve essere indicato nella bibliografia.

GASPARINI P., AGOSTINI A., in stampa – *L'applicazione della direttiva 92/43/CEE “HABITAT” in Trentino. Il programma Bioitaly*. Dendronatura.

Lavori che non sono stati pubblicati, in preparazione o inviati a riviste di settore e non ancora accettati, o ancora interventi o riassunti di interventi relativi a conferenze, o infine comunicazioni personali, debbono essere citati nel testo come “dati non pubblicati” e non essere inseriti nella sezione di bibliografia: vanno comunque indicati tutti i nomi degli autori: “...Bianchi e Rossi (dati non pubblicati) sostengono, come rilevato in altri paesi (SMITH, PEYTON, ROLAND, PETERSEN, dati non pubblicati)...”.

Considerazioni generali e conclusive

La redazione provvede direttamente alla correzione delle bozze senza assumersi esplicite responsabilità. Su richiesta dell'autore le bozze saranno inviate a quest'ultimo, il quale dovrà restituirle entro cinque giorni dalla data del ricevimento, senza alcuna modifica nel testo originale. In caso di ritardo nella restituzione, la redazione si ritiene autorizzata a pubblicare il lavoro corretto d'ufficio.

La redazione della rivista non è responsabile delle opinioni e dei concetti espressi dagli autori ospitati.

I lavori e la corrispondenza dovranno essere indirizzati a: Comitato di redazione della rivista “Dendro-natura”, c/o Museo Tridentino di Scienze Naturali, via Calepina 14 – 38100 TRENTO.

