

**L'ITALIA FORESTALE
E MONTANA**

Edita dall'Accademia Italiana di Scienze Forestali



**ITALIAN JOURNAL OF FOREST
AND MOUNTAIN ENVIRONMENTS**

Published by the Italian Academy of Forest Sciences



CONFERENCE PROCEEDINGS

OLD-GROWTH FORESTS AND ANCIENT TREES

a treasure of nature, life and culture

FIRENZE, 1 OCTOBER 2025 / VALLOMBROSA, 2-3 OCTOBER 2025



ANNO LXXXI - SPECIAL ISSUE 2026

**L'ITALIA FORESTALE
E MONTANA**

Edita dall'Accademia Italiana di Scienze Forestali



**ITALIAN JOURNAL OF FOREST
AND MOUNTAIN ENVIRONMENTS**

Published by the Italian Academy of Forest Sciences

CONFERENCE PROCEEDINGS

OLD-GROWTH FORESTS AND ANCIENT TREES
a treasure of nature, life and culture

FIRENZE, 1 OCTOBER 2025 / VALLOMBROSA, 2-3 OCTOBER 2025

ANNO LXXXI - SPECIAL ISSUE 2026

L'ITALIA FORESTALE E MONTANA

Italian Journal of Forest and Mountain Environments

ISSN 0021-2776 (stampa) - 2036-3494 (online)

Editore



Accademia Italiana di Scienze Forestali
Piazza T.A. Edison 11 - 50133 Firenze
Telefono 055 570348
Email info@aisf.it
Web www.aisf.it

Direttore

Susanna Nocentini

Vicedirettori

Davide Travaglini

Diritto forestale e ambientale

Federico Roggero

Comitato editoriale

Andrea Battisti, Gherardo Chirici, Elena Paoletti, Luigi Portoghesi, Sandro Sacchelli

Forest and Environmental Law - Diritto forestale e ambientale

Michael Cardwell, Nicoletta Ferrucci, Alfredo Moliterni, Christopher Rodgers

Comitato scientifico consultivo

Mariagrazia Agrimi, Naldo Anselmi, Giovanni Argenti, Annemarie Bastrup-Birk, Marco Borghetti, Giovanni Bovio, Filippo Brun, Valerio Di Stefano, Maria Giulia Cantiani, Raffaele Cavalli, Giacomo Certini, Piermaria Corona, Antonino D'Ippolito, Paolo De Angelis, Giovanbattista De Dato, Giovanni Di Matteo, Lorenzo Fattorini, Marco Fioravanti, Sara Franceschi, Raffaello Giannini, Francesco Iovino, Andrea Laschi, Federico Maetzke, Federico Magnani, Marco Marchetti, Enrico Marchi, Maurizio Marchi, Giorgio Matteucci, Christian Messier, Renzo Motta, Paolo Nanni, Donatella Paffetti, Davide Pettenella, Caterina Pisani, Enrico Pompei, Andrea R. Proto, Giuseppe Scarascia Mugnozza, Giovanni Sanesi, Federico Selvi, Roberto Scotti, Riccardo Valentini

Segreteria editoriale

Chiara Lisa, Giovanna Puccioni



OPEN ACCESS

© 2026 Author(s)

Content license: except where otherwise noted, the present work is released under Creative Commons Attribution 4.0 International license (CC BY 4.0: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/legalcode>). This license allows you to share any part of the work by any means and format, modify it for any purpose, including commercial, as long as appropriate credit is given to the author, any changes made to the work are indicated and a URL link is provided to the license.

Metadata license: all the metadata are released under the Public Domain Dedication license (CC0 1.0 Universal: <https://creativecommons.org/publicdomain/zero/1.0/legalcode>)

Contributions included in these conference proceedings have been handled in accordance with the journal's editorial and peer-review procedures. Research papers and review articles have undergone external peer review in line with the journal's policy (<https://italiaforestalemontana.it/index.php/ifm/about>). Technical notes, extended abstracts, and editorials have been evaluated by the Editor-in-Chief and Co-Editor-in-Chief and accepted on the basis of their editorial assessment.



Prefazione

Le foreste vetuste sono molto più di semplici ecosistemi complessi: esse sono autentici monumenti viventi in cui è rappresentata, intatta, la storia profonda delle nostre foreste. Custodiscono una memoria ecologica e antropica che si è stratificata nell'arco di decenni e secoli, offrendoci un libro aperto in cui leggere l'essenza più intima della natura, nonché l'alternativo e complesso rapporto tra evoluzione naturale e impatto antropico. È proprio per dare voce a questo straordinario patrimonio che il Comando Unità Forestali, Ambientali e Agroalimentari dell'Arma dei Carabinieri (CUFAA) ha fortemente voluto e organizzato la Conferenza Internazionale "Foreste Vetuste e Antichi Alberi: un Tesoro di Natura, Vita e Cultura". Le giornate di studio, svoltesi tra la cornice istituzionale di Firenze e quella millenaria dell'Abbazia di Vallombrosa, non sono state un semplice consesso accademico, ma un vero e proprio crocevia internazionale in cui queste istanze hanno trovato spazio, voce e sintesi.

La trasformazione dei numerosi e complessi contributi, nati e dibattuti durante la Conferenza, in questo volume strutturato e autorevole, è stata possibile grazie all'inesprimibile lavoro dell'*Accademia Italiana di Scienze Forestali*. A loro va il mio più profondo ringraziamento per aver curato con estremo rigore la raccolta dei testi, la verifica scientifica, l'impaginazione e l'editing dell'opera.

Il ruolo del CUFAA quale promotore di questo momento di discussione nasce da un presupposto operativo e strategico ineludibile: l'efficacia delle nostre attività di sorveglianza, prevenzione e repressione dei reati ambientali non può prescindere da un costante e vitale confronto con la ricerca e l'innovazione tecnologica. La scienza, come ampiamente dibattuto nella Conferenza, ci fornisce infatti la "bussola" per comprendere a fondo ciò che siamo chiamati a proteggere, permettendoci di operare sul campo con la massima competenza tecnica. Questo legame strutturale tra operatività e indagine scientifica trova la sua più alta espressione nel lavoro quotidiano del Raggruppamento Carabinieri Biodiversità, che ha l'onore di gestire 130 Riserve Naturali Statali e 20 aree demaniali distribuite su tutto il territorio nazionale. Molti di questi complessi custodiscono foreste vetuste di immenso pregio - tra cui i celebri siti UNESCO - che si configurano oggi come un esempio europeo tangibile di gestione forestale sostenibile e di governance ottimale delle aree protette.

Proprio durante i tavoli di lavoro della Conferenza, nel fervido confronto tra i massimi esperti mondiali, è emersa ed è stata ampiamente analizzata l'affascinante contraddizione per cui le

foreste vetuste, pur essendo per definizione i sistemi naturali più antichi del pianeta, rappresentano oggi una straordinaria “novità” nel panorama degli studi e delle politiche internazionali. I relatori hanno evidenziato come, dopo decenni in cui la scienza forestale è stata dominata da una visione prettamente utilitaristica e legata alla produttività, si sia finalmente compresa l’urgenza di conoscere, mappare e proteggere rigorosamente ciò che resta di questo inestimabile patrimonio primario.

Il simposio è stato il luogo d’elezione per riaffermare che lo studio delle foreste vetuste ha assunto di recente un’importanza nevralgica, offrendo un “modello di riferimento” (*benchmark*) insostituibile per le moderne politiche ambientali, climatiche e di sostenibilità. Queste bioecosi, evolute in assenza di disturbo antropico diretto, ci permettono di quantificare l’ordito strutturale originario dei boschi, definendo quel grado di vetustà (*old-growthness*) che diventa indicatore fondamentale per calibrare le strategie di ripristino e per lo sviluppo di una gestione “più vicina alla natura” (*closer-to-nature management*). Esse si configurano come veri e propri laboratori naturali, in grado di fornirci quadri ecologici universali - come il Principio di Equivalenza Energetica analizzato nei dibattiti - necessari per misurare scientificamente il grado di disturbo dei popolamenti antropizzati, quantificare accuratamente la reale capacità di stoccaggio dei serbatoi di carbonio permanenti e comprendere la resilienza degli ecosistemi complessi di fronte alla sfida dei cambiamenti climatici.

Tale rigoroso approccio scientifico ha trovato a Vallombrosa un’armonica estensione nel campo della spiritualità e dell’etica, vivendo un momento di straordinaria intensità riflessiva. I lavori del convegno hanno incrociato due ricorrenze dal valore epocale: il decennale dell’Enciclica *Laudato si’* e le celebrazioni per l’ottocentesimo anniversario della stesura del *Cantico delle Creature* di San Francesco d’Assisi, compiutosi proprio nel 2025. Nel rievocare l’insegnamento del Poverello, i relatori hanno evidenziato come la straordinaria rivoluzione spirituale del Cantico proponga un’estetica della creatività e della vita nella sua integralità, capace di superare la logica del profitto esclusivo e dell’efficienza selvaggia.

Questo messaggio profetico si integra e si compenetra perfettamente con la visione espressa da Papa Francesco nella *Laudato si’*, ampiamente dibattuta nelle nostre sessioni: l’uomo è posto sì al centro del creato, ma non come suo avido possessore o spietato sfruttatore. Al contrario, l’enciclica ci richiama al mandato originario di essere custodi e attenti amministratori della nostra casa comune, riscoprendo la Terra come un dono da proteggere e non come un oggetto da dominare. La Conferenza ha così ribadito che riconoscersi custodi, e non padroni assoluti, rappresenta l’unica via etica e scientifica per porre rimedio alla decadenza dei tempi e agli effetti distruttivi dell’impatto antropico.

Da questo intenso dialogo interdisciplinare è scaturito un corollario unanime: le foreste vetuste esigono e, al contempo, ci insegnano un approccio radicalmente olistico, rilanciando con forza il moderno paradigma del *One Health*. Le discussioni hanno messo in luce come questi ecosistemi - con la loro straordinaria capacità di stabilizzare i microclimi, preservare la biodiversità e offrire spazi di profondo benessere psicofisico - dimostrino concretamente che la protezione dell’integrità ecologica del pianeta costituisca la prima e più efficace forma di salvaguardia della salute globale.

Le foreste vetuste non sono, dunque, il semplice retaggio di un passato remoto da contemplare, ma un progetto vitale di futuro da difendere. Con questo spirito abbiamo animato le

discussioni a Firenze e a Vallombrosa, e mi auguro che, con la medesima consapevolezza, i lettori si addentreranno in queste pagine. Che questo volume possa rappresentare uno strumento prezioso e una bussola sicura per chiunque - dallo scienziato al gestore del territorio, fino a ogni singolo cittadino - senta l'urgenza e il dovere di custodire l'inestimabile capitale naturale della nostra casa comune.

Gen. B. RAFFAELE MANICONE
Comandante del Raggruppamento
Carabinieri Biodiversità



Introduction

The three-day International Conference “Old-Growth Forests and Ancient Trees: A Treasure of Nature, Life and Culture”, held in Florence and Vallombrosa on 1–3 October 2025, featured more than 55 presentations by leading researchers, institutional representatives, and experts from Italy and other countries. The program included an introductory session, three thematic sessions, four side events, and a dedicated study day, addressing the ecological, climatic, silvicultural, cultural, and spiritual dimensions of old-growth forests and ancient trees.

These proceedings bring together a selection of 34 contributions presented at the Conference, reflecting its broad interdisciplinary scope. They include *original research articles* and *review articles*, peer reviewed in accordance with the journal's editorial policy, as well as *editorials*, *technical notes*, *extended abstracts*, *commentaries*, and contributions published in the *Culture and Perspectives* section.

This Special Issue contributes to advancing knowledge of old-growth forests and ancient trees by bringing together perspectives from different scientific and cultural fields, providing a valuable reference for researchers, practitioners, policymakers, and others interested in this increasingly relevant topic.

On behalf of the Editorial Board, I sincerely thank the Forestry, Environmental and Agribusiness Units Carabinieri Command for its valuable support in making this Special Issue possible. I am also very grateful to the dedicated Scientific Committee - Piermaria Corona, Francesco Iovino, Raffaele Manicone, Gianluca Piovesan, Giovanni Quilghini, and Davide Travaglini - for the coordination of the peer-review process, as well as to all the reviewers who generously devoted their time and expertise, and to the editorial secretariat and the editorial team for their valuable contribution to the quality and finalization of the proceedings.

Finally, I extend my gratitude to all authors, speakers, organizers, and participants whose contributions made the Conference a success and fostered a rich exchange of knowledge and perspectives.

SUSANNA NOCENTINI

Introduzione

La Conferenza internazionale “Foreste Vetuste e Antichi Alberi. *Un Tesoro di Natura, Vita e Cultura*”, svoltasi a Firenze e Vallombrosa dall’1 al 3 ottobre 2025, ha visto la partecipazione di numerosi ricercatori, rappresentanti delle istituzioni ed esperti provenienti dall’Italia e da altri Paesi, con oltre 55 presentazioni. Il programma ha previsto una sessione introduttiva, tre sessioni tematiche, quattro eventi collaterali e una giornata di studio, che hanno affrontato le dimensioni ecologiche, climatiche, selvicolturali, culturali e spirituali delle foreste vetuste e degli alberi antichi.

Gli Atti raccolgono una selezione di 34 contributi presentati alla Conferenza, che ne riflettono l’ampio carattere interdisciplinare. Essi comprendono *articoli di ricerca originali* e *reviews*, sottoposti a revisione tra pari secondo la politica editoriale della rivista, nonché *editoriali*, *note tecniche*, *extended abstracts*, *commenti* e contributi pubblicati nella sezione *Attualità e cultura*.

Questo Numero speciale contribuisce all’avanzamento delle conoscenze sulle foreste vetuste e sugli alberi antichi, riunendo prospettive provenienti da diversi ambiti scientifici e culturali e offrendo un utile riferimento per ricercatori, professionisti, decisori politici e quanti sono interessati a questo tema di crescente rilevanza.

A nome del Comitato editoriale, desidero esprimere il mio sincero ringraziamento al Comando unità forestali, ambientali e agroalimentari Carabinieri per il prezioso sostegno che ha reso possibile la realizzazione di questo Numero speciale. Ringrazio inoltre l’apposito Comitato scientifico - Piermaria Corona, Francesco Iovino, Raffaele Manicone, Gianluca Piovesan, Giovanni Quilghini e Davide Travaglini - per l’attento e costruttivo coordinamento del processo di revisione, così come tutti i revisori che hanno generosamente dedicato il loro tempo, la segreteria editoriale e il team editoriale per il prezioso contributo alla qualità e alla finalizzazione degli Atti.

Infine, desidero ringraziare tutti gli autori, relatori, organizzatori e partecipanti, il cui contributo ha decretato il successo della Conferenza e favorito un proficuo scambio di conoscenze e prospettive.

SUSANNA NOCENTINI



Ethics and spirituality of old-growth forests ten years after *Laudato si'*

Etica e spiritualità delle foreste vetuste a dieci anni dalla *Laudato si'*

Fabio Cardinal Baggio CS

Direttore Generale del Centro di Alta Formazione Laudato si'

“Il Signore Dio prese l'uomo e lo pose nel giardino di Eden, perché lo coltivasse e lo custodisse” (Gen 2,15). Con queste parole inizia il cammino dell'umanità nella Scrittura. Non come padroni, ma come custodi. Non come dominatori, ma come parte della creazione stessa. È un'immagine potente, che ci affida fin dall'inizio un compito: abitare il mondo con cura, rispetto e gratitudine.

A dieci anni dalla pubblicazione dell'Enciclica *Laudato si'*, queste parole risuonano con una forza rinnovata. In un tempo segnato da disastri ambientali, disuguaglianze sociali, migrazioni forzate e perdita di biodiversità, Papa Francesco ci ha posto davanti a una verità tanto semplice quanto rivoluzionaria: non viviamo una somma di crisi isolate - una ambientale, una economica, una sociale - ma un'unica e complessa crisi socio-ambientale, in cui le dimensioni ecologiche, economiche, culturali e umane sono profondamente interconnesse.

Le ragioni per le quali un luogo viene inquinato richiedono un'analisi del funzionamento della società, della sua economia, del suo comportamento, dei suoi modi di comprendere la realtà. Data l'ampiezza dei cambia-

menti, non è più possibile trovare una risposta specifica e indipendente per ogni singola parte del problema. È fondamentale cercare soluzioni integrali, che considerino le interazioni dei sistemi naturali tra loro e con i sistemi sociali. [...] Le direttrici per la soluzione richiedono un approccio integrale per combattere la povertà, per restituire la dignità agli esclusi e nello stesso tempo per prendersi cura della natura (LS 139).

È un cambiamento di prospettiva che sposta il baricentro: non possiamo prenderci cura dell'ambiente senza affrontare le ingiustizie sociali, né possiamo promuovere la dignità umana senza custodire la Terra. Solo un approccio integrale, capace di cogliere i legami profondi tra tutte le forme di vita e tra i popoli della Terra, può essere all'altezza delle sfide del nostro tempo.

Le foreste vetuste: cattedrali viventi

Esistono luoghi sulla Terra in cui il legame tra l'essere umano e la natura sono memoria e al contempo esperienza ancora possibile. Le foreste vetuste, antiche, integre, mai del tutto violate dall'intervento umano, sono tra questi

luoghi. In esse, la natura conserva una densità simbolica e biologica che ci parla con straordinaria chiarezza. Sono vere e proprie cattedrali naturali, costruite dal tempo, dalla cooperazione tra le specie, dal silenzioso equilibrio degli ecosistemi.

La scienza ci insegna che in queste foreste gli alberi comunicano attraverso le radici, si scambiano nutrienti, si proteggono a vicenda. Un'intelligenza collettiva e sotterranea che non segue la logica della competizione, ma quella della solidarietà ecologica: una rete invisibile che sostiene la vita.

Nel 2023 Papa Francesco mi chiese di assumere la responsabilità dei giardini delle Ville Pontificie di Castel Gandolfo. Durante la mia prima visita a questo luogo meraviglioso, fui colpito in modo particolare da un leccio secolare al lato del cosiddetto Padiglione del Riposo. Gli esperti che chiamai ad assistermi nel nuovo incarico mi spiegavano che il leccio era l'albero più antico dei giardini, vantando oltre 600 anni di vita. Mi venne spontaneo chiamarlo Matusalemme. Gli stessi esperti mi illustrarono come nei secoli Matusalemme avesse creato una rete sotterranea di collegamenti con gli altri esseri viventi, connessioni fatte di linguaggi a noi umani spesso incomprensibili, ma reali ed efficaci nel segno di una solidarietà e condivisione naturale di informazioni e risorse. Negli ultimi due anni mi è capitato di soffermarmi ai piedi di Matusalemme con gruppi di visitatori e studenti e la mia narrazione parte proprio dalla scoperta di questa rete invisibile di relazioni che si estende per tutti gli ettari dei giardini.

Ma le foreste vetuste non parlano solo alla scienza. Offrono anche un linguaggio spirituale e simbolico. In esse, la natura si manifesta come presenza viva, da ascoltare, accogliere e custodire. Ogni tronco millenario, ogni gesto di interdipendenza tra esseri viventi, diventa traccia visibile di una relazione originaria, non ancora spezzata dalla logica del possesso e del dominio.

Questi luoghi ci ricordano che il mondo non ci è stato affidato per essere consumato e dominato, ma per essere abitato con responsabilità, meraviglia e gratitudine. Non siamo padroni, ma parte. "Creature tra le creature", come ha detto Papa Leone all'inaugurazione del Borgo Laudato si', il 5 settembre 2025: "La cura del creato, dunque, rappresenta una vera e propria vocazione per ogni essere umano, un impegno da svolgere all'interno del creato stesso, senza mai dimenticare che siamo creature tra le creature, e non creatori."

Papa Francesco aveva già sottolineato la necessità di questo riposizionamento dell'essere umano all'interno della creazione, partendo dall'interpretazione corretta dei testi biblici che si riferiscono alla creazione.

È importante leggere i testi biblici nel loro contesto, con una giusta ermeneutica, e ricordare che essi ci invitano a "coltivare e custodire" il giardino del mondo (cfr. *Gen* 2,15). Mentre 'coltivare' significa arare o lavorare un terreno, 'custodire' vuol dire proteggere, curare, preservare, conservare, vigilare. Ciò implica una relazione di reciprocità responsabile tra essere umano e natura. Ogni comunità può prendere dalla bontà della terra ciò di cui ha bisogno per la propria sopravvivenza, ma ha anche il dovere di tutelarla e garantire la continuità della sua fertilità per le generazioni future. In definitiva, "del Signore è la terra" (*Sal* 24,1), a Lui appartiene "la terra e quanto essa contiene" (*Dt* 10,14). Perciò Dio nega ogni pretesa di proprietà assoluta: "Le terre non si potranno vendere per sempre, perché la terra è mia e voi siete presso di me come forestieri e ospiti" (*Lv* 25,23) (*LS* 67).

In questo senso, le foreste vetuste, oltre a essere ecosistemi preziosi, possono essere considerate luoghi teologici: spazi in cui la relazione tra l'essere umano e il creato è ancora integra, non incrinata dalla separazione. E forse, proprio in questi ambienti antichi e resilienti,

possiamo ancora intravedere una traccia del sacro, un invito alla riconciliazione con ciò che abbiamo dimenticato: la nostra appartenenza alla Terra e la responsabilità verso tutte le sue creature.

E parlando di antichità e di resilienza, non posso non citare ancora l'esempio di Matusalemme, leccio secolare che fu colpito da un fulmine che pietrificò uno dei suoi rami. Ma lo stesso ramo, miracolosamente, è sopravvissuto al disastro, ed oggi mostra orgoglioso foglie e germogli. Abbiamo dovuto puntellarlo con un'apposita struttura, ma è ancora vivo e vegeto. Io invito spesso le persone ad abbracciare Matusalemme, per sentirne la forza e il vigore, la vita che scorre, e a imparare dal suo esempio la resilienza di fronte alle avversità.

Un richiamo profetico

Tutto questo ci spinge oltre la semplice transizione ecologica: ci chiama a una conversione profonda. A riconoscere che la Terra non è una proprietà da depredare, ma è una casa da amare e custodire per le generazioni future. Che l'economia non deve divorare, ma generare. Che il futuro non si costruisce da soli, ma insieme.

Le foreste vetuste ci insegnano la cooperazione naturale e ci ricordano che non ci sarà una nuova relazione con la natura senza un essere umano nuovo.

Non c'è ecologia senza un'adeguata antropologia. Quando la persona umana viene considerata solo un essere in più tra gli altri, che deriva da un gioco del caso o da un determinismo fisico, "si corre il rischio che si affievolisca nelle persone la coscienza della responsabilità". Un antropocentrismo deviato non deve necessariamente cedere il passo a un "biocentrismo", perché ciò implicherebbe introdurre un nuovo squilibrio, che non solo non risolverà i problemi, bensì ne aggiungerà altri. Non si può esigere da parte dell'essere umano un im-

pegno verso il mondo, se non si riconoscono e non si valorizzano al tempo stesso le sue peculiari capacità di conoscenza, volontà, libertà e responsabilità. (LS 118).

In quest'ottica, potremmo dire che le foreste sono un richiamo profetico. Attraverso di loro il Signore ci mostra che un altro modo di abitare la Terra è possibile: un modo che unisce cura dell'ambiente e giustizia sociale, lavoro e bellezza, tecnica e spiritualità.

In un'epoca segnata da crisi e fratture, abbiamo bisogno di radici profonde. Di luoghi che non solo denuncino, ma annuncino. Luoghi dove la *Laudato si'* non sia solo un testo da leggere, ma una via da percorrere insieme.

E allora, guardando una foresta vetusta possiamo intuire la stessa speranza: che custodire la Terra significa, oggi più che mai, rigenerare l'umano. Come affermava Papa Francesco nel 2021, "Ripristinare la natura che abbiamo danneggiato significa, in primo luogo, recuperare noi stessi" (*Messaggio per il lancio della Decade ONU per il ripristino dell'ecosistema*, 2021).

Custodia, spiritualità e giustizia

Nel magistero di Papa Francesco, le foreste, ambienti naturali da proteggere, sono da considerare anche spazi simbolici e vitali, luoghi nei quali la relazione tra Dio, l'uomo e il creato si rivela in tutta la sua bellezza e vulnerabilità. In particolare, nell'Esortazione Apostolica *Querida Amazonia*, Francesco scrive: "Se la cura delle persone e la cura degli ecosistemi sono inseparabili, ciò diventa particolarmente significativo lì dove la foresta non è una risorsa da sfruttare, è un essere, o vari esseri con i quali relazionarsi" (QA 42). Questa affermazione segna un passaggio profondo: la foresta non è oggetto, ma soggetto di relazione.

Papa Francesco riconosce nelle foreste un valore non solo ecologico, ma teologico e antropologico. "Tutto è connesso" - afferma

ripetutamente nella *Laudato si'* - e nelle foreste vetuste questo legame si manifesta con straordinaria evidenza: ogni albero, ogni essere vivente è parte di un ecosistema di relazioni che riflette l'armonia della creazione. In questo senso, la distruzione delle foreste è una grave crisi ambientale, ma anche una frattura spirituale e sociale: "L'ambiente umano e l'ambiente naturale si degradano insieme" (LS 48).

Nel cuore dell'Amazzonia - e in ogni foresta vetusta ancora intatta - Francesco vede un luogo profetico, dove è ancora possibile imparare dai popoli originari un modo diverso di abitare la Terra, basato sul rispetto, sul limite e sulla reciprocità. "Abusare della natura significa abusare degli antenati, dei fratelli e delle sorelle, della creazione e del Creatore, ipotecando il futuro" (QA 42). La foresta, dunque, diventa maestra di giustizia: ci insegna che la cura dell'ambiente non può essere separata dalla difesa dei diritti dei più poveri e dei popoli indigeni, spesso i primi a subire le conseguenze della deforestazione e dello sfruttamento intensivo.

Nella recente *Laudate Deum*, Papa Francesco ritorna con forza sul tema, denunciando l'indifferenza globale verso la distruzione degli ecosistemi e l'urgenza di un cambiamento sistemico: "Non reagiamo abbastanza, siamo vicini al punto di rottura" (LD 2). In questo contesto, le foreste rappresentano una frontiera etica e spirituale: salvarle significa proteggere la biodiversità, ma anche recuperare la nostra umanità, riscoprendo che "non ci sarà una nuova relazione con la natura senza un essere umano nuovo" (LS 118).

Borgo Laudato si'

Questa visione di un'ecologia integrale, che unisce cura del creato e giustizia sociale, trova una forma concreta nel Borgo Laudato si', sito nella zona extraterritoriale di Castel Gandolfo e Albano. Si tratta di un progetto nato da una

scelta profetica: Papa Francesco ha voluto trasformare i giardini e le fattorie della storica residenza estiva dei pontefici in spazio educativo, sostenibile e spirituale.

Il progetto è stato affidato al Centro di Alta Formazione Laudato si', nato nel febbraio del 2023 su iniziativa di Papa Francesco, il quale pensò fosse opportuno istituire un nuovo organismo dedito alla ricerca e alla formazione sull'ecologia integrale. Al Centro è stato affidato l'incarico di approfondire e diffondere i principi e valori descritti nella *Laudato si'* e nella *Laudate Deum*. In espletamento di tale compito, nel suo primo anno di esistenza il Centro si è impegnato a elaborare il progetto "Borgo Laudato si'" con l'obiettivo di applicare ad uno spazio fisico circoscritto i principi dell'ecologia integrale promossa dal pontefice argentino.

Distribuito su 55 ettari, 35 ettari di giardini storici e 20 ettari di aree agricole, il Borgo si propone come una sintesi operativa dei paradigmi della sostenibilità e dell'economia circolare: energia da fonti rinnovabili, gestione condivisa dell'acqua, recupero dei rifiuti, mobilità ecologica. Ogni scelta tecnica intende riflettere un orientamento culturale e spirituale.

Il progetto è costruito sulla base del meraviglioso patrimonio naturale, storico, artistico dei Giardini delle Ville Pontificie. Le prime attività del Centro si sono concentrate soprattutto sulla conservazione, mantenimento e cura di tale patrimonio. Il Centro si è impegnato a proteggerlo e svilupparlo, anche utilizzando nuove tecniche e innovazioni tecnologiche che consentono di custodire al meglio la ricchezza inestimabile del luogo e preservarne l'integrità per le generazioni future.

In questo scenario privilegiato, sono già state avviate una serie di attività formative, tutte ascrivibili alla direttrice dell'educazione all'ecologia integrale. In primo luogo, si è data continuità all'apertura dei giardini per le visite pubbliche, attività già avviata negli anni

scorsi. Oggi i visitatori hanno la possibilità di coniugare in una sola esperienza secoli di storia, bellezze naturali e artistiche uniche e un percorso immersivo *Laudato si'*. Essi possono sperimentare la messa in pratica dei principi della *Laudato si'* così da essere guidati verso una vera conversione ecologica. Grande importanza è data all'inclusività di questi percorsi, affinché anche le categorie più vulnerabili possano avervi accesso.

Sono stati, inoltre, avviati corsi di formazione al lavoro, inizialmente negli ambiti della manutenzione del verde, potatura, giardinaggio, arboricoltura. Tutti i percorsi di formazione professionale prevedono un accompagnamento personalizzato finalizzato all'inserimento dei corsisti nel mondo del lavoro.

Sono state anche organizzate attività formative dirette a ragazzi e giovani, diversificate a seconda dell'età, tutte concentrate sull'ecologia integrale. Per i più piccoli - scuole elementari, medie e superiori - vengono offerte visite guidate e momenti formativi, con la possibilità di svolgere attività e laboratori adatti alle diverse età. Per i giovani universitari, invece, verranno presto organizzati, in collaborazione con diversi atenei, summer school, corsi di formazione e giornate di approfondimento sui temi della *Laudato si'*.

Come risposta a un bisogno emergente, sono in fase di programmazione corsi, seminari e ritiri su sostenibilità e conversione ecologica rivolti a imprenditori e tecnici di imprese. Molti di questi, infatti, indipendentemente dalla fede religiosa, hanno manifestato il loro interesse ad approfondire le raccomandazioni e i suggerimenti contenuti nella *Laudato si'*, in vista di una possibile applicazione nei loro contesti imprenditoriali.

Per quanto riguarda i 20 ettari dell'area agricola e zootecnica, sono state appena concluse alcune attività propedeutiche in vista di una riorganizzazione e sviluppo delle attività

produttive, che da anni caratterizzano le fattorie pontificie di Albano. Per dare maggiore sostenibilità al progetto, il Centro sta elaborando un modello di economia circolare fondato sulla condivisione, sul riutilizzo, sulla riparazione, sul ricondizionamento e sul riciclo. Fa parte del progetto la creazione di una comunità energetica fondata su fonti rinnovabili. In ogni attività verrà data grande importanza alla preservazione della biodiversità e all'armonica interazione tra essere umano e natura.

Come le foreste vetuste, il Borgo vive di relazioni. Non è la somma delle sue parti, ma un ecosistema: le risorse non si esauriscono, ma si rigenerano; le persone non sono comparse, ma protagoniste del cambiamento.

Al centro c'è l'idea che prendersi cura del creato significa anche ricostruire il patto sociale: includere chi è ai margini, formare le coscienze, riscoprire la bellezza della sobrietà, della cooperazione, della responsabilità condivisa. Foreste vetuste e Borgo *Laudato si'* parlano linguaggi diversi, ma comunicano la stessa verità: tutto è connesso.

E come nelle foreste vetuste gli alberi più forti proteggono i più giovani, così al Borgo l'attenzione è rivolta ai più fragili: migranti, rifugiati, donne sopravvissute alla violenza, giovani in difficoltà, ex detenuti. L'ecologia integrale si fa concreta: nel lavoro agricolo, nella cura delle relazioni, nella formazione professionale.

Conclusione

Vorrei infine richiamare l'attenzione su un tempo particolarmente propizio che stiamo vivendo. Siamo infatti a pochi giorni dalla festa di San Francesco d'Assisi, il 4 ottobre, e immersi nell'Anno Giubilare del 2025, che ci invita ad essere pellegrini di speranza.

In questo contesto si affacciano due anniversari che parlano profondamente al nostro tempo: nel 2025 celebriamo gli 800 anni del Cantico delle Creature - un inno alla fraterni-

tà tra tutte le creature, alla bellezza del creato, al limite abitato con gratitudine. Nel 2026 ricorderemo l'ottavo centenario della morte di San Francesco, testimone radicale di una vita riconciliata con Dio, con gli altri e con la Terra.

Questi non sono soltanto eventi celebrativi. Sono occasioni di risveglio: per riaccendere una coscienza, per riprendere un cammino interiore e sociale, spirituale ed ecologico. In questa luce, le foreste vetuste e il Borgo Laudato si' ci appaiono come segni profetici, laboratori viventi di una conversione possibile, dove la relazione tra l'uomo e il creato si riscopre non come possesso, ma come legame generativo.

Come Francesco, anche noi siamo chiamati a farci custodi, non padroni. Fratelli, non dominatori. Pellegrini, non turisti. Solo riconoscendoci creature tra le creature potremo abitare la Terra con responsabilità e speranza.

E allora concludo questo mio intervento con un invito: venite a visitare il Borgo Laudato si'. Camminate tra i suoi ulivi secolari, ascoltate il silenzio fecondo dei suoi orti, partecipate alle esperienze di formazione dell'ecologia integrale. Scoprirete che non è solo un luogo da visitare, ma un'esperienza da vivere. Perché è nel prendersi cura, della Terra, degli altri, del futuro, che può nascere davvero una nuova fraternità.



Ancient trees and the protection of biodiversity and cultural heritage

David Lindenmayer

Fenner School of Environment and Society, The Australian National University; Canberra, ACT, 2601, Australia.
david.lindenmayer@anu.edu.au

Abstract: Ancient large trees are keystone structures and organisms in many ecosystems globally. They have numerous critical ecological roles and often an important part of human culture and religious practice. Despite the ecological and cultural importance of large old trees, populations of them are declining in many ecosystems - both in natural environments and human-modified environments. In some cases, young individuals of a given species that may eventually become large and old might be common, but the large old life stage of that species might be rare and declining. Given that some species of large old trees can live for more than 1000 years, novel and often highly targeted conservation strategies are needed to better protect them. Approaches to achieve such ambitious long-term conservation strategies will demand a robust and enduring combination of monitoring programs, focused actions from the scientific and citizen science communities, and strong legislation for effective protection and conservation. The combination of strategies is critical not only for the protection of existing large old trees, but also to ensure the recruitment of new cohorts of such trees in the future.

Key words: large old trees; conservation; long-term protection.

Citation: Lindenmayer, D. (2026). Ancient trees and the protection of biodiversity and cultural heritage. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 15–18. <https://doi.org/10.36253/ifm-1217>

Received: 19/02/2026 **Revised version:** 12/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUCTION

Large old trees are the largest organisms on the planet. They are also among the longest lived. I have long had a passion for large old trees, starting from when I was five years old - although perhaps I did not know it then. Our neighbours had a giant exotic Oak (*Quercus* spp) in the backyard of their house. It was by far the tallest tree in the suburb and likely planted 120 years earlier - at the time the

city of Melbourne was just being established. I spent many hours climbing that tree. When my parents sold their house, the buyers also bought the neighbour's house - so they could have access to the tree and protect it. The tree is still there and just as majestic as it was 60 years ago. My first real (properly paid) job commenced in 1983, and since then trees became a key part of my life. I was employed as a field Research Assistant measuring large old trees; this was the start of a project that we maintain

to this day (e.g. see Lindenmayer et al., 2024). I measured several thousand huge old Mountain Ash trees - some approaching 100 metres tall and exceeding 14 metres in circumference. The work is documenting rates of collapse and changes in the condition of Mountain Ash trees (Lindenmayer et al., 2024) - the world's tallest flowering plant (Williams et al., 2023).

An increasing body of work is highlighting the many key ecological and cultural roles of large old trees (Lindenmayer & Laurance, 2017). They are critical for: (1) supporting large amounts of biodiversity (Paillet et al., 2018), (2) storing vast amounts of carbon (Lutz et al., 2013), (3) regulating hydrological processes (Vertessy et al., 2001), (4) influencing key aspects of fire regimes (Cruz et al., 2012), and (5) underpinning agricultural production in agricultural landscapes (such as providing shelter for livestock) (Masters et al., 2023). Large old trees also have numerous biocultural values such as in religion; Buddha received enlightenment under a sacred Fig tree, and the ancient Olive trees of Jerusalem's Garden of Gethsemane are revered in Christianity. Iconic large trees are now commonly found around temples and churches as well as in cemeteries (Huang et al., 2025). Of course, large old trees feature in paintings, books, films and are part of almost all ancient and modern cultures globally (Blicharska & Mikusinski, 2014).

As important as large trees are to life on earth and human culture, populations of them are declining in many parts of the world (Lutz et al., 2009), not only in forests but also in savannas (Setterfield et al., 2010), and farmlands (Jacobsen et al., 2023; Brandt et al., 2024). As an example, up to 15 billion large old trees have been cleared from the agricultural landscapes of inland Australia in the past 120 years (Walker et al., 1993) - and the loss is continuing there (Maron & Fitzsimons, 2007). Similarly, hundreds of millions of large old trees

are being lost from the agricultural landscapes in India (Brandt et al., 2024). Many of the largest old trees are dying in Africa (Patrut et al., 2018); and large old trees are being cleared from Orchard Meadows in Germany as a result of urban expansion (Plieninger et al., 2015).

In many cases we are not seeing the extinction of a species - but rather the extinction of a critical life history stage (very old trees) of that species. For instance, in the tall, wet Mountain Ash forests of south-eastern Australia - the risks of recurrent wildfire that kills large old trees but stimulates the germination and regeneration of that same species - means that large old trees and associated old growth forest might never again develop. Essentially, whole landscapes will be trapped at a young stage, unlikely ever to mature and become old growth supporting numerous large old trees (Lindenmayer et al., 2022).

2. CONSERVATION STRATEGIES

Focussed and often highly targeted conservation strategies are essential to better conserve remaining populations of large old trees. Such strategies will need to be extremely long term as individuals can persist longer than many civilizations - over 2000 years in some cases (Liu et al., 2022) - so non-standard conservation practices of protection are needed over massive timeframes. This has many implications; first, there needs to be well developed cross-generational communication about informed conservation policy and practices, second, the consequences of poor decisions (such as to clear trees) must be made clear; that is, bad policy enacted now will potentially still be having negative ramifications in 1000+ years time.

A further important conservation issue is that not only do existing large old trees need protection, but also the recruitment of new co-

horts of trees must be facilitated. This demands a reduction in the number and magnitude of stressors that threaten large old trees. A further challenge is that the climatic conditions under which trees germinated 200-2000 years ago might be very different to those which exist now (Lindenmayer & Laurance, 2017). Such changes may require assisted translocations (Hoegh-Guldberg et al., 2008) to establish seedlings in places that might be climate-suitable for a given species in the future.

Novel partnerships will be needed to promote the conservation of large old trees. For example, conservationists must collaborate with religious leaders as remaining individuals and small populations of some species of large old trees occur in churches and temples - such as the Buddhist temples of China (Huang et al., 2025). These partnerships might be most successful where common interests can be found across different philosophies, world views and approaches - science and religion - to yield better protection outcomes.

3. CONCLUDING COMMENTS

Despite the ecological and cultural importance of large old trees and the fact that they have been extensively studied in many places, there is still much to be learnt about them. Surprisingly, much remains unknown about the long-term trajectories of populations of many species of large old trees. Some of that understanding will need to come from long-term monitoring - but over time scales that will exceed the lifetimes of many generations of people. How to achieve this is unclear, but there is a role for citizen scientists in helping to find, identify, document, monitor, and protect large old trees. Important programs to do this occur in the United Kingdom, Romania and Norway, among many other nations. A

key issue with citizen science programs is the need for field data collection to be guided by a robust scientific framework to ensure the data collection is meaningful. These, and many other challenges, mean that we need more people - scientists, citizens scientists, land managers, and policy makers - to bring together their collective wisdom and insights to tackle the problems and challenges of conserving large old trees.

REFERENCES

- Blicharska, M., & Mikusinski, G. (2014). Incorporating social and cultural significance of large old trees in conservation policy. *Conservation Biology*, 28(6), 1558–1567. <https://doi.org/10.1111/cobi.12341>
- Brandt, M., Gominski, D., Reiner, F., Kariryaa, A., Guthula, V. B., Ciaia, P., Tong, X., Zhang, W., Govindarajulu, D., Ortiz-Gonzalo, D., & Fensholt, R. (2024). Severe decline in large farmland trees in India over the past decade. *Nature Sustainability*, 7(7), 860–868. <https://doi.org/10.1038/s41893-024-01356-0>
- Cruz, M. G., Sullivan, A. L., Gould, J. S., Sims, N. C., Bannister, J. A., Hollis, J. J., & Hurley, R. J. (2012). Anatomy of a catastrophic wildfire: The Black Saturday Kilmore East fire in Victoria, Australia. *Forest Ecology and Management*, 284, 269–285. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.035>
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D. B., Parmesan, C., Possingham, H. P., & Thomas, C. D. (2008). Assisted colonization and rapid climate change. *Science*, 321(5887), 345–346. <https://doi.org/10.1126/science.1157897>
- Huang, L., Tian, L., Huang, L., Jin, C., Hu, S., Zhang, Z., Yan, E., Jim, C. Y., Yang, Y., Lindenmayer, D. B., & Tang, Z. (2025). Religious temples are long-term refuges for old trees in human-dominated landscapes in China. *Current Biology*, 35(1), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2025.05.030>
- Jacobsen, R. M., Birkemoe, T., Evju, M., Skarpaas, O., & Sverdrup-Thygesen, A. (2023). Veteran trees in decline: Stratified national monitoring of oaks in Norway. *Forest Ecology and Manage-*

- ment, 527, 120624. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120624>
- Lindenmayer, D. B., Bowd, E., Youngentob, K., & Evans, M. J. (2024). Quantifying drivers of decline: A case study of long-term changes in arboreal marsupial detections. *Biological Conservation*, 293, 110589. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110589>
- Lindenmayer, D. B., Bowd, E., Taylor, C., & Likens, G. E. (2022). Interacting fire, logging and climate change has sprung a landscape trap in Victoria's montane ash forests. *Plant Ecology*, 223(6), 733–749. <https://doi.org/10.1007/s11258-021-01217-2>
- Lindenmayer, D. B., & Laurance, W. (2017). The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. *Biological Reviews*, 92(3), 1434–1458. <https://doi.org/10.1111/brv.12290>
- Liu, J., Xia, S., Zeng, D., Liu, C., Li, Y., Yang, W., Yang, B., Zhang, J., Slik, F., & Lindenmayer, D. B. (2022). Age and spatial distribution of the world's oldest trees. *Conservation Biology*, 36(5), e13907. <https://doi.org/10.1111/cobi.13907>
- Lutz, J. A., Larson, J. A., Freund, J. A., Swanson, M. E., & Bible, K. (2013). The importance of large-diameter trees to forest structural heterogeneity. *PLOS One*, 8(12), e82784. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082784>
- Lutz, J. A., van Wagendonk, J. W., & Franklin, F. (2009). Twentieth-century decline of large-diameter trees in Yosemite National Park, California, USA. *Forest Ecology and Management*, 257(11), 2296–2307. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.009>
- Maron, M., & Fitzsimons, J. A. (2007). Agricultural intensification and loss of matrix habitat over 23 years in the West Wimmera, south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 135(4), 587–593. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.051>
- Masters, D. G., Blache, D., Lockwood, A. L., Maloney, S. K., Norman, H. C., Refshauge, G., & Hancock, S. N. (2023). Shelter and shade for grazing sheep: implications for animal welfare and production and for landscape health. *Animal Production Science*, 63(7), 623–644. <https://doi.org/10.1071/AN22225>
- Paillet, Y., Archaux, F., du Puy, S., Bouget, C., Boulanger, V., Debaive, N., Gilg, O., Gosselin, F., & Guilbert, E. (2018). The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2147–2159. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13181>
- Patrut, A., Woodborne, S., Patrut, R. T., Rakosy, L., Lowy, D. A., Hall, G., & von Reden, K. F. (2018). The demise of the largest and oldest African baobabs. *Nature Plants*, 4(7), 423–426. <https://doi.org/10.1038/s41477-018-0170-5>
- Plieninger, T., Levers, C., Mantel, M., Costa, A., Schaich, H., & Kuemmerle, T. (2015). Patterns and drivers of scattered tree loss in agricultural landscapes: orchard meadows in Germany (1968–2009). *PLOS One*, 10(5), e0126178. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126178>
- Setterfield, S. A., Rossiter Rachor, N. A., Hutley, L. B., Douglas, M. M., & Williams, R. J. (2010). Turning up the heat: the impacts of *Andropogon gayanus* (gamba grass) invasion on fire behaviour in northern Australian savannas. *Diversity and Distributions*, 16(6), 854–861. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00688.x>
- Vertessy, R. A., Watson, F. G. R., & O'Sullivan, S. K. (2001). Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests. *Forest Ecology and Management*, 143(1–3), 13–26. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00501-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00501-6)
- Walker, J., Bullen, F., & Williams, B. G. (1993). Eco-hydrological changes in the Murray-Darling Basin. I. The number of trees cleared over two centuries. *Journal of Applied Ecology*, 30(2), 265–273. <https://doi.org/10.2307/2404628>
- Williams, J., Lindenmayer, D. B., & Mifsud, B. M. (2023). The largest trees in Australia. *Austral Ecology*, 48(4), 653–671. <https://doi.org/10.1111/aec.13292>



Reimagining the way we care for our Planet: advancing biodiversity conservation through the hopeful vision of *Laudato si'* and *Half-Earth*

Paula J. Ehrlich

E.O. Wilson Biodiversity Foundation - 219 Hardscrabble Drive, Hillsborough, NC 27278, USA.
pehrlich@eowilsonfoundation.org

Abstract: To be responsible stewards of our planet, we must urgently explore, discover, and learn as much as possible about biodiversity, and identify the network of places where we have the greatest opportunity to safeguard the most species. This paper explores how the complementary visions of Pope Francis's *Laudato si'* and E.O. Wilson's *Half-Earth* call for a transformative shift in humanity's relationship with the natural world, offering a hopeful, unifying framework that combines scientific rigor with moral urgency. Drawing on the work of the E.O. Wilson Biodiversity Foundation's Half-Earth Project, the paper examines tools such as the Half-Earth Project Map and the Species Protection Index (SPI), which enable data-driven identification of high-priority conservation areas. Case studies from Italy's Pollino National Park and Alabama's Mobile-Tensaw Delta illustrate how keystone trees and intact habitats serve as ecological anchors for underprotected biodiversity. As E.O. Wilson said, biodiversity holds the world steady. By deepening human understanding of and connection with nature, the Half-Earth Project helps reimagine how conservation is practiced, empowering decision-makers, scientists, and citizens alike to protect the web of life and ensure that no species is left behind.

Key words: biodiversity conservation; *Half-Earth*; *Laudato si'*; Species Protection Index; integral ecology.

Citation: Ehrlich, P. J., (2026). Reimagining the way we care for our Planet: advancing biodiversity conservation through the hopeful vision of *Laudato si'* and *Half-Earth*. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 19–25; <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1228>

Received: 27/02/2026 **Revised version:** 19/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUCTION

The accelerating biodiversity crisis demands not only scientific precision and policy innovation, but also a profound reimagining of humanity's relationship with the living world. Two landmark works published nearly simultaneously - *Laudato si': On Care*

for Our Common Home by Pope Francis and *Half-Earth: Our Planet's Fight for Life* by E.O. Wilson - offer a complementary moral and scientific framework for addressing this challenge. Though emerging from distinct intellectual traditions, they converge on a shared imperative: humanity must transform how it understands, values, and safeguards the bio-

sphere. Together, they articulate a hopeful and actionable vision for biodiversity conservation grounded in connection, responsibility and knowledge.

For those dedicated to the study, protection, and restoration of old-growth forests and ancient trees, this vision offers both a scientific foundation and a moral orientation. Ancient forests are not relics of the past; they are living archives of evolutionary history, reservoirs of biodiversity, and anchors of ecological stability. Their preservation embodies the integrative ecological ethic that E.O. Wilson advanced throughout his life.

This contribution explores the synthesis of these perspectives and highlights how the E.O. Wilson Biodiversity Foundation has operationalized this vision through the Half-Earth Project, particularly via the Half-Earth Project Map and the Species Protection Index (SPI) (E.O. Wilson Biodiversity Foundation, 2025; 2026). Case studies from southern Italy and the southeastern United States, demonstrate how integrating moral clarity with geospatial biodiversity science can guide more effective and globally coherent conservation outcomes.

2. A SHARED CALL TO REIMAGINE OUR RELATIONSHIP WITH NATURE

At the heart of both *Laudato si'* and *Half-Earth* lies a call for a fundamental shift in how humanity perceives its place within the web of life.

In *Laudato si'*, Pope Francis frames environmental degradation as both a moral crisis rooted in fractured relationships - with nature, with one another, and with future generations (Francis, 2015). He emphasizes the intrinsic value of all creatures and insists that ecological responsibility is inseparable from social

justice. "Because all creatures are connected," he writes, "each must be cherished with love and respect."

Similarly, E.O. Wilson argues from evolutionary biology and conservation science that, "The biosphere does not belong to us; we belong to it." (Wilson, 2016) His *Half-Earth* call to action - protecting half the planet's land and seas to safeguard the bulk of biodiversity - rests on the species-area relationship and decades of empirical ecological research (MacArthur & Wilson, 1967). Yet Wilson's appeal is not purely technical. He frames biodiversity conservation as "humanity at its most noble" (Wilson, 2016), linking scientific insight to moral imperative.

The convergence of these two voices - one pastoral, one scientific - implore us to consider biodiversity conservation as not merely an exercise in land allocation but as a civilizational undertaking. Ultimately, this requires a shift in our relationship with nature that combines humility with knowledge, and foresight with ambition, to sustain the web of life.

3. KNOWLEDGE AS STEWARDSHIP: THE SCIENTIFIC FOUNDATION OF HALF-EARTH

Central to the Half-Earth vision is the principle that effective stewardship requires comprehensive knowledge of the living world. Just as a surgeon must understand anatomy before performing an operation, conservation planning requires detailed understanding of where species occur geographically, along with their interactions within ecosystems. Protecting only iconic vistas or charismatic megafauna risks perversely increasing extinction in poorly understood regions. Instead, conservation must be guided by systematic biodiversity inventories and geospatial species mapping to identify the network of places that should be



Figure 1 - The Half-Earth Project Map, showing conservation priority, species richness, and rarity patterns for over 200,000 terrestrial and marine species at 1–50 km resolution, created in collaboration with Esri, Vizuality, and the Map of Life. The Species Protection Index (SPI) - a core indicator of the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework - benchmarks how effectively each country's protected areas represent the species within its borders; National Report Cards are freely accessible at map.half-earthproject.org. (E.O. Wilson Biodiversity Foundation, 2025.)

prioritized for conservation to most effectively safeguard species (Figure 1).

The Half-Earth Project addresses this need by integrating global species distribution data into a high-resolution geospatial map platform. The Half-Earth Project Map identifies areas of exceptional species richness, rarity, and endemism, while overlaying existing protected areas, human pressures, and carbon storage potential (E.O. Wilson Biodiversity Foundation, 2025).

To operationalize this approach, the Half-Earth Project Map utilizes the Species Protection Index (SPI), an indicator that has been adopted by the Convention on Biological Diversity (Convention on Biological Diversity, 2022) to evaluate how effectively a country's protected areas represent the species occurring within its borders relative to their global dis-

tributions (E.O. Wilson Biodiversity Foundation, 2026). Scored from 0 to 100, SPI moves beyond percentage-area targets to assess biodiversity outcomes.

For example, while Chile and Mongolia have each protected approximately 20% of their national territory (Protected Planet, 2023), Mongolia's geospatially optimized approach yields a substantially higher SPI score (81) compared to Chile's (39), demonstrating significantly higher biodiversity representation without proportionally greater land allocation (E.O. Wilson Biodiversity Foundation, 2026). This case underscores a crucial lesson: conservation effectiveness depends not only on how much land is protected, but on where protection occurs.

4. PLACE-BASED CONSERVATION: CASE STUDIES IN ITALY AND ALABAMA

While global frameworks are essential, conservation ultimately unfolds in specific landscapes shaped by ecological history and cultural identity. Two case studies - one in southern Italy and one in the southeastern United States - illustrate how data-driven tools illuminate the ecological significance of place.

4.1 Pollino National Park, Italy

Pollino National Park is home to one of Europe's oldest known trees - a 1,300-year-old Heldreich's pine (*Pinus heldreichii*), documented through dendrochronological analysis conducted by the Italian National Research Council in 2018. Yet beyond this iconic organism lies a network of endemic and underprotected species dependent on its primary forests.

The Spectacled Salamander (*Salamandrina perspicillata*) and the Italian Aesculapian Snake (*Zamenis lineatus*) have restricted distributions in southern Italy. Spatial analysis via the Half-Earth Project Map reveals that while not fully secured across their global ranges, Pollino provides critical habitat contributing disproportionately to their survival (E.O. Wilson Biodiversity Foundation, 2026). The park's value thus extends beyond scenic grandeur; it is a node in a larger biogeographic network essential to safeguarding evolutionary heritage.

The ecological significance of Pollino cannot be read from any single organism, however ancient. The park's primary forests - characterized by old-growth stands of Heldreich's pine, multilayered canopy structure, and complex deadwood habitat - are themselves a biodiversity substrate, supporting communities of lichens, invertebrates, and forest interior species that depend on continuity and structural complexity unavailable in younger or managed stands. Old-growth forests of this

kind also perform critical functions in climate mitigation and adaptation: they act as disproportionately large carbon stores (Pascual et al., 2026), moderate local microclimates, and provide refugia as species respond to warming-driven range shifts (Solano et al., 2025). The protection of such sites thus advances twin imperatives - biodiversity representation and climate resilience - that are increasingly understood as inseparable at the landscape scale.

The European and Mediterranean context adds further dimension to this picture. Much of the continent's biodiversity is not wilderness biodiversity in the conventional sense, but the product of centuries of co-evolution between ecological processes and human land use - pastoral systems, managed woodlands, traditional orcharding, and agro-pastoral mosaics that have structured landscapes over generations. These cultural landscapes harbor distinctive species assemblages and embody long traditions of active stewardship. The geospatial tools developed by the Half-Earth Project are precisely suited to reveal which among these culturally shaped landscapes carry disproportionate global biodiversity significance. In doing so, they can help honor and support the communities whose inherited practices have sustained them - recognizing, as Wilson insisted, that Indigenous peoples and traditional land stewards are de facto the original conservationists, whose knowledge and continued engagement are essential to lasting conservation success (Wilson, 2018).

Representation-based conservation highlights such places not for their aesthetic prominence alone, but for their irreplaceable biodiversity - precisely the imperative *Laudato si'* captures in insisting that "certain places need greater protection because of their immense importance for the global ecosystem" (Francis, 2015).

4.2 The Mobile-Tensaw Delta, Alabama

In the southeastern United States, the Mobile-Tensaw Delta - often called “America’s Amazon” - is among North America’s most biodiverse regions (Stein et al., 2000). The recently dedicated *E.O. Wilson Land Between the Rivers Preserve* protects nearly 8,000 acres of wetlands and floodplain forest in a landscape that inspired E.O. Wilson himself.

The preserve contains over 370 terrestrial vertebrate species and extraordinary freshwater diversity, including numerous endemic fishes, mollusks, and reptiles (Boschung & Mayden, 2004). The federally endangered Alabama Red-Bellied Turtle (*Pseudemys alabamensis*), designated the state reptile in 1990, occurs nowhere else on Earth. Mature Bald Cypress (*Taxodium distichum*) trees - among them an Alabama Champion Tree measuring 430 inches in circumference - serve as ecological anchors for migratory birds such as the Swallow-tailed Kite (*Elanoides forficatus*).

The park’s value as an ecological anchor extends well beyond any single species. The delta is a place where freshwater systems, floodplain forest, migratory pathways, and endemic life intersect, sustaining webs of interaction - among tree, insect, bird, and seasonal cycle - that depend on the continuity and structural integrity of an intact system. The Swallow-tailed Kite’s return to the Champion Cypress each spring is one expression of this: a relationship between nesting habitat, insect abundance, migration timing, and forest structure that, once disrupted, cannot readily be reassembled. It is above all the endemic species here - found nowhere else on Earth - that give this place its global significance: their continued existence depends entirely on the persistence of the habitat they inhabit, making the protection of this landscape consequential far beyond its boundaries.

Half-Earth Project Map geospatial analyses show that many species in the delta have low

Species Protection Scores, indicating global vulnerability (E.O. Wilson Biodiversity Foundation, 2026). Protecting and expanding habitat in this region would therefore yield disproportionate conservation gains. The delta exemplifies how local stewardship, informed by global biodiversity indicators, contributes meaningfully to robust planetary stewardship.

5. INTEGRATING MORAL VISION AND SCIENTIFIC TOOLS

The synthesis of *Laudato si’* and *Half-Earth* underscores a key proposition: biodiversity conservation must unite ethical motivation with empirical rigor (Francis, 2015; Wilson, 2016). Scientific tools alone cannot inspire collective action, and moral appeals alone cannot optimize geospatial outcomes. Their integration offers a pathway forward.

From the theological perspective, humanity’s kinship with other creatures demands reverence and restraint. From the biological perspective, evolutionary history and ecological interdependence demand strategic protection of intact habitats. Both converge on relationality: humans are embedded within, not apart from, the biosphere.

Operationally, this convergence manifests in three principles:

1. *Comprehensive Knowledge* - Systematic species inventories and high-resolution mapping are prerequisites for effective conservation.
2. *Representational Equity* - Protected areas must safeguard the full spectrum of biodiversity, not only charismatic or economically valuable species.
3. *Democratized Access to Data* - Open, multilingual platforms enable inclusive participation in conservation planning.

The Half-Earth Project Map embodies these principles by making complex biodiversity metrics accessible to diverse stakeholders. In doing so, it extends stewardship beyond experts to civil society, echoing *Laudato si's* call for integral ecology that engages communities at every level.

6. TOWARD A TRANSDISCIPLINARY CONSERVATION ETHIC

The biodiversity crisis transcends disciplinary, national, and ideological boundaries. It demands a transdisciplinary coalition of scientists, policymakers, faith leaders, educators, and citizens. Both Pope Francis and E.O. Wilson recognized that durable conservation depends on shared narratives as much as on datasets.

Writing in *The Diversity of Life*, Wilson described the assembly of life as that which “created the world that created us” and holds it steady (Wilson, 1992). Pope Francis urged humanity to act with hope, insisting that “hope would have us recognize that there is always a way out, that we can always redirect our steps, that we can always do something to solve our problems” (Francis, 2015, §61). Together, these perspectives affirm that planetary stewardship is not an unattainable ideal but an achievable moral and scientific imperative.

As global conservation targets expand toward protecting 30% or more of the planet by 2030, the Half-Earth framework challenges us to look beyond numerical thresholds toward biodiversity outcomes and ecological integrity that ensures we leave no species behind.

The Half-Earth vision has also stimulated important and productive critical engagement in the scientific literature. Scholars have rightly raised questions about the feasibility of large-scale conservation targets, about eq-

uity in the distribution of conservation costs and benefits, and about how area-based protection can best account for the socio-ecological systems within which most of the world's biodiversity actually resides (Ellis, 2019; Schleicher et al., 2019; de Bruin et al., 2023). These questions help inform a fuller understanding of how we can, together, best achieve conservation success. Wilson's own intent was clear: conservation areas should be chosen in ways that are supported by the people living within and around them, with property rights respected and the cultures and economies of Indigenous peoples - de facto the original conservationists - honored, protected, and supported (Wilson, 2018). This aspiration is entirely consonant with *Laudato si's* principle of integral ecology: the recognition that ecological responsibility cannot be separated from social justice, and that the right of every human being to benefit from the living world must be honored even as we act to protect it. Together, these commitments define the ethical foundation on which durable conservation must be built.

7. CONCLUSION

Reimagining the way we care for our planet requires more than incremental reform. It calls for a transformation in consciousness - one that recognizes humanity's embeddedness within the biosphere and our responsibility to sustain it. The complementary visions of *Laudato si'* and *Half-Earth* provide both ethical grounding and scientific direction for this transformation.

By integrating moral urgency with geospatial precision, the Half-Earth Project equips humanity with unprecedented capacity to identify, prioritize, and protect the places that matter most for biodiversity. In doing so, it

embodies a hopeful vision: that informed stewardship, guided by humility and knowledge, can secure a flourishing future for life on Earth.

REFERENCES

- Boschung, H. T., & Mayden, R. L. (2004). *Fishes of Alabama*. Smithsonian Books.
- Convention on Biological Diversity. (2022). *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework*. <https://www.cbd.int/gbf>
- de Bruin, S. P., van Vliet, J., Lehmann, I., & Verburg, P. (2023). Perceptions of equity in conservation scenarios: Half Earth and Sharing the Planet. *Environmental Science & Policy*, 144, 124–136. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2023.03.015>
- E.O. Wilson Biodiversity Foundation. (2025). *Half-Earth Project Map*. <https://map.half-earthproject.org>
- E.O. Wilson Biodiversity Foundation. (2026). *National report cards and Species Protection Index*. <https://eowilsonfoundation.org/which-half/national-report-cards>
- Ellis, E. C. (2019). To conserve nature in the Anthropocene, half earth is not nearly enough. *One Earth*, 1(2), 163–167. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.10.009>
- Francis. (2015). *Laudato si': On care for our common home*. Libreria Editrice Vaticana. https://www.vatican.va/content/francesco/en/encyclicals/documents/papa-francesco_20150524_enciclica-laudato-si.html
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Pascual, D., Hugelius, G., Canadell, J. G., Harden, J., Jackson, R. B., Georgiou, K., et al. (2026). Higher carbon storage in primary than secondary boreal forests in Sweden. *Science*, 391(6791), 1256–1261. <https://doi.org/10.1126/science.adz8554>
- Protected Planet (UNEP-WCMC, IUCN). (2023). *World Database on Protected Areas*. <https://www.protectedplanet.net>
- Schleicher, J., Zaehring, J. G., Fastré, C., Vira, B., Visconti, P., & Sandbrook, C. (2019). Protecting half of the planet could directly affect over one billion people. *Nature Sustainability*, 2(12), 1094–1096. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0423-y>
- Solano, F., Mansi, C., Baliva, M., Canestrelli, D., Chiarucci, A., Manicone, R., Maugeri, M., Modica, G., Palli, J., Quilghini, G., & Piovesan, G. (2025). Mediterranean strictly protected forests are cooler. *Agricultural and Forest Meteorology*, 375, 110858. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2025.110858>
- Stein, B. A., Kutner, L. S., & Adams, J. S. (2000). *Precious heritage: The status of biodiversity in the United States*. Oxford University Press.
- Wilson, E. O. (1992). *The diversity of life*. Belknap Press of Harvard University Press.
- Wilson, E. O. (2016). *Half-Earth: Our planet's fight for life*. Liveright Publishing.
- Wilson, E. O. (2018, March 4). The 8 million species we don't know. *The New York Times Sunday Review*. <https://eowilsonfoundation.org/eow/the-8-million-species-we-dont-know/>



From conservation to management: lessons from old-growth forests

Susanna Nocentini

Accademia Italiana di Scienze Forestali, piazza T.A. Edison 11 - 50133 Firenze, Italy. susanna.nocentini@unifi.it

Abstract: Interest in old-growth and virgin forests dates to the second half of the nineteenth century, when they became subjects of scientific investigation in search of inspiration for the development of close to nature silviculture as an alternative to financial and production-oriented forestry. Research conducted across diverse environmental contexts revealed a remarkable diversity of forest structures and composition, showing that no single model of the “natural forest” exists. Today, there is growing recognition that attempting to manage complex, dynamic, and unpredictable ecosystems through deterministic models is a paradox. This perspective paper explores whether and how old-growth forests can inform closer-to-nature and silvosystemic forest management. Acknowledging their role in advancing ecological understanding, old-growth forests have much to teach us. Their value invites us to move beyond the traditional utilitarian paradigm of silviculture by embracing a deeper ecological comprehension and accepting complexity as an inherent feature of forest management.

Key words: old-growth forests ecological complexity, Silvosystemics; adaptive management; biodiversity conservation.

Citation: Nocentini, S. (2026). From conservation to management: lessons from old-growth forests. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 26–39; <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1246>

Received: 17/03/2026 **Revised version:** 14/05/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUCTION

In recent years, silviculture and forest management have faced a growing demand for practices that better reflect the natural functioning of forest ecosystems. The European Biodiversity Strategy for 2030, under the motto “Bringing back nature into our lives,” calls on Member States to promote biodiversity-friendly forestry and approaches that are “closer to nature.” Similarly, the European Forestry Strategy for 2030 outlines a vision of

forest management aimed at enhancing both conservation value and climate resilience. Within this framework, the concept of “closer-to-nature forest management” has been defined by the European Forest Institute (Larsen et al., 2022), followed by the publication of official guidelines by the European Commission in 2023.

Increasing the naturalness of ecosystems is also a central objective of the EU Nature Restoration Law, which establishes legally binding targets for the restoration of terrestrial, ma-

rine, freshwater, and urban ecosystems, contributing to the EU's climate mitigation and adaptation goals.

The search for forest management approaches closer to natural processes is certainly not new. Between the late nineteenth and early twentieth centuries, the shortcomings of so-called financial forestry stimulated a search for both theoretical and practical innovations in forest management. This shift is well illustrated by some well-known aphorisms of the time: “*imitiez la nature, hâtez son œuvre*” by Adolphe Parade and “*Zurück der Natur*” by Karl Gayer.

Nevertheless, despite the long history of nature-inspired forest management approaches and the vast scientific literature on the subject, silvicultural models that depart from the classical paradigm primarily, if not exclusively oriented toward timber production, are still struggling to become widely established, both in Europe and globally (Puettmann et al., 2015).

At the same time, there has been increasing attention in recent decades to the ecological importance of old-growth forests for biodiversity conservation (Paillet, et al., 2010; Sabatini et al., 2021). Scientific literature on this topic has grown rapidly since the first seminal contributions published in the last decades of the twentieth century (e.g., Franklin et al., 1981; Franklin & Spies, 1991; Hansen et al., 1991; Keddy & Drummond, 1996).

Research has turned towards identifying indicators of old-growth connected to biodiversity conservation (habitats and species) to be used to assess sustainable forest management practices (Lindenmayer et al., 2000; Bauhus et al., 2009). Furthermore, the role of virgin and old-growth forests as carbon sinks is today gaining increasing attention (Schulze et al., 1999; Luyssaert et al., 2008; Motta, 2008; Piovesan et al., 2010; Marchetti et al., 2012; Burrascano et al., 2016; Chiti & Piovesan, 2023; Keith et al., 2024). Beyond their ecolog-

ical and environmental dimensions, the cultural and spiritual significance of old-growth forests is increasingly recognized: they are seen as emblematic sites of the historical and symbolic relationship between humans and nature, guardians of landscapes and collective memories that extend far beyond purely productive functions (Moore, 2007; Owen et al., 2008; Kanowski & Williams, 2009; Connell et al., 2015; Gilhen-Baker et al., 2022).

The question of whether old-growth forests can serve as a reference model for closer-to-nature forest management is gaining renewed attention, particularly in light of increasing awareness of the complex relationship between human influence and forest evolution, an interplay that makes it difficult to clearly distinguish what is “natural” from what is anthropogenic.

The object of this perspective paper is to examine whether old-growth forests can inform forest management in line with closer to nature and silvosystemic approaches under current European frameworks. Starting from a historical overview, I then explore the role of old-growth forests in fostering a deeper ecological understanding and in integrating complexity as an intrinsic component of forest management. A specific focus on Mediterranean old-growth forests and a case study integrating forest planning and old-growth conservation are used as examples of the lessons that can be learned from research on these unique ecosystems.

2. SEARCHING FOR A MODEL OF FOREST NATURALNESS

Starting in the second half of the nineteenth century and continuing through the first half of the twentieth century, virgin forests increasingly attracted attention as a source of knowledge for developing a more “natural”

approach to silviculture (Brang, 2005). During this period, numerous studies on virgin forests were published (see Jones, 1945, for a detailed review). Foresters primarily sought to understand whether natural stands were monospecific or mixed, whether their structure was uniform or heterogeneous, and how natural regeneration processes operated (Rubner, 1920, cited in Brang, 2005).

Following the Second World War, the scarcity of virgin forests in Western Europe fostered collaborations with Eastern European researchers, particularly in the Carpathians and the Balkans, with the aim of strengthening the scientific basis of close-to-nature silviculture (Susmel, 1956, 1980; Leibundgut, 1959, 1960; Pintarič, 1959; Mlinsek, 1967). Although these studies often lacked clear management applications (Brang, 2005), an important exception was Lucio Susmel's "equilibrium state" model for uneven-aged forests, developed through comparisons between virgin forests and managed forest systems (Susmel, 1956, 1980).

Overall, these early comparative studies highlighted the considerable diversity in forest composition and structure, challenging the notion of a single and universal model of the "natural forest."

Between the late 20th and early 21st centuries, the forestry community experienced renewed interest in the study of virgin forests, accompanied by a gradual shift toward the use of the term *old-growth forest*. Originally introduced in North America, the concept referred to forests that had not undergone extensive logging and was distinguished from second-growth forests that developed after colonization and land-use changes.

Defining old-growth has proven to be a "wicked problem," involving ecological, historical, scientific, and management dimensions (Peskevits et al., 2011; Gray et al., 2023). The

debate has generated extensive discussion, especially in North America (e.g. Hunter, 1989; Hunter and White, 1997; Lund, 2001; Frelich et al., 2003; Helms, 2004; Wirth et al., 2009), and it has been argued that a universally accepted definition may neither be achievable nor desirable, given the diversity of forest ecosystems and their histories (Spies, 2004).

Currently, the definition of primary and old-growth forests adopted by international initiatives share many commonalities (FOREST EUROPE 2015; FAO 2018; Sabatini et al. 2018; Sabatini et al. 2020): the notion of old-growth forest may include both primary and secondary forests as long as the stands have developed for a long period without important anthropogenic disturbance, and provided they are characterized by functional, structural and compositional characteristics normally associated with old primary forests of the same type.

3. OLD-GROWTH FORESTS: RESILIENCE AND ADAPTIVE CAPACITY OF FOREST ECOSYSTEMS

Old-growth forests, however they might be defined, are a phase of a long development history which has often taken place in climatic and environmental conditions which might be very different from the ones that will be faced in a probably not so distant future. According to Noss (2001) a community of long-lived organisms is seldom, if ever, in equilibrium with the prevailing climate (Perry et al., 1991). Vegetational change lags behind climate change, such that the vegetation at any point in time is a legacy of climatic conditions decades or centuries in the past (Sprugel, 1991; Millar & Woolfenden, 1999).

A fundamental feature of old-growth forests, characterized by the presence of long-lived organisms, is their *ecological inertia*,

that is, their tendency to exhibit slow rates of structural and compositional change and to maintain key ecosystem functions despite environmental variability. This inertia reflects long-term ecological processes, biological legacies, and complex feedbacks rather than a static equilibrium (Millar & Woolfenden, 1999; Allen et al., 2002). In a rapidly changing world, it represents a unique heritage, providing valuable insights into the resilience, adaptive capacity, and temporal dynamics of forest ecosystems (Piovesan et al., 2019; Colangelo et al., 2021).

Alongside their apparent stability, old-growth forests also remind us that nature is governed by unpredictability. Sudden events, such as fires, windthrows, insect outbreaks, or diseases, can rapidly transform their structure. Far from being anomalies, these disturbances are an integral part of the forest life cycle, contributing to its diversity and complexity (e.g. Lingua et al., 2011; Martin et al., 2019).

Accepting unpredictability means recognizing that there is no fixed balance, but rather a dynamic interplay of processes that are constantly regenerating. Insights into the structure, composition and processes of old-growth forest ecosystems strengthen the thesis that forests are complex biological systems, which are subject to both internal and external influences (Filotas et al., 2014, Nocentini et al., 2017). This is particularly critical when dealing with previously managed forests, which have evolutionary dynamics that most likely will differ from the old-growth forests inherited from the past. Indeed, old-growth characteristics do not develop instantaneously at some magical age, but rather they increase over time along complex pathways.

Thus, if we are looking for a “natural” model of old-growth forests we are in fact looking at a moving target.

4. LESSONS FOR FOREST MANAGEMENT

The multiple dimensions involved when trying to define old-growth forests, both terminologically and ecologically, point out to the fact that it is impossible to identify “natural forest models” to serve as blueprints for management (Nocentini, 2024).

But, while old-growth forests should not be regarded as direct templates for managed forests, nevertheless there are some important lessons to be learned when available scientific knowledge is placed into the right reference frame, understanding the complexity of processes and interactions that take place in forest ecosystems.

4.1 Natural longevity should reshape thinking about tree age

In old-growth forests tree ages vary widely, but there is a significant presence of trees that live close to the biological life span of the species. These ages are very different from normal rotation ages used in conventional forest management, which are based on financial considerations and have often been applied uncritically. Thus, conventionally accepted rotation age should not be the only benchmark, the natural life span of the different species should be used as an ecological reference for increasing the variety of ages and favouring the presence of old and very old trees in managed stands.

4.2 Natural regeneration is more diverse than classical silvicultural models assume

Regeneration in old-growth forests follows different patterns according to species composition and natural disturbance regimes typical of the different geographical areas. Closer analysis of these patterns has shown that conventional forest management has often oversimplified the approach e.g. assuming that shade intolerant species require large openings,

i.e. clear cutting, while shade tolerant species thrive in closed uneven-aged stands.

As a consequence of these simplified assumptions, for example, most forests in Europe are managed outside their historical disturbance range (Aszalós et al., 2022) and show simplified structure and composition. Knowledge from old-growth forests challenges the simplistic assumptions underlying classical management systems and promotes a silvicultural approach which draws on the observation of natural regeneration processes abandoning the conventional lens of classic silvicultural systems.

4.3 *Forests are not only lists of species*

There is growing evidence drawn from the study of old-growth forests, that biodiversity is intimately dependent on complex structures and processes, acting at multiple space and time scales (see Oettel & Lapin, 2021 for a comprehensive review). In other words, forests cannot be seen only as lists of species but must be considered instead as complex adaptive systems.

In this context, research on biodiversity associated with old-growth forests and old-growth attributes should adopt a network perspective that explicitly considers interactions among species, structures, and ecological processes across multiple spatial scales. Interdisciplinary studies are essential for identifying and integrating diverse habitat requirements within the forest ecosystem as a whole.

To translate this knowledge into forestry practice it is necessary to move beyond the inherently reductionist assumption that, once the requirements of individual species have been identified, management can address them deterministically and thereby ensure the conservation of biodiversity. Unless they have been simplified far beyond their natural conditions, forest ecosystems are too complex and dynamic to allow for the deterministic man-

agement of all their components with any degree of precision.

In this sense it is necessary to revise the silvicultural and forest management paradigm that, in seeking to maximize one or a few forest functions, tends to reduce structural and process-related variability in favor of uniformity and regularity.

4.4 *The forest landscape as a connected network*

At the forest landscape scale, the importance of areas of old-growth is being increasingly recognized. In most of Europe, forest zoning is still overwhelmingly oriented toward timber production, while the extent of strictly protected forest reserves is insufficient to provide an effective balance between production and biodiversity conservation; furthermore many existing strict reserves are too small to encompass the natural disturbance dynamics required to sustain both old-growth specialists and disturbance-dependent species (Nagel et al., 2025).

The optimal size of old-growth areas for biodiversity conservation is being debated (Manton et al, 2025) but there is increasing evidence of the necessity of creating landscape networks of old-growth forests and old-growth attributes, from strictly preserved old-growth forests to the presence of old-growth elements in managed forests (Nagel et al, 2017; Oettel & Lapin, 2021; Barredo et al, 2021). It is also important to delimitate buffer zones where management should promote the development of old-growth attributes in younger stands, so as to accelerate the long-term biotic refugial potential of forest ecosystems (Hähn et al., 2026).

Forest planning should therefore promote differentiation across multiple spatial and temporal scales while fostering the persistence of those elements that provide ecological linkages among scales such as ecological corridors (space dimension) and biological legacies (time dimension).

4.5 *From managing complexity to interacting with complexity*

Old-growth forests exemplify the complexity and inherent unpredictability of forest ecosystems. Yet can complexity itself truly be managed? By its very nature, complexity defies simple definition, emerging from interactions among ecosystem components and processes that cannot be understood merely as the sum of their parts. Recognizing this complexity calls for a departure from the deterministic management paradigm that has long dominated forestry. Rather than seeking to control ecosystems to achieve predetermined outcomes, management should aim to interact with the ecological processes that shape natural systems. In this context, management should be conceived as an adaptive learning process in which the effects of interventions are continuously monitored using appropriately selected indicators, not as fixed thresholds but as measures of relative change over time. Such an approach fosters an ongoing process of mutual adjustment among silvicultural practices, ecosystem functioning, and the conservation of biological diversity, thereby enhancing the capacity of forests to respond to changing environmental conditions.

5. THE CASE OF MEDITERRANEAN OLD-GROWTH FORESTS

Millennia of human activity have profoundly shaped the forests and landscapes of the Mediterranean region, creating a natural heritage that is inextricably linked to its cultural legacy (Thirgood, 1981; Blondel, 2006; Blondel et al., 2010). Here any classification of old-growth forests must consider a wide range of landscape, biological, historical and social aspects (Marchetti et al., 2010; Robin et al., 2021).

Overall, Mediterranean old-growth forests have received far less scientific attention than those in other regions and are consequently likely underrepresented in current old-growth inventories (Badalamenti et al., 2025; Selvi et al., 2026).

Woodlands that have remained untouched by direct human intervention for long periods occur only in limited areas and under specific conditions, for example, in remote locations; where forests were maintained to protect settlements from avalanches and landslides (Piovosan et al., 2005); where steep terrain made logging economically unfeasible; or even as a consequence of long-standing disputes over property boundaries between neighboring communities.

Moreover, these remnants are often restricted to mountain environments, which limits the representation of different forest types. The known old-growth remnants are dominated by beech, mixed beech-silver fir, Calabrian black pine (*Pinus nigra* Arn. ssp. *laricio* Poir. var. *calabrica* Delamare), and Corsican pine (*Pinus nigra* Arn. ssp. *laricio* Poir. var. *corsicana*). Even rarer are thermo-Mediterranean and meso-Mediterranean examples, such as the old-growth holm oak forests of Corsica (Panaiotis et al., 1997) and the holm oak and farnetto oak stands of the Aspromonte National Park. Recently, Selvi et al. (2026) have identified old-growth forests dominated by broadleaves or evergreen sclerophylls in lowland areas under the influence of the Mediterranean climate in Tuscany.

These fragments of old-growth forests are frequently embedded within landscapes that have been profoundly altered by human activities, a condition that complicates their use as references, particularly for studying natural disturbance dynamics (Nocentini, 2010).

Human impact has been so pervasive and inextricably linked to the evolution of forests

in the Mediterranean area that defining old-growth here poses additional challenges. The presence of coppice stools or other traces of past human activity (such as charcoal kilns) is sometimes considered compatible with the definition of old-growth forest, provided that the stands retain the structural and ecological characteristics typical of old-growth forests (Panaïotis et al., 1997; Rozas, 2003; Di Filippo et al., 2005).

Although these forests cannot be regarded as pristine baselines and are often embedded in human-modified landscapes, they nonetheless provide unique opportunities to investigate natural structural development and regeneration processes that can inform contemporary silviculture.

In Apennine old-growth beech forests (*Fagus sylvatica* L.), for instance, regeneration has been shown to occur predominantly in small to medium-sized canopy gaps (Piovesan et al., 2005), with mean gap areas ranging from approximately 150 to 200 m² (Iovino et al., 2010; Iovino, 2024). Comparable patterns have been documented in old-growth Calabrian pine stands (*Pinus laricio* ssp. *laricio*) in southern Italy (Ciancio et al., 2010; Iovino, 2024).

Iovino (2024) demonstrated that the stand structures observed in old-growth beech and Calabrian pine forests of the southern Apennines closely resemble those produced by the small-group selection system, a silvicultural approach rooted in centuries-old local traditions. Historically, however, this approach was often discouraged in favor of official prescriptions based on even-aged management models. While forests managed under the small-group selection system differ markedly from old-growth stands, particularly in terms of maximum tree age and deadwood abundance, their structural organization and regeneration dynamics exhibit notable similarities to those observed in forests

that have experienced prolonged periods without direct human intervention.

These studies on the structure and regeneration dynamics of old-growth forests in Calabria, have provided empirical support for silvicultural approaches based on the creation of small canopy gaps and the maintenance of small group uneven-aged structures in both Calabrian pine and beech forests; these principles have recently been incorporated into the Calabria Regional Forest Regulations (Regione Calabria, 2024).

6. FROM CONSERVATION TO MANAGEMENT: AN EXAMPLE

In a “natural” forest landscape, subject only to natural disturbances, the different patches display a wide variability in age and successional stages, but the overall age distribution typically includes a long tail extending into the oldest age classes (Spies & Turner, 1999). Forest landscapes with a long history of human impact deviate considerably from this theoretical model of naturalness.

Planning should therefore aim to create a network of elements with old-growth forest characteristics at different spatial scales. A modern planning approach that integrates biodiversity conservation, sustainable forest management, and the preservation of historical and cultural values is exemplified by the management plan for the Vallombrosa Forest (Ciancio, 2009).

The Vallombrosa Forest is a 1,273-hectare State Nature Reserve, renowned for its silver fir stands and the Vallombrosan Abbey. When St. Giovanni Gualberto founded the Vallombrosan order in 1037, the forest was largely composed of broadleaves with scattered silver firs. From the 14th century onward, however, to meet the increasing demand for timber

from Florence and other Tuscan cities, the monks began cultivating silver fir, establishing pure, even-aged stands.

When the forest was transferred to the Italian State in 1866 and the Royal Forestry Institute¹ was founded, Vallombrosa became an important center for teaching and scientific experimentation. The silver fir stands were managed according to the classical even-aged model, with forest regulation plans prepared by the University's Chair of Forest management. The area of silver fir plantations was gradually expanded, reaching more than 600 hectares by 1960, nearly half of the entire forest.

In recent decades, forest management has undergone profound changes driven by social, economic and environmental factors. The last management plan, drafted in 1970, was never implemented, which allowed the forest to evolve spontaneously. In 2006, a new forest management plan was introduced, adopting a systemic approach aimed at enhancing the forest's biodiversity and resilience, while conserving its cultural and historical value (Ciancio, 2009; Ciancio and Nocentini, 2011). The Forest was divided into three sections with different management aims and prescriptions:

1. Management aimed at favoring, through silvicultural interventions, the natural evolution of the forest towards more diverse and complex structures (renaturalization);
2. Conservation of the traditional landscape and the management techniques which have historically maintained the pure, even-aged fir stands (in the *Silvomuseum*);
3. Natural evolution.

In this last section the aim is to monitor natural evolution of the different forest types that are present in the Vallombrosa forest, by creating an area that progressively develops old-growth characteristics where biodiversity

trends can be studied and compared to the managed sections. An area of approx. 60 ha was chosen in the less accessible part of the forest, including beech stands originating from ancient coppices in conversion to high forest and silver fir stands originating from plantation. Small planted patches of Calabrian pine occur on the steepest and most rugged terrain. All the stands have been strongly influenced by human activity in the past, even though in this area active management had been suspended from the early sixties. Today the most recent interventions in this area date from over 60 years ago and stand ages vary among compartments, ranging from approximately 100 years in the silver fir stands to about 240 years in the beech stands.

A survey carried out in 2015 based on 35 plots showed that standing volume is increasing substantially in all forest types and, in particular, the volumes of standing and downed dead wood have reached high levels. The first revision of the 2006 management plan is underway, and preliminary surveys indicate that the trend in this section is continuing: large amounts of deadwood are accumulating, and numerous tree microhabitats are present, including standing dead or broken trees (snags), downed logs, stumps, branches, cavities in living or dead trees. In addition, natural regeneration is occurring in small gaps created by the fall of large trees (G. Galipò, personal communication).

According to the adaptive management approach adopted in the Vallombrosa forest management plan, the ongoing survey will assess natural regeneration patterns in both section 1 (renaturalization) and section 3 (natural evolution). The results will be used to refine management prescriptions in section 1, where silvicultural interventions are designed to pro-

¹ The Forestry Institute was moved to Florence in 1914 where it became part of the University.

mote spontaneous regeneration by creating or enlarging canopy gaps. At the same time, in this section old trees, groups of large trees, and habitat trees will be retained, contributing to the progressive development of a network of old-growth attributes throughout the forest.

7. CONCLUSIONS: OLD-GROWTH FORESTS, ANCIENT WISDOM FOR A CHANGING REALITY

Old-growth forests are living records of ecological processes that have developed over long periods without significant human intervention. They embody a profound connection between a past in which society held different needs and values, and a present characterized by rapid social and climatic changes as well as emerging conservation challenges.

Using old-growth forests as models for silviculture assumes that managers can predict ecosystem responses with sufficient certainty to steer forests toward predetermined compositions, structures and functions. Yet this approach contains a paradox: attempting to manage complex, dynamic, and unpredictable ecosystems using deterministic tools and models.

Scientific knowledge gained from studies of old-growth forests must be integrated into a dynamic concept of forest management, where monitoring and feedback form a co-evolutionary continuum between cultivation and ecosystem response. Indicators of old-growth conditions should not be treated as fixed benchmarks but as dynamic reference points that guide monitoring and adaptive management. This approach aligns with the adaptive framework of silvosystemics, which considers environmental, economic, social, and cultural dimensions as inherently and continuously changing (Ciancio & Nocentini, 2011, Nocentini et al., 2021).

By acknowledging the intrinsic complexity of forest ecosystems and adapting interventions in response to ecosystem feedback, silvosystemics provides an operational framework for applying lessons from old-growth forests to forest management and, more broadly, for implementing the principles of “closer to nature forestry” as defined by the EU (Larsen et al., 2022).

At the same time, an integrative approach based solely on embedding biodiversity objectives within managed forests is insufficient to ensure the conservation of old-growth-dependent biodiversity (Nagel et al., 2017). Effective planning should therefore combine the strict protection of existing old-growth stands with the expansion of areas of naturally evolving forests and the promotion of old-growth attributes within managed landscapes.

In this sense the recent EU Nature Restoration Law, by placing renewed emphasis on forest naturalness and ecological integrity, can represent a turning point in environmental and forest policies. The implementation of the NRL provides opportunities to identify forest areas that can be designated for strict protection and allowed to develop through natural processes. On the other hand, it encourages interventions in structurally simplified forest ecosystems aimed at enhancing their diversity and complexity.

Ultimately, although they do not offer ready-made recipes, old-growth forests still have much to teach us. Their value, now recognized globally, calls on us to move beyond the traditional utilitarian paradigm of forestry, to integrate a deeper ecological understanding, and to embrace complexity as an intrinsic element of forest management.

Old-growth forests remind us that nature carries within it both memory and resilience. By inspiring wonder and respect, old-growth forests can help us rediscover a relationship of

care and responsibility toward all forests, recognizing them as living systems deeply intertwined with human history and culture.

REFERENCES

- Allen, C. D., Savage, M., Falk, D., Suckling, K. F., Swenham, T. W., Schulke, T., Stacey, P. B., Morgan, P., Hoffman, M., & Klingel, J. T. (2002). Ecological restoration of Southwestern ponderosa pine ecosystems: A broad perspective. *Ecological Applications*, 12(5), 1418–1433. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[1418:EROSPP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[1418:EROSPP]2.0.CO;2)
- Aszalós, R., Thom, D., Aakala, T., Angelstam, P., Brümeli, G., Gálhidy, L., Gratzner, G., Hlásny, T., Katzensteiner, K., Kovács, B., Knoke, T., Larrieu, L., Motta, R., Müller, J., Ódor, P., Rozenberger, D., Paillet, Y., Pitar, D., Standovář, T., ... Keeton, W. S. (2022). Natural disturbance regimes as a guide for sustainable forest management in Europe. *Ecological Applications*, 32(7), e2596. <https://doi.org/10.1002/eap.2596>
- Badalamenti, E., La Mela Veca, D. S., Costa, M., Giardina, G., La Mantia, T., Laschi, A., Maetzke, F. G., Petroncini, S., Sala, G., & Bueno, R. S. (2025). Old-growthness level assessed by structural heterogeneity indices in Mediterranean *Quercus pubescens* forests. *Forest Ecosystems*, 14, 100365. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2025.100365>
- Barredo, J. I., Brailescu, C., Teller, A., Sabatini, F. M., Mauri, A., & Janouskova, K. (2021). *Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe* (EUR 30661 EN). Publications Office of the European Union. <http://dx.doi.org/10.2760/797591>
- Bauhus, J., Puettman, K., & Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Blondel, J. (2006). The “Design” of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period. *Human Ecology*, 34(5), 713–729. <http://dx.doi.org/10.1007/s10745-006-9030-4>
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J. Y., & Boeuf, G. (2010). *The Mediterranean region: Biological Diversity in Space and Time*. Oxford University Press.
- Brang, P. (2005). Virgin forests as a knowledge source for central European silviculture: Reality or myth? *Forest Snow and Landscape Research*, 79(1-2), 19–32.
- Burrascano, S., Chytrý, M., Kuemmerle, T., Giarrizzo, E., Luyssaert, S., Sabatini, F. M., & Blasi, C. (2016). Current European policies are unlikely to jointly foster carbon sequestration and protect biodiversity. *Biological Conservation*, 201, 370–376. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.005>
- Chiti, E., & Piovesan, G. (2023). Il giudice, la faggeta e la tutela delle foreste vetuste. *Le istituzioni del federalismo*, (2), 399–416.
- Ciancio, O. (A cura di). (2009). *Riserva Naturale Statale Biogenetica di Vallombrosa. Piano di gestione e Silvo-museo 2006-2025*. Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Vallombrosa.
- Ciancio, O., Iovino, F., Menguzzato, G., Nicolaci, A., & Veltri, A. (2010). Stand structure of a Calabrian pine old growth forest: Indications for forest management and forest landscape preservation. *L'Italia Forestale e Montana*, 65(5), 529–544. <https://doi.org/10.4129/IFM.2010.5.05>
- Ciancio, O., & Nocentini, S. (2011). Biodiversity conservation and systemic silviculture: Concepts and applications. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 145(2), 411–418. <http://dx.doi.org/10.1080/1126-3504.2011.558705>
- Colangelo, M., Camarero, J. J., Gazol, A., Piovesan, G., Borghetti, M., Baliva, M., Gentilella, T., Rita, A., Schettino, A., & Ripullone, F. (2021). Mediterranean old-growth forests exhibit resistance to climate warming. *Science of The Total Environment*, 801, 149684. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149684>
- Connell, D. J., Shapiro, J., & Lavalley, L. (2015). Old-Growth Forest Values: A Case Study of the Ancient Cedars of British Columbia. *Society & Natural Resources*, 28(12), 1323–1339. <https://doi.org/10.1080/08941920.2015.1041660>
- Di Filippo, A., Piovesan, G., & Schirone, B. (2005). Le foreste vetuste: criteri per l'identificazione e la gestione. In C. Gaggi, V. Nicolardi, & S. Santoni (A cura di), *Ecologia. Atti del XIV Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*. <http://www.xivcongresso.societaitalianaecologia.org/articles/Di-Filippo-61.pdf>
- European Commission. (2023). *Guidelines for Defining, Mapping, Monitoring and Strictly Protecting EU Primary and Old-Growth Forests*. Publications Office of the European Union.
- FAO. (2018). *Terms and Definitions FRA 2020*. FAO.
- Filotas, E., Parrott, L., Burton, P. J., Chazdon, R. L., Coates, K. D., Coll, L., Haeussler, S., Martin, K., Nocentini, S., Puettmann, K. J., Putz, F. E., Si-

- mard, S. W., & Messier, C. (2014). Viewing forests through the lens of complex systems science. *Ecosphere*, 5(1), 1–23. <http://dx.doi.org/10.1890/ES13-00182.1>
- Forest Europe. (2015). *Relevant terms and definitions used for the updated pan-European indicators for sustainable forest management*. Forest Europe.
- Franklin, J. F., Cromack, K., Jr., Denison, W., McKee, A., Maser, C., Sedell, J., Swanson, F., & Juday, G. (1981). *Ecological characteristics of old-growth Douglas-Fir forests* (Gen. Tech. Rep. PNW-118). USDA Forest Service. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-118>
- Franklin, J. F., & Spies, T. A. (1991). Composition, function, and structure of old-growth Douglas-fir forests. In L. F. Ruggiero, K. B. Aubry, A. B. Carey, & M. H. Huff (A cura di), *Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forests* (General Technical Report PNW-GTR-285, pp. 91–110). USDA Forest Service.
- Frelich, L. E., & Reich, P. B. (2003). Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests. *Environmental Reviews*, 11(S1), S9–S22. <https://doi.org/10.1139/a03-011>
- Gilhen-Baker, M., Roviello, V., Beresford-Kroeger, D., & Roviello, G. N. (2022). Old growth forests and large old trees as critical organisms connecting ecosystems and human health: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(2), 1529–1538. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01372-y>
- Gray, A. N., Pelz, K., Hayward, G. D., Schuler, T., Salverson, W., Palmer, M., Schumacher, C., & Woodall, C. W. (2023). Perspectives: The wicked problem of defining and inventorying mature and old-growth forests. *Forest Ecology and Management*, 546, 121350. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121350>
- Hähn, G. J. A., Berger, V., Bruelheide, H., Chiarucci, A., Di Musciano, M., González-García, V., Jiménez-Alfaro, B., Köhler, M., Kuemmerle, T., Nascimbene, J., & Sabatini, F. M. (2026). Protecting temperate old-growth forests as biotic microrefugia amid climate change. *Conservation Science and Practice*, e70323. <https://doi.org/10.1111/csp2.70323>
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J., & Ohmann, J. L. (1991). Conserving Biodiversity in Managed Forests. *BioScience*, 41(6), 382–392. <https://doi.org/10.2307/1311745>
- Helms, J. A. (2004). Old-growth: What is it? *Journal of Forestry*, 103, 8–12. <https://doi.org/10.1093/jof/102.3.8>
- Hunter, M. L. (1989). What constitutes an old-growth stand? *Journal of Forestry*, 87, 33–35. <https://doi.org/10.1093/jof/87.8.33>
- Hunter, M. L., & White, A. S. (1997). Ecological thresholds and the definition of old-growth forests. *Natural Areas Journal*, 17, 292–296.
- Iovino, F. (2024). Lo studio della struttura di boschi vetusti nell'Appennino meridionale come base per la definizione di approcci selvicolturali sostenibili. *L'Italia Forestale e Montana*, 79(1), 7–23. <https://doi.org/10.36253/ifm-1123>
- Iovino, F., Marziliano, P. A., Menguzzato, G., & Nicolaci, A. (2010). Strutture delle faggete vetuste del Cilento e del Pollino. *L'Italia Forestale e Montana*, 65(6), 657–678. <https://doi.org/10.4129/IFM.2010.6.01>
- Jones, E. W. (1945). The structure and reproduction of the virgin forest of the north temperate zone. *New Phytologist*, 44(2), 130–148. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1945.tb05026.x>
- Kanowski, P. J., & Williams, K. (2009). The reality of imagination: Integrating the material and cultural values of old forests. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 341–346. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.011>
- Keddy, P. A., & Drummond, C. G. (1996). Ecological properties for the evaluation, management and restoration of temperate deciduous forest ecosystems. *Ecological Applications*, 6(3), 748–762. <https://doi.org/10.2307/2269480>
- Keith, H., Kun, Z., Hugh, S., Svoboda, M., Mikoláš, M., Adam, D., Bernatski, D., Blujdea, V., Bohn, F., Camarero, J. J., Demeter, L., Di Filippo, A., Dutcă, I., Garbarino, M., Horváth, F., Ivkovich, V., Jansons, Ā., Ķēņina, L., Kral, K., . . . Mackey, B. (2024). Carbon carrying capacity in primary forests shows potential for mitigation achieving the European Green Deal 2030 target. *Communications Earth & Environment*, 5, 256. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01416-5>
- Larsen, J. B., Angelstam, P., Bauhus, J., Carvalho, J. F., Diaci, J., Dobrowolska, D., Gazda, A., Gustafsson, L., Krumm, F., Knoke, T., Konczal, A., Kuuluvainen, T., Mason, B., Motta, R., Pötzelsberger, E., Rigling, A., & Schuck, A. (2022). *Closer-to-Nature Forest Management* (From Science to Policy 12). European Forest Institute. <https://doi.org/10.36333/fs12>
- Leibundgut, H. (1959). Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern.

- Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 110(3), 111–124.
- Leibundgut, H. (1960). Risultati delle ricerche in foreste vergini europee. *L'Italia Forestale e Montana*, 40, 213–219.
- Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., & Botkin, D. B. (2000). Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14(4), 941–950. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x>
- Lingua, E., Garbarino, M., Borgogno Mondino, E., & Motta, R. (2011). Natural disturbance dynamics in an old-growth forest: From tree to landscape. *Proceedia Environmental Sciences*, 7, 365–370. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.07.063>
- Lund, H. G. (2001). When is a forest not a forest? *Journal of Forestry*, 100, 21–28. <https://doi.org/10.1093/jof/100.8.21>
- Luyssaert, S., Schulze, E. D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., Ciais, P., & Grace, J. (2008). Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455(7210), 213–215. <https://doi.org/10.1038/nature07276>
- Manton, M., Petrokas, R., Kukcinavičius, Š., Šaudytė-Manton, S., Ruffner, C., & Angelstam, P. (2025). Coping with five mismatches between policy and practice in hemiboreal forest stands and landscapes. *Scientific Reports*, 15, 14352. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-96836-4>
- Marchetti, M., Sallustio, L., Ottaviano, M., Barbati, A., Corona, P., Tognetti, R., Zavattero, L., & Capotorti, G. (2012). Carbon sequestration by forests in the National Parks of Italy. *Plant Biosystems*, 146(4), 1001–1011. <https://dx.doi.org/10.1080/11263504.2012.738715>
- Marchetti, M., Tognetti, R., Lombardi, F., Chiavetta, U., Palumbo, G., Sellitto, M., Colombo, C., Iovieno, P., Alfani, A., Baldantoni, D., Barbati, A., Ferrari, B., Bonacquisti, S., Capotorti, G., Copiz, R., & Blasi, C. (2010). Ecological portrayal of old-growth forests and persistent woodlands in the Cilento and Vallo di Diano national park (southern Italy). *Plant Biosystems*, 144(1), 130–147. <https://doi.org/10.1080/11263500903560470>
- Martin, M., Morin, H., & Fenton, N. J. (2019). Secondary disturbances of low and moderate severity drive the dynamics of eastern Canadian boreal old-growth forests. *Annals of Forest Science*, 76, 108. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0891-2>
- Millar, C. I., & Woolfenden, W. B. (1999). The role of climate change in interpreting historical variability. *Ecological Applications*, 9(4), 1207–1216. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[1207:TROCCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[1207:TROCCI]2.0.CO;2)
- Mlinsek, D. (1967). Verjüngung und Entwicklung der Dickungen im Tannen-Buchen-Urwald “Rog” (Slowenien). *Proceedings, IUFRO World Congress, XIV/4*, 436–442.
- Moore, K. D. (2007). In the shadow of the cedars: The spiritual values of old-growth forests. *Conservation Biology*, 21(4), 1120–1123. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00669.x>
- Motta, R. (2008). Il ciclo del carbonio nelle foreste vetuste. *Forest@*, 5, 302–305. <http://www.sisef.it/forest@/> - <https://doi.org/10.3832/efor0558-005>
- Nagel, T. A., Rodríguez-Recio, M., Aakala, T., Angelstam, P., Avdagić, A., Borowski, Z., Bravo-Oviedo, A., Brazaitis, G., Campagnaro, T., Ciach, M., Curovic, M., Doerfler, I., Fotakis, D., Govedar, Z., Gregor, K., Gültekin, Y. S., Heilmann-Clausen, J., Hoffmann, J., Hofmeister, J., . . . Burrascano, S. (2025). Can triad forestry reconcile Europe’s biodiversity and forestry strategies? A critical evaluation of forest zoning. *Ambio*, 54, 632–641. <https://doi.org/10.1007/s13280-024-02116-2>
- Nocentini, S. (2010). Old-growth forests in Italy: Inputs for forest management and planning in areas with long-standing human impact. *L'Italia Forestale e Montana*, 65(5), 545–555. <https://doi.org/10.4129/IFM.2010.5.06>
- Nocentini, S. (2024). Nature and Forest management. *L'Italia Forestale e Montana*, 79(3), 99–133. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1137>
- Nocentini, S., Buttoud, G., Ciancio, O., & Corona, P. (2017). Managing forests in a changing world: The need for a systemic approach. A review. *Forest Systems*, 26(1), 1–15. <https://doi.org/10.5424/fs/2017261-09443>
- Nocentini, S., Ciancio, O., Portoghesi, L., & Corona, P. (2021). Historical roots and the evolving science of forest management under a systemic perspective. *Canadian Journal of Forest Research*, 51(2), 163–171. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0293>
- Noss, R. F. (2001). Beyond Kyoto: Forest Management in a Time of Rapid Climate Change. *Conservation Biology*, 15(3), 578–590. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015003578.x>
- Oettel, J., & Lapin, K. (2021). Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe. *Ecological*

- Indicators*, 122, 107275. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107275>
- Owen, R. J., Duinker, P. N., & Beckley, T. M. (2008). Capturing old-growth values for use in forest decision-making. *Environmental Management*, 43(2), 237–248. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9133-3>
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhard-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., ... Virtanen, R. (2010). Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology*, 24(1), 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- Panaïotis, C., Carcaillet, C., & M'Hamedi, M. (1997). Determination of the natural mortality age of an holm oak (*Quercus ilex* L.) stand in Corsica (Mediterranean Island). *Acta Oecologica*, 18(5), 519–530. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(97\)80038-0](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(97)80038-0)
- Parade, A. (1883). *Cours élémentaire de culture des bois* (6^a ed., pubblicata da A. Lorentz & L. Tassy). Octave Doin Editeur.
- Perry, D. A., Borchers, J. G., Turner, D. P., Gregory, S. V., Perry, C. R., Dixon, R. K., Hart, S. C., Kauffman, B., Neilson, R. P., & Sollins, P. (1991). Biological feedbacks to climate change: Terrestrial ecosystems as sinks and sources of carbon and nitrogen. *Northwest Environmental Journal*, 7, 203–232.
- Pesklevits, A., Duinker, P. N., & Bush, P. G. (2011). Old-growth Forests: Anatomy of a Wicked Problem. *Forests*, 2(1), 343–356. <https://doi.org/10.3390/f2010343>
- Pintarič, K. (1959). Urwald in Jugoslawien. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 110(4), 163–168.
- Piovesan, G., Alessandrini, A., Baliva, M., Chiti, T., D'Andrea, E., De Cinti, B., Di Filippo, A., Hermanin, L., Lauteri, M., Scarascia Mugnozza, G., Schirone, B., Ziaco, E., & Matteucci, G. (2010). Structural patterns, growth processes, carbon stocks in an Italian network of old-growth beech forests. *L'Italia Forestale e Montana*, 65(5), 557–590. <https://doi.org/10.4129/IFM.2010.5.07>
- Piovesan, G., Biondi, F., Baliva, M., Dinella, A., Di Fiore, L., Marchiano, V., Presutti Saba, E., De Vivo, G., Schettino, A., & Di Filippo, A. (2019). Tree growth patterns associated with extreme longevity: Implications for the ecology and conservation of primeval trees in Mediterranean mountains. *Anthropocene*, 26, 100199. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2019.100199>
- Piovesan, G., Di Filippo, A., Alessandrini, A., Biondi, F., & Schirone, B. (2005). Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth *Fagus* forest in the Apennines. *Journal of Vegetation Science*, 16, 13–28. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02334.x>
- Puettmann, K. J., Wilson, S. M., Baker, S. C., Donoso, P. J., Drössler, L., Amente, G., Harvey, B. D., Knoke, T., Lu, Y., Nocentini, S., Putz, F. E., Yoshida, T., & Bauhus, J. (2015). Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management - what limits global adoption? *Forest Ecosystems*, 2(8), 1–16. <https://doi.org/10.1186/s40663-015-0031-x>
- Regione Calabria. (2024). *Prescrizioni di Massima e di Polizia forestale*. <https://www.consiglioregionale.calabria.it/upload/istruttoria/Prescrizioni%20di%20massima%20e%20polizia%20forestale.pdf>
- Robin, V., Dreibrodt, S., & Talon, B. (2021). The Mediterranean Old-Growth Forests: Anomalies or Relicts? The Contribution of Soil Charcoal Analysis. *Forests*, 12(11), 1541. <https://doi.org/10.3390/f12111541>
- Rozas, V. (2003). Tree age estimates in *Fagus sylvatica* and *Quercus robur*: Testing previous and improved methods. *Plant Ecology*, 167(2), 193–212. <https://doi.org/10.1023/A:1023969822044>
- Rubner, K. (1920). Die waldbaulichen Folgerungen des Urwaldes. *Naturwissenschaftliche Zeitschrift für Forst- und Landwirtschaft*, 18, 201–214.
- Sabatini, F. M., Bluhm, H., Kun, Z., Aksenov, D., Atauri, J. A., Buchwald, E., Burrascano, S., Cateau, E., Diku, A., Duarte, I. M., Fernández López, Á. B., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Horváth, F., Keren, S., Kitenberga, M., Kiš, A., Kraut, A., Ibisch, P. L., ... Kuemmerle, T. (2021). European primary forest database v2.0. *Scientific Data*, 8(1), 220. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-00988-7>
- Sabatini, F. M., Burrascano, S., Keeton, W. S., Levers, C., Lindner, M., Pötzschner, F., Verkerk, P. J., Bauhus, J., Buchwald, E., Chaskovsky, O., Debaive, N., Horváth, F., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Marques Duarte, I., Meyer, P., Midteng, R., Mikac, S., ... Kuemmerle, T. (2018). Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 24(10), 1426–1439. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>

- Sabatini, F. M., Keeton, W. S., Lindner, M., Svoboda, M., Verkerk, P. J., Bauhus, J., Bruelheide, H., Burascano, S., Debaive, N., Duarte, I., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Mikoláš, M., Meyer, P., Motta, R., Mozgeris, G., Nunes, L., Ódor, P., ... Kuemmerle, T. (2020). Protection gaps and restoration opportunities for primary forests in Europe. *Diversity and Distributions*, 26(12), 1646–1662. <https://doi.org/10.1111/ddi.13158>
- Schulze, E. D., Lloyd, J., Kelliher, F. M., Wirth, C., Rebmann, C., Lühker, B., Mund, M., Knohl, A., Milyukova, I. M., Schulze, W., Ziegler, W., Varlagin, A. B., Sogachev, A. F., Valentini, R., Dore, S., Grigoriev, S., Kolle, O., Panfyorov, M. I., Tchebakova, N., & Vygodskaya, N. (1999). Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink - a synthesis. *Global Change Biology*, 5(6), 703–722. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1999.00266.x>
- Selvi, F., Cabrucci, M., Dadà, G., & Carrari, E. (2026). Investigating old-growth forests in Tuscany (Italy): Structural heterogeneity and plant diversity across forest types and novel candidate sites for the national network. *Land*, 15(4), 640. <https://doi.org/10.3390/land15040640>
- Spies, T. A. (2004). Ecological concepts and diversity of old-growth forests. *Journal of Forestry*, 102(3), 14–20. <https://doi.org/10.1093/jof/102.3.14>
- Spies, T. A., & Turner, M. G. (1999). Dynamic forest mosaics. In M. L. Hunter Jr. (A cura di), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems* (pp. 95–160). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511613029.006>
- Sprugel, D. G. (1991). Disturbance, equilibrium, and environmental variability: What is “natural” vegetation in a changing environment? *Biological Conservation*, 58(1), 1–18. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90041-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90041-7)
- Susmel, L. (1956). Leggi di variazione dei parametri della foresta disetanea normale. *L'Italia Forestale e Montana*, 11(3), 105–116.
- Susmel, L. (1980). *Normalizzazione delle foreste alpine. Basi ecosistemiche, equilibrio, modelli culturali, produttività*. Liviana Editrice.
- Thirgood, J. V. (1981). *Man and the Mediterranean forest. A history of resource depletion*. Academic Press.
- Nagel, T. A., Firm, D., Pisek, R., Mihelic, T., Hladnik, D., de Groot, M., & Rozenbergar, D. (2017). Evaluating the influence of integrative forest management on old-growth habitat structures in a temperate forest region. *Biological Conservation*, 216, 101–107. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.008>
- Wirth, C., Messier, C., Bergeron, Y., Frank, D., & Fankhänel, A. (2009). Old-growth forest definitions: A pragmatic view. In C. Wirth, G. Gleixner, & M. Heimann (A cura di), *Old-Growth Forests. Function, Fate and Value* (pp. 11–33). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-540-92706-8_2



Saving space for the long now: old-growth forests and ancient trees in the Anthropocene

Charles H. Cannon

Applied Research Center for Tropical Plant Conservation, Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Yunnan, China 666303. chuck.cannon@gmail.com

Abstract: Old-growth forests and ancient trees embody a profound temporal and spatial otherness that stands in stark contrast to the accelerated, unmoored rhythms of Anthropocene human societies. This paper bridges dendrological science, environmental philosophy, and conservation policy to argue that arboreal life constitutes an irreplaceable form of non-human being requiring deliberate, multi-scale protection. It first distinguishes between old-growth forest ecosystems that form complex collective networks perceived culturally as both sacred sanctuary and forbidding wilderness and solitary ancient heritage trees, widely venerated as individual touchstones of deep time embedded often within human landscapes. Drawing on recent physiological research, the paper introduces the framework of dendromorphism: the modular, adaptive, indeterminate growth pattern of trees that escapes programmed senescence, accumulates heritable somatic mutations, and sustains a youthful living envelope over ancient structural biomass. This unique biology produces organisms that integrate centuries of environmental experience within a single permanently rooted existence. Situating the argument within a 4,000-year cultural arc from the Epic of Gilgamesh to the Long Now Foundation, the paper concludes with three actionable conservation strategies: strict old-growth forest preservation, systematic stewardship of ancient heritage trees, and intentional landscape-wide recruitment of successor tree cohorts to sustain arboreal deep time into future millennia.

Key words: dendromorphism; forest conservation; deep time.

Citation: Cannon, C. H. (2026). Saving space for the long now: old-growth forests and ancient trees in the Anthropocene. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 40-49; <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1260>

Received: 14/04/2026 **Revised version:** 03/07/2026 **Published online:** 25/09/2026

The tree bears its thousand years as one large majestic moment.

Nobel laureate RABINDRANATH TAGORE, 1921

1. INTRODUCTION

In this article, I want to build upon the conference theme that states ancient trees and old-growth forests are “a treasure of life and

culture”. I am not alone among my scientific peers in wholeheartedly agreeing with this claim, so I am going to attempt to bridge the intellectual separation between existing forest and tree research and more cultural and hu-

manistic perspectives on solitary trees and magnificent old-growth forests. Few papers synthesize the shared “long now” temporal ontology with joint conservation and ecological imperatives. This paper constructs perspectives for protection of intact old-growth forests and isolated ancient trees, often embedded in human landscapes, by bridging dendrology, environmental philosophy, and conservation policy.

Old-growth forests and ancient trees appear in the human imagination as places that exist outside of time. They anchor our world to a past that extends far beyond the scope of our daily activities. In many ways, they are the antithesis of modern human life with its constant turnover and instant gratification. Trees endure, persist, fully inhabit and embody their environment, inherently faithful to place. They are patient without being passive. They shape their immediate surroundings through a deeply symbiotic and iterative process, creating ecological and evolutionary potentialities, gradually converting environmental challenges into unanticipated solutions. Additionally, forests often become increasingly stable and self-perpetuating with time with old-growth forests epitomizing sanctuaries of astonishing biodiversity and carbon capture (Luyssaert et al., 2008; Watson et al., 2018). Modern human societies, particularly in the Anthropocene, often have little commitment to place or often ignore the vernacular, indigenous local properties in pursuit of ideas envisioned and borrowed from another place or time. Humans impose, revise, envision new materials and functions. Our societies are volatile, increasingly chaotic and unpredictable, often going through rapid cycles of boom and bust, while space and time become irrelevant. As the impact of the Anthropocene expands and accelerates, we need to intentionally create and protect a space for old-growth forests and ancient trees. Recreating or recovering their

unique contribution to this world will be very difficult except for the simple passage of long periods of time (Piovesan et al., 2022).

A basic truth lies at the center of the perception that old-growth forests and ancient trees reside in “a land that time forgot” because their existence fundamentally relies upon the fact that humans have not disturbed them. Humans cannot fabricate or mine old-growth forests. The resurrection of extinct species, like the woolly mammoth, is increasingly probable given advancing technologies (Turner et al., 2025) but we cannot accelerate the passage of time to create an old-growth forest. Clear-cutting millennial old-growth forests erases irreplaceable ecological and evolutionary properties, analogous to destroying priceless primary cultural artifacts for trivial immediate utilitarian gain, e.g. crushing the Rosetta stone to make concrete.

A distinction can typically be made between old-growth forests and ancient trees. Old-growth forests are dark and intimidating places where people often choose not to go or live because the trees are so dominant that energy, light, water, the sustenance of life is suspended high overhead, embedded in wood, buried in vast living networks of mycelium and roots. In our stories and films, old-growth forests are often forbidden and foreboding places that legends and stories warn us to avoid. In great modern myths, like Tolkien’s *Lord of the Rings*, and countless ancient fairy tales, those unwise enough to venture into old-growth forests often meet great unimaginable dangers. These spaces can be as foreign to modern city-dwelling humans as the bottom of the sea, suffocating, claustrophobic, dangerous. We must recognize the tension between the enormous objective environmental value of these spaces with the common cultural perception.

Here, I first distinguish the ecological properties and cultural perceptions of old-growth

forests from individual ancient heritage trees across global biomes and then introduce the novel framework of “dendromorphism to unpack trees” unique non-anthropocentric temporal biology. The otherness of tree biology is contextualized within humanity’s ancient history of old-growth forest exploitation via *The Epic of Gilgamesh* and the counterbalance of the Long Now philosophy that extends far beyond modern human time frames. Finally, I outline two relatively simple and actionable global conservation strategies tailored to the Anthropocene.

2. OLD-GROWTH FORESTS: EMERGENT COLLECTIVE ECOSYSTEMS

While old-growth forests have been greatly reduced in the last couple of centuries (Lindenmayer et al., 2012), numerous amazing examples remain scattered across the globe’s major biogeographic regions: on the European continent the Białowieża Forest (Poland/Belarus) sustains the European bison and towering oaks and sprawling yews; the Caspian Hyrcanian Forest (Iran) spans a deep green arc of mixed broad-leaved species along the southern coast of the Caspian Sea; in east Asia, the Yakushima forests (Japan) are confined to a mountainous island dominated by cedar trees while the tropical forests of Indochina, shared by numerous countries, persist in a rapidly developing region; everwet tropical forests in Taman Negara (Malaysia) and the “Heart of Borneo” (Indonesia/Malaysia) are dominated by the dipterocarps, which reach their maximum diversity in Southeast Asia; the southern supercontinent of Gondwana has outstanding examples in Daintree Rainforest (Queensland, Australia) and Tarkine (Tasmania); while distinct elements of the African continent are preserved in Kakamega (Kenya) and Reunion

(Madagascar); with the Americas dominated by the vast rainforests of the tropical Amazon shared by numerous South American countries and the Tongass (USA) and Redwood National and State Park (Pacific Northwest, USA) protecting the massive trees of the temperate Pacific Northwest. Each one of these old-growth forests possesses their own unique set of properties and characteristics.

All human societies recognize old-growth forests as an extraordinary and inspiring realm but often with a starkly different presence: they are often seen either as a transcendent, sacred sanctuary of deep time and interconnected life, or an alien, forbidding wilderness that isolates humans from the security of ordered settlement. This contrast in perception depends entirely on relationship and experience. Indigenous communities that practice generational stewardship view old-growth with reverence while more urban cultures oriented toward extractive exploitation frame it as threatening or disposable. The modern world is accelerating the divergence between these viewpoints, particularly as local communities themselves become more endangered and integrated. Fortunately, in the past decade, a number of non-fiction books such as Susan Simard’s *Finding the Mother Tree* and Peter Wohlleben’s *The Hidden Life of Trees*, have generated a wide public appreciation of the value and wonder of old-growth forests.

3. ANCIENT TREES: SOLITARY CULTURAL TOUCHPOINTS FOR NATURE

Ancient trees, on the other hand, often stand alone, at least the trees that we distinguish as individuals and are drawn to as muse and mentor. They can be exposed by human activity, hewn from the original forest from which they grew, or frequently, planted as the

focal point during the founding of an early human settlement or sacred site (Taxel, 2023). These trees are venerated, photographed, decorated, worshipped, personified. We gather around them for community events. We linger beneath them for solace and perspective. They are ambassadors for nature's wisdom and grandeur and patience. Of course, certain trees, even when surrounded by old-growth forest, reach such a level of magnificence that we go on pilgrimages to see them. Their existence is so valuable and important that we hide their locations and even punish those who have the audacity to violate their solitude, like the redwoods of California and bristlecone pines of Utah. Their singular imposing nature provides a very different dimension of insight into the "long now" of tree existence, compared to forests.

Some ancient historical trees bridge cultural memory and ecological time. The Cedars of Lebanon (concentrated in the Kadisha Valley) embody ancient human narratives about longevity, sacredness, and loss. The Fortingall Yew is among Europe's most famous ancient yews, emblematic of resolute persistence and hardiness but their exact age remains shrouded in the mystery of "deep time". The Jōmon Sugi, an ancient Japanese cedar among the oldest and largest trees in the country, stands as a powerful symbol of Japan's natural heritage and conservation efforts. In the USA, General Sherman is a colossal giant sequoia located in Sequoia National Park, near Three Rivers, California. It is considered the largest known living single-stem tree on Earth by volume, symbolizing the extraordinary scale and longevity of the Sierra Nevada's sequoia forests. Gran Abuelo ("Great Grandfather"), also known as Alerce Milenario, is a monumental Patagonian cypress tree (*Fitzroya cupressoides*) in southern Chile's Alerce Costero National Park. Gran Abuelo stands within a remnant

of ancient Valdivian temperate rainforest, a globally rare ecosystem characterized by evergreen broadleaf trees and high rainfall. No list of significant ancient trees would be complete without including Methuselah, the single best manifestation of the long now, a bristlecone pine persisting for millennia in very harsh conditions and often reduced to small strips of living tissue. Many other ancient trees, both famed and anonymous, exist scattered across the landscape, often times inhabiting harsh and limited conditions, clinging to cliff faces or rocky ridges, their stunted growth rates actually one of the keys to their longevity (Larson et al., 1999; Mu et al., 2023).

Sadly, the Major Oak, central to stories of noble Robin Hood and his Merry Band in Sherwood Forest in the UK, appears to have finally succumbed to a number of challenging circumstances, including recent extraordinarily hot and dry summers, decades of trampling by tourists creating compressed soils, and changes in the water table due to nearby coal mining ("Robin Hood's World-Famous Major Oak Is Dead. Here's What Happened to the 1,200-Year-Old Tree" 2026). This passage of this iconic tree is a clear cautionary tale illustrating the loss of an irretrievable being due to the effects of the Anthropocene that existed at the intersection of culture and science.

Ancient trees embody divine knowledge and stand at the gates of heaven in human cultures. In the Abrahamic tradition, the tree of knowledge itself stood at the center of the Garden of Eden and the transgression of eating its fruit was the ultimate downfall of humanity. The Sidrat al-Muntaha in Islamic tradition is a large lote tree (*Ziziphus spina-christi*) that marks the utmost boundary in the seventh heaven, where the knowledge of the angels ends. The Buddhist path to enlightenment was discovered by Gotama beneath a fig tree, whose plasticity and ease of rejuvenation belies

the antiquity of any one stem. A sapling from the original Bodhi Tree was sent to Sri Lanka by Emperor Aśoka in 288 BCE, and planted at Anuradhapura, where it survives today as the Jaya Sri Maha Bodhi, regarded as the oldest living human-planted tree with a known date. Sacred groves and trees exist in many indigenous cultures, across religions around the world, where they serve many functions, including temporal bridges between the past and future, moral witnesses outlasting individual human perspectives, spatial exceptions set apart from everyday use where one is expected to acknowledge the profound, and living cosmologies where ancestral origins maintain a corporeal presence in the world.

As Nobel laureate Tagore expressed, the very essence of tree being requires the integration of countless, almost inconsequential events to obtain their full being and express the range of their emergent powers. In this article, I will explore how and why we should find a place in the modern world for this wholly un-anthropoc way of being.

4. DENDORMORPHISM: MUCH MORE THAN JUST A NON-HUMAN WAY OF EXISTENCE

An ancient tree embodies an intersection of time, both old and youthful, like no other being. With a modular body plan built up through the repetitive and adaptive addition of nodal growth units, each tree has the potential to become a wide range of mature forms, all depending upon the interplay between the current environmental conditions of soil, water, and sun and the past growth of the tree (Pasques & Munné-Bosch, 2023). As the tree ages, its tissue go through a relatively rapid transition, given its lifespan, from living to dead, with much of the senescing material dropping as fallen branches or sloughed off as

bark flakes while internally the wood incrementally reinforces the structural integrity of the tree. Wood dies once it obtains its mature form, performing the function of vascular tissue in a structural state for some years and supported by some living parenchyma threaded through its interstices until finally it often fills in with hardened material designed to resist rot and fungi, becoming simply wood. Many old trees actually begin to decay in their centers, encompassing the entire trajectory of life in one individual, from the emergence of fresh new leaves to the hollow core and cavities which provide refuge to many organisms (Lindenmayer & Laurance, 2017).

It is the constant renewal of tissue that is the hallmark and outstanding feature of tree growth that enables their ability to escape the “programmed senescence” suffered by most animals. Even if a tree is one thousand years old, almost all of the living tissue on the tree standing now is only a few years old at most. The cambium under the bark, leaving behind the porous structure of dead xylem through which water and nutrients are drawn up from the soil to the canopy and pushing out phloem which distributes sugars and hormones and complex metabolites, is undoubtedly youthful and adaptive, responding to the demand from above and below. The leaves, flower, and fruit emerge from meristematic tissue protected in buds to perform their specialized functions only briefly, for a growing season. *Imagine your own health, if your blood vessels were constantly replaced, your muscles and joints never older than a toddler’s!*

This distributed and indeterminate growth above and below ground allows selection to occur at the level of individual leaf buds and root caps and these somatic mutations and epigenetic imprinting can be inherited (Schmitt et al., 2024; Satake et al., 2024). If a branch is receiving plenty of sun and water,

its buds will emerge into thriving leaves, while lower branches with their leaves in the shade can be slowly self-pruned. Below ground, roots bathed in groundwater and nutrients and coated with beneficial mycorrhizae will proliferate and expand while those in dry rocky conditions will wither. Each deleterious somatic mutation that affects growth will be pruned at the bud level as the poorly performing leaves that emerge from it are outcompeted by healthy buds. Beneficial somatic mutations can be inherited, as each branch produces its own individual flowers and fruit. The tree cannot be understood as an “individual” but more as a colony of evolving and competing iterations of itself, each with the full potential to become a forest in its own right.

This distributed growth form also enables the ability to compartmentalize, isolate, and grow over and around any injury or disease that is encountered during the tree’s lifetime (Shigo, 1984). Unlike animals, trees do not repair injured tissue or organs, they simply grow new tissue. This makes sense as it follows from the standard growth plan of a tree. The compartmentalization of disease and infection also allows the tree to maintain its structural integrity while encapsulating the threat.

Senescence, or a decline in performance with age, can only be detected in about half of the trees examined in a large study (Qiu et al., 2021). Trees shift their growth strategy through their life, slowing their extension and addition of wood and height as they mature to focus more on reproduction, but overall little indication of any type of programmed death has been found in trees. Only a marginal decline in fitness was detected in the reproduction of bristlecone pines, given their several millennia of their lifespan (Lanner & Connor, 2001). It is worthwhile to emphasize again that only a small fraction of the biomass of an ancient tree is actually “alive”. Sap-

wood represents only a fraction of total stem volume in mature trees, declining relative to heartwood with age (Zimmermann & Brown, 1974). Second, within sapwood, only a subset of tissues contain living cells with ray and axial parenchyma together typically accounting for on the order of 10–30% of volume, depending on ring structure and growth conditions (Guilley et al., 2002). Third, even within this parenchyma pool, living protoplasts are not uniformly distributed and are lost abruptly during heartwood formation (Spicer & Holbrook, 2007). Combining these terms suggest that the fraction of the entire stem occupied by living cells is reduced to only a few percent. Even further, the metabolically living fraction of each cell (the protoplast) represents only a small proportion of total cell mass! This framing makes explicit that the immense biomass of old oaks is structurally dominated by dead cell walls, while physiological life is confined to a thin, spatially constrained, and dynamically maintained living envelope.

These aspects of individual tree growth also have profound implications for the population and community of trees in a forest. Because of the flexibility and adaptiveness of the mature form of each tree, given its immediate environment, and the lack of any programmed lifespan, the average lifespan of a tree in a population is not correlated with the maximum lifespan (Bialic-Murphy et al., 2024; Kobayashi & Akasaka, 2025). In contrast to most animals, where each life stage (juvenile and developing, mature and reproductive, old and declining) is tied rather strictly to a particular calendar year, the life stage of a tree depends on many factors. Increasing amounts of evidence, both empirical and theoretically, suggest that a small fraction of trees live for a substantially longer period of time than most trees (Cannon et al., 2022). So, while the vast majority of trees will live for only decades, a

small number of trees will live for centuries. These ancient trees, despite being only a very small percentage of the population, create a complex and deeply interwoven demographic structure in the population, affecting the evolutionary dynamics in ways that are poorly understood (Smith et al., 2025). Ecologically, these ancient trees provide an abundance of benefits to the overall ecological community, including the humans that live there.

5. TOWARDS A LONG NOW FOR THE ANTHROPOCENE

The Epic of Gilgamesh is the world's oldest piece of literature, written over 4000 years ago in Mesopotamia (Balogh, 2022). In this tale, the despotic king travels with his friend, Enkidu, to the Cedar Forest to kill the forest guardian, Humbaba, who was appointed by the gods to protect the forest. Ignoring Humbaba's pleas for clemency and appeals to their better nature about the value and beauty of the forests, they kill him and cut down the cedar trees, in particular the tallest to make a great cedar gate for the city of Nippur. They build a raft out of the cedar wood and float down the Euphrates to their city with the spoils, including Humbaba's head. They performed this deforestation of old-growth primarily to make themselves famous, despite dire warnings from the gods about floods and catastrophes. This ancient tale encapsulates the tension between the human perception that natural resources only become valuable when they are converted for our direct use, even if to simply glorify ourselves, and the tangible and intangible values that forests and their like possess above and beyond human utilization. It is a fitting way to mark the beginning of the end for the "long now" of tree being caused by the forces of the Anthropocene.

The Long Now Foundation was established and developed by Stewart Brand, who first created the Whole Earth Catalog that provided tools to ordinary people to live an ecological life in the modern world. The Long Now Foundation promotes viewing humanity's stewardship on a ten thousand year time scale, far beyond any existing time frame for accounting, from economics to ecology (Brand, 2009). An important effort of the foundation is the management of bristlecone pine forests on Mt. Washington in eastern Nevada (USA), including the incorporation of the famously variable growth rates of these pines into human perceptions of time. While these efforts seem rather philosophical and even far-fetched, they provide a powerful and inspiring counterpoint to the acquiescence of management policies to the immediacy of humanity's need for instant gratification. We must work with natural rhythms and patterns, allowing processes to occur at many different rates and scales.

The famous subtitle to the Whole Earth Catalog - "We are as gods and might as well get good at it" - recognizes the great responsibility that we have in the Anthropocene. In Mesopotamian times, humanity could be forgiven the need to prove their dominion over nature and the rather childish impulse to destroy ancient trees to appease their own pride, but in modern times, the broad and profound impact of our actions is very clear. Old-growth forests that once covered vast expanses are now degraded and fragmented, the global climate has warmed and set local weather off on unpredictable trajectories. We need to acknowledge our great power and refuse our animalistic instincts for dominion and consumption but instead go beyond those natural impulses and become like gods, become "super-natural", and have the grace and beneficence to preserve the natural legacy of the Earth so that

future generations, both human and non-human, may benefit from its beauty, resources, services, and power.

Ancient trees provide fundamental guidance to humanity's moral compass. If we lose them, if we cut down old-growth forests everywhere, we not only lose the substantial ecological and evolutionary benefits of these organisms, we become unmoored from the deep past, disconnected from anything that has witnessed the Earth for more than a century or two. We should strive in our acceptance of our terrible modern powers for transformation to learn from the sustainable world building processes evident and emergent in forests. Trees are a powerful role model for our institutions and forests a classic example of resilient and adaptable networks. We must find a way to make space for this dendromorphic means of existence in the world.

Three main strategies are simple and obvious:

1. the strict preservation and sustainable management of old-growth forests (Chiti & Piovesan, 2026). No reason exists, economic or ecologic, for humanity to harvest ancient trees in old-growth forests. Although some level of mitigation might be necessary, as the larger ecological processes are faltering and local weather is changing, simple and complete protection of old-growth forests should be a global mandate.
2. The recognition and monitoring of ancient heritage trees, particularly the stewardship of ancient trees outside of the forest and embedded in anthropogenic landscapes (Piovesan et al., 2022). Tell their stories, mitigate their decline, create legacies around their care. These trees are direct anchors of antiquity for local human communities.
3. The intentional recruitment of the next generation of ancient trees across the entire landscape, from cities to forests, restored or

native, should be incorporated into management plans (Lindenmayer & Laurance, 2017).

We preserve and collect precious artifacts of human history which serve no other purpose except reminding us of our past, inspiring awe and wonder, and teaching us about distant historical cultures. Similar investment and concern should be taken for these trees. The world is changing and the long now of ancient trees is being squeezed increasingly into the margins of the world, as described in 1957 by this passage from Italo Calvino's *The Baron in the Trees* (pg. 306): "Then, the vegetation has changed: no more the holm oaks, the elms, the oaks; now Africa, Australia, the Americas, the Indies extend branches and roots here. The ancient trees have retreated upward: on top of the hills the olives, and in the mountain woods pines and chestnuts; down on the coast it's an Australian red with eucalyptus, elephantine with ficus, enormous and solitary garden plants, and all the rest is palms, with their disheveled tufts, inhospitable desert trees." We should take the time to look down upon the world from among the tree tops as Cosimo does, the "baron in the trees" of the novel, and we will be moved towards a greater sense of community, patience, and wisdom.

REFERENCES

- Balogh, A. L. (2022). Mapping the path to ecological reparation: An ecopsychological reading of the Epic of Gilgamesh and its implications for the study of religion. *Journal of the American Academy of Religion*, 90(1), 86–120. <https://doi.org/10.1093/jaarel/lfac020>
- Bialic-Murphy, L., McElderry, R. M., Esquivel-Muelbert, A., van den Hoogen, J., Zuidema, P. A., Phillips, O. L., de Oliveira, E. A., Alvarez Loayza, P., Alvarez-Davila, E., Crowther, T. W., Alves, L. F., Maia, V. A., Vieira, S. A., Arantes da Silva, L. C., Araujo-Murakami, A., Arets, E., Astigarraga, J., Baccaro,

- F., Baker, T., ... Pugh T. A. M. (2024). The pace of life for forest trees. *Science*, 386(6717), 92–98.
- Brand, S. (2009). *Whole Earth discipline: An ecopragmatist manifesto*. Viking Adult Press.
- Cannon, C. H., Piovesan, G., & Munné-Bosch, S. (2022). Old and ancient trees are life history lottery winners and vital evolutionary resources for long-term adaptive capacity. *Nature Plants*, 8(2), 136–45. <https://doi.org/10.1038/s41477-021-01088-5>
- Chiti, E., & Piovesan, G. (2026). Who's afraid of strict protection? *Frontiers in Ecology and the Environment*, e70025. <https://doi.org/10.1002/fee.70025>
- Guilley, E., Mothe, F., & Nepveu, G. (2002). A procedure based on conditional probabilities to estimate proportions and densities of tissues from X-ray images of *Quercus petraea* samples. *IAWA Journal*, 23(3), 235–52. <https://doi.org/10.1163/22941932-90000301>
- Kobayashi, Y., & Akasaka, M. (2025). Tree species adapted to colder and drier climates have a reduced likelihood of reaching their potential maximum lifespan. *Nature Ecology & Evolution*.
- Lanner, R. M., & Connor, K. F. (2001). Does bristlecone pine senesce? *Experimental Gerontology*, 36(4–6), 675–85. [https://doi.org/10.1016/S0531-5565\(00\)00234-5](https://doi.org/10.1016/S0531-5565(00)00234-5)
- Larson, D. W., Matthes, U., Gerrath, J. A., Gerrath, J. M., Nekola, J. C., Walker, G. L., Porembski, S., Charlton, A., & Larson, N. W. K. (1999). Ancient stunted trees on cliffs. *Nature*, 398(6726), 382–383. <https://doi.org/10.1038/18800>
- Lindenmayer, D. B., & Laurance, W. F. (2017). The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 92(3), 1434–58. <https://doi.org/10.1111/brv.12290>
- Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F., & Franklin, J. F. (2012). Global decline in large old trees. *Science*, 338, 1305. <https://doi.org/10.1126/science.1231070>
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., Ciais, P., & Grace, J. (2008). Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455(7210), 213–15. <https://doi.org/10.1038/nature07276>
- Mu, Y., Lindenmayer, D., Zheng, S., Yang, Y., Wang, D., & Liu, J. (2023). Size-focused conservation may fail to protect the world's oldest trees. *Current Biology*, 33(21), 4641–4649.e3. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2023.09.046>
- Pasques, O., & Munné-Bosch, S. (2023). Physiological mechanisms underlying extreme longevity in mountain pine trees. *Plant Physiology*, 191(2), 974–85. <https://doi.org/10.1093/plphys/kiac540>
- Piovesan, G., Cannon, C. H., Liu, J., & Munné-Bosch, S. (2022). Ancient trees: Irreplaceable conservation resource for ecosystem restoration. *Trends in Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.09.003>
- Qiu, T., Aravena, M.-C., Andrus, R., Ascoli, D., Bergeron, Y., Berretti, R., Bogdziewicz, M., Boivin, T., Bonal, R., Caignard, T., Calama, R., Camarero, J. J., Clark, C. J., Courbaud, B., Delzon, S., Donoso Calderón, S., Farfan-Rios, W., Gehring, C. A., Gilbert, G. S., ... Clark, J. S. (2021). Is there tree senescence? The fecundity evidence. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(34). <https://doi.org/10.1073/pnas.2106130118>
- Robin Hood's world-famous Major Oak is dead. Here's what happened to the 1,200-year-old tree. (2026, June 18). *Countryfile.com*. <https://www.countryfile.com/wildlife/trees-plants/robin-hood-world-famous-major-oak-is-dead>
- Satake, A., Imai, R., Fujino, T., Tomimoto, S., Ohta, K., Na'iem, M., Indrioko, S., Widiyatno, W., Purnomo, S., Molla Morales, A., Nizhynska, V., Tani, N., Suyama, Y., Sasaki, E., & Kasahara, M. (2024). Somatic mutation rates scale with time not growth rate in long-lived tropical trees. *eLife*, 12. <https://doi.org/10.7554/eLife.88456>
- Schmitt, S., Heuret, P., Troispoux, V., Beraud, M., Cazal, J., Chancerel, É., Cravero, C., Guichoux, E., Lepais, O., Loureiro, J., Marande, W., Martin-Ducup, O., Vincent, G., Chave, J., Plomion, C., Leroy, T., Heuertz, M., & Tysklind, N. (2024). Low-frequency somatic mutations are heritable in tropical trees *Dicorynia guianensis* and *Sextonia rubra*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 121(10), e2313312121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2313312121>
- Shigo, A. L. (1984). *A new tree biology: A treatise on the life and death of trees and wood*. Shigo and Trees Associates.
- Smith, S. A., Pease, B., Carruthers, T., Bradburd, G. S., Huegele, I. B., Stull, G. W., Weaver, W. N., Yang, Y., Yi, T.-S., & Beaulieu, J. M. (2025). Longevity in plants impacts phylogenetic and population dynamics. *The New Phytologist*. <https://doi.org/10.1111/nph.70654>
- Spicer, R., & Holbrook, N. M. (2007). Parenchyma cell respiration and survival in secondary xylem:

- Does metabolic activity decline with cell age? *Plant, Cell & Environment*, 30(8), 934–43. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01677.x>
- Taxel, I. (2023). Towards an integration of historical trees into the Mediterranean archaeological record: Case studies from Central Israel. *Environmental Archaeology*, 28(2), 86–109. <https://doi.org/10.1080/14614103.2021.1877512>
- Turner, S. D., Keyte, A., Pask, A., & Shapiro, B. (2025). De-extinction technology and its application to conservation. *The Journal of Heredity*. <https://doi.org/10.1093/jhered/esaf069>
- 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., . . . Lindenmayer, D. (2018). The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 2(4), 599–610. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>
- Zimmermann, M. H., & Brown, C. L. (1974). *Trees: Structure and function* (1st ed.). Springer.



One Health, Forest Ecosystems and Human Health

One Health, ecosistemi forestali e salute umana

Francesco Dentali ^{(a)(*)} - Dario Manfellotto ^(a) - Maria Gabriella Coppola ^(a)

^(a) FADOI, Società scientifica di medicina interna; via Rodolfo Lanciani, 62 - 00162 Roma, Italia.

^(*) Corresponding Author; francesco.dentali@asst-settelaghi.it

1. INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni, il concetto di salute ha progressivamente superato una visione esclusivamente biomedica per abbracciare una prospettiva sistemica, in cui fattori ambientali, sociali ed economici giocano un ruolo determinante. L'approccio *One Health* si inserisce in questo paradigma, riconoscendo che la salute dell'uomo è profondamente interconnessa con quella degli animali e con l'integrità degli ecosistemi naturali. Come sottolineato da autorevoli contributi scientifici, non esistono barriere scientifiche tra medicina umana e medicina veterinaria, e l'esperienza di ciascuna disciplina deve essere messa a servizio dello sviluppo dell'altra (Winkler et al., 2025).

L'attuale scenario globale è caratterizzato da sfide sanitarie complesse, tra cui l'emergere di nuove malattie infettive, l'aumento della resistenza antimicrobica, l'incremento delle patologie croniche e il peggioramento della salute mentale. Tali fenomeni sono strettamente legati ai processi di degradazione ambientale, alla perdita di biodiversità, all'inquinamento e

al cambiamento climatico. In questo contesto, la tutela degli ecosistemi forestali e del verde urbano assume un valore strategico non solo ambientale, ma anche sanitario.

Questo contributo si propone di analizzare il valore dell'approccio *One Health* alla tutela della salute umana, con particolare riferimento al ruolo degli alberi, delle foreste e degli spazi verdi in ambito sanitario, illustrando inoltre un'esperienza applicativa rappresentata dal progetto *Un albero per la salute*.

2. "ONE HEALTH" E DETERMINANTI AMBIENTALI DELLA SALUTE

L'approccio *One Health* si fonda sul riconoscimento dell'interdipendenza tra sistemi naturali e salute umana. Numerose evidenze scientifiche dimostrano come l'alterazione degli ecosistemi favorisca l'insorgenza e la diffusione di patologie infettive, in particolare quelle a potenziale zoonotico. La distruzione degli habitat naturali e la frammentazione degli ecosistemi aumentano il contatto tra uomo,

fauna selvatica e animali domestici, facilitando il salto di specie dei patogeni.

Parallelamente, l'inquinamento atmosferico e il cambiamento climatico contribuiscono in modo significativo al carico globale di malattia, influenzando la prevalenza di patologie cardiovascolari, respiratorie e metaboliche. La resistenza antimicrobica rappresenta un'ulteriore emergenza sanitaria globale, strettamente connessa all'uso inappropriato degli antibiotici in ambito umano, veterinario e agricolo, nonché alla contaminazione ambientale (Naghavi et al., 2024; World Health Organization, 2024).

In tale contesto, l'ambiente non può più essere considerato un semplice sfondo delle dinamiche sanitarie, ma un vero e proprio determinante di salute (OECD, 2025). La protezione e il ripristino degli ecosistemi naturali diventano quindi strumenti fondamentali di prevenzione primaria.

3. ECOSISTEMI FORESTALI, ALBERI E SALUTE UMANA

Gli ecosistemi forestali svolgono un ruolo chiave nel mantenimento degli equilibri ecologici e nel supporto alla salute umana. Le foreste contribuiscono alla regolazione del clima, alla riduzione dell'anidride carbonica dall'atmosfera, alla conservazione della biodiversità e alla protezione del suolo e delle risorse idriche. Oltre a questi servizi ecosistemici, numerosi studi evidenziano benefici diretti e indiretti degli alberi sulla salute umana.

La presenza di verde è associata a un miglioramento della qualità dell'aria, grazie alla riduzione degli inquinanti atmosferici e delle isole di calore urbane. Gli spazi verdi favoriscono inoltre l'attività fisica, riducono lo stress, migliorano la salute mentale e contribuiscono al benessere psicologico (Nguyen et al., 2023). Tali benefici risultano particolarmente relevan-

ti nei contesti urbani e periurbani, dove la popolazione è maggiormente esposta a fattori di rischio ambientali.

In ambito sanitario, il verde assume un ruolo crescente come elemento di supporto ai percorsi di cura. La presenza di alberi e giardini in prossimità delle strutture ospedaliere è associata a una riduzione dello stress nei pazienti e nel personale sanitario, a un miglioramento della percezione della qualità delle cure e, in alcuni casi, a esiti clinici più favorevoli.

4. OSPEDALI E SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE: VERSO UNA SANITÀ "ONE HEALTH"

Le strutture sanitarie sono gli elementi portanti e fondamentali, ma sono al contempo caratterizzate da un impatto ambientale significativo in termini di consumo energetico, produzione di rifiuti ed emissioni. L'integrazione dei principi *One Health* nella gestione ospedaliera offre l'opportunità di ripensare il ruolo degli ospedali come attori attivi nella promozione della salute ambientale e territoriale. In questa prospettiva, il verde ospedaliero e le iniziative di forestazione assumono un valore simbolico e operativo. Gli alberi diventano elementi di connessione tra salute, ambiente e comunità, contribuendo a diffondere una cultura della sostenibilità e della prevenzione. La promozione di ambienti di cura più verdi e salubri si inserisce inoltre nelle strategie di contrasto al burnout degli operatori sanitari, fenomeno sempre più diffuso e riconosciuto come problema di sanità pubblica.

5. IL PROGETTO "UN ALBERO PER LA SALUTE": DESCRIZIONE ED ESPERIENZA

Il progetto *Un albero per la salute*, basato sulla collaborazione fra il Raggruppamen-

to Carabinieri Biodiversità e la FADOI, Società Scientifica di Medicina Interna, nasce nel 2023 con l'obiettivo di tradurre i principi dell'approccio *One Health* in azioni concrete, coinvolgendo le strutture ospedaliere italiane in iniziative di sensibilizzazione ambientale, con la piantumazione di giovani alberi in numerosi ospedali italiani. Il progetto si inserisce in un percorso più ampio di promozione della sostenibilità in ambito sanitario e di rafforzamento del legame tra ospedali e territorio.

L'edizione 2023 e quella 2024 hanno coinvolto oltre 60 ospedali distribuiti su tutto il territorio nazionale, mentre con l'edizione 2025 si è arrivati a 100 strutture ospedaliere, appartenenti a diverse regioni italiane. Le iniziative hanno previsto momenti di sensibilizzazione rivolti a operatori sanitari e cittadini, con l'obiettivo di promuovere la consapevolezza del ruolo degli alberi e degli ecosistemi naturali nella tutela della salute.

Il progetto si caratterizza per un forte valore simbolico: la piantumazione di un albero diventa un gesto concreto che rappresenta l'impegno del sistema sanitario verso la salute del pianeta e delle future generazioni. Al tempo stesso, l'iniziativa contribuisce a rafforzare il senso di appartenenza e di responsabilità condivisa all'interno delle comunità ospedaliere.

6. DISCUSSIONE

L'esperienza del progetto *Un albero per la salute* evidenzia come l'approccio *One Health* possa essere applicato efficacemente anche al di fuori dei contesti accademici, attraverso iniziative capaci di coinvolgere attivamente gli operatori sanitari, i cittadini e i Carabinieri. La forestazione, reale o simbolica, rappresenta uno strumento potente di comunicazione e di educazione alla salute, in grado di rendere tangibile il legame tra ambiente e benessere umano.

In un'epoca caratterizzata da crisi ambientali e sanitarie interconnesse, risulta sempre più evidente la necessità di superare approcci settoriali e frammentati. L'integrazione tra politiche sanitarie, ambientali e forestali può contribuire a costruire sistemi di salute più resilienti, equi e sostenibili. Gli ospedali, in quanto istituzioni di riferimento per la salute pubblica, possono svolgere un ruolo guida in questo processo.

7. CONCLUSIONI

La tutela della salute umana non può prescindere dalla protezione degli ecosistemi naturali. L'approccio *One Health* offre un quadro concettuale solido per comprendere e affrontare le sfide sanitarie contemporanee, valorizzando il ruolo degli alberi, delle foreste e del verde urbano come determinanti fondamentali di salute. L'esperienza del progetto *Un albero per la salute* dimostra come sia possibile tradurre tali principi in azioni concrete, promuovendo una visione integrata e sostenibile della sanità. Investire nella tutela degli ecosistemi forestali significa investire nella salute presente e futura delle popolazioni.

BIBLIOGRAFIA

- Naghavi, M., Vollset, S. E., Ikuta, K. S., Swetschinski, L. R., Gray, A. P., Wool, E. E., Robles Aguilar, G., Mestrovic, T., Smith, G., Han, C., Hsu, R. L., Chalek, J., Araki, D. T., Chung, E., Raggi, C., Hayoon, A. G., Weaver, N. D., Lindstedt, P. A., Smith, A. E., . . . Mendes, J. A. (2024). Global burden of bacterial antimicrobial resistance 1990–2021: A systematic analysis with forecasts to 2050. *The Lancet*, 404(10459), 1199–1226. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(24\)01867-1](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(24)01867-1)
- Nguyen, P.-Y., Astell-Burt, T., Rahimi-Ardabili, H., & Feng, X. (2023). Effect of nature prescriptions on cardiometabolic and mental health, and physical

- activity: A systematic review. *The Lancet Planetary Health*, 7(4), e313–e328. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(23\)00025-6](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(23)00025-6)
- Winkler, A. S., Brux, C. M., Carabin, H., das Neves, C. G., Häsler, B., Zinsstag, J., Fèvre, E. M., Okello, A., Laing, G., Harrison, W. E., Pöntinen, A. K., Huber, A., Ruckert, A., Natterson-Horowitz, B., Abela, B., Aenishaenslin, C., Heymann, D. L., Rødland, E. K., Berthe, F. C. J., . . . Amuasi, J. H. (2025). The Lancet One Health Commission: Harnessing our interconnectedness for equitable, sustainable, and healthy socioecological systems. *The Lancet*, 406(10502), 501-570. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(25\)00627-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(25)00627-0)
- World Health Organization. (2024). *WHO bacterial priority pathogens list, 2024*. World Health Organization.
- OECD. (2025). *Health at a Glance 2025: OECD Indicators*. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/8f9e3f98-en>



Lichen biodiversity in old-growth forests and on veteran trees: an overview with a focus on Italian forests

Juri Nascimbene

BIOME Lab, Department of Biological, Geological and Environmental Sciences, Alma Mater Studiorum, University of Bologna; via Irnerio 42, 40126 Bologna, Italy. juri.nascimbene@unibo.it

Abstract: Lichens contribute significantly to forest biodiversity, both in terms of the number of species and their ecological roles that affect ecosystem functioning. Several species are threatened with extinction due to their sensitivity to both atmospheric factors and forest management. Solid scientific evidence indicates that forest management intensity strongly influences lichen patterns, suggesting a gradient of greater suitability from industrially managed forests to old-growth forests left to evolve according to natural dynamics. The invaluable role of old-growth forests for lichen diversity is increasingly recognized and parallels with that of veteran trees that are considered keystone for maximizing lichen diversity. Some lichen species consistently indicate the trees and forest stands of greatest interest for conservation. In temperate forests of Italy, *Lobaria pulmonaria* seems to have a good predictive potential for detecting remnants of old-growth forests and for prioritizing forest sites for conservation. This aspect, combined with its easy detectability in the field even by non-lichenologists, makes this species an excellent and promising indicator with practical applications in forest inventories. Old-growth forests are irreplaceable reservoirs of biodiversity, enabling the long-term conservation of currently threatened and extremely rare species. In this perspective, the strict conservation of these lichen hotspots should be mandatory.

Key words: lichen biota; *Lobaria pulmonaria*; old-growth forests; veteran trees.

Citation: Nascimbene, J. (2026). Lichen biodiversity in old-growth forests and on veteran trees: an overview with a focus on Italian forests. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 54–60; <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1248>

Received: 24/03/2026 **Revised version:** 14/05/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. LICHENS: A COMPLEX SYMBIOSIS

Lichens are biotic systems resulting from symbiotic relationships between fungi (mainly Ascomycetes) and photosynthetic organisms (e.g. unicellular green algae and/or cyanobacteria) (Pichler et al., 2023). However, recent research indicates that lichens can be

interpreted as complex interaction networks involving many different organisms, including additional fungi, bacteria and viruses (Grimm et al., 2021). The compositional configuration of the network may vary depending on environmental conditions (Bogale et al., 2024). In other words, lichens may be also compared to self-sustaining microecosystems (Hawksworth

& Grube, 2020). However, the debate on the definition of a lichen is still open and future research will refine our interpretations (e.g. Sanders, 2024).

The lichenized life style of fungi independently evolved and was lost several times along their evolutionary history, thus lichens represent different lineages in the phylogeny of Ascomycetes (Lutzoni et al., 2001). Definitely, they are not a monophyletic group even though most of their diversity is included in the clade of Lecanoromycetes (Lücking et al., 2017).

The first fossils date back to the Devonian period (Honegger et al., 2013) and recent research based on the re-evaluation of the fossil *Spongiophyton* indicates that they played a major role in the colonization of terrestrial environments during the Devonian (Becker-Kerber et al., 2025). While the first clearly stratified chlorolichen dates back to the lower Cretaceous (Matsunaga et al., 2013), several fossils of forest lichens in the genus *Usnea* are included in Paleogene ambers (Kaasalainen et al., 2020). Most of the lichen biodiversity currently known globally originated after the last mass extinction, about 65 Ma, at the border between the Cretaceous period (end of the Mesozoic era) and Paleogene (Nelsen et al., 2020). The highest speciation rate seems to be related to macrolichens (i.e. foliose and fruticose lichens) and this is for example reflected in the extraordinary diversity in the families of Parmeliaceae and Cladoniaceae (Huang et al., 2019).

2. LICHENS IN FOREST ECOSYSTEMS

Overall, about 20,000 lichens are known at the global level (Lücking et al., 2017), even if similarly to fungi in general, this number likely provides a strong underestimate of their diversity. In Italy, which is one of the lichenologically best known country in the world,

about 3,000 species are known to occur, with new species added every year to the checklist (Martellos et al., 2023). Among these, about 900 are epiphytes, thus potentially colonizing trees in forest ecosystems.

Lichens contribute significantly to forest biodiversity, both considering the number of species and their ecological roles that impact ecosystem functioning and multiple ecosystem services (Ellis et al., 2021; Porada et al., 2023). Along with other epiphytes, such as bryophytes, lichens contribute significantly to the nitrogen cycle, since species with cyanobacteria are capable of fixing atmospheric nitrogen. They also participate significantly in the carbon and water cycles. Finally, they are key players in multiple food webs and provide habitats for numerous small invertebrates, thus sustaining forest biodiversity (Ellis et al., 2021).

Definitely, several species are threatened with extinction due to their sensitivity to environmental factors, such as air pollution and climate change, and forest management (Hauck et al., 2013). These drivers often act interactively, and while this can exacerbate negative impacts, appropriate management can also represent an opportunity to mitigate the effects of global change, whose trends depend on large-scale dynamics. Unfortunately, for reasons that go beyond a strictly scientific approach, lichens are not adequately protected at the European level by the Habitats Directive. In this context, it is therefore crucial to act promptly through parallel channels, starting especially with protected areas, to avoid significant species losses in a relatively short timeframe. Specifically, the challenge of conserving lichen biodiversity in forests lies in their explicit inclusion in management objectives, aiming, on the one hand, to protect the currently known hotspot of lichen diversity and rare species and, on the other, to improve

habitat conditions that can favor the spread of species for their long-term conservation.

Solid scientific evidence, resulting from studies over thirty years, indicates that forest management intensity strongly influences lichen patterns, suggesting a gradient of greater suitability from industrially managed forests to old-growth forests left to evolve according to natural dynamics (Nascimbene et al., 2013a; Vicol & Sahlean, 2023). The invaluable role of old-growth forests for lichen diversity is increasingly recognized and parallels with that of veteran trees that are considered a keystone for maximizing lichen diversity (Fritz et al., 2009; Lie et al., 2009; Marmor et al., 2011; Zemanová et al., 2017). In fact, on veteran trees many species accumulate over time, including many lichens of conservation interest that for example are extremely rare in Italy, precisely because of the rarity of this type of microhabitat (Nascimbene et al., 2009). Due to the combined effect of the temporal stability of the substrate (which therefore increases the probability of colonization), the larger available surface area (the number of species depends on the available area), and the microenvironmental conditions related to both the characteristics of the bark (heterogeneity with cracks, holes, etc.) and the canopy, old trees can be thought of as biodiversity lifeboats providing valuable refugia to several threatened species that may potentially disperse into the surrounding forests.

Moreover, results of a recent study (Nascimbene et al., 2025) reveal a further, previously undocumented, effect of veteran trees on lichen biodiversity: they are not only “accumulators of species”, but also seem able to mitigate the rate of compositional change in lichen communities over time. The results of this study, based on the resampling of approximately 100 trees at five sites, 15 years after the initial sampling, highlight greater compositional changes in lichen communities on

young trees than on old trees. This aspect is particularly relevant in the current scenario characterized by global changes that are causing rapid shifts in the distribution of many species, which is reflected in changes in community composition. This for example applies to those lichens commonly referred to as “beard lichens” (filamentous lichens of the genera *Usnea*, *Bryoria*, *Evernia*, and *Alectoria*), which are declining across Europe (Esseen et al., 2022; Ellis et al., 2025).

Finally, old growth forests usually host large amount of different types of deadwood in different decomposition stages. Similarly to many forest organisms, deadwood is robustly documented to be a unique microhabitat for many specialized lichens (Spribille et al., 2008; Nascimbene et al., 2013b; Nirhamo et al., 2026). Probably, snags are the most important deadwood type for lichens (e.g. Nascimbene et al., 2008a), even if both stumps and logs host peculiar species, thus contributing to maximize the diversity of the forest lichen biota. Recent research indicates that conservation of deadwood-dwelling lichens should not only be related to the release of deadwood in managed forests, but should maintain adequate habitat conditions in the surrounding landscape (Hämäläinen et al., 2023).

3. INDICATOR SPECIES

Some lichen species consistently indicate the trees and forest stands of greatest interest for conservation. This is the case of the charismatic lung lichen, *Lobaria pulmonaria*, universally recognized as an indicator of forest conservation interest (Ravera et al., 2023), especially in sub-optimal climatic regions where its occurrence and abundance is mainly related to forest structure, rather than to macro-climatic conditions. While in the past this

species was relatively common across European forests, currently it is locally extinct or threatened in many countries, being included on the red-lists. Its decline reflects both the increasing atmospheric pollution and the intensification of forest management that reduced forest continuity, availability of veteran trees, and forest heterogeneity (Ravera et al., 2023).

While Italy (especially southern Italy) is among the main European centers of genetic diversity of this species (Widmer et al., 2012), recent research indicates its sensitivity to climate change whose effects may negatively interact with management intensity, thus exacerbating its potential decline across Italian forests (Nascimbene et al., 2016). Interestingly, climate change may even indirectly affect the species in the future, causing a distributional mismatch between the lichen and its preferred host tree species (Nascimbene et al., 2020).

In temperate forests of Italy, *Lobaria pulmonaria* seems to have a good predictive potential for detecting remnants of old-growth forests and for prioritizing forest sites for conservation, since its occurrence and abundance are indicative of the occurrence of several overlooked and threatened species (Nascimbene et al., 2010). This aspect, combined with its easy detectability in the field even by non-lichenologists, makes this species an excellent and promising indicator with practical applications in forest inventories.

Besides the potential of the flagship species *Lobaria pulmonaria* for temperate forests, in subalpine forests of the Alps, additional indicator species or lichen guilds may be effectively used. This is for example the case of the wolf lichen *Letharia vulpina* that is typically related to *Larix decidua* forests at the tree-line, under continental climate. Despite the fact that several cryptic species were recently documented in the Alps (Ament-Velásquez et al., 2021) the

abundance of this easily detectable lichen was demonstrated to be positively related with tree age (Nascimbene et al., 2008b), thus representing a good indicator of forest conservation value for lichens.

Despite the impossibility of working in detail on the species, due to objective taxonomic difficulties that would not allow a non-specialist approach, the group of hair lichens is also very promising as an indicator in the coniferous forests of the Alps (Nascimbene et al., 2019). In particular, these lichens are demonstrated to be sensitive to climate and pollution, thus being excellent candidates to monitor the effects of global change on tree-line forests.

4. CONSERVATION

For the lichen biota, old-growth forests are irreplaceable reservoirs of biodiversity, enabling the long-term conservation of currently threatened and extremely rare species. In this perspective, the strict conservation of these lichen hotspots should be mandatory. However, since forests managed for timber production dominate the forest landscape of Europe, including Italy, it is necessary to rapidly develop management guidelines that address the protection of this sensitive and threatened component of biodiversity. This should especially apply to forest areas where biodiversity conservation is explicitly included among the management objectives, such as in protected areas and, in general, in the Natura 2000 network.

REFERENCES

- Ament-Velásquez, S. L., Tuovinen, V., Bergström, L., Spribille, T., Vanderpool, D., Nascimbene, J., Yamamoto, Y., Thor, G., & Johannesson, H. (2021). The plot thickens: Haploid and triploid-like thalli, hybridization, and biased mating type ratios

- in *Letharia*. *Frontiers in Fungal Biology*, 2, 656386. <https://doi.org/10.3389/ffunb.2021.656386>
- Becker-Kerber, B., Brocks, J. J., Archilha, N. L., Rodella, C. B., Petkov, V., deAzevedo, E. R., Pimentel, T., Garcia, R., Petts, D., Czas, J., Ardakani, O. H., Chappaz, A., Albuquerque, Á., Ortega-Hernández, J., Lerosey-Aubril, R., Kipp, M. A., Johnson, B., Thoury, M., Oliveira, C. M. A., . . . Basei, M. A. S. (2025). The rise of lichens during the colonization of terrestrial environments. *Science Advances*, 11(44), eadw7879. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adw7879>
- Bogale, A. T., Braun, M., Bernhardt, J., Zühlke, D., Schiefelbein, U., Bog, M., Scheidegger, C., Zengerer, V., Becher, D., Grube, M., Riedel, K., & Bengtsson, M. M. (2024). The microbiome of the lichen *Lobaria pulmonaria* varies according to climate on a subcontinental scale. *Environmental Microbiology Reports*, 16(3), e13289. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.13289>
- Ellis, C. J., Asplund, J., Benesperi, R., Branquinho, C., Di Nuzzo, L., Hurtado, P., Martínez, I., Matos, P., Nascimbene, J., Pinho, P., Prieto, M., Rocha, B., Rodríguez-Arribas, C., Thüs, H., & Giordani, P. (2021). Functional traits in lichen ecology: A review of challenge and opportunity. *Microorganisms*, 9(4), 766. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9040766>
- Ellis, C. J., Tomlinson, S., Carnell, E. J., Coppins, B. J., & Sutton, M. A. (2025). Temporal dynamics hidden within species baselines - multifaceted decline of a lichen bioindicator (*Bryoria fuscescens*). *The Lichenologist*, 57(1), 43–51. <https://doi.org/10.1017/S0024282924000410>
- Esseen, P.-A., Ekström, M., Grafström, A., Jonsson, B. G., Palmqvist, K., Westerlund, B., & Ståhl, G. (2022). Multiple drivers of large-scale lichen decline in boreal forest canopies. *Global Change Biology*, 28(10), 3293–3309. <https://doi.org/10.1111/gcb.16128>
- Fritz, Ö., Niklasson, M., & Churski, M. (2009). Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests. *Applied Vegetation Science*, 12(1), 93–106. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01007.x>
- Grimm, M., Grube, M., Schiefelbein, U., Zühlke, D., Bernhardt, J., & Riedel, K. (2021). The lichens' microbiota, still a mystery? *Frontiers in Microbiology*, 12, 623839. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.623839>
- Hämäläinen, A., Fahrig, L., Strengbom, J., & Ranius, T. (2023). Effective management for deadwood-dependent lichen diversity requires landscape-scale habitat protection. *Journal of Applied Ecology*, 60(8), 1597–1606. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14429>
- Hauck, M., de Bruyn, U., & Leuschner, C. (2013). Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. *Biological Conservation*, 157, 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.015>
- Hawksworth, D. L., & Grube, M. (2020). Lichens redefined as complex ecosystems. *New Phytologist*, 227(5), 1281–1283. <https://doi.org/10.1111/nph.16630>
- Honegger, R., Edwards, D., & Axe, L. (2013). The earliest records of internally stratified cyanobacterial and algal lichens from the Lower Devonian of the Welsh Borderland. *New Phytologist*, 197(1), 264–275. <https://doi.org/10.1111/nph.12009>
- Huang, J.-P., Kraichak, E., Leavitt, S. D., Nelsen, M. P., & Lumbsch, H. T. (2019). Accelerated diversifications in three diverse families of morphologically complex lichen-forming fungi link to major historical events. *Scientific Reports*, 9(1), 8518. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44881-1>
- Kaasalainen, U., Rikkinen, J., & Schmidt, A. R. (2020). Fossil *Usnea* and similar fruticose lichens from Palaeogene amber. *The Lichenologist*, 52(4), 319–324. <https://doi.org/10.1017/S0024282920000286>
- Lie, M. H., Arup, U., Grytnes, J.-A., & Ohlson, M. (2009). The importance of host tree age, size and growth rate as determinants of epiphytic lichen diversity in boreal spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, 18(13), 3579–3596. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9661-z>
- Lücking, R., Hodkinson, B. P., & Leavitt, S. D. (2017). The 2016 classification of lichenized fungi in the Ascomycota and Basidiomycota – Approaching one thousand genera. *The Bryologist*, 119(4), 361–416. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-119.4.361>
- Lutzoni, F., Pagel, M., & Reeb, V. (2001). Major fungal lineages are derived from lichen symbiotic ancestors. *Nature*, 411(6840), 937–940. <https://doi.org/10.1038/35082053>
- Marmor, L., Törra, T., Saag, L., & Randlane, T. (2011). Effects of forest continuity and tree age on epiphytic lichen biota in coniferous forests in Estonia. *Ecological Indicators*, 11(5), 1270–1276. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.009>
- Martellos, S., Conti, M., & Nimis, P. L. (2023).

- Aggregation of Italian Lichen Data in ITAL-IC 7.0. *Journal of Fungi*, 9(5), 556. <https://doi.org/10.3390/jof9050556>
- Matsunaga, K. K. S., Stockey, R. A., & Tomescu, A. M. F. (2013). *Honeggeriella complexa* gen. et sp. nov., a heteromorous lichen from the Lower Cretaceous of Vancouver Island (British Columbia, Canada). *American Journal of Botany*, 100(2), 450–459. <https://doi.org/10.3732/ajb.1200470>
- Nascimbene, J., Benesperi, R., Casazza, G., Chiarucci, A., & Giordani, P. (2020). Range shifts of native and invasive trees exacerbate the impact of climate change on epiphyte distribution: The case of lung lichen and black locust in Italy. *Science of The Total Environment*, 735, 139537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139537>
- Nascimbene, J., Benesperi, R., Giordani, P., Grube, M., Marini, L., Vallese, C., & Mayrhofer, H. (2019). Could hair-lichens of high-elevation forests help detect the impact of global change in the Alps? *Diversity*, 11(3), 45. <https://doi.org/10.3390/d11030045>
- Nascimbene, J., Brunialti, G., Ravera, S., Frati, L., & Caniglia, G. (2010). Testing *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. as an indicator of lichen conservation importance of Italian forests. *Ecological Indicators*, 10(2), 353–360. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.013>
- Nascimbene, J., Casazza, G., Benesperi, R., Catalano, I., Cataldo, D., Grillo, M., Isocrono, D., Matteucci, E., Ongaro, S., Potenza, G., Puntillo, D., Ravera, S., Zedda, L., & Giordani, P. (2016). Climate change fosters the decline of epiphytic *Lobaria* species in Italy. *Biological Conservation*, 201, 377–384. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.003>
- Nascimbene, J., Dainese, M., & Sitzia, T. (2013b). Contrasting responses of epiphytic and dead wood-dwelling lichen diversity to forest management abandonment in silver fir mature woodlands. *Forest Ecology and Management*, 289, 325–332. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.052>
- Nascimbene, J., Di Musciano, M., & Gheza, G. (2025). Resampling epiphytic lichens in coniferous forests of the Southern Alps: Veteran trees promote compositional stability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 69, 125904. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2025.125904>
- Nascimbene, J., Marini, L., Carrer, M., & Motta, R. (2008b). Influences of tree age and tree structure on the macrolichen *Letharia vulpina*: A case study in the Italian Alps. *Ecoscience*, 15(4), 423–428. <https://doi.org/10.2980/15-4-3154>
- Nascimbene, J., Marini, L., Motta, R., & Nimis, P. L. (2008a). Lichen diversity of coarse woody habitats in a *Pinus-Larix* stand in the Italian Alps. *The Lichenologist*, 40(2), 153–163. <https://doi.org/10.1017/S0024282908007585>
- Nascimbene, J., Marini, L., Motta, R., & Nimis, P. L. (2009). Influence of tree age, tree size and crown structure on lichen communities in mature Alpine spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, 18(6), 1509–1522. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9537-7>
- Nascimbene, J., Thor, G., & Nimis, P. L. (2013b). Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. *Forest Ecology and Management*, 298, 27–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.008>
- Nelsen, M. P., Lücking, R., Boyce, C. K., Lumbsch, H. T., & Ree, R. H. (2020). The macroevolutionary dynamics of symbiotic and phenotypic diversification in lichens. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(35), 21495–21503. <https://doi.org/10.1073/pnas.2001913117>
- Nirhamo, A., Santos, P., Günther, M., Kouki, J., & Aakala, T. (2026). Community dynamics of lignicolous lichens on standing deadwood in a 275-year chronosequence. *Oikos*, 2026(6), e11835. <https://doi.org/10.1002/oik.11835>
- Pichler, G., Muggia, L., Carniel, F. C., Grube, M., & Kranner, I. (2023). How to build a lichen: from metabolite release to symbiotic interplay. *New Phytologist*, 238, 1362–1378. <https://doi.org/10.1111/nph.18780>
- Porada, P., Bader, M. Y., Berdugo, M. B., Colesie, C., Ellis, C. J., Giordani, P., Herzsuh, U., Ma, Y., Launiainen, S., Nascimbene, J., Petersen, I., Raggio Quílez, J., Rodríguez-Caballero, E., Rousk, K., Sancho, L. G., Scheidegger, C., Seitz, S., Van Stan II, J. T., Veste, M., Weber, B., & Weston, D. J. (2023). A research agenda for nonvascular photoautotrophs under climate change. *New Phytologist*, 237(5), 1495–1504. <https://doi.org/10.1111/nph.18631>
- Sanders, W. B. (2024). The disadvantages of current proposals to redefine lichens. *New Phytologist*, 241(3), 969–971. <https://doi.org/10.1111/nph.19321>
- Spridille, T., Thor, G., Bunnell, F. L., Goward, T., & Björk, C. R. (2008). Lichens on dead wood: species-substrate relationships in the epiphytic li-

- chen floras of the Pacific Northwest and Fennoscandia. *Ecography*, 31(6), 741–750. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05503.x>
- Vicol, I., & Sahlean, T. C. (2023). Conservation of unmanaged pan-European forest landscapes as a priority natural heritage for epiphytic lichens at different ecological and biogeographical scales - A review. *Annals of Forest Research*, 66(2), 17–32. <https://doi.org/10.15287/afr.2023.2645>
- Widmer, I., Dal Grande, F., Excoffier, L., Holderegger, R., Keller, C., Mikryukov, V. S., & Scheidegger, C. (2012). European phylogeography of the epiphytic lichen fungus *Lobaria pulmonaria* and its green algal symbiont. *Molecular Ecology*, 21(23), 5827–5844. <https://doi.org/10.1111/mec.12051>
- Zemanová, L., Trotsiuk, V., Morrissey, R. C., Bače, R., Mikoláš, M., & Svoboda, M. (2017). Old trees as a key source of epiphytic lichen persistence and spatial distribution in mountain Norway spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, 26(8), 1943–1958. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1338-4>



The national network of old-growth forests

La Rete nazionale dei boschi vetusti

Alessandra Stefani

Già Direzione generale economia montana e foreste. a.stefani@masaf.gov.it

Secondo S. Mirate (2023), “il caso dei boschi vetusti e dell’attenzione che di recente tale categoria desta nella legislazione nazionale e nella regolamentazione ministeriale” è l’esempio più lampante di tutela della biodiversità applicata all’ambito forestale “proprio per la forte impronta ambientale e per l’esigenza della biodiversità che in esso si esprimono”. La multifunzionalità del bene forestale e la gestione sostenibile sono alla base della norma cornice in materia forestale attualmente vigente (il D.lgs. 3 Aprile 2018 n. 34, Testo unico delle foreste e delle filiere forestali, di seguito TUFF), temi che erano solo in parte rinvenibili nel D.lgs. n. 227 del 2001 che il TUFF ha avuto il compito di riproporre aggiornandolo, riscrivendolo e conseguentemente abrogandolo in toto, da molti osservatori ritenuto ancora molto condizionato da una visione economica del bene boschivo (Ferrucci, 2019). Il TUFF, infatti, individua tra le sue finalità (art. 1, comma 3) il compito di promuovere attraverso “il fondamentale contributo della selvicoltura la gestione forestale sostenibile, con particolare riferimento a quanto previsto dalle risoluzioni delle conferenze ministeriali per la protezione

delle foreste in Europa del Forest Europe”. La definizione di gestione forestale sostenibile (art. 3, comma 2, lett. b) e l’intero articolo 7 non lasciano dubbi in proposito così come la Strategia forestale nazionale, proposta ai sensi dell’art. 6, comma 1, dal Ministero dell’agricoltura e foreste, di concerto con il Ministero dell’ambiente e dello sviluppo economico, d’intesa con le Regioni, e pubblicata il 9 febbraio 2022.

L’art. 3 del TUFF, secondo Ferrucci (2025), si dedica espressamente ad un ventaglio di definizioni, che l’Autrice definisce “aggettivate” di bosco, ad integrazione della più generica individuazione delle aree boscate secondo l’art. 3, comma 3 e le aree ad esso assimilate (art. 4). Per tali boschi “aggettivati” non pare corrispondere una disciplina nel testo del provvedimento, come avviene ad esempio per i boschi di protezione diretta, lett. r), boschi da pascolo, lett. m), pascoli arborati lett. l). Così non è avvenuto per i boschi vetusti, la cui definizione si trova all’art. 3, comma 2, lettera *s-bis*) per effetto di una introduzione successiva (art. 4, comma quater, del DL 14/10/2019, numero 111, convertito con leg-

ge 12/12/2019, numero 141). L'integrazione definitoria era accompagnata infatti dalla previsione della necessità di elaborare un decreto attuativo comprendente linee guida per le procedure di individuazione, gestione e tutela dei boschi individuati come vetusti.

La ricerca scientifica italiana da tempo si stava dedicando a descrivere i boschi vetusti e le loro caratteristiche in collaborazione con il mondo scientifico europeo, con la consapevolezza che difficilmente si sarebbero reperite foreste definibili come primarie nel territorio nazionale (Sabatini et al., 2018; Motta et al., 2022). Con criteri non sempre uniformi, venivano descritte in numerose pubblicazioni più di un centinaio di porzioni boschive nella Penisola che non avevano subito le "significative influenze da parte delle attività umane avvenute invece nella maggior parte delle foreste italiane" (Tognetti, 2024). La definizione e la ricerca dei lembi di foresta dichiarabili come vetusti fin da subito non è apparso un argomento di interesse esclusivamente scientifico, ma il concreto manifestarsi di una possibilità innovativa in campo gestionale, potendo far discendere dal rinvenimento e dagli studi sulla funzionalità di tali aree una possibilità per redigere indirizzi per la gestione degli altri boschi, maggiormente semplificati nella loro struttura e composizione, e di concretizzare quei principi di una selvicoltura definita come "più vicina alla natura che costituisce un punto di riferimento per la gestione adattativa per le foreste in risposta alla crisi climatica" (O'Brien et al., 2021). La definizione dell'art. 3, comma 2 lettera *s-bis* ha affrontato l'ampia variabilità derivante dalle notevoli differenze per composizione, per struttura e per età attraverso la fissazione di tre parametri da rinvenire, tutti, nei luoghi indagati: la presenza di specie autoctone, spontanee e coerenti con il contesto biogeografico, la presenza di una biodiversità caratteristica conseguente all'assenza di distur-

bi per almeno sessant'anni e la presenza di stadi seriali legati alla rigenerazione ed alla senescenza spontanee.

Con il successivo DM n. 608943 del 19 novembre 2021 di approvazione delle linee guida per l'identificazione delle aree definibili come boschi vetusti e le indicazioni per la loro gestione e tutela nonché del DM n. 193945 del 5 Aprile 2023 recante istituzione della Rete nazionale dei boschi vetusti si è dato corpo alla compiuta definizione giuridica e amministrativa, tra l'altro contribuendo con tali disposizioni in grandissima misura alla redazione delle linee europee dedicate al tema, costituendo l'esperienza italiana un unicum, ancorato alla sola definizione giuridica vigente (Commissione europea, 2023).

La descrizione delle procedure per il riconoscimento dei boschi vetusti descritta dal DM precitato nonché la redazione delle alleghe schede di proposta che possono essere presentate anche da parte di terzi, diversi dai servizi forestali delle regioni e delle province autonome, ha consentito, insieme alla creazione dello strumento della Rete nazionale dei boschi vetusti, di avviare le attività di ricerca affidate agli enti regionali ed assistite da un apposito finanziamento, di provenienza statale (Fondo foreste, annualità 2023). Le attività sono state accompagnate da iniziative organizzate specificamente dalla Direzione generale Economia Montana e foreste, quali sopralluoghi congiunti con personale forestale regionale e ricercatori in aree potenzialmente definibili come foreste vetuste per affinare una visione comune che andasse oltre la variabilità locale e uniformasse le varie sensibilità. Numerosi sono stati altresì i convegni ed i workshop dedicati al tema, come quello, ad esempio, tenutosi ad Isernia presso l'Università del Molise, il 25 settembre 2025, che ha visto confrontarsi i tecnici del Ministero, alcuni tecnici delle Regioni ed alcuni dei ricercatori incaricati dei

primi rilievi. Sono emerse interessanti discussioni e notevoli differenze tra i candidati boschi vetusti nel territorio nazionale, come era prevedibile attendersi data la grande variabilità delle compagini forestali nazionali. È stato evidenziato che i parametri fissati dal comma *s-bis* non si rivelano adeguati quando si esaminano candidature in foreste mediterranee: per il futuro, questo tema sarà da approfondire sulla base delle esperienze maturate. È stato confermato il sostanziale valore dei tre parametri fissati dalla definizione per supportare la ricerca negli altri ecosistemi, fatto che inizialmente era stato oggetto di numerose perplessità. Sono emerse metodologie e prassi comuni a tutte le iniziative, quali l'avvio delle prime ricerche partendo da ricognizioni cartografiche e conoscenze personali, da prime selezioni a tavolino attraverso i dati già reperibili in letteratura e in cartografia seguiti da rilievi in campo sempre più approfonditi. Notevole interesse e ampia partecipazione ha suscitato un corso interamente dedicato ai boschi vetusti, tenutosi presso la sede di San Vito di Cadore del Dipartimento TESAF dell'Università degli studi di Padova (59° Corso di cultura in ecologia) che ha consentito ulteriori scambi di notizie e possibili procedure in un contesto di elevato profilo scientifico. Nell'ambito dell'odierna conferenza internazionale sono presentati esempi di come il tema è stato affrontato in tre diverse Regioni. La Regione Friuli-Venezia Giulia ha provveduto ad aggiornare le linee di indirizzo per la gestione del patrimonio silvopastorale di proprietà regionale con una apposita delibera (Deliberazione di Giunta regionale n. 1088 del 2025) prevedendo l'istituzione di boschi vetusti tra le foreste di proprietà della Regione autonoma e affidando all'Università di Udine lo studio finalizzato all'individuazione delle aree definibili come boschi vetusti, su proprietà sia pubbliche sia private. Le prime indagini stanno convergendo verso l'individuazione di tre

boschi vetusti ed hanno individuato un'area che, con appropriato piano di gestione, potrebbe nel tempo evolvere verso caratteri propri di vetustà. La Regione Marche, che per prima, nel 1976, con la Legge regionale n. 6, ha approvato una legge di tutela di alberi secolari denominati querce camporili, grazie ad un accordo con il Dipartimento dei sistemi forestali dell'Università Politecnica delle Marche ha in corso l'attività di reperimento, valutazione e descrizione di due boschi vetusti. La Regione Basilicata ha avviato, nell'ambito dell'attività finanziata dal Ministero dell'ambiente, denominata "Costituzione della rete dei boschi vetusti dei parchi nazionali dell'Appennino meridionale" le ricerche di sua competenza con il rinvenimento di sei siti potenzialmente dichiarabili come vetusti che sono attualmente in corso di indagine da parte del Dipartimento di Scienze agrarie, forestali e alimentari dell'Università della Basilicata.

Analoghe attività sono in corso in tutte le Regioni e Province autonome italiane i cui esiti non tarderanno ad arrivare. Sarà poi necessario dare corso alla seconda parte delle attività necessarie per tutelare tali boschi e preservarli dai disturbi che ne possono minare l'incommensurabile valore attraverso appositi piani di gestione, i cui caratteri sono ancora da delineare e non potranno che essere sito-specifici. Dallo studio delle dinamiche di tali aree saranno tratte indicazioni preziose per una gestione maggiormente sostenibile di tutte le altre aree forestali nazionali traendone utili spunti per analoghe iniziative europee.

BIBLIOGRAFIA

Commissione Europea, Direzione Generale dell'Ambiente. (2023). *Commission guidelines for defining, mapping, monitoring and strictly protecting EU primary and Old Growth forests*. Ufficio delle pubblicazioni dell'Unione europea.

- Ferrucci, N. (2019). La nozione giuridica di bosco alla luce del Testo unico foreste e filiere forestali, sulle orme dei precedenti, nel segno dell'innovazione. In N. Ferrucci (A cura di), *Commentario al Testo unico in materia di foreste e filiere forestali*. Giappichelli.
- Ferrucci, N. (2025). I boschi vetusti. In N. Ferrucci & M. Brocca (A cura di), *Diritto forestale e transizione ambientale*. Giappichelli.
- Mirate, S. (2023). La tutela della biodiversità e il diritto forestale. *Rivista giuridica dell'ambiente*, 1, 139–168.
- Motta, R., Garbarino, M., Lingua, E., Lombardi, F., & Tognetti, R. (2022). La ricerca italiana e il ruolo della comunità scientifica nella realizzazione dell'albo delle foreste vetuste. *Forest@*, 19, 36–48. <https://doi.org/10.3832/efor4110-019>
- O'Brien, L., Schuck, A., Fraccaroli, C., Potselberger, E., Winkel, G., & Lindner, M. (2021). *Protecting old growth forests in Europe: A review of scientific evidence to inform policy implementation. Final report*. European Forest Institute. <https://doi.org/10.36333/rs1>
- Sabatini, F. M., Burrascano, S., Keeton, W. S., Levers, C., Lindner, M., Potzschner, F., Verkerk, P. J., Bauhus, J., Buchwala E., Chaskovsky, O., Debave, N., Horvath, F., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Duarte, I. M., Meyer, P., Midteng, R., Mikac, S., . . . Kuemmerle, T. (2018). Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 24, 1426–1439. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>
- Tognetti, R. (2024). Boschi vetusti. In M. Marchetti (A cura di), *Foreste e società. Piccolo dizionario di Gestione Forestale Sostenibile*. Compagnia delle Foreste.



Ancient forests in the Marche region: an unexpected occurrence

I boschi vetusti delle Marche: una presenza inaspettata

Giovanni Pelino ^(a) - Simone Fabbri ^(a) - Gioia Morelli ^(a) - Gianmarco Braconi ^(a)
Giulio Cicalé ^(b) - Brunella Luciani ^(b) - Stefania Ramazzotti ^(b), Alessandro Vitali ^(a)
Fabio Gennaretti ^(a) - Carlo Urbinati ^{(a)(*)}

^(a) Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Ambientali (D3A), Area Sistemi Forestali e ForEcoLab, Università Politecnica delle Marche; via Brecce Bianche 10 - 60131 Ancona, Italia.

^(b) Dipartimento Sviluppo economico, Direzione Agricoltura e Sviluppo rurale, Regione Marche, via Tiziano 44 - 60125 Ancona, Italia.

^(*) Corresponding Author; c.urbinati@univpm.it

Abstract: Ancient forests are ecosystems of high ecological and conservation value, featuring high biodiversity and structural complexity. In Italy, the identification and protection of such stands has been promoted by the National regulatory framework and the establishment of the National Network of Ancient Forests. This study presents the results of a survey conducted in the Marche region to identify forest stands exhibiting characteristics of *old-growthness*. Starting from 21 preliminarily selected sites, based on dendrometric and structural analyses and aerial photogrammetric observations, two beech forests with old-growth features were ultimately identified. Here further investigations were carried out using dendrochronological analysis and a survey of epiphytic lichen flora. Both stands exhibit unevenaged structures, high volumes of woody biomass and a significant presence of deadwood and seed regeneration. In addition, one of the two stands is home to beech trees over 350 years old and a high diversity of lichens, confirming its significant ecological value within the forest context of the central Apennines.

Key words: forest structure; regeneration; senescence; deadwood; lichens.

Citation: Pelino, G., Fabbri, S., Morelli, G., Braconi, G., Cicalé, G., Luciani, B., Ramazzotti, S., Vitali, A., Gennaretti, F., & Urbinati, C. (2026). I boschi vetusti delle Marche: una presenza inaspettata. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 65–79. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1244>

Received: 17/03/2026 **Revised version:** 17/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUZIONE

In Europa, negli ultimi decenni, i boschi vetusti sono stati oggetto di un crescente interesse scientifico e istituzionale. In particolare, la ricerca si è concentrata sulla definizione di

criteri condivisi per la loro identificazione e caratterizzazione, nonché sull'individuazione di strategie e strumenti operativi finalizzati alla loro gestione e conservazione. Parallelamente, il tema ha acquisito un ruolo sempre più rilevante anche nei principali documenti di

indirizzo delle politiche comunitarie, come la Strategia dell'Unione Europea per la biodiversità (Strategia UE 2030) e le Linee guida della Commissione Europea pubblicate nel 2023. La necessità di conservare questi ecosistemi forestali è riconducibile a molteplici fattori di rilevanza ecologica e culturale. I boschi vetusti sono caratterizzati da strutture complesse che derivano da processi di rinnovazione, accrescimento, maturità, senescenza e di resistenza e resilienza ai disturbi naturali e antropogeni. Tali ecosistemi svolgono funzioni ecologiche di primaria importanza ospitando un'elevata ricchezza di biodiversità multitaxa e contribuendo in modo significativo al sequestro del carbonio atmosferico, nel suolo, nella biomassa epigea e nella necromassa. I boschi vetusti, oltre a rappresentare un patrimonio naturale di straordinario valore per le loro strutture e funzionalità prossime a quelle delle foreste primigenie, possiedono anche un'elevata valenza culturale e storica, quali testimoni della relazione millenaria tra le società umane e gli ecosistemi forestali (Blasi et al., 2010b; Barbatì et al., 2012; Calamini et al., 2011; Sabatini et al., 2015; Piovesan et al., 2005). Nei boschi vetusti le fasi silvigenetiche si susseguono con ritmi e modalità vicine alla naturalità a differenza di quanto avviene nei boschi gestiti dove esse risultano spesso alterate o interrotte. Questa condizione rende tali ecosistemi un ambito privilegiato per lo studio dei processi ecologici forestali, dalla rinnovazione naturale alla decomposizione del legno morto e alla formazione di microhabitat. Il grado di impronta antropica rappresenta uno degli elementi chiave nella distinzione tra foreste vetuste e foreste primarie. Tale aspetto assume declinazioni tipologiche differenti nelle diverse regioni del Mondo, tanto che organismi internazionali come la FAO hanno cercato di proporre criteri di classificazione quanto più possibile condivisi e standardizzati (Buchwald, 2005).

In Europa, la distinzione tra foreste primarie e foreste vetuste si fonda su una combinazione di elementi ecologici e storico-gestionali che, tuttavia, non sempre consentono una discriminazione netta tra le due categorie. Le foreste primarie sono generalmente caratterizzate da processi di rinnovazione esclusivamente naturali, dall'assenza di evidenti segni di attività antropica ed eventuali disturbi sono riconducibili unicamente a dinamiche naturali. Le foreste vetuste, al contrario, pur non essendo state interessate da interventi gestionali per lunghi periodi, possono ancora conservare tracce di utilizzazioni o di altre attività pregresse. In questi ecosistemi, tuttavia, si sono progressivamente ristabiliti processi ecologici tipici delle foreste primarie, tra cui la rinnovazione prevalentemente gamica, l'accumulo significativo di necromassa sia in piedi sia a terra e la presenza diffusa di alberi habitat (European Commission, 2023). Sebbene in Italia non siano presenti foreste vetuste comparabili, per estensione e complessità strutturale e compositiva, a quelle che caratterizzano alcune regioni europee quali i Balcani o i Carpazi, la loro presenza, sebbene sporadica e frammentata, è stata ampiamente documentata lungo l'arco alpino, nella dorsale appenninica e nelle principali isole. Le superfici complessivamente riconducibili a tali ecosistemi ammontavano a circa 4.000 ettari (Piovesan et al., 2005; Blasi et al., 2010a; Sabatini et al., 2015; Di Filippo et al., 2017; Motta et al., 2022). In questo contesto, la normativa italiana ha assunto un ruolo pionieristico a livello europeo. Il Decreto Legislativo 34/2018 (*Testo unico in materia di foreste e filiere forestali*, TUFF), successivamente integrato dal D.L. 111/2019 (il cosiddetto *Decreto Clima* convertito in legge 141/2019) è stato infatti il primo provvedimento normativo in Europa a fornire una definizione specifica di bosco vetusto. Tale definizione ha rappresentato un riferimento rilevante anche nel processo

di elaborazione delle linee guida europee pubblicate nel 2023 (Stefani & Romano, 2024). A queste disposizioni hanno fatto seguito le linee guida nazionali per l'individuazione delle foreste vetuste approvate con D.M. n. 608943 del 19 novembre 2021, che hanno contribuito alla successiva istituzione della Rete nazionale dei boschi vetusti (D.M. n. 193945 del 5 aprile 2023). In attuazione di tali indirizzi ministeriali, tutte le regioni e le province autonome italiane sono state chiamate ad avviare attività di censimento, caratterizzazione e tutela delle eventuali foreste vetuste presenti nei rispettivi territori.

Secondo la normativa italiana, i boschi vetusti sono definiti come formazioni forestali che soddisfano specifici requisiti ecologici e gestionali: i) presenza di specie autoctone spontanee; ii) estensione minima di 10 ettari, riducibile fino a 2 ettari in casi opportunamente motivati; iii) assenza di disturbi antropici diretti da almeno 60 anni; iv) presenza contemporanea di stadi seriali di rinnovazione e senescenza spontanea. La normativa ammette inoltre la possibile occorrenza di disturbi naturali, quali incendi di origine naturale o schianti da neve e vento, ma esclude la presenza di disturbi antropici volontari ed evitabili, come il pascolo.

Nel presente contributo vengono sinteticamente illustrati i risultati dell'indagine finalizzata alla ricerca e identificazione dei boschi vetusti nel territorio regionale delle Marche, realizzata nell'ambito di un accordo di collaborazione tra l'Area Sistemi Forestali del Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Ambientali (D3A) dell'Università Politecnica delle Marche (UNIVPM) e la Regione Marche, Servizio Agricoltura e Foreste. In particolare, si intende: i) documentare la presenza e la distribuzione dei boschi vetusti sul territorio regionale; ii) valutare le principali caratteristiche dendrometrico-strutturali e funzionali di

tali ecosistemi; iii) fornire un quadro conoscitivo utile per orientare azioni di tutela, gestione sostenibile e integrazione nella Rete nazionale dei boschi vetusti.

In una prima fase, sulla base delle conoscenze pregresse e delle segnalazioni fornite dal personale del Comando Unità Forestali, Ambientali e Agroalimentari dei Carabinieri (CUFAA), è stata effettuata una selezione preliminare dei soprassuoli forestali potenzialmente riconducibili a questa tipologia, che ha portato all'individuazione di 21 siti di interesse. In assenza di protocolli specificamente sviluppati per il rilievo dendrometrico e strutturale delle foreste vetuste, sono state adottate metodologie di campionamento comunemente impiegate negli inventari forestali e nei piani di gestione. Laddove necessario, tali rilievi sono stati integrati con ulteriori analisi di approfondimento finalizzate a una più accurata caratterizzazione strutturale ed ecologica dei soprassuoli esaminati.

1.1 *La matrice forestale nella Regione Marche*

Il paesaggio forestale delle Marche presenta una diversità tipologica relativamente limitata, essendo stato modellato da millenarie pratiche agro-silvo-pastorali, intensivamente esercitate fino agli anni '60, le cui tracce rimangono tuttora evidenti nella struttura dei boschi. Negli ultimi decenni, i processi di densificazione e di ricolonizzazione delle aree abbandonate hanno determinato un incremento significativo della superficie forestale regionale, che oggi supera ampiamente i 300.000 ettari, corrispondente ad un coefficiente di boscosità superiore al 30%. Le stime numeriche variano a seconda della fonte, della risoluzione spaziale utilizzata e della dimensione minima del bosco (0,5 o 0,2 ha): 305.748 ha secondo la Carta Forestale d'Italia (CREA 2020), 311.081 ha secondo il Terzo Inventario Nazionale delle Foreste (INFC, 2015) e 315.250 ha secondo i dati Copernicus (Euro-

pean Environment Agency, 2024). Oltre l'80% di tale superficie è costituita da boschi di origine agamica e di proprietà privata. Sul territorio regionale sono presenti 11 categorie forestali di cui una arbustiva e dieci arboree. I querceti di roverella e gli orno-ostrieti occupano da soli più del 50% della superficie forestale ed escludendo le formazioni antropogeniche, come robinieti-ailanteti, rimboschimenti di conifere, formazioni ripariali e castagneti da frutto, rimangono quattro categorie principali: cerrete, leccete, boschi di latifoglie miste e faggete. Tra queste, le faggete, frequentemente situate in aree meno accessibili e a quote elevate, rappresentano le formazioni forestali con maggiore probabilità di ospitare lembi boschivi con caratteristiche di vetustà. Secondo la Carta Forestale Regionale (IPLA, 2001) le faggete marchigiane coprono il 7,8% della superficie forestale regionale e in gran parte rientrano nell'habitat 9210 "Faggete appenniniche con *Taxus baccata* e *Ilex aquifolium*" della rete Natura 2000 (Vitali et al., 2025). La loro presenza è concentrata principalmente sulle principali dorsali (marchigiana e umbro-marchigiana) e si estende a partire da circa 800 m s.l.m., divenendo dominante oltre i 1.200-1.300 m s.l.m., con popolamenti prevalentemente monospecifici. Le faggete si spingono fino al limite superiore del bosco, variabile tra 1.400 e 1.800 m s.l.m. in relazione alle condizioni ambientali e ai disturbi antropici. Fino alla metà del XX secolo, gran parte delle faggete era soggetta a intenso pascolamento, utilizzazioni estensive a turno breve per la produzione di legna da ardere e carbone e solo in minima parte adibite alla produzione di assortimenti di pregio. Le modalità di gestione e l'intensità di raccolta sono state inoltre influenzate dalle diverse tipologie di proprietà forestali (Urbinati et al., 2014; Urbinati, 2016). A partire dagli anni '50 del secolo scorso, il rapido sviluppo economico e la transizione dal settore primario

a quello secondario hanno determinato l'abbandono progressivo delle aree rurali e montane. Porzioni estese di faggete precedentemente ceduate sono state abbandonate, spesso convertite in soprassuoli coetanei e uniformi. La predominanza di boschi di origine agamica e la diffusa conversione a fustaia coetanea hanno limitato la diversificazione stadiale tipica delle foreste vetuste (Alessandrini et al., 2011; Di Filippo et al., 2017) rendendo più difficoltosa la loro individuazione secondo i criteri ministeriali. Uno studio preliminare basato sulle segnalazioni dei Parchi Nazionali (Blasi et al., 2010a) aveva indicato come vetuste due faggete regionali nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini, una nel comune di Bolognola (MC) e l'altra nei pressi della frazione Foce, comune di Montemonaco (AP). Tuttavia, nessuna di queste è stata confermata dalle indagini condotte nel presente lavoro perché non completamente conformi ai requisiti ministeriali, soprattutto quello relativo alla presenza di rinnovazione spontanea affermata.

2. MATERIALI E METODI

Il processo per l'individuazione dei soprassuoli con caratteri di vetustà è iniziato con la consultazione di materiale bibliografico, documentale e aerofotogrammetrico, nonché raccogliendo informazioni e conoscenze dirette, segnalazioni dei Carabinieri Forestali e di altri esperti e conoscitori del territorio. Fra i documenti consultati si segnalano: i Biotopi d'Italia (Pignatti, 1979), le Emergenze Botaniche Vegetazionali del PPAR Marche (Regione Marche, 1992), le schede di rete Natura 2000, l'Inventario delle Formazioni Vegetazionali Monumentali (Regione Marche, 2012), l'elenco delle Aree Floristiche (Regione Marche, 2013), i boschi residui delle Marche (Taffetani, 2020), i Piani Particolareggiati di Assesta-

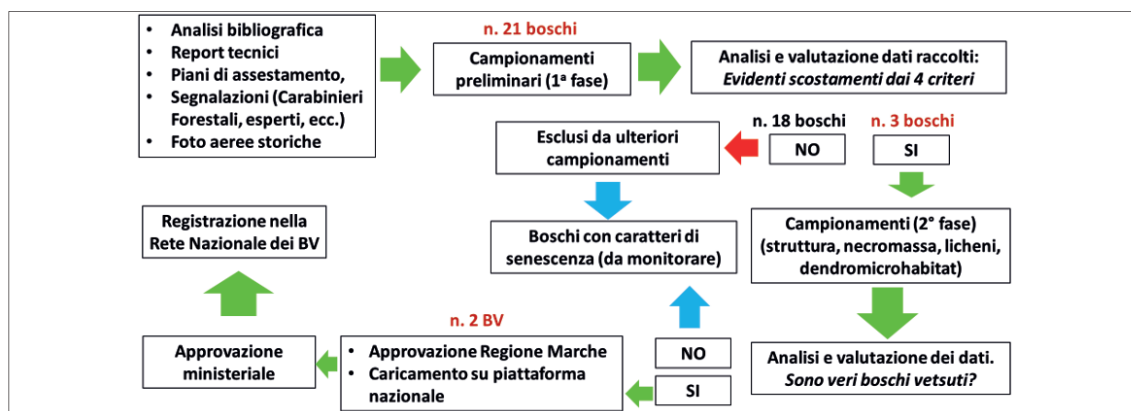


Figura 1 - Schema sintetico del processo metodologico utilizzato per la selezione dei boschi vetusti delle Marche ai fini del loro inserimento nella Rete nazionale dei boschi vetusti, MASAF.

mento Forestale delle aree di interesse, nonché le foto aeree del volo GAI (1954-1956). In Figura 1 è schematizzato il metodo utilizzato per selezionare, fra le numerose cenosi forestali segnalate, quelle con le caratteristiche di boschi vetusti.

Fra il 2024 e il 2025, sono stati esplorati i 21 popolamenti forestali selezionati dalle numerose consultazioni e analisi preliminari. In ognuno di essi, oltre a raccogliere le informazioni richieste dalla scheda MASAF, sono state realizzate 1 o 2 aree di saggio circolari di 20 m di raggio per quantificare le principali caratteristiche dendrometrico-strutturali dei soprassuoli. Dopo un primo accurato processo di selezione, basato sia sulla conformità a tutti e quattro gli attributi richiesti dal decreto ministeriale sia sui dati di campo acquisiti, dapprima tre e poi solamente due siti sono risultati idonei allo status di boschi vetusti. Gran parte dei siti esclusi era priva della coesistenza di tutte le fasi silvigenetiche, in particolare della rinnovazione da seme. Nelle aree selezionate, successivamente, per ulteriori approfondimenti confermativi, è stata effettuata un'analisi comparativa fra le foto aeree del volo GAI (1954-56) e le immagini satellitari attuali, al fine di valutare eventuali cambiamenti rilevanti della copertura forestale negli ultimi 70

anni. All'interno delle cenosi selezionate è stato applicato un protocollo di indagine analogo a quello dell'inventario INFC (Gasparini et al., 2016). In ciascun sito sono state realizzate 5 o 6 aree di saggio circolari con raggio di 13 m. Al loro interno, sono stati rilevati i seguenti parametri: diametro dei fusti vivi ($DBH \geq 5$ cm), altezza totale e dell'inserzione di chioma (su individui con $DBH \geq 5$ cm), ceppaie (*stump*, altezza ≤ 130 cm, diametro ≥ 5 cm), fusti morti (*snag*, altezza > 130 cm, diametro ≥ 5 cm), detriti di legno grossolani (CWD, diametro ≥ 5 cm ad entrambe le estremità, lunghezza ≥ 100 cm), determinando, quando possibile: la specie e la classe di decomposizione, nonché la presenza/assenza di rinnovazione gamica e agamica. In ogni area di saggio da 2-3 individui dominanti è stata prelevata, con trivella di Pressler, una carota incrementale dal fusto a 1,30 m da terra. Sono stati, in seguito, calcolati: densità dei fusti (N/ha), densità dei fusti con diametro ≥ 50 cm (DBH_{50}), media dei diametri (DBH_{media}), media dell'altezza dei fusti (H_{media}), deviazione standard dei diametri (DBH_{std}), deviazione standard delle altezze (H_{std}), volume del legno vivo (VOL), volume del legno morto (VOL_{snag} ; VOL_{stump} ; VOL_{cwd}). Il volume di massa legnosa e la necromassa sono stati stimati utilizzando rispettivamente le tavo-

le dell'inventario (Tabacchi et al., 2011) e il protocollo INFC (Gasparini et al., 2016). Le carote incrementali prelevate sono state predisposte per l'analisi dendrocronologica eseguita con sistema semi-automatico LINTAB (Rinntech) e relativo software TSAP (Rinntech). Una stima degli eventuali anelli centrali mancanti è stata eseguita, dopo scansione del campione ad alta risoluzione (2.400 DPI), con il software CooRecorder (Larsson, 2014). Le serie di ampiezza degli anelli legnosi, dopo opportuna sincronizzazione visiva e statistica, sono state poi trasformate nei corrispondenti incrementi di area basimetrica (BAI, *Basal Area Increment*) e mediate. L'analisi ha consentito la determinazione dell'età massima e delle principali dinamiche di accrescimento degli alberi censiti. Infine, nelle cenosi selezionate è stato realizzato anche un censimento della flora lichenica epifitica. All'osservazione diretta in campo è seguita, per i campioni di difficile determinazione, un'analisi morfologica in microscopia e un'analisi cromatografica per la caratterizzazione dei metaboliti secondari. Le analisi sono state condotte presso il laboratorio di floristica e di biosistemica vegetale del BIOME-Lab dell'Università di Bologna. La nomenclatura e la tassonomia delle specie sono conformi al sistema informativo sui licheni d'Italia - ITALIC 8.0 (<https://italic.units.it/index.php>).

3. RISULTATI

3.1 Caratteri stazionali e variazioni della copertura forestale

Dei 21 boschi oggetto di indagine, escludendo una lecceta costiera, un querceto misto e un acero-frassineto, 18 sono faggete localizzate prevalentemente nel settore meridionale dell'Appennino marchigiano. La maggior parte delle cenosi esaminate ha evidenziato una struttura coetaneiforme, talvolta bimodale per

la presenza di matricine residue e per la scarsa o assente rinnovazione naturale. Solo due faggete soddisfano pienamente i quattro requisiti previsti dalla normativa nazionale per l'identificazione dei boschi vetusti: una nel Bosco di Tecchie, nel comune di Cantiano (PU) e una nella Macchia Grossa, località Spina di Gualdo, nel comune di Castelsantangelo sul Nera (MC) (Figura 2 e Tabella 1).

La porzione vetusta di Tecchie (TEC) si estende in modo discontinuo per circa 40 ha all'interno della più ampia Riserva Naturale Orientata omonima (160 ha), inclusa nella ZSC/ZPS "IT5310018 - Serre del Burano". Il soprassuolo è rappresentato da una fascia di transizione tra cerreta e faggeta mesofila submontana, con la presenza di specie accessorie quali carpino nero (*Ostrya carpinifolia*), carpino bianco (*Carpinus betulus*), tiglio (*Tilia cordata*), ciliegio (*Prunus avium*) e altre latifoglie mesofile. L'area si sviluppa lungo un gradiente altitudinale compreso tra 750 e 950 m s.l.m.,

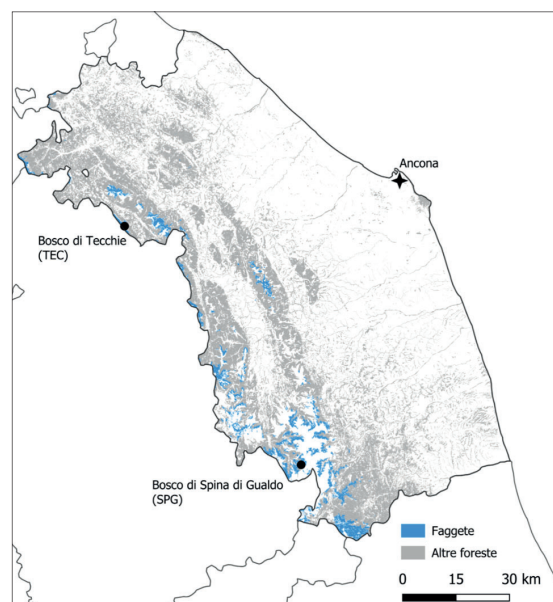


Figura 2 - Ubicazione delle due faggete vetuste proposte alla Regione Marche per il loro inserimento nella Rete nazionale dei boschi vetusti: Tecchie (PU) e Spina di Gualdo (MC).

Tabella 1 - Caratteristiche stazionali delle due faggete vetuste marchigiane di Tecchie (PU) e Spina di Gualdo (MC).

Codice	Sito	Lat Long	Alt [m s.l.m.]	Pend [°]	Esp	Substrato	Sup [ha]	Tipo forestale	Plot [n]
TEC	Tecchie (PU)	43°28'26"N 12°33'8"E	800	18	NE	Marnoso- arenaceo	39	Faggeta mesofila submontana	6
SPG	Spina di Gualdo (MC)	42°52'26"N 13°11'31"E	1600	26	NO	Carbonatico	13	Faggeta eutrofica	5

su suoli marnoso-arenacei del versante nord-orientale delle Serre del Burano. La distribuzione discontinua dei nuclei vetusti è dovuta alla presenza di ampie porzioni in fase di senescenza immerse in una matrice forestale costituita prevalentemente da cedui fuori turno massimo e/o in fase di conversione a fustaia.

Il bosco vetusto di Spina di Gualdo (SPG) si estende, invece, per circa 13 ha all'interno dell'area denominata *Macchia Grossa*, una faggeta pura eutrofica di alta quota (circa 1600 m s.l.m.) sviluppata su suoli carbonatici del Monte Prata (1714 m s.l.m.), nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini, al di fuori della limitrofa ZSC "IT5330006 - Faggeta di San Lorenzo". Il limite altitudinale superiore del bosco è a contatto con aree prative interessate dal passaggio di piste da sci appartenenti agli impianti del Monte Prata. Sulla base delle foto aeree del volo GAI del 1954 e delle immagini satellitari attuali (Google Earth Pro, 2025) si osserva la variazione della copertura forestale avvenuta nei due siti negli ultimi 70 anni (Figura 3). A Spina di Gualdo (SPG) in passato la faggeta aveva una densità di copertura più ridotta perché, come gran parte delle faggete di altitudine appenniniche, era caratterizzata da nuclei arborei ben distanziati per consentire il pascolamento. La progressiva riduzione del carico animale ha determinato la chiusura delle chiare e lo sviluppo di una matrice forestale continua, all'interno della quale risultano

inclusi i nuclei originari di faggio, oggi caratterizzati da condizioni di vetustà. A Tecchie (TEC) invece non si evidenziano cambiamenti significativi della copertura forestale nell'intervallo temporale analizzato. Nell'immagine del 1954, aree sottoposte a ceduzione sono localizzate solo ai margini del nucleo più naturale del popolamento. Ad oggi, gran parte di esse hanno recuperato una copertura forestale continua. All'interno dell'area perimetrata come vetusta non si osservano, negli ultimi settant'anni, variazioni apprezzabili della copertura forestale. Nelle aree limitrofe le attività agro-pastorali, storicamente diffuse, sono state progressivamente abbandonate a partire dagli anni '50 del secolo scorso consentendo il recupero della copertura forestale ormai tipica del paesaggio circostante.

3.2 Assetto dendrometrico strutturale

Nonostante la diversa densità arborea (N/ha), le due cenosi presentano una distribuzione diametrica chiaramente disetaneiforme (Figura 4).

Le curve polinomiali ottenute dalla distribuzione logaritmica ($\log_{10}$) del DBH mostrano un andamento assimilabile a "sigmoidi ruotate", analoghe a quelle descritte da Goff e West (1975) e considerate tipiche delle foreste vetuste delle regioni temperate (Alessandrini et al., 2011; Lábusová et al., 2019). In questi soprassuoli, tale distribuzione riflette un anda-

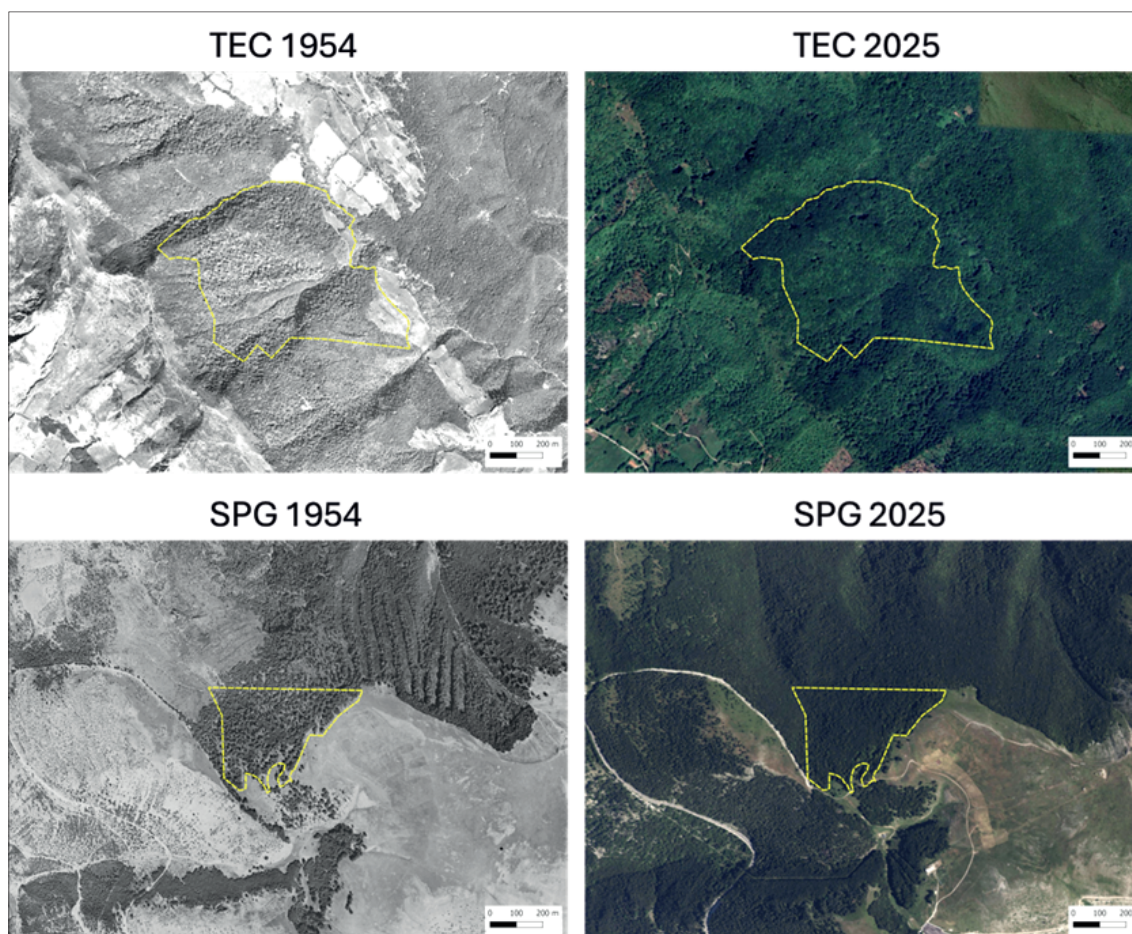


Figura 3 - Ubicazione e perimetrazione (linea gialla) delle porzioni dei due boschi vetusti di Tecchie (TEC) e Spina di Gualdo (SPG): a sinistra immagine volo GAI 1954 a destra immagine Google Satellite 2025.

mento esponenziale negativo dei diametri con due punti di flesso: il primo associato all'elevata mortalità nelle classi giovanili, determinata dalla forte competizione per le risorse e il secondo relativo agli individui di maggiori dimensioni, la cui mortalità è generalmente legata a processi di deperimento o senescenza. Il crollo o il ribaltamento di questi alberi dominanti, spesso dotati di chiome ampie e quindi più vulnerabili agli eventi perturbativi, determina l'apertura di gap di dimensioni rilevanti, favorendo l'insediamento della rinnovazione naturale (Figura 5).

I valori più elevati di DBH sono stati registrati nel popolamento di SPG, dove il dia-

metro massimo raggiunge 125 cm. In questo sito sono stati inoltre rilevati individui con età cambiale fino a circa 350 anni, valore massimo documentato ad oggi per le faggete marchigiane. Le altezze degli alberi risultano contenute, con valori generalmente inferiori ai 25 m. Nel sito di Tecchie (TEC), il diametro massimo osservato è pari a circa 100 cm e l'età cambiale degli individui più grandi non supera i 100 anni; tuttavia, grazie all'elevata fertilità edafica del sito, gli alberi dominanti raggiungono altezze superiori ai 40 m (Tabella 2).

Relativamente alla necromassa, i valori più elevati sono stati registrati a SPG rispetto a TEC (22,6 m³/ha vs 13,0 m³/ha), corrispon-

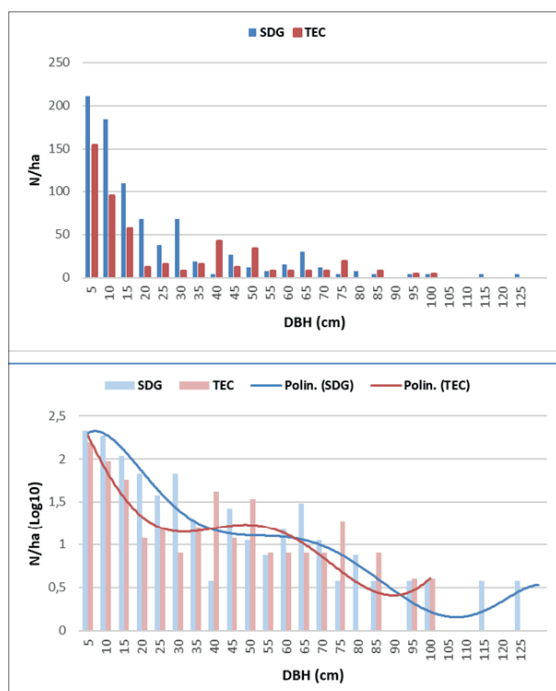


Figura 4 - Distribuzione di frequenza per classi diametriche di 5 cm nelle due faggete di Tecchie (TEC) e Spina di Gualdo (SPG) calcolata sia con i valori assoluti (sopra) sia con quelli trasformati in $\log_{10}$ con le relative curve polinomiali (sigmoidi ruotate).

denti rispettivamente al 3,5% e al 2,2% della massa legnosa complessiva. Tale differenza è imputabile principalmente alla maggiore densità e dimensione degli *snag* presenti nel sito di Spina di Gualdo. Nonostante queste differenze, che riflettono anche dinamiche ecosistemiche diverse, i due popolamenti convergono per volume complessivo di massa legnosa in piedi, con valori prossimi a $600 \text{ m}^3/\text{ha}$, significativamente superiori a quelli mediamente riscontrati nelle faggete marchigiane, che raramente superano i $400 \text{ m}^3/\text{ha}$. Entrambe le faggete presentano l'intera sequenza degli stadi silvigenetici, dalla rinnovazione alla senescenza, nonché ampi gap determinati dal crollo di individui di grandi dimensioni, nei quali si è insediata con successo una rinnovazione naturale abbondante di faggio. In particolare, nel sito



Figura 5 - Struttura forestale diversificata per la presenza di tutte le fasi silvigenetiche nelle faggete vetuste di Tecchie (sopra) e di Spina di Gualdo (sotto).

di Tecchie il novellame risulta particolarmente denso (circa $30 \text{ individui}/\text{m}^2$) e ampiamente distribuito spazialmente; gli individui presentano diametri inferiori a 3 cm ma raggiungono altezze superiori a 2,5 m, con età comprese tra 10 e 15 anni.

3.3 Età cambiale e dinamica di accrescimento

Nel sito di Spina di Gualdo (SPG) è stata misurata un'età massima di 352 anni, mentre nel popolamento di Tecchie (TEC) gli individui di maggiori dimensioni non superano i 110 anni di età. Anche la lunghezza media delle serie dendrocronologiche risulta nettamente superiore a SPG rispetto a TEC (246

Tabella 2 - Caratteri dendrometrico-strutturali delle due faggete vetuste marchigiane di Tecchie (TEC) e Spina di Gualdo (SPG).

Parametro	Unità	TEC	SPG
Densità	[n/ha]	446	836
Faggio	[%]	93	100
Media DBH	[cm]	24,8	22,0
DS DBH	[cm]	23,6	22,0
DBH>50	[cm]	84,8	101,7
Media H	[cm]	16,1	12,8
DS H	[cm]	10,4	6,7
H Dom [m]	[m]	41	24
Età max	[anni]	108	352
Vol legnoso	[m ³ /ha]	600,4	649,8
SNAG	[m ³ /ha]	0,9	6,4
CWD	[m ³ /ha]	9,6	12,5
STUMP	[m ³ /ha]	2,5	3,7
Vol legno morto	[m ³ /ha]	13,0	22,6
Vol legno morto/vivo	[%]	2,2	3,5

vs 94 anni). Al contrario, l'ampiezza media degli anelli di accrescimento è significativamente maggiore a TEC rispetto a SPG (3,68 vs 1,04 mm), confermando l'elevata fertilità edifica del sito di Tecchie (Fig. 6).

I valori di sensitività media (SM) e di autocorrelazione di primo ordine (AC1), che indicano rispettivamente la presenza di varianza ad alta e a bassa frequenza nelle serie temporali, risultano relativamente simili nei due popolamenti. Tuttavia, tali parametri suggeriscono una maggiore "compiacenza" degli individui di faggio presenti a TEC, ovvero una minore variabilità dell'accrescimento nel breve periodo, condizione anch'essa attribuibile alle favorevoli condizioni stazionali del sito. Le curve di incremento di area basimetrica (BAI), fortemente correlate all'andamento dell'accrescimento di volume, evidenziano dinamiche differenti nei due soprassuoli. Nel sito di SPG l'accrescimento è contenuto ma in progressivo aumento fino a circa il 1930 e potrebbe essere

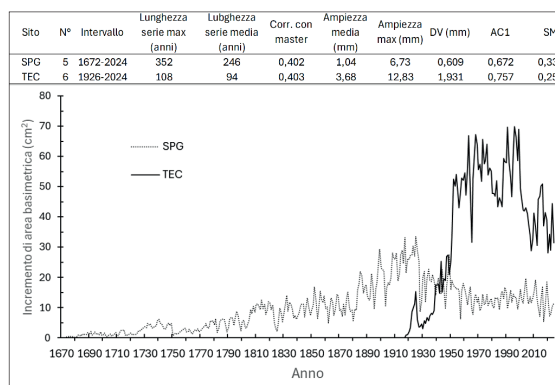


Figura 6 - Curve medie dell'incremento di area basimetrica (BAI) e principali parametri dendrocronologici del faggio a Tecchie (TEC) e Spina di Gualdo (SPG). Corr. con Master: coefficiente di correlazione con la cronologia di riferimento; DV: deviazione standard dell'ampiezza degli anelli; AC1: autocorrelazione di primo grado; SM: sensitività media.

spiegato dall'utilizzo pregresso come bosco-pascolo. Il successivo abbandono delle attività pastorali potrebbe aver favorito un progressivo processo di saturazione della copertura arborea. Nel popolamento di TEC, invece, il faggio evidenzia una fase di notevole accrescimento, sebbene irregolare, fino agli anni '60 del XX secolo, seguito da una progressiva riduzione, sebbene con marcate oscillazioni. Nonostante le differenze nei trend incrementali, le due serie risultano ben sincronizzate con la curva master regionale del faggio utilizzata per la datazione incrociata (*crossdating*), evidenziando chiaramente le principali dinamiche di accrescimento e fornendo elementi utili per l'interpretazione dei processi ecologici che hanno caratterizzato l'evoluzione dei due popolamenti. Il numero di serie utilizzate per l'analisi dendrocronologica non è sufficiente per una ricostruzione completa dell'assetto cronologico e delle dinamiche di accrescimento dei due soprassuoli, ma i risultati ottenuti forniscono comunque indicazioni coerenti con il quadro strutturale e funzionale emerso dalle analisi dendrometriche.

3.4 Analisi lichenica

Nella faggeta di Spina di Gualdo (SPG) è stata censita un'elevata ricchezza di flora lichenica testimoniata da 53 specie epifite, pari a circa il 20% di quelle note per la regione Marche e alle quali si devono aggiungere ulteriori 11 entità già documentate in letteratura per la stessa area. Inoltre, sono state segnalate quattro nuove specie per il territorio regionale: *Peltigera collina*, *Leptogium saturninum*, *Nephroma resupinatum* e *Lobaria pulmonaria*. Nel complesso, questi dati consentono di considerare il sito SPG come un vero e proprio hot-spot regionale di diversità lichenica. Tra le specie di maggiore interesse si segnala *Lobaria pulmonaria*, un taxon noto per le sue marcate affinità con condizioni climatiche sub-oceaniche, tipicamente poco rappresentate in Italia e in particolare lungo il versante adriatico (Nascimbene et al., 2007; Brunialti et al., 2015). È verosimile che la complessa struttura del popolamento forestale di SPG e la presenza diffusa di alberi di grandi dimensioni in fase di senescenza contribuiscano a compensare parzialmente tali limitazioni climatiche, favorendo lo sviluppo di una popolazione ben strutturata. Questa si manifesta sia attraverso la presenza di talli di grandi dimensioni, potenziale fonte di propaguli per nuove colonizzazioni, sia attraverso numerosi talli giovanili, indicativi di un continuo processo di rinnovamento e rafforzamento della popolazione locale. Relativamente limitata risulta la presenza di specie tipicamente associate a condizioni di disturbo o di degrado ambientale, quali *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia adscendens* e *Xanthoria parietina*, la cui presenza può essere interpretata come una possibile eredità di precedenti attività gestionali (Nascimbene et al., 2025). La flora lichenica del bosco di Tecchie (TEC) con sole 26 specie epifite censite appare, al contrario, meno diversificata e caratterizzata da una maggiore rappresentanza di licheni a

tallo crostoso con spiccato carattere pioniero, come nel caso emblematico di *Phlyctis argena*. A queste si affiancano alcune specie indicatrici di disturbo, tra cui *Candelaria concolor* e *Xanthoria parietina*. La popolazione di *Lobaria pulmonaria* a Tecchie è esigua e frammentata. Tale condizione potrebbe essere interpretata come indicativa di una fase di transizione da un contesto storicamente più disturbato verso condizioni ecologiche progressivamente più stabili e di maggiore naturalità, oppure come possibile eredità di una popolazione relitta legata a condizioni pregresse più favorevoli al suo sviluppo (Nascimbene et al., 2025). La prima ipotesi è quella più plausibile alla luce delle dinamiche storiche e naturali che hanno coinvolto l'area, dell'età inferiore degli alberi presenti a TEC rispetto a SPG, nonché della progressiva riduzione della pressione antropica dovuta anche a 40 anni di diversi regimi di tutela differenziata (da bosco comunale fino a Riserva naturale regionale). I risultati dell'analisi lichenica indicano che la complessità strutturale delle cenosi forestali e la presenza di alberi senescenti rappresentano fattori determinanti per il mantenimento di comunità epifitiche ricche e specializzate. Le due faggete, sebbene accomunate dal loro status di boschi vetusti, si distinguono per la complessità delle biocenosi e soprattutto per la differente velocità con cui avvengono al loro interno i processi ecosistemici.

4. CONCLUSIONI

L'indagine condotta sul territorio della Regione Marche ha consentito di individuare due faggete, a Tecchie (PU) e a Spina di Gualdo (MC), che soddisfano i requisiti previsti dalla normativa nazionale per la definizione di bosco vetusto. La presenza di due cenosi con tali caratteristiche in una regione come le Marche

non rappresenta un risultato scontato. Il paesaggio forestale regionale è infatti caratterizzato in larga prevalenza da boschi di proprietà privata (oltre l'85%, incluse le proprietà collettive), spesso tipologicamente semplificati e in gran parte di origine agamica, fortemente influenzati da una lunga e intensa storia di utilizzazione agro-silvo-pastorale che ha profondamente condizionato struttura e dinamiche dei soprassuoli. Ciò nonostante, i due popolamenti individuati evidenziano caratteri strutturali ed ecologici riconducibili a stadi avanzati di maturità forestale, caratterizzata da distribuzione diametrica disetaneiforme (sigmoide ruotata), elevato volume di massa legnosa in piedi, presenza significativa di necromassa e di tutti gli stadi silvigenetici, dalla rinnovazione alla senescenza. Le analisi dendrocronologiche attestano età particolarmente elevata dei faggi a Spina di Gualdo e confermano dinamiche incrementali differenti nei due siti, legate sia alle diverse condizioni stazionali sia alla loro differente utilizzazione pregressa. Le indagini sulla flora lichenica hanno ulteriormente confermato il valore ecologico di questi soprassuoli, in particolare nel caso di Spina di Gualdo che, per l'abbondante presenza di *Lobaria pulmonaria* e la notevole ricchezza di specie, si propone come un vero e proprio hotspot regionale. Nel complesso, i risultati ottenuti attestano che, anche in contesti forestali interessati dalle attività antropiche pregresse, possano persistere porzioni di bosco con caratteristiche di elevata naturalità. Nel caso delle faggete appenniniche, spesso localizzate in aree poco accessibili, l'abbandono delle pratiche colturali e pastorali, avvenuto a partire dal secondo dopoguerra, ha favorito, in alcuni casi, l'avvio di processi di maturazione naturale che, in assenza di interventi selvicolturali protratti per diversi decenni, hanno a volte consentito lo sviluppo di caratteristiche riconducibili alla vetustà. I quattro criteri ministeriali rap-

presentano certamente un passaggio fondamentale per la selezione e la caratterizzazione dei boschi vetusti a scala nazionale, tuttavia il concetto di vetustà rimane intrinsecamente complesso, poiché deriva dall'interazione di numerose variabili. Studi recenti condotti su foreste vetuste europee, come il Progetto LIFE-Prognoses, suggeriscono, ad esempio, di considerare ulteriori indicatori quantitativi quali il numero di alberi di grandi dimensioni e di età avanzata, il volume e la densità del legno morto, la complessità strutturale orizzontale e verticale, la composizione floristica, la presenza di dendro-microhabitat (TreMs) e l'occorrenza di specie indicatrici di stadi seriali avanzati. L'applicazione di tali criteri in contesti forestali come quelli dell'Appennino centrale solleva alcune questioni interpretative. In regioni come le Marche, l'Umbria o la Liguria, caratterizzate da una diffusa presenza di boschi di origine agamica e da una lunga storia di utilizzazioni intensive, può essere complicato definire con precisione alcuni parametri, come il grado di complessità strutturale, la reale disetaneità dei popolamenti, la diversità compositiva in formazioni pressoché monospecifiche o quantificare correttamente il mosaico silvigenetico. Analogamente, anche la valutazione e la classificazione dei dendro-microhabitat possono risultare condizionate dalla specifica origine e storia gestionale dei popolamenti. In questa prospettiva, anche la presenza della rinnovazione naturale da seme dovrebbe essere oggetto di una valutazione più approfondita, poiché la sua semplice presenza non garantisce necessariamente l'affermazione di nuove coorti arboree. Tutto ciò a conferma che la vetustà rappresenta una condizione ecologica complessa, difficilmente riconducibile alla mera applicazione di pochi parametri o indicatori. In tal senso, studi approfonditi delle dinamiche naturali e programmi di monitoraggio a lungo termine dei processi silvigenetici nei boschi

vetusti rappresentano strumenti essenziali per migliorare la comprensione di tali ecosistemi e orientare in modo più efficace le strategie di conservazione. Dal punto di vista gestionale, le misure di tutela dovrebbero essere calibrate caso per caso: in alcuni contesti la totale assenza di interventi può rappresentare la soluzione più appropriata, mentre in altri casi la creazione di aree buffer di rispetto può rappresentare una strategia efficace per garantire la tutela e la funzionalità ecologica dei nuclei vetusti. In tale prospettiva, la Rete nazionale dei boschi vetusti, rappresenta un progetto di grande rilevanza ecologica e culturale e che ci auguriamo sia un primo passo verso una comprensione più articolata e approfondita delle molteplici variabili che concorrono a definire la vetustà delle foreste. Tale obiettivo potrà essere perseguito attraverso un progressivo ampliamento delle conoscenze e una sempre maggiore integrazione con altre discipline nell'ambito dell'ecologia.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato realizzato nell'ambito dell'Accordo di programma, fra Regione Marche e Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Ambientali (D3A) dell'Università Politecnica delle Marche (UNIVPM) (DGR n. 1111 del 24/07/2023) per "la realizzazione di studi e ricerche applicate sugli Alberi monumentali d'Italia (AMI) vegetanti nelle Marche e sul censimento dei Boschi vetusti delle Marche, finalizzato alla costituzione della relativa Rete nazionale".

Gli autori desiderano esprimere un sincero ringraziamento al Comando Regione Carabinieri Forestale "Marche" ed ai relativi Gruppi e Nuclei regionali, per il coordinamento delle attività di segnalazione dei soprassuoli di interesse e per il supporto alle attività di campo. Gli autori ringraziano inoltre i responsabili

e il personale della Riserva Naturale Orientata del Bosco di Tecchie, dell'Unione Montana del Catria e del Nerone e della Riserva Naturale integrale dello Stato "Montagna di Torricchio" per le autorizzazioni e il supporto logistico allo svolgimento delle attività di ricerca all'interno di tali aree. Un sentito ringraziamento va al Prof. Juri Nascimbene e alle dott.sse Luana Francesconi e Chiara Pistocchi del Laboratorio di Floristica e Biosistemica Vegetale (BIOME-Lab) dell'Università di Bologna, che hanno realizzato il censimento e le analisi sulla flora lichenica epifita. Infine, gli autori desiderano ringraziare Lorena Baglioni, Enrico Tonelli, Mattia Balestra, Federico Fiorani dell'area Sistemi Forestali del D3A-UNIVPM che hanno collaborato alle varie fasi dei campionamenti e delle analisi dei dati, contribuendo in modo significativo alla realizzazione del presente lavoro.

RIASSUNTO

I boschi vetusti rappresentano ecosistemi forestali di elevato valore ecologico e conservazionistico, caratterizzati da elevata biodiversità e complessità strutturale. In Italia, l'identificazione e la tutela di tali formazioni è stata promossa dal quadro normativo nazionale e dall'istituzione della Rete nazionale dei boschi vetusti. In questo studio sono presentati i risultati dell'indagine condotta nella Regione Marche per individuare eventuali nuclei forestali con caratteristiche di vetustà. A partire da 21 siti preliminarmente selezionati, e sulla base di analisi dendrometrico-strutturali e osservazioni aerofotogrammetriche, sono state alla fine individuate due faggete con caratteri di vetustà nelle quali sono stati effettuati approfondimenti con analisi dendrocronologica e un censimento della flora lichenica epifita. Entrambi i popolamenti presentano strutture disetaneiformi, elevati volumi di massa legnosa e presenza significativa di necromassa e di rinnovazione da seme. In particolare, uno dei due siti ospita individui di faggio di oltre 350 anni e un'elevata diversità lichenica, confermandone il rilevante valore ecologico nel contesto forestale dell'Appennino centrale.

BIBLIOGRAFIA

- Alessandrini, A., Biondi, F., Di Filippo, A., Ziacco, E., & Piovesan, G. (2011). Tree size distribution at increasing spatial scales converges to the rotated sigmoid curve in two old-growth beech stands of the Italian Apennines. *Forest Ecology and Management*, 262(10), 1950–1962. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.025>
- Barbati, A., Salvati, R., Ferrari, B., Di Santo, D., Quatrini, A., Portoghesi, L., Travaglini, D., Iovino, F., & Nocentini, S. (2012). Assessing and promoting old-growthness of forest stands: Lessons from research in Italy. *Plant Biosystems*, 146(1), 167–174. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.650730>
- Blasi, C., Burrascano, S., Maturani, A., & Sabatini, F. M. (a cura di). (2010a). *Le foreste vetuste in Italia*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM).
- Blasi, C., Marchetti, M., Chiavetta, U., Aleffi, M., Audisio, P., Azzella, M.M., Brunialti, G., Capotorti, G., Del Vico, E., Lattanzi, E., Persiani, A. M., Ravera, S., Tilia, A., & Burrascano, S. (2010b). Multi-taxon and forest structure sampling for identification of indicators and monitoring of old-growth forest. *Plant Biosystems*, 144(1), 160–170. <https://doi.org/10.1080/11263500903560538>
- Brunialti, G., Frati, L., & Ravera, S. (2015). Structural variables drive the distribution of the sensitive lichen *Lobaria pulmonaria* in Mediterranean old-growth forests. *Ecological Indicators*, 53, 37–42. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.023>
- Buchwald, E. (2005). A hierarchical terminology for more or less natural forests in relation to sustainable management and biodiversity conservation. In FAO (a cura di), *Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions*, Rome, 11-19 January 2005. https://forestsandco.wordpress.com/wp-content/uploads/2015/11/buchwald_2002_definitions.pdf
- Calamini, G., Maltoni, A., Travaglini, D., Iovino, F., Nicolaci, A., Menguzzato, G., Corona, P., Ferrari, B., Di Santo, D., Chirici, G., & Lombardi, F. (2011). Stand structure attributes in potential Old-Growth Forests in the Apennines, Italy. *L'Italia Forestale e Montana / Italian Journal of Forest and Mountain Environments*, 66(5), 365–381. <https://doi.org/10.4129/ifm.2011.5.01>
- CREA - Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria. (2020). *Carta Forestale d'Italia (CFI2020)* [Dataset]. Sistema Informativo Nazionale delle Foreste e delle Filiere Forestali (SIN-For). <https://cfi-sinfor.crea.gov.it/>
- Di Filippo, A., Biondi, F., Piovesan, G., & Ziacco, E. (2017). Tree ring-based metrics for assessing old-growth forest naturalness. *Journal of Applied Ecology*, 54(3), 737–749. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12793>
- European Commission. (2023). *Guidelines for defining, mapping, monitoring and strictly protecting EU primary and old-growth forests*. European Commission.
- European Environment Agency (EEA). (2024). *Copernicus Land Monitoring Service data* [Dataset]. <https://land.copernicus.eu/>
- Gasparini, P., Di Cosmo, L., Floris, A., Notarangelo, G., & Rizzo, M. (2016). *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio INFC2015*. Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale (CREA-MPF); Corpo Forestale dello Stato, Ministero per le Politiche Agricole, Alimentari e Forestali.
- Goff, F. G., & West, D. (1975). Canopy-understory interaction effects on forest population structure. *Forest Science*, 21(2), 98–108. <https://doi.org/10.1093/forestscience/21.2.98>
- Google LLC. (2025). *Google Earth Pro* (Versione 7.3) [Software]. <https://earth.google.com/>
- INFC. (2015). *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio. Metodi e risultati della terza indagine nazionale*. CREA.
- IPLA. (2001). *Inventario e Carta Forestale della Regione Marche*. Assessorato all'Agricoltura e Foreste, Regione Marche.
- Lábusová, J., Morrissey, R. C., Trotsiuk, V., Janda, P., Bače, R., Čada, V., Mikoláš, M., Mrhalová, H., Schurman, J. S., Svobodová, K., Matějů, L., Synek, M., & Svoboda, M. (2019). Patterns of forest dynamics in a secondary old-growth beech-dominated forest in the Jizera Mountains Beech Forest Reserve, Czech Republic. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 12(1), 17–26. <https://doi.org/10.3832/for2702-011>
- Larsson, L. (2014). *CooRecorder and Cdendro programs of the CooRecorder/Cdendro package* (Versione 7.7) [Software].
- Motta, R., Garbarino, M., Lingua, E., Lombardi, F., & Tognetti, R. (2022). La ricerca italiana ed il ruolo della comunità scientifica nella realizzazione dell'Albo nazionale delle "Foreste vetuste". *Forest@*, 19(1), 36–48. <https://doi.org/10.3832/efor4110-019>

- Nascimbene, J., Francesconi, L., & Pistocchi, C. (2025). *Indagine sui licheni epifiti in due boschi vetusti delle Marche*. UNIBO-UNIVPM.
- Nascimbene, J., Marini, L., & Nimis, P. L. (2007). Influence of forest management on epiphytic lichens in a temperate beech forest of northern Italy. *Forest Ecology and Management*, 247(1-3), 43–47. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.011>
- Pignatti, S. (1979). *I biotopi d'Italia*. Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR). Collana del Programma Finalizzato Promozione della Qualità dell'Ambiente.
- Piovesan, G., Di Filippo, A., Alessandrini, A., Biondi, F., & Schirone, B. (2005). Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth *Fagus* forest in the Apennines. *Journal of Vegetation Science*, 16(1), 13–28. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02334.x>
- Regione Marche. (1992). *Piano Paesistico Ambientale Regionale (PPAR). Emergenze botanico-vegetazionali*. Regione Marche.
- Regione Marche. (2012). *Inventario delle Formazioni Vegetazionali Monumentali*. Regione Marche.
- Regione Marche. (2013). *Elenco delle Aree Floristiche delle Marche*. Servizio Ambiente e Tutela del Territorio, Regione Marche.
- Sabatini, F. M., Burrascano, S., Lombardi, F., Chirici, G., & Blasi, C. (2015). An index of structural complexity for Apennine beech forests. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 8(3), 314–323. <https://doi.org/10.3832/ifor1160-008>
- Stefani, A., & Romano, R. (2024). Direzione generale dell'economia montana e delle foreste: i primi cinque anni di attività. *Forest@*, 21(1), 60–71. <https://doi.org/10.3832/efor4692-021>
- 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 Nazionale per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale.
- Taffetani, F. (A cura di). (2020). *I boschi residui delle Marche. Un patrimonio culturale, ecologico, economico insostituibile per la qualità del paesaggio e la sostenibilità ambientale degli agroecosistemi*. Quaderni del Consiglio Regionale delle Marche. https://www.consiglio.marche.it/informazione_e_comunicazione/pubblicazioni/quaderni/pdf/335.pdf
- Urbinati, C. (A cura di). (2016). *Lavorare in bosco nelle Marche: indirizzi e applicazioni di selvicoltura e caratteristica forestale*. STIBU.
- Urbinati, C., Iorio, G., Allegrezza, M., & D'Ottavio, P. (2014). *Forestpas2000: Foreste e Pascoli della Rete Natura 2000 - Indirizzi di gestione sostenibile in Italia centrale*. STIBU.
- Vitali, A., Tesei, G., Allegrezza, M., Garbarino, M., Iorio, G., & Urbinati, C. (2025). Influence of previous coppice management on stand structure and vegetation diversity of 9210* Habitat beech forests in the Central Apennines (Italy). *Applied Vegetation Science*, 28(1), e70008. <https://doi.org/10.1111/avsc.70008>



Monumental trees of the Marche Region: monitoring, stability assessment and management guidelines

Gli alberi monumentali della Regione Marche: monitoraggio, valutazione di stabilità e indirizzi gestionali

Tommaso Spilli ^(a) - Gianmarco Braconi ^{(a)(*)} - Alessandro Vitali ^(a) - Fabio Gennaretti ^(a)
Sergio Murolo ^(a) - Carlo Urbinati ^(a)

^(a) Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari ed Ambientali, Università Politecnica delle Marche; via Brecce Bianche 10 - 60131 Ancona, Italia.

^(*) Corresponding Author; braconigianmarco@gmail.com

Abstract: The monumental tree represents a biological and cultural asset of exceptional relevance, constituting a living botanical archive, a legacy of resilience and a reservoir of biodiversity. In Italy, within the national framework established by Law 10/2013, the Ministry of Agriculture, Food Sovereignty and Forests (MASAF) has promoted a nationwide monitoring program of monumental trees. This study focuses on the monitoring carried out on all the specimens previously recorded in the Marche region and included in the National Register of Monumental Trees of Italy. A monitoring protocol was specifically developed to enable the systematic collection of morphological, ecological, phytopathological and mechanical data. Stability assessment procedures were then conducted in accordance with the technical guidelines of the Italian Society of Arboriculture (SIA). For each tree dendrometric measurements and VTA analyses were performed and, when necessary, also instrumental detection, such as sonic tomography and dendrodensitometry. A total of 113 monumental trees were monitored, predominantly classified as *Quercus pubescens* and *Cedrus libani*, measuring dendrometric parameters, assessing structural and functional conditions and prescribing management requirements. Most of the trees are globally in good conditions but, due to their size and age, they are not free of wounds, depressions, fissures and cavities. Targeted interventions, including pruning, dynamic cabling, soil improvement, sonic tomography and valorization measures, were prescribed to reduce risk and enhance conservation and cultural value. Overall, this work, besides accomplishing institutional requirements is a valid contribution to the establishment of a replicable, scientifically grounded operational model for the protection, monitoring and valorization of monumental trees.

Key words: Italian monumental trees; Visual Tree Assessment (VTA); urban and peri-urban forestry; risk management; tree conservation.

Citation: Spilli, T., Braconi, G., Vitali, A., Gennaretti, F., Murolo, S., & Urbinati, C. (2026). Gli alberi monumentali della Regione Marche: monitoraggio, valutazione di stabilità e indirizzi gestionali. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 80–93. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1227>

Received: 27/02/2026 **Revised version:** 03/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUZIONE

Gli alberi costituiscono una componente fondamentale di gran parte degli ecosistemi terrestri e forniscono risorse energetiche e alimentari (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Peterken, 1996). Parallelamente a tali funzioni primarie, alcuni esemplari arborei hanno assunto nel tempo un valore simbolico e identitario, non soltanto in virtù delle loro dimensioni eccezionali. Essi contribuiscono a caratterizzare luoghi, tradizioni e paesaggi, configurandosi come testimoni di eventi storici, credenze religiose, pratiche culturali e narrazioni collettive (Rival, 1998; Schama, 1995). Tali alberi, dotati di una valenza di monumento culturale, sono presenti da lungo tempo nel territorio nazionale, sebbene il loro riconoscimento a livello normativo sia relativamente recente. In Italia, un primo percorso strutturato di riconoscimento ebbe avvio nel 1982, ad opera del Corpo Forestale dello Stato, con il “Censimento nazionale degli alberi di notevole interesse”, che raccolse circa 22.000 segnalazioni e condusse all’individuazione di 1.255 esemplari di particolare rilevanza ambientale e culturale, dei quali 150 furono classificati di “eccezionale valore storico e monumentale” (Corpo Forestale dello Stato, 1982; Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, s.d.). Tale iniziativa rappresentò un passaggio significativo per la valorizzazione del patrimonio arboreo nazionale, pur in assenza di un quadro normativo organico di riferimento (Corpo Forestale dello Stato - Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, s.d.; Ghedini & Tovoli, 2022). La Legge 14 gennaio 2013, n. 10, “Norme per lo sviluppo degli spazi verdi urbani”, entrata in vigore il 1° febbraio 2013, ha definito per la prima volta, all’articolo 7, comma 1, il concetto di “albero monumentale”, introducendo specifiche misure di tutela e imponendo ai Comuni l’ob-

bligo di procedere al censimento degli esemplari presenti sul proprio territorio entro un anno dall’entrata in vigore della norma (Legge n. 10/2013). Con il Decreto Ministeriale 23 ottobre 2014 sono stati quindi istituiti l’Elenco degli Alberi Monumentali d’Italia (AMI) e i criteri direttivi per la loro individuazione e catalogazione (D.M. 23 ottobre 2014). Il primo elenco ufficiale degli AMI è stato pubblicato nel dicembre 2017 e comprendeva 2.407 alberi o sistemi omogenei di alberi (D.M. prot. n. 5450, 19 dicembre 2017). L’elenco è oggetto di aggiornamento annuale, mediante la rimozione degli esemplari morti o abbattuti e l’inserimento di nuovi elementi censiti. L’aggiornamento più recente, datato 23 ottobre 2025, riporta un totale di 4.944 alberi o sistemi omogenei di alberi iscritti a livello nazionale (D.M. prot. n. 0569045, 23 ottobre 2025; Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali - Direzione Generale delle Foreste, 2025). In attuazione delle misure di tutela previste dalla normativa vigente, alla fine del 2023 la Regione Marche ha promosso specifiche attività di monitoraggio attraverso l’accordo denominato “Tutela e valorizzazione degli Alberi Monumentali d’Italia (AMI)”, stipulato con l’Università Politecnica delle Marche (UNIVPM). Nell’ambito di tale accordo, l’Area Sistemi Forestali del Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Ambientali (D3A) è stata incaricata di svolgere attività di monitoraggio finalizzate a fornire indicazioni operative per la gestione degli alberi monumentali, mediante interventi puntuali, mirati e pianificati, orientati al recupero delle funzionalità biologiche e strutturali degli esemplari, alla massimizzazione della loro longevità e alla loro valorizzazione ambientale e socioculturale. Sulla base dei dati disponibili presso il Ministero dell’Agricoltura, della Sovranità Alimentare e delle Foreste (MASAF), nella Regione Marche, al momento del primo censimento nazionale, risultavano

censiti 123 alberi o sistemi omogenei di alberi, numero rimasto invariato all'aggiornamento del 2023. Ogni AMI è corredato da un insieme strutturato di informazioni utili alla sua identificazione e localizzazione, comprendenti dati dimensionali e caratteristiche di monumentalità riferite al momento dell'iscrizione nell'elenco nazionale. La normativa regionale marchigiana contempla inoltre, ai sensi dell'art. 2, lett. l) della Legge Forestale Regionale, la categoria delle Formazioni Vegetali Monumentali (FVM), definizione più ampia di quella nazionale in quanto comprende non solo esemplari arborei singoli ma anche altre formazioni vegetali di particolare interesse storico-culturale o naturalistico-paesaggistico (Guidi et al., 2012; Guidi, 2014). Il Censimento delle FVM, avviato dal Corpo Forestale dello Stato nel 2009, ha individuato 397 formazioni dichiarate monumentali, raccogliendo per ciascuna parametri morfologici, biologici e localizzativi, e ha costituito un patrimonio conoscitivo utile per l'attività di monitoraggio in oggetto.

Nel presente articolo sono descritte le attività definite nell'accordo istituzionale tra Regione Marche e UNIVPM-D3A, finalizzate al monitoraggio degli Alberi Monumentali d'Italia (AMI) presenti nel territorio regionale. In particolare, il lavoro ha previsto la raccolta standardizzata di dati dendrometrici, strutturali, fitosanitari e di contesto, con l'obiettivo di supportare la valutazione della stabilità degli esemplari e la definizione delle relative priorità gestionali. A tal fine è stata sviluppata una scheda di rilievo, finalizzata all'integrazione delle informazioni dendrometriche, di contesto, di sicurezza e di stabilità generale per ciascun AMI, con elevato livello di dettaglio arboricoltura. Tale approccio ha consentito di introdurre in modo sistematico gli elementi necessari alla valutazione della stabilità degli alberi. Inoltre, sono state fornite all'ufficio regionale competente: i) copie digitali delle

schede VTA relative a ciascun elemento monitorato (albero o filare), ii) relativa documentazione fotografica associata ed eventuali referti di analisi strumentali, iii) file in formato GeoPackage contenente l'insieme delle coordinate aggiornate e armonizzate sul medesimo sistema di riferimento.

2. MATERIALI E METODI

2.1 *La scheda di monitoraggio*

La trascrizione delle numerose informazioni derivanti dall'osservazione degli alberi monumentali è un'operazione complessa; pertanto, al fine di ottimizzare i tempi e aumentare l'efficacia della valutazione di stabilità, è stata elaborata una scheda di monitoraggio che ha consentito di sistematizzare i dati raccolti, formulare un giudizio di sintesi sulla stabilità degli individui e proporre eventuali interventi di gestione e valorizzazione. L'impostazione della scheda segue un approccio di valutazione integrata dell'albero, che integra osservazioni visive, analisi strutturali e considerazioni sul contesto ambientale (Mattheck & Breloer, 1994; Mattheck, 2007). La scheda è strutturata in nove sezioni distinte: la prima comprende i dati già presenti nelle schede di censimento AMI, relativi alla localizzazione geografica, alle dimensioni e alle caratteristiche di monumentalità. Segue una sezione dedicata al contesto del sito, con le condizioni ambientali in cui l'albero vegeta e le eventuali interferenze o conflitti con l'ambiente circostante, elementi ritenuti fondamentali nella valutazione della stabilità e della sicurezza (Mattheck & Breloer, 1994). La terza sezione raccoglie informazioni sulla qualità del suolo. La quarta è dedicata alla gestione del rischio, con l'individuazione dei potenziali bersagli interessati da un eventuale cedimento dell'individuo o di sue parti. La quinta descrive lo stato fitosanitario, lo stadio di sviluppo e

la morfologia delle componenti strutturali: apparato radicale, colletto, fusto, castello, rami e chioma. La sesta riporta i sintomi rilevati sulle medesime componenti strutturali (Mattheck & Breloer, 1994; Mattheck, 2007). La settima, redatta in conformità al protocollo della Società Italiana di Arboricoltura (SIA, 2018), riporta la classificazione della propensione al cedimento, le considerazioni fitosanitarie di sintesi e le tempistiche per il successivo controllo. L'ottava riporta, ove disponibili, informazioni relative a interventi gestionali pregressi, valutazioni di stabilità e danni riconducibili a eventi meteorici. La scheda si conclude con una nona sezione in cui sono specificati il tipo di indagine effettuata, le prescrizioni per la gestione dell'albero monumentale e le possibili strategie di valorizzazione (Tabella 1).

2.2 Valutazione visiva della stabilità degli alberi monumentali

La valutazione dello stato di conservazione e della stabilità strutturale degli alberi monumentali è stata eseguita seguendo metodologie consolidate e riconosciute a livello scientifico, applicando la metodologia di analisi visiva VTA (*Visual Tree Assessment*) (Mattheck & Breloer, 1994; Mattheck, 2007). Tale approccio non fornisce risposte deterministiche, ma supporta il valutatore nell'individuazione di potenziali condizioni di rischio strutturale attraverso l'osservazione sistematica dei sintomi esterni e dei meccanismi di compensazione biomeccanica dell'albero. Il procedimento VTA si articola in tre livelli progressivi di approfondimento, valutazione speditiva, ordinaria e avanzata, la cui applicazione dipende dalla complessità strutturale dell'esemplare e dalla gravità dei segnali rilevati. In funzione del livello di indagine richiesto, possono essere impiegati strumenti diagnostici integrativi di tipo strumentale (Wessolly & Erb, 1998). In associazione al VTA è stato adottato anche il protocollo di

valutazione della stabilità degli alberi proposto dalla Società Italiana di Arboricoltura (SIA), che declina il processo valutativo in quattro fasi fondamentali: anamnesi, diagnosi, prognosi e terapia (SIA, 2015). Al termine dell'analisi, a ciascun esemplare viene attribuita una Classe di Propensione al Cedimento (CPC), che sintetizza il livello di pericolosità riscontrato e definisce il relativo intervallo temporale di monitoraggio e rivalutazione.

2.3 Dati dendrometrici e qualitativi

La raccolta dei dati è stata effettuata mediante l'impiego di strumentazione standardizzata comunemente utilizzata nel monitoraggio arboricolturale, al fine di garantire accuratezza, confrontabilità e replicabilità delle misurazioni (Lonsdale, 1999). I dati raccolti sono stati confrontati con le informazioni già presenti nell'elenco regionale degli Alberi Monumentali d'Italia, così da consentire il confronto temporale e la valutazione di eventuali accrescimenti o discrepanze riconducibili alle fasi di censimento. Le circonferenze del fusto sono state misurate con cordella metrica, applicata secondo le modalità convenzionali a circa 1,3 m da terra, salvo impedimenti morfologici, come indicato nelle pratiche arboricolturali e nelle linee guida per la valutazione degli alberi (SIA, 2015). Le altezze totali, di inserzione delle chiome e il loro diametro sono state misurate con il distanziometro/ipsometro laser TruePulse 200L, ampiamente utilizzato in ambito forestale e arboricolturale per la sua precisione, affidabilità e rapidità di utilizzo (Pretzsch, 2009). Il controllo visivo del colletto e dell'emergenza radicale è stato supportato dall'uso di una zappetta, impiegata per la rimozione localizzata del terreno in eccesso e per l'individuazione di eventuali anomalie strutturali o fitosanitarie, in coerenza con le procedure di analisi visiva preliminare descritte nei protocolli di valutazione della stabilità (Mattheck & Breloer, 1994). L'osserva-

Tabella 1 - Struttura della scheda di monitoraggio degli Alberi Monumentali d'Italia (AMI) della Regione Marche.

Sezione	Contenuto
1. Dati identificativi e dimensionali	ID albero, specie, quota, coordinate (WGS84), proprietà, accessibilità, dati catastali, criteri di monumentalità; circonferenza, altezza totale e diametro della chioma (valori pregressi e attuali)
2. Contesto di sito	Zona urbanistica, tipo di sito, posizione della pianta, conflitti con l'ambiente circostante (asfalto, sottoservizi, cavi aerei, rampicanti, ecc.)
3. Sito di radicazione	Erosione, fertilità, permeabilità e pendenza del suolo
4. Gestione del rischio	Tipologia e stima della presenza di bersagli (edifici, viabilità, pedoni, ciclisti, autoveicoli)
5. Morfologia e stato vegetativo	Stato vegetativo, stadio di sviluppo, posizione sociale; morfologia di apparato radicale, colletto, fusto, castello e chioma
6. Sintomi	Difetti, anomalie e agenti biotici rilevati su ciascuna componente strutturale (radici, colletto, fusto, castello, rami e chioma)
7. Classificazione fitostatica	Classe di propensione al cedimento (A-D); diagnosi delle condizioni vegetative e fitosanitarie; intervallo di ricontrollo
8. Interventi e cedimenti pregressi	Potature, consolidamenti, eventi naturali (sbrancamenti, danni da fulmine, gelate, ecc.), analisi strumentali pregresse
9. Prescrizioni e valorizzazione	Tipo di controllo effettuato, interventi prescritti, opere di valorizzazione presenti e da inserire (pannelli didattici, recinzioni, sentieri, aree di rispetto)

zione di porzioni elevate della chioma o di aree non direttamente visibili è stata effettuata mediante binocolo (Lonsdale, 1999). La verifica preliminare della presenza di cavità, carie o discontinuità interne del fusto è stata eseguita mediante percussione con martello a testa gommata, tecnica che consente di rilevare variazioni acustiche indicative di vuoti interni o alterazioni del legno (Mattheck & Breloer, 1994; Smiley et al., 2017). A integrazione dei rilievi da terra, è stato utilizzato un drone DJI Mini 3 Pro per l'acquisizione di immagini aeree e fotografiche d'insieme e di dettaglio. L'impiego di sistemi UAV nel monitoraggio arboreo consente una documentazione efficace dello stato della chioma, delle interazioni con il contesto e dell'assetto strutturale complessivo, riducendo al contempo i rischi operativi e migliorando la qualità del

dato raccolto (Puig & Felicísimo, 2012). Le immagini e i video acquisiti hanno consentito la creazione di una libreria digitale dedicata per ciascun esemplare.

2.4 Analisi strumentali

I sintomi osservabili esternamente sugli alberi monumentali possono essere interpretati come risposte biomeccaniche dell'individuo arboreo quando risultano chiaramente riconoscibili e valutabili mediante osservazione diretta. In tali condizioni, il processo di analisi visiva previsto dalla metodologia VTA può considerarsi concluso, in quanto lo stato strutturale dell'albero risulta sufficientemente definito per esprimere una valutazione attendibile (Mattheck, 2007). Nei casi in cui, permangano incertezze interpretative relative a difetti o sintomi potenzialmente incidenti

sulla stabilità dell'albero, si rende necessario procedere con approfondimenti diagnostici mediante indagini strumentali, in linea con un approccio progressivo e gerarchico alla valutazione del rischio. Tra le tecniche diagnostiche avanzate, in questo progetto sono stati impiegati il penetrometro e la tomografia sonora, strumenti ampiamente utilizzati nella diagnostica arboricoltura per la valutazione delle condizioni del legno all'interno di fusti o grandi branche (Nicolotti & Miglietta, 1998; Wessolly & Erb, 2016). Il penetrometro utilizzato è stato il ResiPD 400 (IML), strumento semi-invasivo dotato di una punta elicoidale di circa 2 mm di diametro e lunghezza fino a 40 cm, azionata da un motore elettrico a batteria. Lo strumento registra in continuo la resistenza opposta dal legno all'avanzamento della punta, restituendo un profilo grafico visualizzabile sul display integrato; valori ridotti o assenti indicano la presenza di carie, degradazioni o cavità interne (Rinn, 2014). La tomografia sonora è stata eseguita posizio-

nando una serie di sensori lungo la circonferenza della superficie che si vuole ispezionare (colletto, fusto, branca). Attraverso impulsi generati da un martello, le onde sonore attraversano la sezione e vengono registrate dai sensori opposti; i tempi di percorrenza misurati vengono elaborati per produrre un tomogramma bidimensionale dello stato interno del legno (Nicolotti et al., 2003; Gilbert & Smiley, 2004; Wang et al., 2007). Il supporto strumentale alla valutazione della stabilità è stato applicato esclusivamente in casi selezionati nei quali era stata accertata o fortemente presunta la presenza di cavità, processi di degradazione del legno e/o alterazioni strutturali interne. In tali contesti, le indagini tomografiche e/o le prove resistografiche sono state eseguite con finalità di approfondimento diagnostico, al fine di caratterizzare l'estensione e la distribuzione delle discontinuità interne e di supportare in modo oggettivo il processo decisionale relativo alla gestione e al monitoraggio degli esemplari (Figura 1).

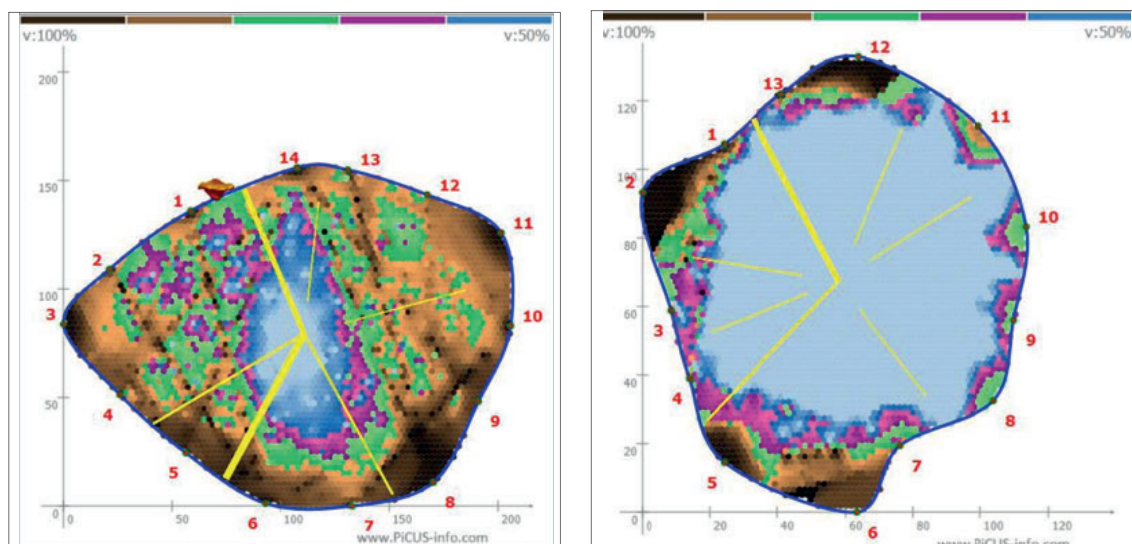


Figura 1 - Esempi di tomogrammi bidimensionali. A sx cavità fisiologica al centro del fusto in esemplare di roverella nella quale si evidenzia una cavità diffusa, circondata da legno molto degradato ma ben compartimentalizzato. La condizione appare fisiologica date le dimensioni dell'albero e l'età. A dx cavità patologica in robinia, che per la gran parte della sezione presenta segni di alterazione con estesa cavità. La condizione è la conseguenza delle ripetute capitozzature. Le ridotte sezioni di legno sano sono riconducibili a isolate colonne cambiali.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1 Inquadramento generale degli AMI della Regione Marche

I 123 AMI censiti sono distribuiti in tutte le province marchigiane (Figura 2), soprattutto nella provincia di Ancona, con 37 alberi o sistemi omogenei di alberi, dove il solo Comune di Fabriano ne ospita 9, record regionale. Quasi il 50% degli AMI censiti appartiene alla specie *Quercus pubescens* (Figura 2). Nell'elenco sono inoltre presenti altre 32 specie arboree (Tabella 2); le più ricorrenti sono *Cedrus libani* A. Richard (6 esemplari), *Morus alba* L. (5 esemplari), *Fagus sylvatica* L. (4 esemplari) e *Quercus ilex* L. (4 esemplari). Il 53% degli AMI monitorati si trova in territorio extra-urbano, ovvero in seminativi, pascoli e boschi, mentre il 47% è localizzato in parchi, giardini e aree

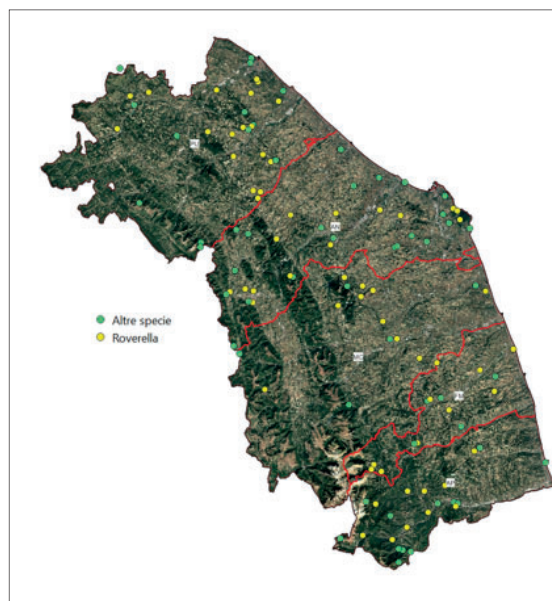


Figura 2 - Distribuzione degli AMI nel territorio regionale marchigiano con distinzione tra roverella e altre specie.

Tabella 2 - Ripartizione degli AMI monitorati per specie botanica (n = 113).

Specie	Nome comune	N	% (n = 113)
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	Roverella	59	52,2
<i>Cedrus libani</i> A. Richard	Cedro del Libano	6	5,3
<i>Morus alba</i> L.	Gelso bianco	5	4,4
<i>Fagus sylvatica</i> L.	Faggio	4	3,5
<i>Quercus ilex</i> L.	Leccio	4	3,5
<i>Taxus baccata</i> L.	Tasso	3	2,7
<i>Cupressus sempervirens</i> L.	Cipresso	3	2,7
<i>Platanus acerifolia</i> (Aiton) Willd.	Platano comune	2	1,8
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pino d'Aleppo	2	1,8
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Frassino maggiore	2	1,8
<i>Castanea sativa</i> Mill.	Castagno	2	1,8
<i>Acer monspessulanum</i> L.	Acero minore	2	1,8
Altre specie (n=1) ¹	19 specie	19	16,8
Totale		113	100,0

¹ Specie rappresentate da un unico esemplare: *Abies pinsapo* Boiss., *Acer negundo* L., *Cedrus atlantica* (Endl.) Manetti ex Carrière, *Cornus mas* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Ginkgo biloba* L., *Ilex aquifolium* L., *Morus nigra* L., *Platanus orientalis* L., *Pyrus pyraster* (L.) Burgsd., *Quercus cerris* L., *Quercus robur* L., *Quercus suber* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Sorbus torminalis* (L.) Crantz, *Sorbus domestica* L., *Tilia × europaea* L., *Tilia platyphyllos* Scop., *Ulmus minor* Mill.

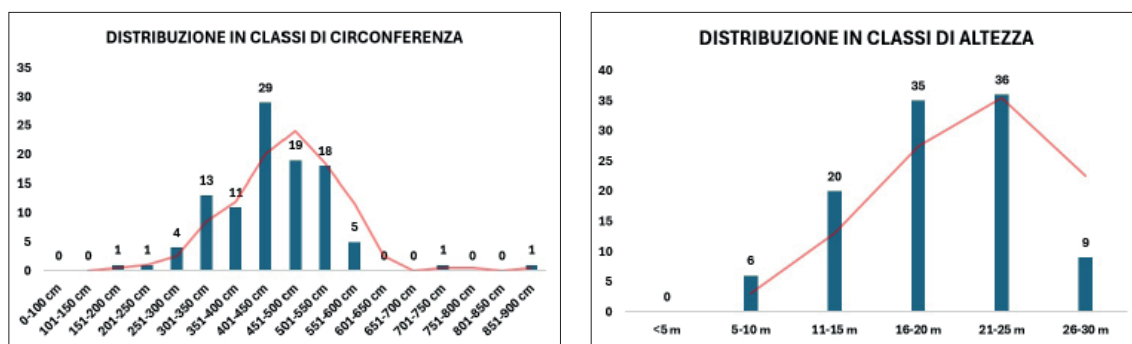


Figura 3 - A sx distribuzione per classi di circonferenza (esemplari singoli con fusto monocrmico a m 1,30); a dx distribuzione per classi di altezza; in rosso è riportata la media mobile con finestra pari a 2.

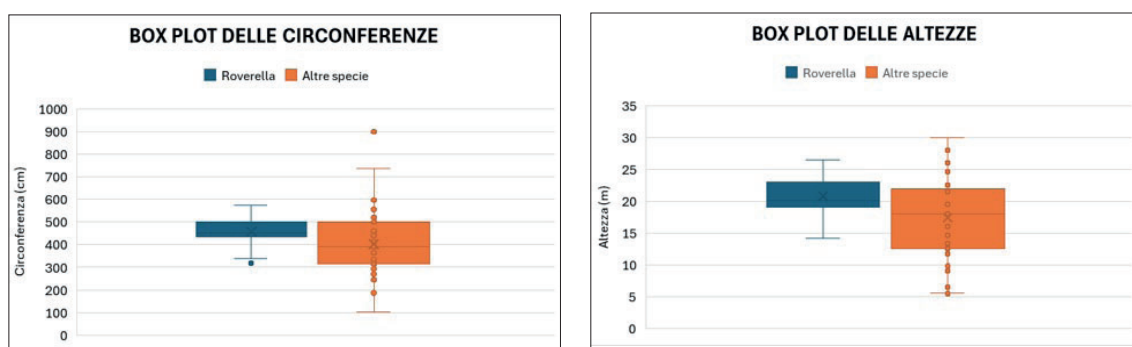


Figura 4 - Box plot delle circonferenze a sx e delle altezze a dx degli AMI delle Marche. In blu sono riportati i valori relativi alla roverella, in arancione quelli delle altre specie.

urbanizzate (parcheggi, alberature stradali, piazze). L'uso del suolo nel contesto circostante è, nel 45% dei casi, prevalentemente agricolo. Oltre il 66% degli AMI marchigiani si trova a un'altitudine inferiore a 500 m s.l.m., mentre solo il 17% è ubicato al di sopra dei 1000 m s.l.m.

3.2 Risultati del monitoraggio

Il monitoraggio è stato condotto tra dicembre 2023 e agosto 2025 e ha interessato complessivamente 113 elementi, comprendenti individui singoli, gruppi o filari, escludendo gli esemplari risultati morti (1 caso) o non accessibili al momento del rilievo per motivi legati a proprietà private o a inaccessibilità (9 casi). L'analisi dei parametri dimensionali evidenzia una distribuzione gaussiana delle cir-

conferenze, con moda nella classe 401-450 cm (DBH 127-143 cm), media pari a 430,25 cm e deviazione standard di $\pm 112,57$ (Figure 3 e 4), circonferenza minima di 170 cm e massima di 900 cm (DBH 54-286 cm). La distribuzione delle altezze presenta un range più ampio, con moda nella classe 21-25 m, media pari a 19,08 m e deviazione standard di ± 5 (Figure 3 e 4). L'individuo con la maggiore circonferenza è un platano orientale (*Platanus orientalis* L.), denominato "Platano del Piccioni", localizzato nel comune di Ascoli Piceno (AP), con una circonferenza di 900 cm (Figura 5). L'altezza massima, pari a 30 m, è stata rilevata per un esemplare di faggio (*Fagus sylvatica* L.) situato in ambito forestale in località San Gerbone (AP). Circa l'80% degli AMI delle Marche presenta livelli di vigoria compresi

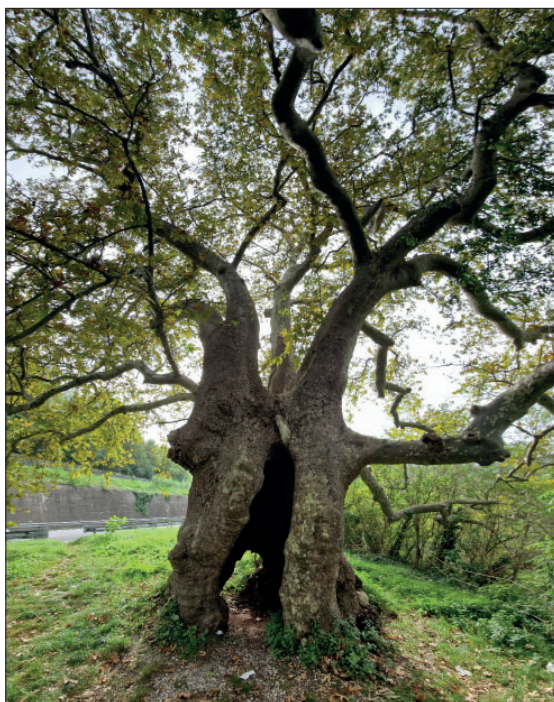


Figura 5 - Gli esemplari AMI di roverella a San Marcello (001/H979/AN/11) e di platano ad Ascoli Piceno (005/A462/AP/11).

tra “buono” e “discreto”. Le strutture legnose nella grande maggioranza dei casi non evidenziano compromissioni significative delle funzioni portanti; analogamente, gli apparati fogliari appaiono mediamente in buone condizioni strutturali e funzionali. Gli individui classificati in condizioni “stentate” o “deperenti” rappresentano il 14%. Relativamente alla trasparenza delle chiome, oltre il 75% degli

Tabella 3 - Principali anomalie strutturali e fitosanitarie rilevate negli AMI della Regione Marche (n = 113).

Anomalia / difetto	N	% (n = 113)
Lesioni	88	78,0
Legno disfunzionale	82	73,0
Depressioni al colletto e/o fusto	32	28,0
Cretti longitudinali sul fusto	21	19,0
Cavità su colletto e/o fusto	19	17,0
Disseccamenti in chioma	77	68,0
Anastomosi in chioma	17	15,0
Fori di alimentazione picidi	11	10,0

AMI marchigiani presenta livelli compresi tra “trascurabile” e “moderata”, mentre il restante 25% tra “intenso” e “grave”. È stata rilevata la presenza di difetti strutturali e anomalie ricorrenti nelle diverse specie censite (Tab. 3). Tra le anomalie più ricorrenti si annoverano lesioni (78%), legno disfunzionale (73%), disseccamenti in chioma (68%), depressioni al colletto e/o al fusto (28%), cretti longitudinali sul fusto (19%), cavità su colletto e/o fusto (17%) e anastomosi in chioma (15%). Il campionamento dei carpofori fungini ha permesso di identificare *Ganoderma* come genere più diffuso. È stata inoltre registrata la presenza di *Cerambyx cerdo*, inserito nella Lista Rossa IUCN nelle categorie “Vulnerabile” (VU) a livello globale e *Least Concern* (LC) a livello nazionale. I fori di alimentazione dei picidi sono stati rilevati nel 10% degli esemplari, nelle grandi branche. Nelle valutazioni finali, a ciascun individuo arboreo è stata assegnata una classe di propensione al cedimento. La quasi totalità degli individui risulta distribuita nelle classi B e C (Figura 6). Solo 6 individui (7%) sono sta-

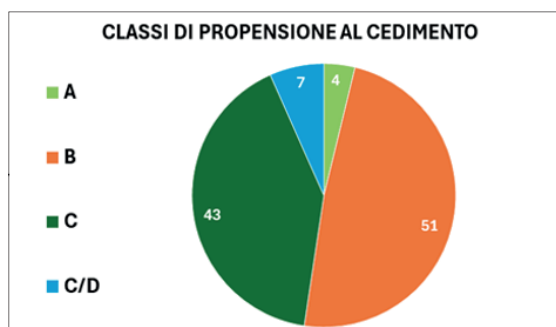


Figura 6 - Classi di propensione al cedimento rilevate secondo il disciplinare della Società Italiana di Arboricoltura negli AMI delle Marche.

ti classificati nella classe C/D, mentre nessun esemplare è stato assegnato alla classe D.

3.3 Prescrizione e interventi di mitigazione del rischio

Le prescrizioni costituiscono un insieme di interventi, analisi e/o verifiche periodiche finalizzate alla riduzione del livello di rischio associato a un individuo arboreo. Le prescrizioni sono state definite in modo specifico per ciascun esemplare, sulla base delle condizioni strutturali e fitosanitarie e del contesto ambientale di inserimento. Con riferimento alla chioma, le prescrizioni più frequentemente adottate hanno riguardato la rimozione di branche e rami secchi o fortemente compromessi (51%). Negli individui che presentavano segni di regressione apicale è stata prescritta una riduzione controllata della chioma, modulata secondo differenti livelli di intensità (12%). Sono stati prescritti interventi di consolidamento dinamico mediante sistemi di ancoraggio flessibili, generalmente costituiti da cavi sintetici ad alta resistenza (23%). È stata prescritta la scopertura e il miglioramento dell'apparato radicale superficiale mediante interventi di decompattamento, correzione della granulometria e apporto di ammendanti organici (6%). La presenza di carie e cavità interne è stata valutata distinguendo tra pro-

cessi di origine fisiologica e processi di origine patologica. In entrambi i casi è stata prescritta l'esecuzione di indagini tomografiche soniche periodiche (36%). In presenza di criticità meccaniche rilevanti è stata prescritta l'istituzione di aree di rispetto attorno agli esemplari (16%). Tra gli interventi di valorizzazione prescritti figurano la realizzazione di percorsi di accesso (19%), l'installazione di adeguata segnaletica (10%), la collocazione di pannelli informativi a carattere didattico-divulgativo (73%) e la rimozione di edera o di altre specie rampicanti invasive (19%). Oltre l'80% degli individui monitorati risulta privo di qualsiasi opera di valorizzazione.

3.4 Criticità riscontrate nell'esecuzione del monitoraggio

Durante le attività di monitoraggio sono emerse diverse criticità che hanno condizionato lo svolgimento delle operazioni di rilevamento. La netta prevalenza di esemplari ubicati in proprietà privata (circa l'82%) ha determinato difficoltà nei contatti con i proprietari per ottenere le necessarie autorizzazioni, con conseguenti rallentamenti nelle procedure di accesso ai siti e riprogrammazione dei sopralluoghi. Un'ulteriore difficoltà è risultata dall'ubicazione geografica degli individui censiti, il 67% dei quali si trova in contesti agro-forestali, spesso in aree impervie o prive di infrastrutture viarie adeguate. È stata inoltre rilevata una distonia tra le misure attuali e quelle raccolte nei precedenti censimenti, dovuta all'utilizzo di strumentazione meno precisa e/o alla maggiore soggettività delle valutazioni visive, anche per via della maggiore numerosità dei rilevatori. Un caso emblematico è quello della roverella del Teatro Romano di Falerone (FM), la cui altezza, stimata in 35 m nel rilevamento del 2015, è risultata invece di 26,5 m. Sono state inoltre riscontrate frequenti discrepanze nelle coordinate geografiche associate ad al-

cuni esemplari. È stata quindi effettuata una revisione sistematica della mappatura con GPS di elevata precisione, nonché la rimisurazione di circonferenza e altezza sulla base di un protocollo unico, applicato uniformemente dai medesimi operatori. Per la misurazione delle circonferenze è stata posta particolare attenzione alla conformazione del fusto, garantendo l'aderenza della cordella metrica alla superficie legnosa e includendo le irregolarità naturali, quali i contrafforti.

4. DISCUSSIONE

Il quadro complessivo restituito dal monitoraggio degli AMI della Regione Marche risulta positivo sotto il profilo conservazionistico e della sicurezza, con oltre l'80% degli individui in condizioni di vigoria buone o discrete e una prevalenza delle classi di propensione al cedimento B e C. Tali risultati sono in linea con quanto riportato in letteratura per altri contesti europei, dove gli alberi vetusti mostrano spesso una buona capacità di adattamento strutturale nonostante l'età avanzata (Nolan et al., 2020). La netta dominanza di *Quercus pubescens*, circa il 50% del campione, ha condizionato in modo significativo i parametri dimensionali medi. Le mode osservate per le distribuzioni di circonferenza e altezza sono principalmente riconducibili all'elevata frequenza della specie e alla sua fisiologia, caratterizzata da un accrescimento limitato entro specifiche soglie dimensionali nel contesto marchigiano. La roverella costituisce peraltro un elemento caratterizzante del paesaggio regionale, presente nei settori litoraneo, collinare e basso-montano, a testimonianza di una maggiore diffusione pregressa. La composizione floristica complessiva, con 33 specie quasi tutte autoctone o naturalizzate, riflette la diversità degli ambienti in cui gli AMI sono inseriti e

conferma il loro valore come archivi viventi della storia vegetazionale locale. La trasparenza delle chiome, compresa tra livelli trascurabili e moderati per oltre il 75% degli individui, è attribuibile principalmente alle caratteristiche fisiologiche intrinseche delle specie e allo stadio fenologico avanzato. Solo nel 24% dei casi una marcata trasparenza è risultata indicativa di patologie o di pratiche gestionali non adeguate. Le anomalie strutturali rilevate, lesioni, legno disfunzionale, disseccamenti, depressioni e cavità, sono frequentemente riconducibili a interventi pregressi non conformi ai principi dell'arboricoltura moderna, quali potature drastiche, capitozzature o danneggiamenti dell'apparato radicale e del colletto. La conservazione di questo patrimonio richiede pertanto competenze specialistiche, continuità di monitoraggio e risorse dedicate (Lonsdale, 2013). La distinzione tra carie di origine fisiologica e patologica riveste un'importanza cruciale nella definizione delle prescrizioni gestionali. Nel primo caso, la formazione di cavità rappresenta una fase del ciclo vitale dell'albero, fisiologicamente attesa in esemplari maturi o vetusti di alcune specie, e non costituisce di per sé un indicatore univoco di instabilità strutturale (Shigo, 1986). Nel secondo caso, le carie sono risultate conseguenti a danneggiamenti dell'apparato radicale o del colletto, che hanno favorito l'ingresso di funghi degradatori del legno (Coder, 1998); in tali situazioni, la perdita di sezione trasversale del fusto può incidere significativamente sulla capacità portante dell'individuo e richiede una valutazione approfondita, eventualmente supportata da indagini strumentali. La presenza di *Ganoderma* spp. come genere fungino più diffuso e di *Cerambyx cerdo*, specie inserita nella Lista Rossa IUCN, testimonia la rilevanza ecologica degli AMI come alberi-habitat. I fori di alimentazione dei picidi, rilevati nel 10% degli esemplari, rappresentano un ulteriore indica-

tore di incremento della biodiversità associata a questi individui, che possono essere interpretati come infrastrutture ecologiche strategiche, capaci di sostenere biodiversità specializzata e di contribuire alla qualità paesaggistica e culturale dei territori (Nolan et al., 2020). Il fatto che oltre l'80% degli individui risulti privo di qualsiasi opera di valorizzazione, condizione attribuibile sia alla prevalente collocazione in proprietà private sia a una diffusa carenza di iniziative da parte delle amministrazioni locali, evidenzia come la conservazione di questo patrimonio richieda strategie integrate di comunicazione, capaci di coniugare tutela, sicurezza e fruizione, anche attraverso reti escursionistiche e percorsi tematici (Jim, 2017). I risultati sollevano infine alcune questioni centrali per la gestione futura, in particolare rispetto alla capacità delle amministrazioni di coniugare il crescente interesse normativo verso il patrimonio arboreo con la progressiva riduzione delle risorse disponibili per la sua tutela. Tale criticità è riconosciuta anche nel contesto della gestione del verde urbano e periurbano (Jim, 2017). Le criticità metodologiche emerse, discrepanze nelle misure rispetto ai censimenti precedenti, difficoltà di accesso, irregolarità nelle coordinate geografiche, confermano l'esigenza di un miglioramento qualitativo delle banche dati georeferenziate e di un più efficace coordinamento con proprietari ed enti locali (Lonsdale, 2013; Jim, 2017).

5. CONSIDERAZIONI FINALI

Il monitoraggio degli AMI della Regione Marche ha restituito un quadro conservazionistico complessivamente positivo, con la grande maggioranza degli individui in condizioni di vigoria soddisfacente e classi di propensione al cedimento non critiche. Le anomalie strutturali rilevate sono in larga misura riconducibili a in-

terventi pregressi non adeguati, sottolineando la necessità di approcci gestionali specialistici e continuativi. L'adozione di protocolli condivisi di monitoraggio, unitamente all'aggiornamento sistematico delle banche dati georeferenziate, rappresenta una condizione essenziale per rendere più efficace e omogenea la pianificazione della conservazione degli alberi monumentali nel lungo periodo. In questo quadro, gli AMI si confermano non solo come elementi di pregio naturalistico e culturale, ma come componenti attive del paesaggio e della biodiversità regionale, la cui tutela richiede il coinvolgimento coordinato di istituzioni, proprietari e comunità locali.

Ringraziamenti

Il lavoro presentato è stato realizzato nell'ambito dell'accordo di programma "Tutela e valorizzazione degli Alberi Monumentali d'Italia (AMI)". Si ringrazia il Settore Foreste della Regione Marche per il supporto istituzionale e tecnico fornito, in particolare Giulio Cicalè, Brunella Luciani e Stefania Ramazzotti. Si ringraziano inoltre Mattia Balestra, Francesca Carloni, Federico Fiorani ed Enrico Tonelli per il contributo alle attività di rilievo in campo. Un ringraziamento va ai Comandi dei Carabinieri Forestali e alle Amministrazioni comunali coinvolte per il supporto logistico e operativo, nonché ai proprietari degli alberi monumentali per la disponibilità dimostrata nel consentire l'accesso agli esemplari e la realizzazione delle attività di monitoraggio.

RIASSUNTO

L'albero monumentale rappresenta un bene biologico e culturale di eccezionale rilevanza, configurandosi come archivio botanico vivente, testimonianza di resilienza e serbatoio di biodiversità. In Italia, nel quadro

normativo definito dalla Legge 10/2013, il Ministero dell'Agricoltura, della Sovranità Alimentare e delle Foreste ha promosso un programma nazionale di monitoraggio degli alberi monumentali. Il presente studio riguarda le attività di monitoraggio svolte nella Regione Marche sugli esemplari iscritti all'Elenco Nazionale degli Alberi Monumentali d'Italia. È stata predisposta una scheda di monitoraggio standardizzata per la raccolta sistematica di dati morfologici, ecologici, fitopatologici e meccanici. La valutazione della stabilità è stata condotta secondo le linee guida della *International Society of Arboriculture*, integrando misurazioni dendrometriche, analisi VTA e, ove necessario, indagini strumentali quali tomografia sonica e dendro-densitometrica. Sono stati analizzati 113 alberi monumentali, in prevalenza *Quercus pubescens* e *Cedrus libani*, valutandone vigoria, condizioni strutturali ed esigenze gestionali. I risultati evidenziano uno stato vegetativo generalmente buono, a fronte di ricorrenti criticità strutturali. Sulla base delle analisi sono stati definiti interventi mirati di gestione, finalizzati alla riduzione del rischio, alla conservazione e alla valorizzazione degli esemplari. Nel complesso, il lavoro propone un modello operativo replicabile e scientificamente fondato per il monitoraggio e la tutela degli alberi monumentali.

BIBLIOGRAFIA

- Albi, R. (Ed.). (1998). *The social life of trees: Anthropological perspectives on tree symbolism*. Berg Publishers.
- Coder, K. D. (1998). *Soil compaction and trees: Causes, symptoms and effects*. University of Georgia.
- Corpo Forestale dello Stato. (1982). *Censimento nazionale degli alberi di notevole interesse*. Corpo Forestale dello Stato.
- Ghedini, R., & Tovoli, C. (2022). *Memorie di Giganti Verdi: Il racconto degli Alberi Monumentali d'Italia dell'Emilia-Romagna*. Bononia University Press.
- Gilbert, E. A., & Smiley, E. T. (2004). Picus sonic tomography for the quantification of decay in white oak (*Quercus alba*) and hickory (*Carya* spp.). *Journal of Arboriculture*, 30(5), 277–281. <https://doi.org/10.48044/jauf.2004.033>
- Guidi, G. (2014). *Le Formazioni Vegetali Monumentali delle Marche: Tutela, censimento e valorizzazione*. Regione Marche - Corpo Forestale dello Stato.
- Guidi, G., Biondi, E., Allegrezza, M., & Baldoni, M. (2012). *Il censimento delle Formazioni Vegetali Monumentali delle Marche: Criteri, metodologia e strumenti informativi*. Regione Marche - Corpo Forestale dello Stato.
- Jim, C. Y., & Zhang, H. (2017). Species diversity and spatial pattern of old and precious trees in Macau. *Landscape and Urban Planning*, 162, 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.002>
- Lonsdale, D. (1999). *Principles of tree hazard assessment and management*. Forestry Commission / The Stationery Office.
- Lonsdale, D. (2013). *Hazard trees in Britain: A practical guide*. Arboricultural Association.
- Mattheck, C. (2007). *Updated field guide for visual tree assessment (VTA)*. Karlsruhe Institute of Technology.
- Mattheck, C., & Breloer, H. (1994). *The body language of trees: A handbook for failure analysis*. HMSO.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press.
- Ministero dell'Agricoltura, della Sovranità Alimentare e delle Foreste - Direzione Generale delle Foreste. (2025). *Alberi Monumentali d'Italia*. <https://www.masaf.gov.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/11257>
- Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali. (2014). *Linee guida per la tutela e la salvaguardia degli alberi monumentali*.
- Nicolotti, G., & Miglietta, P. (1998). Using high-technology instruments to assess defects in trees. *Journal of Arboriculture*, 24(6), 297–302. <https://doi.org/10.48044/jauf.1998.037>
- Nicolotti, G., Socco, L. V., Martinis, R., Godio, A., & Sambuelli, L. (2003). Application and comparison of three tomographic techniques for detection of decay in trees. *Journal of Arboriculture*, 29(2), 66–78. <https://doi.org/10.48044/jauf.2003.009>
- Nolan, V., Reader, T., Gilbert, F., & Atkinson, N. (2020). The Ancient Tree Inventory: A summary of the results of a 15 year citizen science project recording ancient, veteran and notable trees across the UK. *Biodiversity and Conservation*, 29(11-12), 3103–3129. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02033-2>
- Peterken, G. F. (1996). *Natural woodland: Ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge University Press.
- Pretzsch, H. (2009). *Forest dynamics, growth and yield*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-88307-4>

- Puig, V., & Felicísimo, Á. M. (2012). UAV applications in forestry and environmental monitoring. *Remote Sensing*, 4(11), 3453–3476.
- Rinn, F. (2014). Basics of drilling resistance measurements. *Arboricultural Journal*, 36(3), 187–199.
- Schama, S. (1995). *Landscape and memory*. Alfred A. Knopf. (Trad. it.: *Paesaggio e memoria*. Mondadori, 1997).
- Shigo, A. L. (1986). *A new tree biology*. Shigo and Trees Associates.
- Smiley, E. T., Matheny, N. P., & Lilly, S. J. (2017). *Best management practices: Tree risk assessment*. International Society of Arboriculture.
- Società Italiana di Arboricoltura. (2015). *Linee guida per la valutazione della stabilità degli alberi*.
- Società Italiana di Arboricoltura. (2018). *Linee guida per la valutazione della stabilità degli alberi*.
- Tosetti, T. (2008). *Giganti da proteggere: Conservazione e gestione degli alberi monumentali*. Materiali e Ricerche, Istituto per i Beni Artistici, Culturali e Naturali della Regione Emilia-Romagna.
- Wang, X., Allison, R. B., Wang, L., & Ross, R. J. (2007). Acoustic tomography for tree decay detection. *Wood and Fiber Science*, 39(1), 1–12. <https://doi.org/10.2737/FPL-RP-642>
- Wessolly, L., & Erb, M. (1998). *La stabilità degli alberi*. Il Verde Editoriale.
- Wessolly, L., & Erb, M. (2016b). *Manuale di valutazione della stabilità degli alberi*. Società Italiana di Arboricoltura.



The role of the MASAF Forestry Directorate in the creation of the national network of old-growth forests

Il ruolo della Direzione generale delle foreste del MASAF nella realizzazione della Rete nazionale dei boschi vetusti

Alessandro Cerofolini

DIFOR IV (Alberi monumentali, boschi vetusti e biodiversità forestale) - Direzione generale delle foreste del MASAF, via XX Settembre 20 - 00187 Roma, Italia. a.cerofolini@masaf.gov.it

La Rete nazionale dei boschi vetusti che come Direzione generale delle foreste stiamo realizzando in questi mesi, è stata istituita con decreto ministeriale del MASAF del 4 aprile 2023.

Con un certo orgoglio posso dire che siamo stati i primi in Europa a realizzarla.

La Rete nazionale dei boschi vetusti è stata realizzata sul nuovo Sistema Informativo Forestale (SINFOR) del MASAF e a breve sarà consultabile nella nuova Carta Forestale d'Italia, anch'essa realizzata dalla Direzione generale delle foreste insieme al CREA - Foreste e Legno.

Tutti i boschi scovati, perimetrati e riconosciuti come vetusti dalle Regioni vengono inseriti nella Rete nazionale dei boschi vetusti e la Direzione generale delle foreste ne verifica e convalida i dati immessi.

Ai fini del riconoscimento, le Regioni si rifanno al decreto interministeriale MASAF e Ambiente del 19 novembre 2021, ossia al decreto che reca le linee guida per l'identifi-

cazione delle aree forestali definibili come boschi vetusti.

Ad oggi, i Servizi e i Corpi forestali regionali hanno inserito nel sistema informativo della Rete nazionale già 86 boschi, alcuni dei quali sono stati valutati come vetusti e altri invece potenzialmente vetusti e oggetto di ulteriore monitoraggio.

Si tratta prevalentemente di faggete, leccete, abetine, cerrete, lariceti e cembreti. In misura minore ci sono anche quercete di rovere, peccete, carpineti e poi pinete di pino silvestre e di altri pini, aceri frassineti e aceri-tiglieti.

Sono radicati prevalentemente nelle aree demaniali dello Stato e delle Regioni, molte delle quali ricadenti in un'area naturale protetta, e soltanto due in aree private. Questo a testimonianza dell'importanza delle foreste demaniali, in particolar modo del lavoro svolto per decenni dall'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali (ASFD).

Trentasette boschi vetusti hanno una estensione compresa tra i 10 e i 100 ettari, 12 bo-

schì hanno una superficie compresa tra 101 e 400 ettari. Invece, soltanto 4 boschi hanno una superficie inferiore ai 10 ettari.

Sicilia (con 22 boschi vetusti), Piemonte (con 14), Toscana (10), Basilicata (10), Calabria (10) e Friuli - Venezia Giulia (10) sono al momento le Regioni con il maggior numero di foreste vetuste radicate nel loro territorio.

Da una recente verifica effettuata dalla Direzione generale delle foreste presso i Servizi forestali regionali, a breve si prevede di raggiungere su tutto il territorio italiano complessivamente circa 115-120 boschi, tra vetusti e potenzialmente vetusti.

Non oltre, visti i rigidi requisiti che abbiamo adottato per riconoscere ufficialmente un bosco come vetusto.

In ogni caso, lo stato di conservazione e di implementazione della Rete dovrà essere monitorato con cadenza almeno quinquennale.

Per i differenti requisiti tecnici e per le diverse forme gestionali, i boschi vetusti previsti dal TUFF non vanno confusi con le 13 faggete vetuste presenti in Italia riconosciute dall'UNESCO come patrimonio mondiale dell'umanità, che seguono più un criterio paesaggistico anziché naturalistico e forestale. Per tale motivo, le faggete vetuste dell'UNESCO sono state inserite nella Rete nazionale dei boschi vetusti in una sezione a parte.

Tuttavia, può capitare che una faggeta dell'UNESCO, penso a Sasso Fratino o alla Foresta Umbra, abbia i requisiti per essere riconosciuta anche come bosco vetusto, allora in tal caso quella stessa faggeta sarà inserita anche nella sezione ordinaria.

I boschi vetusti, altresì, non vanno confusi con i Boschi monumentali d'Italia recentemente istituiti con l'approvazione della nuova legge sulla montagna. Ossia, la legge n.131 del 12 settembre 2025 - articolo 18, ai sensi del quale per boschi monumentali si intendono le formazioni boschive naturali o artificiali ovun-

que ubicate che per età, forme o dimensioni, ovvero per ragioni storiche, letterarie, paesaggistiche, culturali e spirituali presentino caratteri di preminente interesse, tali da richiedere il riconoscimento di una speciale azione di conservazione.

Anche i boschi monumentali d'Italia, come già avviene per gli Alberi monumentali d'Italia, verranno gestiti dalla Direzione generale delle foreste che si avvarrà del supporto operativo dei Servizi forestali regionali.

La differenza sostanziale tra i due tipi di boschi, oltre ai differenti requisiti tecnici, consiste nella diversa funzione principale data dalla legge a ciascuno di essi:

- per il bosco vetusto è quella di costituire un testimone reale di come evolve nel tempo un determinato bosco naturale autoctono, ai fini di una migliore gestione selvicolturale per quei tipi di bosco nel futuro;
- per il bosco monumentale è quella di mantenere nel tempo un bosco che ha in sé un particolare valore storico, naturalistico, culturale, letterario, spirituale o paesaggistico che altri boschi non hanno.

A differenza delle riserve naturali integrali, in cui nel bosco è vietato qualsiasi intervento umano, sia nei boschi vetusti e sia in quelli monumentali è consentita al loro interno la gestione forestale conservazionistica: nei boschi vetusti per eliminare eventuali nuove specie alloctone insediatesi poiché andrebbero a disturbare l'evoluzione delle specie autoctone, nei boschi monumentali per sostituire i singoli alberi danneggiati o morti, al fine di mantenere la monumentalità del bosco nel suo complesso.

Un paio di esempi per capire meglio.

Un pino domestico caduto a terra nella pineta monumentale può essere sostituito piantandone uno giovane. Se invece il pino caduto si fosse trovato in una Riserva naturale integrale, non si sarebbe fatto nulla e si sarebbe lasciato a terra.

Un albero di ailanto (specie alloctona o esotica) cresciuto in un bosco misto di querce può essere sradicato se si trova all'interno di un bosco vetusto mentre si lascia intatto se si trova in una riserva naturale integrale.

Concludo il mio intervento ricordando che la tutela degli alberi monumentali, la salvaguardia dei boschi vetusti e la protezione dei boschi monumentali rappresentano il futuro della conservazione della natura in Italia, sono la nostra linea del Piave oltre il quale non si può indietreggiare in termini di tutela e valorizzazione delle aree forestali e dei loro importanti servizi ecosistemici.

La cura degli alberi più maestosi e annosi e la tutela dei boschi più belli e più preziosi sono la sfida che la Direzione generale delle foreste del MASAF è chiamata ad assicurare per i prossimi anni, per il bene della nazione e per consegnare integro ai cittadini italiani del futuro lo stesso patrimonio arboreo e forestale

che abbiamo trovato noi oggi, grazie al lavoro svolto per quasi due secoli dal personale del disciolto Corpo forestale dello Stato.

Noi forestali della Direzione generale delle foreste e dei Servizi forestali regionali ci sentiamo un po' come i nostri ex colleghi del Corpo forestale dello Stato che negli anni '60 del secolo scorso giravano l'Italia per scovare e perimetrare le prime riserve naturali statali e i parchi nazionali. Allora erano considerati dalla popolazione come persone strane, visionarie e portatori di vincoli. Eppure adesso è del tutto scontato sentire parlare di Riserve e di Parchi!

Bene! Noi stiamo facendo la stessa cosa in giro per l'Italia con i boschi vetusti e i boschi monumentali che oggi pochissimi sanno cosa siano. Ma tra 25-30 anni per i nostri nipoti sarà normale sentire parlare di boschi vetusti e boschi monumentali, proprio come lo è oggi per noi con le riserve e i parchi nazionali.



The oldest trees of the Mediterranean

Jan Esper ^{(a)(b)(*)} - Gianluca Piovesan ^(c) - Marco Carrer ^(d) - Max C.A. Torbenson ^(e)
Ulf Büntgen ^{(b)(f)(g)}

^(a) Department of Geography, Johannes Gutenberg University, Johann-Joachim-Becher-Weg 21 - 55099 Mainz, Germany.

^(b) Global Change Research Institute of the Czech Academy of Sciences, Bělidla 986/4a - 60300 Brno, Czech Republic.

^(c) Department of Ecological and Biological Sciences, University of Tuscia, largo dell'Università snc - 01100 Viterbo, Italy.

^(d) Department of Land Environment Agriculture and Forestry, University of Padova, viale dell'Università 16 - 35020 Legnaro (PD), Italy.

^(e) Department of Geography, Texas A&M University, 377 Houston Street, College Station - TX 77843-3357, USA.

^(f) Department of Geography, University of Cambridge, Downing Place - Cambridge CB2 3EN, UK.

^(g) Department of Geography, Faculty of Science, Masaryk University, Kotlářská 2 - 61300 Brno, Czech Republic.

^(*) Corresponding Author; esper@uni-mainz.de

Abstract: The Mediterranean region hosts some of the oldest trees in Europe growing in high-elevation environments and reaching ages well beyond 800 years. We here present eight of these sites from the Atlas Mountains in the west to the Taurus Mountains in the east and discuss their potential for high-resolution climate reconstruction using dendrochronological techniques. Evidence from ancient trees plays a key role in placing the current temperature and precipitation dynamics into a long-term context and thereby providing a foundation of naturally forced climate variability that is needed to validate model-based 21st century projections. This is demonstrated in a case study using maximum latewood density measurements from *Pinus heldreichii* in northern Greece to reconstruct July-September temperatures back to 730 CE. While permission for sampling increment cores from ancient trees must be granted for scientists, we argue that these sites must be sheltered from any non-scientific use to keep these treasures of nature and life protected.

Key words: old growth forests; ancient tree; tree rings; dendrochronology; Mediterranean basin; climate change.

Citation: Esper, J., Piovesan, G., Carrer, M., Torbenson, M. C. A., & Büntgen, U. (2026). The oldest trees of the Mediterranean. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 97–104. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1249>

Received: 24/03/2026 **Revised version:** 22/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. ANCIENT MEDITERRANEAN TREE SITES AND LONGEVITY

The oldest trees in Europe occur in remote, upper treeline ecotones where logging and transport are unpractical and natural disturbances

such as pathogens and fires are rare (Liu et al., 2022). Trees growing under these conditions in elevations typically above 2000 m a.s.l. are characterized by reduced stem growth $< 0.5 \text{ mm yr}^{-1}$ in response to low temperatures and short vegetation periods (Gao et al., 2025). Limited

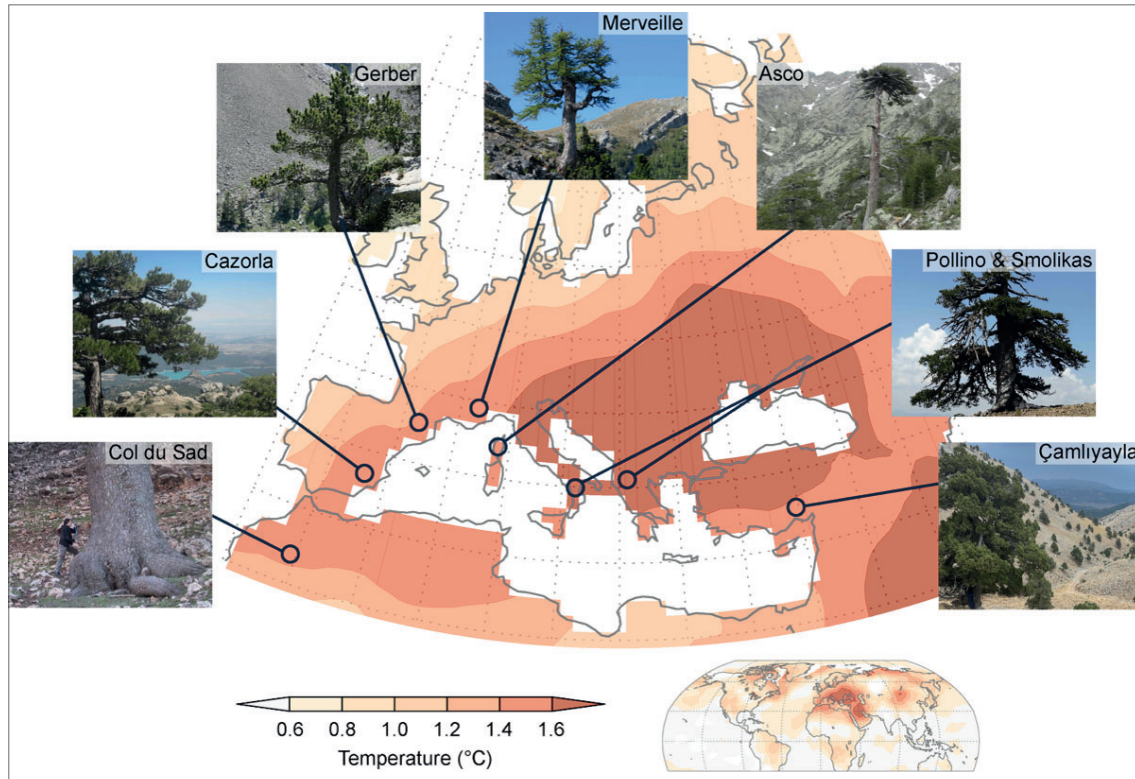


Figure 1 - Old tree sites in the Mediterranean including Col du Sad (*Cedrus atlantica*) in Morocco, Cazorla (*Pinus nigra*) and Gerber (*Pinus uncinata*) in Spain, Merveilles (*Larix decidua*) and Asco (*Pinus nigra*) in France, Pollino (*Pinus heldreichii*) in Italy, Smolikas (*Pinus heldreichii*) in Greece, and Çamlıyayla (*Juniperus excelsa*) in Turkey. Background colors show June-August mean temperature changes from 1965-1994 to 1995-2024 CE.

growth is one of the pre-conditions for trees to reach ages > 800 years (Büntgen et al., 2019; Schulman, 1954), as otherwise mechanical and physiological stresses constrain plant lifespans (Ziaco et al., 2016). The overall size and habit of trees, however, varies broadly among Mediterranean treelines, i.e. include rather small *Juniperus excelsa* up to 10 m height in the Taurus Mountains of Turkey and > 30 m tall *Cedrus atlantica* in the Middle Atlas of Morocco (Figure 1). While the community structure of old growth treeline forests is generally loose, the *Juniperus excelsa*, *Cedrus atlantica*, and *Pinus heldreichii* (Greece and Italy) stands are particularly open with distances frequently exceeding 10 m and more between trees.

Old tree genera and species exhibit a re-

silient life strategy including the capacity to survive persistent climate fluctuations, such as recorded throughout the past millennium (Esper et al., 2024). Growing in montane and sub-alpine Mediterranean environments, ancient trees develop growth habits characterized by low gravity centers and gnarled morphologies capable of withstanding extreme winds and ice storms, and resilient to lightning strikes. High levels of secondary compounds and dense wood support surviving disease and insect outbreaks, even in genera that lack constitutive resin canals such as *Cedrus* and *Juniperus*.

Ancient tree species evolved from distant evolutionary lineages of conifers derived from ancestral radiations. The divergence of pines, larches, and cedars within the Pinaceae fami-

Table 1 - Old tree sites in the Mediterranean. Growth refers to the average ring width of the oldest trees in a site.

Site	Region	Location	Elevation (m a.s.l.)	Species	Height (m)	Growth (mm)	Age (yrs.)
Col du Sad	Atlas Mt.	32°58'N 5°04'E	2200	<i>Cedrus atlantica</i>	35	0.45	1100
Cazorla	Cazorla	37°48'N 2°57'W	2000	<i>Pinus nigra</i>	15	0.31	800
Gerber	Pyrenees	42°38'N 1°06'E	2300	<i>Pinus uncinata</i>	15	0.42	800
Merveille	Alps	44°03'N 7°27'E	2200	<i>Larix decidua</i>	15	0.33	900
Asco	Corsica	42°23'N 8°55'E	1600	<i>Pinus nigra</i>	20	0.44	850
Pollino	Apennines	39°53'N 16°9'E	2100	<i>Pinus heldreichii</i>	20	0.40	1100
Smolikas	Pindus Mt.	40°17'N 29°3'E	2100	<i>Pinus heldreichii</i>	20	0.42	1100
Camliyayla	Taurus Mt.	37°13'N 34°35'E	2100	<i>Juniperus excelsa</i>	10	0.39	1000

ly occurred during the Late Triassic and Early Jurassic (Ran et al., 2018). It remains unclear, however, whether tree longevity facilitated the survival of these taxa across geological eras. Yet the oldest trees of the Mediterranean suggest that longevity is an adaptive trait that evolved over millions of years in harsh mountainous environments near the upper forest limit. The inability of angiosperms to evolve comparable longevity in such extreme environments underscores the conservation value of millennial-age conifers serving as living fossils and unique source for paleoclimate research and climate action (Büntgen & Esper, 2025; Büntgen et al., 2025).

While many old tree sites have been described in individual papers detailing tree-ring and other findings (Biondi, 1992; Büntgen et al., 2008, 2017, 2024; Esper et al., 2020a, 2021, 2022; Klippel et al., 2018; Römer et al., 2021; Serre-Bachet, 1985, 1994), a systematic overview and comparison of the oldest trees in the Mediterranean is missing. We here present such an overview and provide detail on the age, size, and growth rates of *Cedrus atlantica* in the Atlas Mountains (Morocco), *Pinus nigra* in the Cazorla Mountains (Spain), *Pinus uncinata* in the Pyrenees (Spain), *Larix decidua* in the Maritime Alps (France), *Pinus nigra* on Corsica (France), *Pinus heldreichii* in the southern

Apennines (Italy), *Pinus heldreichii* in the Pindus Mountains (Greece), and *Juniperus excelsa* in the Taurus Mountains (Turkey) (Table 1).

Tree ages reach a maximum in the gigantic *Cedrus atlantica* in Morocco, and massive *Pinus heldreichii* in Italy and Greece where single individuals live for 1100 years and more (Esper et al., 2007; Konter et al., 2017; Piovesan et al., 2018). The two pine sites also contain ample dead wood on the ground that allowed the development of even longer chronologies using the crossdating technique (Holmes, 1983) (see section 3 below). The lowest growth rate (0.31 mm per year) is reached in *Pinus nigra* in southern Spain, though estimating representative minimum values at a given site is somewhat challenging. This is because the oldest tree in a stand does not necessarily display the lowest growth rate of all trees. The values reported here should therefore be understood as rough estimates of minimum growth rates at a particular site, even though the values are derived from highly precise tree-ring width measurements (see the section 2).

2. CLIMATE INFORMATION FROM OLD TREES

The old tree sites are located in a region that has warmed by more than 1.4 °C considering

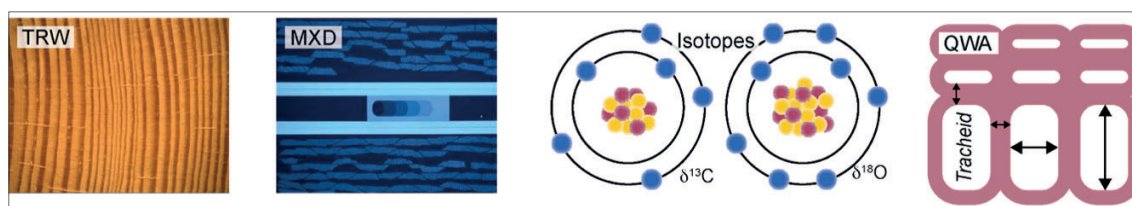


Figure 2 - Tree-ring proxies used for climate reconstruction. Tree-ring width (TRW) and maximum latewood density (MXD) are classic growth parameters. $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ are the most commonly used stable isotopes, and quantitative wood anatomy (QWA) represents a whole chain of microscopic features including cell wall and lumen size measurements.

mean June-August temperatures between two 30-year periods from 1965-1994 and 1995-2024 CE (see the color scheme and insert map in Figure 1). The Mediterranean thereby stands out as one of most rapidly warming areas north of 30° south (Marcos et al., 2025; Tejedor et al., 2024). Rapid warming also triggers evapotranspiration to increase and additionally forces trees to take in more water through their roots and close their stomata to prevent dehydration. All these processes are in some way archived in the rings of old trees and quantified by dendrochronologists when measuring tree-ring (i) width; (ii) density; (iii) stable isotopes, and (iv) wood anatomical traits (Figure 2).

Tree-ring width (TRW) is by far the most common parameter, used in ~99% of all dendrochronological studies. It can easily be quantified using a measurement table connected to a computer to produce annually resolved timeseries at 1/100 mm resolution. TRW is a particularly strong hydroclimatic proxy in warm-dry environments, but signal strength is limited in cold-moist environments such as the Mediterranean treeline ecotones hosting the oldest trees. Strong hydroclimate signals are recorded in the TRW data from the southern sites of the network (i.e., Col du Sad in Morocco and Camliyayla in Turkey), where the environment near the treeline is expected to be drier (Esper et al., 2007). At the heart of the Mediterranean basin, *Pinus heldreichii* growth

on the Pollino Massif has shown multidecadal synchrony with the Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO) since 1850 (Piovesan et al., 2019). TRW hydroclimatic signals diminish towards the northern sites, particularly in the Merveille *Larix decidua* stand of the French Maritime Alps (Büntgen et al., 2012), from where - on the other hand - a stronger temperature signal in maximum latewood density (MXD) has been reported (Esper et al., 2025). MXD is an estimate of the size of the thickest cell wall toward the end of each tree ring and is much more complex and expensive to measure compared to TRW (Schweingruber, 1983). However, the proxy provides robust estimates of summer temperature variability in northern Mediterranean sites including Merveille (Alps), Gerber (Pyrenees), Asco (Corsica), and Smolikas (Pindus), but the signal fades towards the south in Cazorla (Sierra de Cazorla), Camliyayla (Taurus), and Col du Sad (Atlas).

Similar relationships between site conditions and signal strength, such as detailed for TRW and MXD, do not exist for tree-ring stable isotopes, of which $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ are the most common (Esper et al., 2018). Measuring stable isotopes is even more expensive than MXD, yet the interannual variance is highly common among single trees, and skillful reconstructions of both temperature and precipitation can be derived from these data in high elevation Mediterranean sites (Heinrich et al., 2013; Lukač et al., 2021). Finally, the climat-

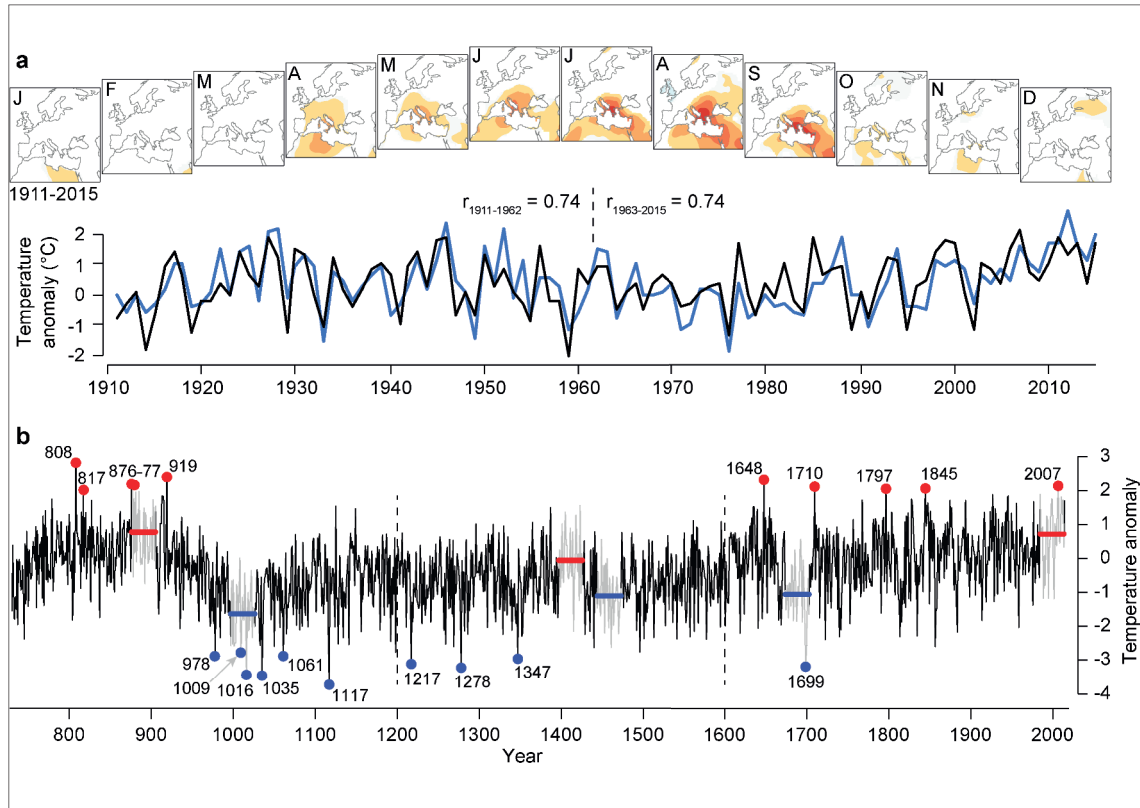


Figure 3 - Tree-ring calibration and temperature reconstruction. a) Monthly correlations of the *Pinus heldreichii* MXD chronology from Mount Smolikas against gridded instrumental temperatures (Rohde et al., 2013) from 1911-2015 CE (details on color scale in Esper et al., 2020b). Bottom curves are the MXD chronology (black) shown together with the July-September (JAS) temperature record (blue) from the station in Larissa (Greece). b) The MXD-based JAS temperature reconstruction back to 730 CE (black curve). The ten coldest and warmest years are highlighted in blue and red. Blue and red horizontal lines indicate the coldest and warmest 30-year periods before 1200 CE, from 1201-1600 CE, and after 1601. All temperatures expressed as anomalies with respect to 1961-1990 CE.

ic signals of relatively new microscopic xylem traits (Quantitative Wood Anatomy; QWA), including cell wall and lumina sizes in different orientations, are yet to be explored (Carrer et al., 2018; Frigo et al., 2024). Tracheid size measurements of old Mediterranean trees provide information on past hydroclimatic conditions as well as fundamental ecophysiological processes (Carrer et al., 2016; Mantovani et al., 2026; Pellizzari et al., 2016). The production of such data is highly labor intensive and the development of millennium-length QWA records from the Mediterranean region is still pending.

3. MILLENNIUM-LENGTH RECONSTRUCTION AND NEXT STEPS

MXD series from living *Pinus heldreichii* trees on Mount Smolikas (Greece) have been crossdated with series from relict wood on the ground to develop a millennium-length chronology starting in 730 CE. The chronology calibrates at $r = 0.74$ against remote station data from the coastal city of Larissa split over 1911-1962 and 1963-2025 CE calibration/verification periods (the blue and black curves in Figure 3a). This stationary signal has been

used to develop a June–September temperature reconstruction of unprecedented quality representing interannual to multi-decadal to multi-centennial variability. The warm conditions prior to 900 CE and millennial-scale warming trend since 1000 CE are new features that have not been shown in previous, coarser-resolution reconstructions from the Mediterranean. These features, as well as the extreme 30-year periods and extreme years (highlighted in Figure 3b), could only be detected because of the high age of living *Pinus heldreichii* and combination with relict wood, making this the longest annually resolved temperature reconstruction of the Mediterranean (Esper et al., 2020b).

The paleo-climatic (and -environmental) potential of the oldest Mediterranean tree sites has not been fully explored yet. Except for Smolikas in the Pindus Mountains and Gerber in Pyrenees, long tree-ring stable isotope chronologies are missing. Additional MXD data from the Apennines and Taurus mountains could provide skillful temperature reconstructions, though the applicability of density measurements from juniper trees needs to be explored. Beyond this, efforts to develop millennium-length QWA chronologies from old Mediterranean tree sites are recommended as these data will likely add information not only on long-term hydroclimatic dynamics but also on ecophysiological processes of wood formation in unique treeline ecotones. To accomplish these objectives, scientist must be able to access and sample these forests using harmless increment cores. Beyond this, the ancient tree sites in the Mediterranean and elsewhere need be protected from cutting and exploitation.

Acknowledgements

Supported by the ERC Advanced (882727, Monostar) and ERC Synergy Grants (101118880, Synergy-Plague).

REFERENCES

- Biondi, F. (1992). Development of a tree-ring network for the Italian Peninsula. *Tree-Ring Bulletin*, 52, 15–29.
- Büntgen, U., & Esper, J. (2025). The need for high-resolution paleoclimate research. *Dialogues on Climate Change*, 2, 18–25. <https://doi.org/10.1177/29768659241305959>
- Büntgen, U., Frank, D., Grudd, H., & Esper, J. (2008). Long-term summer temperature variations in the Pyrenees. *Climate Dynamics*, 31, 615–631. <https://doi.org/10.1007/s00382-008-0390-x>
- Büntgen, U., Frank, D., Neuenschwander, T., & Esper, J. (2012). Fading temperature sensitivity of Alpine tree growth at its Mediterranean margin and associated effects on large-scale climate reconstructions. *Climatic Change*, 114, 651–666. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0450-4>
- Büntgen, U., Krusic, P. J., Piermattei, A., Coomes, D. A., Esper, J., Myglan, V. S., Kirdyanov, A. V., Camarero, J. J., Crivellaro, A., & Körner, C. (2019). Limited capacity of tree growth to mitigate the global greenhouse effect under predicted warming. *Nature Communications*, 10, 2171. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10174-4>
- Büntgen, U., Krusic, P. J., Verstege, A., Sangüesa-Barreda, G., Wagner, S., Camarero, J. J., Ljungqvist, F. C., Zorita, E., Oppenheimer, C., Konter, O., Tegel, W., Gärtner, H., Cherubini, P., Reinig, F., & Esper, J. (2017). New tree-ring evidence from the Pyrenees reveals western Mediterranean climate variability since medieval times. *Journal of Climate*, 30, 5295–5318. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0526.1>
- Büntgen, U., Reinig, F., Verstege, A., Piermattei, A., Krusic, P. J., Slavin, P., Štěpánek, P., Torbenson, M., Martinez del Castillo, E., Arosio, T., Kirdyanov, A., Oppenheimer, C., Trnka, M., Palosse, A., Bebhuk, T., Camarero, J. J., & Esper, J. (2024). Recent summer warming over the western Mediterranean region is unprecedented since medieval times. *Global and Planetary Change*, 232, 104336. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2023.104336>
- Büntgen, U., Trnka, M., Hulme, M., & Esper, J. (2025). Climate data for climate action. *npj Climate Action*, 4, 9. <https://doi.org/10.1038/s44168-025-00221-w>
- Carrer, M., Brunetti, M., & Castagneri, D. (2016). The imprint of extreme climate events in century-long time series of wood anatomical traits in high-ele-

- vation conifers. *Frontiers in Plant Science*, 7, 683. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00683>
- Carrer, M., Unterholzner, L., & Castagneri, D. (2018). Wood anatomical traits highlight complex temperature influence on *Pinus cembra* at high elevation in the Eastern Alps. *International Journal of Biometeorology*, 62, 1745–1753. <https://doi.org/10.1007/s00484-018-1577-4>
- Esper, J., Frank, D., Büntgen, U., Verstege, A., Luterbacher, J., & Xoplaki, E. (2007). Long-term drought severity variations in Morocco. *Geophysical Research Letters*, 34, L17702. <https://doi.org/10.1029/2007GL030844>
- Esper, J., Hartl, C., Konter, O., Reinig, F., Römer, P., Huneau, F., Lebre, S., Szymczak, S., Bräuning, A., & Büntgen, U. (2022). Past millennium hydroclimate variability from Corsican pine tree-ring chronologies. *Boreas*, 51, 621–636. <https://doi.org/10.1111/bor.12574>
- Esper, J., Hartl, C., Tejedor, E., de Luis, M., Günther, B., & Büntgen, U. (2020a). High-resolution temperature variability reconstructed from Black pine tree ring densities in southern Spain. *Atmosphere*, 11, 748. <https://doi.org/10.3390/atmos11070748>
- Esper, J., Holzkämper, S., Büntgen, U., Schöne, B., Keppler, F., Hartl, C., St. George, S., Riechelmann, D. F. C., & Treydte, K. (2018). Site-specific climatic signals in stable isotope records from Swedish pine forests. *Trees*, 32, 855–869. <https://doi.org/10.1007/s00468-018-1678-z>
- Esper, J., Klippel, L., Krusic, P. J., Konter, O., Raible, C. C., Xoplaki, E., Luterbacher, J., & Büntgen, U. (2020b). Eastern Mediterranean summer temperatures since 730 CE from Mt. Smolikas tree-ring densities. *Climate Dynamics*, 54, 1367–1382. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-05063-x>
- Esper, J., Konter, O., Klippel, L., Krusic, P. J., & Büntgen, U. (2021). Pre-instrumental summer precipitation variability in northwestern Greece from a high-elevation *Pinus heldreichii* network. *International Journal of Climatology*, 41, 2828–2839. <https://doi.org/10.1002/joc.6992>
- Esper, J., Reinig, F., Torbenson, M., del Castillo, E. M., Kunz, M., Arzac, A., Carrer, M., Chen, F., Kadioglu, A. K., Kirdyanov, A. V., Tejedor, E., Trnka, M., & Büntgen, U. (2025). Pan-alpine summer temperatures since 742 CE. *Dendrochronologia*, 94, 126432. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2025.126432>
- Esper, J., Torbenson, M., & Büntgen, U. (2024). 2023 summer warmth unparalleled over the past 2,000 years. *Nature*, 631, 94–97. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-07512-y>
- Frigo, D., Römer, P., Unterholzner, L., Zimmer-Zachmann, H., Esper, J., Carrer, M., & Ziaco, E. (2024). Review of embedding and non-embedding techniques for quantitative wood anatomy. *Dendrochronologia*, 88, 126241. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2024.126241>
- Gao, J., Fang, K., Chen, J. M., Li, J., Rossi, S., Chen, D., Linderholm, H. W., Camarero, J. J., Esper, J., Davi, N. K., Au, T. F., & Guo, Z. (2025). Climate-driven patterns of global tree longevity. *Communications Earth & Environment*, 6, 610. <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02609-2>
- Heinrich, I., Touchan, R., Dorado Liñán, I., Vos, H., & Helle, G. (2013). Winter-to-spring temperature dynamics in Turkey derived from tree rings since AD 1125. *Climate Dynamics*, 41, 1685–1701. <https://doi.org/10.1007/s00382-013-1702-3>
- Holmes, R. L. (1983). Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin*, 43, 69–78.
- Klippel, L., Krusic, P. J., Brandes, R., Hartl, C., Belmecheri, S., Dienst, M., & Esper, J. (2018). A 1286-year hydro-climate reconstruction for the Balkan Peninsula. *Boreas*, 47, 1218–1229. <https://doi.org/10.1111/bor.12320>
- Konter, O., Krusic, P. J., Trouet, V., & Esper, J. (2017). Meet Adonis, Europe's oldest dendrochronologically dated tree. *Dendrochronologia*, 42, 12–12. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2016.12.001>
- Liu, J., Xia, S., Zeng, D., Liu, C., Li, Y., Yang, W., Yang, B., Zhang, J., Slik, F., & Lindenmayer, D. B. (2022). Age and spatial distribution of the world's oldest trees. *Conservation Biology*, 36, e13907. <https://doi.org/10.1111/cobi.13907>
- Lukač, L., Mikac, S., Urban, O., Kolář, T., Rybníček, M., Ač, A., Trnka, M., & Marek, M. V. (2021). Stable isotopes in tree rings of *Pinus heldreichii* can indicate climate variability over the eastern Mediterranean region. *Forests*, 12, 350. <https://doi.org/10.3390/f12030350>
- Mantovani, E., Prendin, A. L., Brunetti, M., Frigo, D., Dibona, R., & Carrer, M. (2026). Phenological shifts in wood formation tracked by frost rings across two centuries. *Global Change Biology*, 32, e70745. <https://doi.org/10.1111/gcb.70745>
- Marcos, M. M., Tejedor, E., Benito, G., Saz, M. A., Barriendos, M., Martinez del Castillo, E., Esper, J., & de Luis, M. (2025). A five-century tree-ring record

- from Spain reveals recent intensification of western Mediterranean hydroclimatic extremes. *Climate of the Past*, 21, 2205–2223. <https://doi.org/10.5194/cp-21-2205-2025>
- Pellizzari, E., Camarero, J. J., Gazol, A., Sangüesa-Barreda, G., & Carrer, M. (2016). Wood anatomy and carbon-isotope discrimination support long-term hydraulic deterioration as a major cause of drought-induced dieback. *Global Change Biology*, 22, 2125–2137. <https://doi.org/10.1111/gcb.13227>
- Piovesan, G., Biondi, F., Baliva, M., Dinella, A., Di Fiore, L., Marchiano, V., Presutti Saba, E., De Vivo, G., Schettino, A., & Di Filippo, A. (2019). Tree growth patterns associated with extreme longevity: Implications for the ecology and conservation of primeval trees in Mediterranean mountains. *Anthropocene*, 26, 100199. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2019.100199>
- Piovesan, G., Biondi, F., Baliva, M., Saba, E. P., Calcagnile, L., Quarta, G., D'Elia, M., De Vivo, G., Schettino, A., & Di Filippo, A. (2018). The oldest dated tree of Europe lives in the wild Pollino massif. *Ecology*, 99, 1682–1684. <https://doi.org/10.1002/ecy.2231>
- Ran, J. H., Shen, T. T., Wu, H., Gong, X., & Wang, X. Q. (2018). Phylogeny and evolutionary history of *Pinaceae* updated by transcriptomic analysis. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 129, 106–116. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2018.08.011>
- Rohde, R., Muller, R., Jacobsen, R., Perlmutter, S., Rosenfeld, A., Wurtele, J., Curry, J., Wickham, C., & Mosher, S. (2013). Berkeley earth temperature averaging process. *Geoinformatics & Geostatistics: An Overview*, 1, 1–13. <https://doi.org/10.4172/2327-4581.1000103>
- Römer, P., Hartl, C., Schneider, L., Bräuning, A., Szymczak, S., Huneau, F., Lebre, S., Reinig, F., Büntgen, U., & Esper, J. (2021). Reduced temperature sensitivity of maximum latewood density formation in high-elevation Corsican pines under recent warming. *Atmosphere*, 12, 804. <https://doi.org/10.3390/atmos12070804>
- Schulman, E. (1954). Longevity under adversity in conifers. *Science*, 119, 396–399. <https://doi.org/10.1126/science.119.3091.396>
- Schweingruber, F. H. (1983). *Der Jahrring. Standort, Methodik, Zeit und Klima in der Dendrochronologie*. Haupt.
- Serre-Bachet, F. (1985). Une chronologie pluriseculaire du Sud de l'Italie. *Dendrochronologia*, 3, 45–66.
- Serre-Bachet, F. (1994). Middle ages temperature reconstructions in Europe, a focus on northeastern Italy. *Climatic Change*, 26, 213–224. <https://doi.org/10.1007/BF01092415>
- Tejedor, E., Benito, G., Serrano-Notivoli, R., González-Rouco, F., Esper, J., & Büntgen, U. (2024). Recent heatwaves as a prelude to climate extremes in the western Mediterranean region. *NPJ Climate and Atmospheric Science*, 7, 218. <https://doi.org/10.1038/s41612-024-00771-6>
- Ziaco, E., Biondi, F., & Heinrich, I. (2016). Wood cellular dendroclimatology: Testing new proxies in Great Basin bristlecone pine. *Frontiers in Plant Science*, 7, 1602. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01602>



An allometric-functional approach to studying the ecological complexity of old-growth forests

Un approccio allometrico-funzionale allo studio della complessità ecologica delle foreste vetuste

Tommaso Anfodillo ^{(a)(*)} - Gaia Pasqualotto ^(a) - Marco Carrer ^(a) - Amos Maritan ^(b)

^(a) Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali, Università di Padova; viale dell'Università 16 - 35020 Legnaro (PD), Italia.

^(b) Dipartimento di Fisica e Astronomia "Galileo Galilei", Università di Padova; via F. Marzolo 8 - 35131 Padova, Italia.

^(*) Corresponding Author; tommaso.anfodillo@unipd.it

Abstract: Old-growth forests represent complex ecological systems in which community structure emerges from the interaction of long-term processes operating under conditions of limited disturbance and near-saturation use of available resources. As such, they constitute fundamental reference systems for understanding forest functioning and for testing ecological models grounded in general principles. This study presents a methodological framework to describe and predict the structure of old-growth forests based on individual-level allometric relationships, under the assumption that the forest community fully exploits the available resources. By using crown volume as a proxy for individual resource use, and assuming complete resource utilization at the community level, we show that the diameter distribution emerges as a direct consequence of individual scaling laws and converges toward a distribution consistent with the Energetic Equivalence Principle (EEP). The approach, grounded in the so-called *H-model*, allows the slope of diameter (or height) distributions to be interpreted as a quantitative metric of old-growthness, disturbance intensity, and successional stage. Old-growth forests are thus proposed as functional reference systems for the study of ecological complexity and for the development of forest management strategies aligned with the principles of closer-to-nature silviculture.

Key words: energetic equivalence; H-model; diametric distribution; statistical mechanics.

Citation: Anfodillo, T., Pasqualotto, G., Carrer, M., & Maritan, A. (2026). Un approccio allometrico-funzionale allo studio della complessità ecologica delle foreste vetuste. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 105–117. <https://doi.org/10.36253/ifm-1214>

Received: 04/02/2026 **Revised version:** 15/07/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUZIONE

Le foreste vetuste rappresentano uno degli oggetti di studio più complessi e, al tempo

stesso, più informativi dell'ecologia forestale. In tali sistemi, i processi di crescita, competizione, mortalità e rinnovazione hanno operato per tempi sufficientemente lunghi da consen-

re l'emergere di strutture di comunità non più dominate da eventi contingenti o da forzanti antropiche recenti, ma principalmente vincolate da limiti biofisici e funzionali. Per questo motivo, le foreste vetuste sono state a lungo considerate sistemi di riferimento privilegiati per comprendere il funzionamento delle foreste naturali e per orientare pratiche di gestione forestale più prossime ai processi naturali (Bauhus et al., 2009; Mikoláš et al., 2023; Motta, 2002; Susmel, 1980).

Tradizionalmente, lo studio delle foreste vetuste è stato condotto attraverso approcci prevalentemente descrittivi, finalizzati all'identificazione di attributi strutturali distintivi quali la presenza di grandi alberi, la stratificazione verticale complessa, l'abbondanza di necromassa e la discontinuità spaziale del soprassuolo (Alessandrini et al., 2011; Bauhus et al., 2009; Di Filippo et al., 2017; Garbarino et al., 2012; Hooper & Vitousek, 1997). Tali attributi sono stati spesso utilizzati come indicatori qualitativi di vetustà e come obiettivi gestionali nella selvicoltura naturalistica e *close-to-nature*. Tuttavia, sebbene questo approccio abbia prodotto una vasta letteratura empirica (tra i primi Susmel, 1980), esso presenta limiti evidenti quando l'obiettivo è quello di comprendere i meccanismi generali che governano l'organizzazione funzionale della comunità forestale.

Un limite cruciale degli approcci puramente descrittivi risiede nel fatto che essi difficilmente consentono di distinguere tra pattern emergenti come conseguenza necessaria di vincoli funzionali e pattern contingenti legati a specifiche storie di disturbo o a particolari combinazioni di specie. In altre parole, descrivere una foresta vetusta non equivale a spiegare perché quella foresta abbia assunto una determinata struttura. Questo problema diventa particolarmente rilevante nel contesto della gestione forestale, dove l'imitazione

statica di strutture osservate in foreste vetuste può risultare inefficace o addirittura fuorviante se non supportata da una comprensione dei processi sottostanti. Nondimeno è importante riconoscere con onestà che non conosciamo l'effettivo grado di vetustà delle foreste che ad oggi osserviamo e definiamo come "vetuste". In altre parole, esse esprimono pienamente lo stato di vetustà?

Un ulteriore nodo concettuale riguarda la distinzione tra senescenza, invecchiamento e vetustà. I primi due trovano applicazione a livello individuale: la senescenza, intesa come declino funzionale irreversibile, è un concetto che trova una chiara applicazione nelle specie animali ma che è stato più volte ritenuto inadeguato negli alberi che hanno tessuti perennemente giovani (i meristemi) che quindi crescono e invecchiano senza mostrare segni di declino funzionale (Anfodillo, 2005; Lanner & Connor, 2001; Petit et al., 2008; Stephenson et al., 2014). La vetustà, al contrario, è una proprietà della comunità e non coincide con la senescenza del sistema forestale. Le foreste vetuste mostrano infatti una notevole capacità di persistenza funzionale, resa possibile dalla coesistenza di individui appartenenti a classi dimensionali e stadi ontogenetici differenti, nonché dalla continua rigenerazione su piccola scala associata alla dinamica delle chiarie.

Questa distinzione implica che la vetustà non possa essere interpretata come uno stato statico o terminale della successione forestale, bensì come una condizione dinamica prossima a un equilibrio statistico, nel quale i flussi di biomassa, energia e individui tra classi dimensionali sono bilanciati nel lungo periodo. In tale contesto, la struttura della comunità forestale può essere interpretata come l'espressione di un compromesso tra processi di "competizione" per le risorse e vincoli biomeccanici.

Proprio per questa ragione, le foreste vetuste rappresentano sistemi ideali per testare mo-

delli ecologici basati su principi generali e leggi di scala. Negli ultimi decenni, un crescente numero di studi ha proposto che la struttura delle comunità forestali possa essere compresa a partire da relazioni allometriche individuali, ovvero da leggi che descrivono come le proprietà morfologiche e funzionali degli alberi scalino con la dimensione secondo i principi della *metabolic theory* (Brown et al., 2004; Enquist, 2002; Muller-Landau et al., 2006; West et al., 2009, 1999). Questo approccio si colloca all'intersezione tra macroecologia teorica, biomeccanica vegetale e principi di ottimalità.

È in un quadro di riferimento simile, ma con assunzioni e predizioni diverse, che viene proposto il cosiddetto *modello-H* (Anfodillo et al., 2013; Simini et al., 2010) che si basa fondamentalmente sull'assunzione che la comunità possa raggiungere uno stato di completo (i.e. massimo) uso delle risorse disponibili. Utilizzando i principi di meccanica statistica questa assunzione porta alla predizione di una struttura caratteristica ed universale, quando la comunità è costituita da alberi di *diversa dimensione sulla stessa superficie* come specificatamente accade in una foresta naturale vetusta. Da notare che, invece, nell'approccio della *metabolic theory* la struttura della comunità si caratterizza da coorti di alberi *della stessa dimensione* che si avvicinano nel tempo in una simulazione di autodiradamento o *self-thinning* tipica delle comunità coetaneiformi. Interessante notare che la curva di distribuzione delle dimensioni (diametrica o delle altezze) predetta dal *modello-H* nella condizione di ottimalità corrisponde a quella che si realizza nella condizione prevista dal principio di equivalenza energetica (*Energetic Equivalence Principle*, EEP). Secondo tale principio, in una comunità satura di risorse, il consumo totale di energia associato a ciascuna classe dimensionale tende a essere approssimativamente costante, grazie a una compensazione tra il numero di individui

e il loro tasso metabolico (White et al., 2007). Sebbene originariamente formulato in ambito zoologico (Damuth, 1981, 2007), l'EEP è stato progressivamente esteso ai sistemi vegetali e, in particolare, alle comunità forestali (West et al., 2009).

Tuttavia, l'applicazione dell'EEP alle foreste non è priva di criticità. La letteratura forestale riporta infatti un'elevata variabilità nelle pendenze delle distribuzioni dimensionali degli alberi, apparentemente in contrasto con le previsioni di universalità suggerite dalla *metabolic theory*. Questa discrepanza ha generato un acceso dibattito tra ecologi teorici e forestali, spesso polarizzato tra approcci fortemente generalizzanti e osservazioni empiriche sito-specifiche (Coomes, 2006; Coomes et al., 2003; Muller-Landau et al., 2006; Pretzsch & Dieler, 2012).

Un contributo alla riconciliazione di queste due prospettive può essere offerto dal *modello-H* che appunto prevede la possibilità più realistica che gli *scaling* allometrici *dell'individuo* possano variare, ossia non siano universalmente confinati al fatto che il tasso metabolico o l'area fogliare scalino con l'altezza dell'albero con un esponente pari a 3 (o 2 se la variabile indipendente è il diametro) (Loubota Panzou et al., 2021). È stato dimostrato, infatti, che la pendenza delle distribuzioni diametriche non è universale, ma dipende in modo deterministico dalle relazioni allometriche individuali (Anfodillo et al., 2013; Pasqualotto et al., 2025) e dal grado di saturazione delle risorse della comunità (Sellan et al., 2017). In questo contesto, la variabilità osservata nelle distribuzioni dimensionali non rappresenta una confutazione del quadro teorico, bensì una sua naturale conseguenza delle differenze di *scaling* allometrici individuali o in sistemi non pienamente saturi o soggetti a disturbo.

Alla luce di queste considerazioni, l'obiettivo del presente lavoro è quello di formalizzare un quadro metodologico generale per lo studio

della struttura delle foreste vetuste, fondato su relazioni allometriche individuali e sul principio di equivalenza energetica. L'approccio è concepito come strumento teorico e operativo per interpretare la struttura delle comunità forestali in termini funzionali, piuttosto che puramente descrittivi, e per utilizzare le foreste vetuste come sistemi di riferimento nel contesto della gestione forestale *closer-to-nature*.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Impostazione concettuale e assunzioni di base

L'approccio proposto si fonda su alcune semplici assunzioni esplicite, che definiscono il dominio di validità del modello e ne chiariscono l'interpretazione ecologica. In primo luogo, si assume che la comunità forestale possa essere descritta come un sistema complesso composto da individui che “competono” per risorse limitate, in particolare luce, spazio e nutrienti e che, in condizioni di vetustà o di disturbo trascurabile, la comunità sia prossima a una condizione di uso completo delle risorse disponibili (o di quella maggiormente limitante).

Questa condizione non implica l'assenza di dinamica, bensì l'esistenza di un equilibrio statistico nel quale i flussi di individui tra classi dimensionali sono bilanciati nel lungo periodo. In tale contesto, la struttura della comunità non è determinata da parametri demografici contingenti, ma da vincoli funzionali e geometrici che agiscono a livello individuale.

Per tradurre il concetto di uso delle risorse in termini quantitativi è necessario individuare una grandezza misurabile che rappresenti in modo affidabile il tasso metabolico individuale. Nei sistemi forestali, uno dei proxy più efficaci è il volume di chioma (V_{cro}), in quanto strettamente correlato all'area fogliare totale e, quindi, alla capacità fotosintetica e al consumo di risorse dell'albero.

Si assume pertanto che il tasso metabolico individuale sia isometrico rispetto al volume di chioma:

$$B \propto V_{cro}$$

Questa assunzione è supportata da numerosi studi che mostrano una relazione pressoché isometrica tra area fogliare e metabolismo (o consumo di risorse, come acqua, nutrienti etc), indipendentemente dalla specie. L'uso del volume di chioma come proxy consente inoltre di superare alcune delle criticità associate a modelli che assumono reti di distribuzione vascolare idealmente frattali, risultando più direttamente collegato a misure dendrometriche osservabili. Va comunque sottolineato il fatto che si assume che la singola unità fogliare abbia un funzionamento (e.g. tasso traspirativo/fotosintetico etc.) *costante* indipendentemente dalla dimensione dell'albero e questo avviene grazie a meccanismi compensativi dell'aumento di lunghezza del percorso idraulico ben conosciuti (Anfodillo et al., 2006; Anfodillo & Olson, 2024; Lechthaler et al., 2020; Olson et al., 2020, 2014). Così, è lecito assumere che un'unità di volume di chioma consumi una quantità costante di risorse e che quindi le risorse consumate da un albero e dalla comunità siano proporzionali al volume di chioma dell'individuo e dell'insieme degli individui.

2.2 Relazioni allometriche individuali e formulazione del modello-H

Il passo successivo consiste nel quantificare come il volume di chioma scala con la dimensione dell'albero con misurazioni empiriche che sono sito e specie specifiche e quindi si riferiscono a quel *particolare* ambiente/ecosistema. Il volume di chioma viene espresso in funzione dell'altezza totale dell'albero (h) secondo una relazione di tipo allometrico:

$$V_{cro} \propto h^\alpha$$

dove α esprime il complesso delle relazioni di *scaling* tra lunghezza di chioma e altezza e raggio di chioma ed altezza (nella formulazione estesa assume il valore di $a(1+2H)$ dove “ H ” è l’esponente di *scaling* del raggio di chioma in funzione dell’altezza, che in West et al., (1999) è universale e sempre uguale a 1, e “ a ” l’esponente della relazione della lunghezza di chioma in funzione dell’altezza). Il valore complessivo di α può variare (ossia H non è sempre uguale a 1 ma può essere anche < 1) ma la variazione è in un intervallo relativamente ristretto ossia tra circa 2 nelle foreste temperate di conifere e circa 3,5 nelle foreste tropicali dove la lunghezza della chioma varia iper-allometricamente rispetto all’altezza (ossia l’esponente $a > 1$) e risulta sorprendentemente simile tra specie diverse all’interno dello stesso contesto ecologico (Anfodillo et al., 2013; Sellan et al., 2017). Questo suggerisce che l’architettura della chioma sia fortemente vincolata da principi biomeccanici e connessi alla “competizione” in quella particolare condizione, piuttosto che da caratteristiche tassonomiche specifiche.

2.3 Derivazione della distribuzione delle dimensioni a livello di comunità

Una volta misurato empiricamente lo *scaling* del volume di chioma in funzione dell’altezza negli alberi della comunità è possibile predire la distribuzione applicando un approccio di meccanica statistica assumendo che la comunità forestale utilizzi ottimamente le risorse disponibili (si veda la matematica in Simini et al., 2010). Questo approccio porta alla predizione di una comunità che rispetta il principio di equivalenza energetica (EEP) ossia quando il consumo totale di risorse associato a ciascuna classe dimensionale sia costante (i.e. le risorse sono equi-ripartite tra tutte le classi dimensionali):

$$N(h) \cdot B(h) = \text{costante}$$

Sostituendo la relazione allometrica per il tasso metabolico:

$$N(h) \cdot h^a = \text{costante}$$

da cui segue direttamente:

$$N(h) \propto h^{-a}$$

Questa relazione rappresenta la *predizione* teorica della distribuzione delle altezze in una comunità forestale in condizioni di uso ottimale delle risorse. È importante sottolineare che la pendenza della distribuzione non è un parametro libero, ma è determinata univocamente dall’esponente allometrico individuale.

2.4 Finite-size scaling e limiti dimensionali

Nelle foreste reali, la distribuzione delle dimensioni non segue una legge di potenza su tutto l’intervallo osservabile. Il fatto che gli alberi abbiano un’altezza che è un valore *finito* (gli alberi a seconda della fertilità del sito possono avere altezze massime variabili che non superano mai i 110-120 m di altezza) porta di conseguenza il fatto che vi sia una deviazione sistematica dalla linearità in scala log-log. Questo fenomeno è descritto dal concetto di *finite-size scaling* (Anfodillo et al., 2013; Maritan et al., 1996) ed è comune ad altri tipi di distribuzioni (si veda dopo il capitolo relativo al *cut-off*).

Il limite superiore della distribuzione, definito *cut-off* o altezza caratteristica (h_c), rappresenta la massima dimensione in cui è osservabile il comportamento di legge potenza in un dato contesto ecologico e delimita il dominio entro il quale il modello teorico è applicabile. Analogamente, un limite inferiore può essere introdotto per tenere conto di deviazioni nelle classi dimensionali più piccole, spesso legate a vincoli di campionamento o a processi ecologici specifici delle fasi giovanili.

2.5 Passaggio da altezza a diametro e implicazioni metodologiche

Poiché il diametro del fusto (D) è la variabile più comunemente utilizzata nei rilievi forestali, è spesso necessario riformulare la distribuzione delle dimensioni in funzione del diametro. Assumendo una relazione allometrica tra altezza e diametro:

$$h \propto D^b$$

si ottiene con le opportune trasformazioni (Pasqualotto et al., 2025; Sellan et al., 2017):

$$N(D) \propto D^{(-b \cdot \alpha) + b - 1}$$

È fondamentale sottolineare che l'equivalenza energetica è rigorosamente valida *solo* quando l'altezza è utilizzata come variabile indipendente. L'uso del diametro introduce una trasformazione non lineare che può mascherare l'invarianza energetica e condurre a interpretazioni errate se non opportunamente considerata.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

L'applicazione del quadro metodologico allometrico-funzionale descritto nella sezione precedente consente di derivare una serie di risultati generali, indipendenti da specifici dataset, ma verificabili empiricamente attraverso il confronto con strutture forestali reali. In questa sede, i risultati vengono presentati in forma concettuale, coerentemente con l'impostazione metodologica del lavoro, e interpretati come conseguenze necessarie delle assunzioni e delle relazioni allometriche adottate.

3.1 Emergenza di una distribuzione "universale" in condizioni di uso completo delle risorse

Il risultato principale del modello è che, in condizioni di uso completo delle risorse, la struttura dimensionale della comunità forestale emerge come una conseguenza diretta delle

relazioni allometriche individuali il che porta all'affermazione "la foresta è l'albero" (West et al., 2009). In particolare, una volta noto come il volume di chioma scala con l'altezza degli alberi, la distribuzione delle altezze è interamente determinata e segue una legge di potenza con esponente pari all'esponente allometrico ma con segno negativo. Questo risultato implica che la distribuzione diametrica (i.e. la struttura) non è un attributo contingente o storicamente determinato, ma una proprietà del sistema quando esso opera in prossimità di una condizione di saturazione funzionale. In altre parole, i risultati supportano una visione della struttura forestale come proprietà derivante da processi che agiscono a livello individuale, piuttosto che come il prodotto diretto di specifiche storie demografiche o gestionali. In questo senso, l'approccio allometrico-funzionale consente di superare la dicotomia tradizionale tra modelli fortemente generalizzanti e osservazioni empiriche sito-specifiche. Il concetto sintetizzato nell'espressione "la foresta è l'albero" trova qui una formalizzazione rigorosa: le proprietà architettoniche degli individui (i.e. lo *scaling* del volume di chioma rispetto all'altezza) quando combinate con un principio di ottimizzazione a livello di comunità, sono sufficienti a predire la struttura delle foreste vetuste. Questo risultato riduce drasticamente il numero di parametri necessari per descrivere sistemi complessi e fornisce una chiave interpretativa potente e parsimoniosa.

3.2 Convergenza dalla predizione del modello-H al Principio di Equivalenza Energetica (EEP)

Un aspetto teoricamente rilevante dell'approccio allometrico-funzionale qui presentato è che le predizioni del *modello-H* coincidono formalmente con quelle del principio di equivalenza energetica originariamente formulato da Damuth (1981), pur emergendo attraverso un percorso concettuale radicalmente diverso.

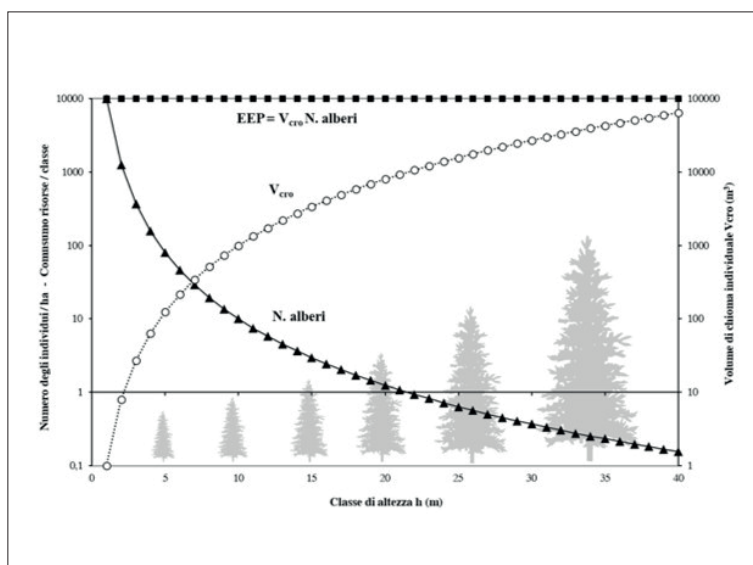


Figura 1 - Rappresentazione in assi semi-log del principio dell'Equivalenza Energetica tra le classi dimensionali. L'aumento delle risorse utilizzate dalla singola pianta (V_{cro}) viene perfettamente compensato dalla diminuzione della numerosità della particolare coorte (N , individui) in modo che il prodotto tra le due variabili si mantenga costante (EEP).

Nel caso del principio di equivalenza energetica classico, l'invarianza del consumo energetico tra specie di diversa dimensione e densità è interpretata come proprietà emergente di comunità saturate, giustificata a posteriori attraverso argomentazioni metaboliche generali. Al contrario, nel *modello-H* la struttura coincidente con il principio di equivalenza energetica è la conseguenza necessaria delle relazioni allometriche individuali e dell'assunzione di uso completo delle risorse a livello di comunità, come distribuzione che ha la maggiore probabilità di verificarsi perché quella che utilizza al meglio le risorse. In particolare, il *modello-H* non introduce alcun vincolo addizionale sul tasso metabolico individuale, né assume a priori una specifica forma della distribuzione delle dimensioni. L'unica assunzione fondamentale riguarda il modo in cui la geometria della chioma scala con la dimensione dell'albero, una relazione che può essere misurata empiricamente e che riflette vincoli biomeccanici e "competitivi". A partire da questa relazione, e imponendo la condizione che la comunità utilizzi completamente le risorse disponibili, la distribuzione delle dimensioni emerge automaticamente in una forma tale da garantire

l'invarianza del consumo energetico totale tra classi dimensionali (Fig. 1).

In questo senso, il *modello-H* fornisce una derivazione meccanicistica del principio di equivalenza energetica, mostrando che esso non è un principio indipendente o universale in senso astratto, ma una proprietà emergente di comunità forestali che operano in prossimità di una condizione di saturazione funzionale. La coincidenza tra le predizioni del *modello-H* e quelle dell'EEP (Damuth, 1981) non richiede quindi l'introduzione di vincoli metabolici globali, né l'assunzione di reti di distribuzione ideali (anche se, come detto, si assume una funzionalità costante dell'unità di area fogliare), ma deriva esclusivamente dalla combinazione tra architettura individuale e ottimizzazione dell'uso delle risorse a livello di comunità.

Questa convergenza ha implicazioni concettuali importanti. Da un lato, essa chiarisce perché il principio di equivalenza energetica trovi conferma empirica soprattutto in foreste vetuste o poco disturbate, ovvero in sistemi prossimi all'uso completo delle risorse. Dall'altro, spiega perché deviazioni sistematiche dall'EEP siano comunemente osservate in foreste gestite

o disturbate, senza che ciò implichi una confutazione del quadro teorico generale (Simini et al., 2010; Pasqualotto et al., 2025). In tali sistemi, infatti, non è l'allometria individuale a essere alterata, bensì la condizione di saturazione funzionale della comunità, che rappresenta il presupposto necessario affinché l'equivalenza energetica emerga.

In definitiva, il *modello-H* mostra che il principio di equivalenza energetica può essere interpretato non come una legge ecologica fondamentale da assumere a priori, ma come un risultato emergente, testabile e condizionato, che fornisce una chiave di lettura funzionale della struttura delle foreste vetuste.

3.3 Effetti del finite-size scaling e ruolo del cut-off

L'introduzione del concetto di *finite-size scaling* consente di interpretare in modo coerente le deviazioni dalla legge di potenza osservate nelle classi dimensionali più grandi. In tutti i sistemi forestali reali, la distribuzione delle dimensioni mostra un decadimento più rapido oltre una certa soglia dimensionale, corrispondente all'altezza caratteristica o *cut-off* del sistema (Anfodillo et al., 2013). Questo risultato ha due implicazioni fondamentali.

In primo luogo, esso chiarisce che questa diminuzione molto brusca della numerosità dei grandi alberi non deve essere interpretata come una conseguenza necessaria di disturbi o del verificarsi di una competizione asimmetrica tra alberi di diversa dimensione come proposto da Farrior et al. (2016), ma, invece, come l'effetto di un fenomeno generale che avviene anche in sistemi non eminentemente biologici come la distribuzione dell'area dei bacini idrologici in una certa zona (Maritan et al., 1996) o la frequenza dell'area degli incendi boschivi in una determinata regione (Rizzolo, 2016).

In secondo luogo, esso consente di delimitare il dominio di validità del modello teorico e di evitare interpretazioni errate basate sull'a-

dattamento di leggi di potenza su intervalli dimensionali non appropriati come si può osservare in West et al. (2009).

3.4 Altezza vs. diametro: implicazioni concettuali e operative

Un punto cruciale emerso dall'analisi riguarda la scelta della variabile dimensionale utilizzata per descrivere la struttura di comunità. L'altezza degli alberi si rivela la variabile più appropriata rispetto al diametro per testare il principio di equivalenza energetica, in quanto parametro guida la variazione del volume di chioma. L'uso del diametro, sebbene operativamente conveniente, può mascherare l'invarianza energetica e condurre a interpretazioni errate se non accompagnato da una corretta trasformazione delle variabili (Sellan et al., 2017). Questo risultato ha implicazioni metodologiche importanti per l'analisi delle distribuzioni dimensionali e suggerisce la necessità di una maggiore attenzione nella scelta delle metriche strutturali.

Sta di fatto che nella pratica applicativa del modello viene effettuata una accurata conversione per includere il diametro come variabile predittiva misurata a terra. Al fine di stabilire correttamente le relazioni allometriche illustrate, il diametro considerato qui come D si riferisce al diametro misurato alla base (esclusi evidenti cordoni radicali) e non il diametro comunemente utilizzato in campo forestale, ovvero DBH (Diametro a 1,30 m di altezza dal suolo). Tale scelta è motivata dal fatto che nello studio dello *scaling* allometrico vanno necessariamente inclusi individui di dimensioni più piccole, inclusi quelli sotto a 2 m di altezza comunemente esclusi dai rilievi forestali. Infatti, sebbene per alberi di grandi dimensioni la differenza tra la rastremazione del fusto tra 1,30 m (DBH) e in prossimità del suolo non sia notevole, tale differenza si accentua molto in individui di

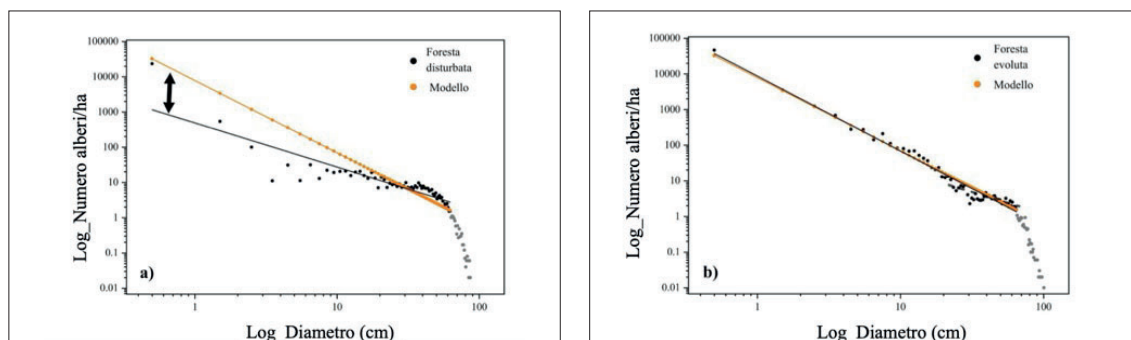


Figura 2 - Comunità che hanno subito disturbi recenti (a) si caratterizzano per minori pendenze della curva di distribuzione diametrica osservata (nero) rispetto a quella di massima saturazione (arancio) evidenziando una distanza (freccia nera) tra le due distribuzioni che è misura del disturbo. In una progressione evolutiva della comunità, la distribuzione osservata tende ad approssimarsi alla predizione del *modello-H* (b). I grafici qui raffigurati in a) e b) sono due foreste reali attigue nelle Dolomiti Venete (Comune di Auronzo di Cadore, BL) a diversi gradi di disturbo ma con riferimento di modello (esponente coincidente: a) particelle della Regola di Villapiccola e della Regola di Villagrande e b) foresta della Riserva Naturale Orientata di Somadida.

piccole dimensioni e potrebbe dare origine a notevoli errori di stima. Per ottenere la relazione D vs DBH e convertire eventualmente dati a 1,30 m di inventario sarà sufficiente in sede di raccolta del dato di volume di chioma in campo, prendere per un campione di individui sia DBH che D in modo da stabilire una relazione allometrica che renda accessibile anche i dati inventariali pregressi eventualmente disponibili.

3.5 Interpretazione funzionale delle pendenze osservate

Un ulteriore risultato rilevante è che la pendenza osservata della distribuzione delle dimensioni può essere utilizzata come metrica quantitativa dello stato funzionale del sistema. Pendenze prossime a quelle teoriche indicano comunità molto vicine a una condizione di equilibrio funzionale, mentre deviazioni sistematiche (i.e. pendenze minori) segnalano la presenza di disturbi passati, limitazioni ambientali o stadi successionali intermedi (Fig. 2).

Questo risultato fornisce una base quantitativa per interpretare la vetustà non come una categoria qualitativa, ma come una pro-

prietà continua e misurabile della struttura di comunità.

La pendenza della curva di distribuzione diametrica in condizioni di piena saturazione delle risorse è quella con la maggior pendenza possibile ossia quella in cui si osserva il massimo tasso di mortalità della comunità. Il caso opposto è quello di una pendenza nulla (esponente = 0) che si osserva tipicamente nei pioppeti. In queste colture la gestione cerca di ridurre al massimo la mortalità piantando le barbatelle ad una distanza tale che non si innesci nessun fenomeno di auto-diradamento nemmeno quando gli individui sono a fine turno. Così, nonostante l'aumento di dimensione degli alberi la loro numerosità non cambia per cui la curva di distribuzione ha una pendenza pari a zero.

3.6 Limiti del modello e prospettive future

Nonostante la sua generalità, l'approccio proposto presenta alcuni limiti che meritano di essere discussi. In primo luogo, il modello assume condizioni di uso completo delle risorse e non considera esplicitamente la variabilità climatica interannuale o di lungo periodo che

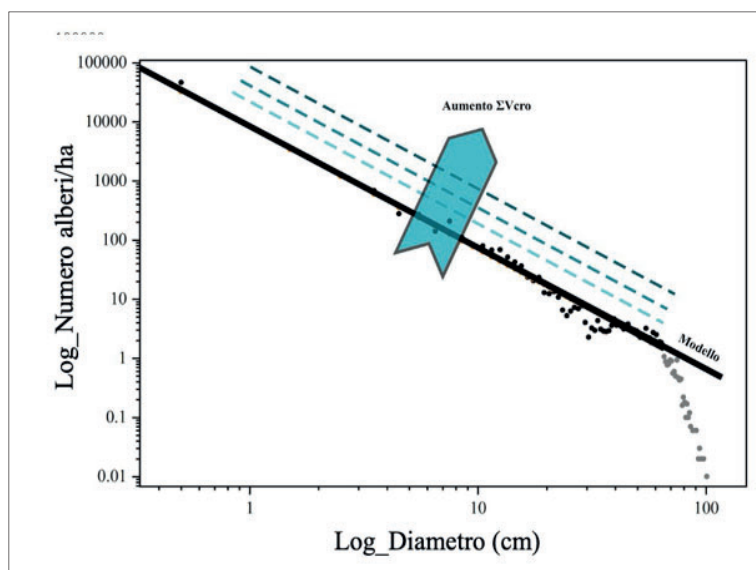


Figura 3 - La predizione del modello riguarda solo la pendenza della curva di distribuzione (qui appare come una retta dopo la trasformazione log-log degli assi). Non è (ancora) possibile predire anche il numero assoluto degli individui il che darebbe la possibilità di definire anche l'intercetta. Nella figura sono rappresentate alcune possibili curve al di sopra di quella osservata che rappresenterebbero comunità con maggiore area fogliare e massa complessiva.

potrebbero alterare temporaneamente la struttura della comunità perché di fatto si modifica la disponibilità delle risorse.

In secondo luogo, l'approccio è intrinsecamente statico, nel senso che descrive la struttura attesa in una condizione di quasi-equilibrio, ma non fornisce una descrizione esplicita delle traiettorie temporali che conducono a tale condizione. L'integrazione del quadro allometrico-funzionale con modelli dinamici rappresenta una direzione promettente per ricerche future.

Inoltre, il modello è in grado di predire *solo* l'esponente della curva di distribuzione diametrica quindi, quando si applica il modello ad una situazione non di piena saturazione delle risorse non è possibile quantificare l'effettivo numero degli individui per classe diametrica che ci dovrebbe essere in una condizione di piena saturazione. In pratica si può predire la pendenza di una comunità di piena saturazione ma non è possibile fare la predizione del numero assoluto di individui, ossia l'intercetta della relazione (Fig. 3). Tuttavia, è possibile, conoscendo la distribuzione attuale e l'ammontare delle risorse metaboliche in essa investita (volume complessivo di chioma del popolamento), ottenere una predizione del numero

di individui attesi per classe diametrica qualora le risorse presenti venissero redistribuite coerentemente con la distribuzione (pendenza) predetta dal modello. In altre parole, in base alle risorse disponibili al momento del rilievo attuale, si può comprendere quale sia la distribuzione in classi diametriche più funzionale dal punto di vista energetico complessivo della foresta e guidarla in quella direzione qualora vi siano le condizioni per un intervento gestionale. Questo tipo di applicazione pratica del modello ad un caso reale in lecceta mediterranea è discusso in Pasqualotto et al. (2025) ed espresso nelle sue applicazioni tecnico-applicative nell'ambito selvicolturale in uno speciale dossier per la gestione forestale (Anfodillo & Pasqualotto, 2025).

4. CONCLUSIONI

Il presente lavoro propone un quadro metodologico generale per lo studio della struttura delle foreste vetuste, fondato su relazioni allometriche individuali e sul principio di equivalenza energetica. L'approccio consente di interpretare la distribuzione delle dimensio-

ni degli alberi come una proprietà emergente della comunità forestale in condizioni di uso ottimale delle risorse, e di utilizzare la pendenza della distribuzione dimensionale come metrica quantitativa del grado di vetustà e di disturbo.

Le foreste vetuste emergono così come sistemi di riferimento funzionali di valore insostituibile, non solo per comprendere la complessità ecologica dei sistemi forestali, ma anche per orientare strategie di gestione forestale basate su principi scientifici generali e replicabili.

Ringraziamenti

Si ringraziano Marco Cappellaro e Marina Galbiati per l'aiuto nella raccolta dei dati in foresta.

RIASSUNTO

Le foreste vetuste rappresentano sistemi ecologici complessi nei quali la struttura di comunità emerge dall'interazione di processi di lungo periodo in condizioni di disturbo limitato e con un uso prossimo alla saturazione delle risorse disponibili. In quanto tali, esse costituiscono sistemi di riferimento fondamentali per comprendere il funzionamento delle foreste e per testare modelli ecologici basati su principi generali. In questo lavoro viene presentato un quadro metodologico per descrivere e prevedere la struttura delle foreste vetuste a partire da relazioni allometriche individuali e assumendo che la comunità forestale sia in grado di utilizzare completamente le risorse disponibili. Utilizzando il volume di chioma come proxy dell'uso di risorse a livello individuale, e assumendo un pieno uso delle risorse da parte della comunità, si dimostra come la distribuzione diametrica emerga come conseguenza diretta delle leggi di scala individuali e converga verso una distribuzione coerente con il principio di equivalenza energetica (*Energetic Equivalence Principle*, EEP). L'approccio, fondato sul cosiddetto *modello-H* consente di interpretare la pendenza delle distribuzioni diametriche (o delle altezze) come metrica quantitativa del grado di vetustà, di disturbo e di stadio successionale. Le foreste vetuste vengono così proposte come sistemi di riferimento fun-

zionali per lo studio della complessità ecologica e per lo sviluppo di strategie di gestione forestale in aderenza ai principi della silvicoltura prossima alla natura.

BIBLIOGRAFIA

- Alessandrini, A., Biondi, F., Di Filippo, A., Ziaco, E., & Piovesan, G. (2011). Tree size distribution at increasing spatial scales converges to the rotated sigmoid curve in two old-growth beech stands of the Italian Apennines. *Forest Ecology and Management*, 262(11), 1950–1962. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.025>
- Anfodillo, T. (2005). Invecchiamento e senescenza negli alberi: nuove evidenze e nuove domande. *Forest@*, 2(4), 316–318. <https://doi.org/10.3832/efor0327-0002>
- Anfodillo, T., Carraro, V., Carrer, M., Fior, C., & Rossi, S. (2006). Convergent tapering of xylem conduits in different woody species. *New Phytologist*, 169(2), 279–290. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01587.x>
- Anfodillo, T., Carrer, M., Simini, F., Popa, I., Banavar, J. R., & Maritan, A. (2013). An allometry-based approach for understanding forest structure, predicting tree-size distribution and assessing the degree of disturbance. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1751), 20122375. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2375>
- Anfodillo, T., & Olson, M. E. (2024). Stretched sapwood, ultra-widening permeability, and ditching da Vinci: revising models of plant form and function. *Annals of Botany*, 134(1), 19–42. <https://doi.org/10.1093/aob/mcae054>
- Anfodillo, T., & Pasqualotto, G. (2025). Definition of target structure and disturbance intensity. In *Protocols for the management and conservation enhancement of forest habitats of the mediterranean region* (pp. 21–22). Compagnia delle Foreste. lifegoproformed.eu
- Bauhus, J., Puettmann, K., & Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258(5), 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., & West, G. B. (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7), 1771–1789. <https://doi.org/10.1890/03-9000>
- Coomes, D. A. (2006). Challenges to the generality of WBE theory. *Trends in Ecology & Evolu-*

- tion, 21(11), 593–596. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.002>
- Coomes, D. A., Duncan, R. B., Allen, R. B., & Truscott, J. (2003). Disturbances prevent stem size-density distributions in natural forests from following scaling relationships. *Ecology Letters*, 6(12), 980–989. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00520.x>
- Damuth, J. (1981). Population density and body size in mammals. *Nature*, 290(5808), 699–700. <https://doi.org/10.1038/290699a0>
- Damuth, J. (2007). A macroevolutionary explanation for energy equivalence in the scaling of body size and population density. *The American Naturalist*, 169(5), 621–631. <https://doi.org/10.1086/513495>
- Di Filippo, A., Biondi, F., Piovesan, G., & Ziaco, E. (2017). Tree ring-based metrics for assessing old-growth forest naturalness. *Journal of Applied Ecology*, 54(3), 737–49. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12793>
- Enquist, B. J. (2002). Universal scaling in tree and vascular plant allometry: toward a general quantitative theory linking plant form and function from cells to ecosystems. *Tree Physiology*, 22(15–16), 1045–1064. <https://doi.org/10.1093/treephys/22.15-16.1045>
- Farrior, C. E., Bohlman, S. A., Hubbell, S., & Pacala, S. W. (2016). Dominance of the suppressed: Power-law size structure in tropical forests. *Science*, 351(6269), 155–157. <https://doi.org/10.1126/science.aad0592>
- Garbarino, M., Borgogno Mondino, E., Lingua, E., Nagel, T. A., Dukić, V., Govedar, Z., & Motta, R. (2012). Gap disturbances and regeneration patterns in a Bosnian old-growth forest: a multispectral remote sensing and ground-based approach. *Annals of Forest Science*, 69(5), 617–625. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0177-9>
- Hooper, D. U., & Vitousek, P. M. (1997). The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, 277(5330), 1302–1305. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1302>
- Lanner, R. M., & Connor, K. F. (2001). Does bristlecone pine senesce? *Experimental Gerontology*, 36(4–6), 675–685. [https://doi.org/10.1016/S0531-5565\(00\)00234-5](https://doi.org/10.1016/S0531-5565(00)00234-5)
- Lechthaler, S., Kiorapostolou, N., Pitacco, A., Anfodillo, T., & Petit, G. (2020). The total path length hydraulic resistance according to known anatomical patterns: What is the shape of the root-to-leaf tension gradient along the plant longitudinal axis? *Journal of Theoretical Biology*, 502, 110369. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2020.110369>
- Loubota Panzou, G. J., Fayolle, A., Jucker, T., Phillips, O. L., Bohlman, S., Banin, L. F., Affum-Baffoe, K., Alves, L. F., Antin, C., Arets, E., Arroyo, L., Baker, T. R., Barbier, N., Beeckman, H., Berger, U., Bocko, Y. E., Bongers, F., Bowers, S., Brade, T., . . . Feldpausch, T. R. (2021). Pantropical variability in tree crown allometry. *Global Ecology and Biogeography*, 30(2), 459–475. <https://doi.org/10.1111/geb.13231>
- Maritan, A., Rinaldo, A., Rigon, R., Giacometti, A., & Rodríguez-Iturbe, I. (1996). Scaling laws for river networks. *Physical Review E*, 53(2), 1510–1515. <https://doi.org/10.1103/PhysRevE.53.1510>
- Mikoláš, M., Piovesan, G., Ahlström, A., Donato, D. C., Gloor, R., Hofmeister, J., Keeton, W. S., Muys, B., Sabatini, F. M., Svoboda, M., & Kuemmerle, T. (2023). Protect old-growth forests in Europe now. *Science*, 380(6644), 466. <https://doi.org/10.1126/science.adh2303>
- Motta, R. (2002). Old-growth forests and silviculture in the Italian Alps: The case-study of the strict reserve of Paneveggio (TN). *Plant Biosystems*, 136(2), 223–231. <https://doi.org/10.1080/11263500212331351129>
- Muller-Landau, H. C., Condit, R. S., Chave, J., Thomas, S. C., Bohlman, S. A., Bunyavejchewin, S., Davies, S., Foster, R., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Harms, K. E., Hart, T., Hubbell, S. P., Itoh, A., Kassim, A. R., LaFrankie, J. V., Lee, H. S., Losos, E., Makana, J.-R., . . . Ashton, P. (2006). Testing metabolic ecology theory for allometric scaling of tree size, growth and mortality in tropical forests. *Ecology Letters*, 9(5), 575–588. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00904.x>
- Olson, M. E., Anfodillo, T., Gleason, S. M., & McCulloh, K. A. (2020). Tip-to-base xylem conduit widening as an adaptation: Causes, consequences, and empirical priorities. *New Phytologist*. <https://doi.org/10.1111/nph.16961>
- Olson, M. E., Anfodillo, T., Rosell, J. A., Petit, G., Crivellaro, A., Isnard, S., León-Gómez, C., Alvarado-Cárdenas, L. O., & Castorena, M. (2014). Universal hydraulics of the flowering plants: Vessel diameter scales with stem length across angiosperm lineages, habits and climates. *Ecology Letters*, 17(8), 988–997. <https://doi.org/10.1111/ele.12302>
- Pasqualotto, G., Anfodillo, T., Pellizzari, S., Carraro, V., Airi, M., Miozzo, M., & Buscarini, S. (2025). Operationalizing closer-to-nature forest management: Application of the energy-equivalence principle in

- a Holm Oak (*Quercus ilex* L.) Mediterranean forest. *Forest Ecology and Management*, 588, 122735. <https://doi.org/10.2139/ssrn.5126751>
- Petit, G., Anfodillo, T., & Mencuccini, M. (2008). Tapering of xylem conduits and hydraulic limitations in sycamore (*Acer pseudoplatanus*) trees. *New Phytologist*, 177(3), 653–664. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02291.x>
- Pretzsch, H., & Dieler, J. (2012). Evidence of variant intra- and interspecific scaling of tree crown structure and relevance for allometric theory. *Oecologia*, 169(3), 637–649. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2240-5>
- Rizzolo, R. (2016). *Fuel models development to support spatially-explicit forest fire modelling in Eastern Italian Alps* (Tesi di dottorato). Università di Padova.
- Sellan, G., Simini, F., Maritan, A., Banavar, J. R., De Haulleville, T., Bauters, M., Doucet, J., Beeckman, H., & Anfodillo, T. (2017). Testing a general approach to assess the degree of disturbance in tropical forests. *Journal of Vegetation Science*, 28(3), 659–668. <https://doi.org/10.1111/jvs.12512>
- Simini, F., Anfodillo, T., Carrer, M., Banavar, J. R., & Maritan, A. (2010). Self-similarity and scaling in forest communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(17), 7658–7662. <https://doi.org/10.1073/pnas.1000137107>
- Stephenson, N. L., Das, A. J., Condit, R., Russo, S. E., Baker, P. J., Beckman, N. G., Coomes, D. A., Lines, E. R., Morris, W. K., Rüger, N., Álvarez, E., Blundo, C., Bunyavejchewin, S., Chuyong, G., Davies, S. J., Duque, Á., Ewango, C. N., Flores, O., Franklin, J. F., . . . Zavala, M. A. (2014). Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature*, 507(7490), 90–93. <https://doi.org/10.1038/nature12914>
- Susmel, L. (1980). *Normalizzazione delle foreste alpine: Basi ecosistemiche, equilibrio, modelli colturali, produttività*. Liviana Editrice.
- West, G. B., Brown, J. H., & Enquist, B. J. (1999). A general model for the structure and allometry of plant vascular systems. *Nature*, 400(6745), 664–667. <https://doi.org/10.1038/23251>
- West, G. B., Enquist, B. J., & Brown, J. H. (2009). A general quantitative theory of forest structure and dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(17), 7040–7045. <https://doi.org/10.1073/pnas.0812294106>
- White, E. P., Ernest, S. K. M., Kerkhoff, A. J., & Enquist, B. J. (2007). Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(6), 323–330. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.03.007>



Integrating remote sensing and ground-based inventories to ecologically validate old-growthness across Italian forests

Costanza Borghi ^(a) - Francesco Solano ^{(b)(*)} - Giovanni D'Amico ^(a) - Titomanlio Pepe ^(c)
Mattia Niccoli ^(a) - Elia Vangi ^(a) - Francesco Parisi ^{(d)(e)} - Davide Travaglini ^(a)
Giuseppe Modica ^(f) - Giancarlo Papitto ^(g) - Gianluca Piovesan ^(c) - Gherardo Chirici ^(a)

^(a) Department of Agriculture, Food, Environment and Forestry, University of Florence; via San Bonaventura 13 - 50145 Firenze, Italy.

^(b) Department of Agriculture and Forest Sciences, University of Tuscia; via San Camillo de Lellis s/n - 01100 Viterbo, Italy.

^(c) Department of Ecological and Biological Sciences, University of Tuscia; largo dell'Università s/n, 01100 Viterbo, Italy.

^(d) Department of Biosciences and Territory, University of Molise; contrada Fonte Lappone - 86090 Pesche (IS), Italy.

^(e) Institute of Technologies and Environmental Intelligence (CNR-ITIAM), National Research Council of Italy, strada provinciale 35d, n. 9 - 00010 Montelibretti (RM), Italy.

^(f) Dipartimento di Scienze Veterinarie, Università degli Studi di Messina; viale G. Palatucci s/n - 98168 Messina, Italy.

^(g) Comando Unità Forestali Ambientali Agroalimentari, Arma dei Carabinieri; via G. Carducci 5, Rome, 00187, Italy.

^(*) Corresponding Author; f.solano@unitus.it

Abstract: Mature and Old-Growth-like Forests (MOGF) are critical for biodiversity conservation and climate regulation, yet they remain rare and fragmented across Europe. This study aims to ecologically validate a high-resolution (30 m) predictive map of MOGF probability across Italy by integrating it with independent ground-based data from the 2015 National Forest Inventory (INFC2015). Utilizing a multi-source approach, we analyzed 6993 inventory sampling plots across diverse forest types and environmental gradients. Statistical analysis confirmed that higher MOGF probabilities strongly correlate with indicators of advanced stand development, including older age classes (> 120 years), multilayered vertical structures, and high canopy cover (> 80%). MOGF probability is also significantly higher within strictly protected areas (e.g., National Park Zone A) and topographically remote sites characterized by high altitudes and steep slopes. Quantitative correlations also link MOGF probability to an increase in above-ground biomass and deadwood. While the study successfully validates the spatial patterns of forest maturity, limitations include the current lack of national-scale 3D LiDAR data for deadwood modeling and the lack of microhabitat indicators in the INFC2015. However, the anticipated inclusion of these metrics in future national frameworks will further refine the monitoring of these ecosystems.

Key words: forestry; machine learning; structural complexity; explainable artificial intelligence; Nature Restoration Law.

Citation: Borghi, C., Solano, F., D'Amico, G., Pepe, T., Niccoli, M., Vangi, E., Parisi, F., Travaglini, D., Modica, G., Papitto, G., Piovesan, G., & Chirici, G. (2026). Integrating remote sensing and ground-based inventories to ecologically validate old-growthness across Italian forests. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 118–139. <https://doi.org/10.36253/ifm-1250>

Received: 24/03/2026 **Revised version:** 17/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

© 2026 Author(s). This is an open access, peer-reviewed article published by the Italian Academy of Forest Sciences and distributed by Firenze University Press under the terms of the Creative Commons Attribution License.

1. INTRODUCTION

While the global forest carbon sink has been stable over three decades, regional and biome variations exist (Pan et al., 2024). Old-growth forests with complex structures are associated with advanced succession, long periods of undisturbed growth, and high biological diversity (Puettmann et al., 2009). They feature unique processes that lead to ancient trees (Gilhen-Baker et al., 2022; Lindenmayer & Laurance, 2017), where the largest trees, top 1% by diameter, hold nearly half the biomass (Lutz et al., 2018). Old-growth forests are also characterized by increased deadwood (Lombardi et al., 2012; Šenihofa et al., 2020), and other biodiversity-related features, such as rare and/or endangered saproxylic beetle species (Eionet, 2021; Parisi et al., 2016, 2022), and tree-related microhabitats (Kozák et al., 2018; Larrieu et al., 2018; McGee, 2018), compared to managed forests. These attributes vary based on biogeography, forest types, human disturbance, and site conditions (Martin et al., 2020; Pesklevits et al., 2011), including productivity levels. Moreover, old-growth forests regulate hydrology (Crampe et al., 2021) and buffer climate extremes (Dellasala et al., 2020; Solano et al., 2025). At the stand level, they store 30-50% more carbon than managed forests (Keith et al., 2024), possibly the highest among terrestrial ecosystems (Mayer et al., 2020), offering insights into long-term forest dynamics and carbon storage without human interference (Martin-Benito et al., 2021).

Nevertheless, European old-growth forests are rare, fragmented, and often unprotected, covering about 2% of the forest area (Barredo et al., 2021). Identifying and monitoring them is a key challenge due to the lack of a universal definition, which varies by context (Bruening et al., 2024; O'Brien et al., 2021). Here, the term “old-growthness” was explicitly

adopted in several studies (e.g., Badalamenti et al., 2025; Barbati et al., 2012; Borghi et al., 2023) to refer to the degree to which forest stands express structural variability commonly found in old-growth forests, acknowledging that stands may or may not have been impacted by humans. European policies, including EU guidelines and the Nature Restoration Law, emphasize scalable, transparent conservation efforts given the role old-growth forests play in reducing emissions, combating climate change, and preserving biodiversity (Fraser et al., 2023; Mikolaš et al., 2023).

In this context, several studies employed diverse approaches to defining “old-growthness”, reflecting the complexity of applying this concept in heavily human-influenced landscapes, such as Mediterranean areas. Overall, a predominant approach used structural definitions rather than age-based criteria (Oliver & Larson, 1996), recognizing that Mediterranean forests rarely exhibit the complete absence of human impact associated with primary forests in other regions. Although the tree diameter at breast height can correlate with age (Pretzsch et al., 2020), direct age estimation across extensive forest areas requires labor-intensive methods, limiting practicality over large landscapes (Spracklen & Spracklen, 2019). Furthermore, the correlation between diameter and age often weakens in old-growth forests. Among canopy trees, diameter is an unreliable predictor of age; in fact, the oldest trees are rarely the largest (Piovesan et al., 2026; Piovesan & Biondi, 2021). On the other hand, structural definitions focused on specific measurable attributes such as mean tree diameter, standard deviation of tree diameter, and stand density of large trees with diameter larger than a certain threshold (Blasi et al., 2010a; Borghi et al., 2023). Another emphasized multi-sized diameter distribution, small-scale gap dynamics, tree height heterogeneity, high living volume

and basal area, and a ratio of dead to living wood not lower than 10% (Hahn & Christensen, 2005; Wirth et al., 2009a; Wirth et al., 2009b).

In this context, National Forest Inventories (NFI) provide robust forest data mainly through in situ measurements (Breidenbach et al., 2021; Tomppo et al., 2010), but ground data alone face limitations due to high costs, standardization needs, infrequent updates, and limited data access (Alberdi et al., 2016; Borghi et al., 2023; Gschwantner et al., 2019). On the other hand, advances in remote sensing and cloud computing (Gorelick et al., 2017) have further improved large-scale forest assessments (Wulder et al., 2016). Here, this research aims to demonstrate how structural complexity and old-growthness are distributed across different forest types and management levels at a national scale. This study is built upon the mapping framework developed by Borghi et al. (*submitted*), which utilized remote sensing, machine learning and Explainable Artificial Intelligence algorithms (Renflet et al., 2024) to map the Italy's Mature and Old-Growth-like Forests (MOGF) probability with 30 m resolution. The aim of this study is to provide an ecological validation of these results by linking remote sensing-based predictions with independent field measurements from the latest Italian National Forest Inventory (INFC). This integration is crucial for a multi-source monitoring approach; while remote sensing provides expansive spatial coverage, it often lacks the resolution to capture specific ground-level structural attributes - such as deadwood dynamics - which are fundamental indicators of old-growth status. By bridging these two scales, we tested whether the MOGF high-probability areas identified via remote-sensing and machine learning analysis truly exhibit the structural complexity recorded on the ground.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1 Study area

The study took place in Italy (Figure 1), a country with diverse climate conditions due to its maritime influence and complex terrain shaped by the two main mountainous chains. Italy's climate is entirely Mediterranean, with colder, temperate zones in the north and sub-tropical areas along the southern coast and in lowland regions (Pinna, 1978). This environmental diversity supports a wide variety of forest ecosystems, which make up over a third of Italy's land area (De Laurentis & Piovesan, 2023; Mattioli et al., 2025). The 2015 National Forest Inventory (INFC2015) shows that Italian forests mainly consist of oaks (*Quercus* spp.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.). In contrast, conifers such as Norway spruce (*Picea abies* [L.] H. Karst.) and various pines (*Pinus sylvestris* L., *P. nigra* J.F. Arnold, *P. pinea* L., *P. pinaster* Aiton) are predominantly found in coastal and northern areas, also in the form of plantations (De Laurentis et al., 2021).

2.2 Mature and Old-Growth-like Forest (MOGF) probability map

The modeling of forest structural maturity in this study is based on the framework established by Borghi et al. (*submitted*). This approach employs a Machine Learning and Explainable Artificial Intelligence pipeline to identify MOGF conditions across the topographically complex Italian peninsula, spanning Mediterranean to temperate-alpine gradients. In brief, the framework uses a Random Forest classifier trained on 22,032 reference areas, including high-integrity MOGF sites identified through expert knowledge and regional databases (e.g., Burrascano et al., 2018; Sabatini et al., 2021). In addition, a suite of high-resolution predictors was integrated to capture structural complexity and ecosystem function. Central to this was a Can-



Figure 1 - National distribution of Phase 3 2015 Italian National Inventory plots (i.e., 6993) colored by forest category.

opy Height Model (CHM) based on GEDI and Sentinel-2 data (Lang et al., 2023), further refined by deriving canopy height residuals using Big Additive Models (Wood, 2017). This normalization step effectively decoupled vegetation height from environmental constraints such as elevation, aspect, and latitude, highlighting stands with exceptional development relative to their site potential. Furthermore,

horizontal heterogeneity and productivity were characterized using the Rumble Index - derived from high-resolution 1-m CHMs (Tolan et al., 2024) - alongside national-scale maps of Growing Stock Volume, Carbon Stock and Current Annual Increment GEDI and Sentinel-2 data (Lang et al., 2023), further refined by deriving canopy height residuals using Big Additive Models (Wood, 2017).

2.3 *The Italian National Forest Inventory*

The Italian National Forest Inventory (NFI) has undergone a significant evolution across four distinct cycles, transitioning from a static periodic survey to a modern, dynamic annual monitoring system. The first National Forest Inventory (IFN85), conducted between 1983 and 1987, employed a simple 3-km systematic grid and single-phase sampling to provide the first nationwide estimates of forest cover. This was followed by the second (INFC2005) and third (INFC2015) inventories, which adopted Tessellation Stratified Sampling to improve statistical precision and integrated international carbon-pool monitoring protocols to assess aboveground biomass, deadwood, litter, and soil (Gasparini et al., 2022). Recently, the Italian NFI has been redesigned into a two-phase system with rotating panels, surveying the country's forest over five years to provide near-real-time data. The simplified sampling design enhances feasibility and efficiency, while maintaining consistency with past inventories for long-term comparability (D'Amico et al., 2025). However, data from this new system are currently being processed and are expected to be released in the coming years. Consequently, this study is based on the most recent available periodic inventory (i.e., INFC2015), ensuring consistency in characterizing forest structural maturity across Italy.

2.4 *Spatial and statistical analysis*

The methodology for analyzing the distribution of MOGF probability within the Italian National Forest Inventory (INFC 2015) framework is based on the spatial analysis of predicted MOGF probability values from Borghi et al. (*submitted*) onto 6993 sampling points of the INFC 2015 Phase 3 inventory (Figure 1). For each inventory point, MOGF probability values

were extracted from the high-resolution raster model using a point-in-polygon spatial join procedure. Based on the data available for each INFC2015 sample point - with a minimum of 10 plots per class - we focused on 24 INFC Phase 2 and 3 qualitative variables, grouped in five groups, namely (i) forest structure and origin; (ii) protection status; (iii) forest management and disturbance regime; (iv) site conditions, and (v) plot-level variables. Additionally, we calculated the correlation between the MOGF probability and the Phase 3 quantitative plot-level variables. Finally, statistical indicators, including the mean, median, and standard deviation, were calculated for each of the 24 qualitative variables to characterize the MOGF probability across varying structural and environmental gradients. Before performing the comparative analysis, the assumptions for parametric tests were assessed through the Shapiro-Wilk test (Shapiro et al., 1968) of the MOGF probability values, which strongly rejected the null hypothesis of normality. Consequently, the nonparametric Kruskal-Wallis H-test (Vargha & Delaney, 1998) was used to identify significant differences in MOGF distributions across categorical variables. For variables where the Kruskal-Wallis test indicated significant differences (i.e., $p < 0.05$), a Dunn post-hoc test for multiple comparisons (Dunn, 1961) was performed. The results of these pairwise comparisons were summarized using a Compact Letter Display (Gramm et al., 2007), where groups sharing at least one common letter are not significantly different from each other, while groups that do not share any letters represent statistically distinct MOGF probability distributions. All analyses were performed in R version 4.5.2 (R Core Team, 2026).

3. RESULTS

First, analysis of structural attributes and stand characteristics revealed distinct patterns in MOGF probability values across different forest categories, as shown in Figure 2. Regarding forest vertical structure, the Kruskal-Wallis test indicated significant differences among classes ($H = 128.86$, $p < 0.001$), with one-layer stands exhibiting a higher mean MOGF index (0.189 ± 0.230 , group “a”) than two-layer stands (0.129 ± 0.179 ; group “c”). Stand age demonstrated a significant positive relationship with MOGF high probability ($H = 197.88$, $p < 0.001$), with the highest mean values recorded in forests exceeding 120 years (0.294 ± 0.280 ; group “cd”) and those between 81 and 120 years (0.281 ± 0.285 ; group “c”), while the lowest scores were observed in the youngest 0-10 year age class (0.098 ± 0.168 ; group “ab”). Tree canopy cover also significantly influenced these results ($H = 37.34$, $p < 0.001$), as areas with canopy cover greater than 80% yielded the highest mean MOGF probability (0.207 ± 0.243 ; group “a”), whereas mean MOGF probability decreased progressively with lower canopy cover classes, reaching 0.135 ± 0.192 in the 11-20% cover category (group “ab”). Stand origin showed statistically significant ($H = 11.95$, $p = 0.003$) but minimal variation between natural (0.195 ± 0.237 ; group “a”) and semi-natural (0.195 ± 0.23 ; group “a”) origins, both of which maintained higher mean scores than planted stands (0.180 ± 0.234 ; group “b”). Finally, within development stages ($H = 243.28$, $p < 0.001$), mature and overaged high forests displayed the highest mean MOGF probability (0.280 ± 0.279 ; group “b”), contrasted by significantly lower values in young stands managed under special silvicultural systems (0.091 ± 0.110 ; group “a”) and young coppice forests (0.113 ± 0.170 ; group “a”).

Second, the analysis of administrative and legislative protection status identifies a strong relationship between formal conservation levels and the mean MOGF probability (Figure 3). Across all protection categories, areas under formal conservation consistently exhibit higher MOGF values compared to those outside such networks. The National Park designation serves as a primary driver within this group ($H = 74.60$, $p < 0.001$); forests within National Parks yield a mean MOGF of 0.269 ± 0.267 ($n = 522$), whereas areas outside these parks average 0.186 ± 0.230 ($n = 5001$). Within these parks, a clear hierarchical gradient emerges based on internal zoning ($H = 46.57$, $p < 0.001$): the highest mean MOGF probability is found in Zone A (Strict Nature Reserves) at 0.310 ± 0.284 , followed by Zone C (0.277 ± 0.266) and Zone B (0.231 ± 0.228), all exceeding the average for unclassified areas (0.189 ± 0.233). The statistical analysis revealed that National Parks across all protection categories belong to group “a”, with the highest median MOGF probability. Conversely, unprotected areas were categorized as group “b”, highlighting a significant statistical reduction in MOGF probability relative to protected areas sites. Regional and international protection frameworks show similar trends. Forests within Regional Nature Parks display a mean MOGF of 0.233 ± 0.236 compared to 0.190 ± 0.235 in unprotected counterparts ($H = 33.23$, $p < 0.001$). The influence of the NATURA 2000 network is also evident ($H = 51.34$, $p < 0.001$), as sites within the network show a higher mean probability (0.223 ± 0.245) than those outside (0.184 ± 0.231). Specifically, the combined SCI and SPA designation reaches a peak mean of 0.239 ± 0.245 ($H = 57.65$, $p < 0.001$). Similarly to National Parks, the protection level of NATURA 2000 sites showed statistically significant differences compared to non-classified areas (groups “a”



Figure 2 - Structure and origin, including the development stage, age class, structure (one or two-layers), and stand origin and tree canopy cover. The red triangle indicates the average for each category, while the number of sampled plots is reported. Plots are sorted and colored by the median MOGF value per group, from highest to lowest. Lowercase green letters show Dunn post-hoc results; categories sharing a letter are not significantly different, while those with different letters are statistically distinct.

and “b”). On the other hand, Regional Nature Reserves show a lower mean MOGF (0.159 ± 0.188) than external areas (0.194 ± 0.236), representing the only protection category in which the mean probability does not exceed the unprotected baseline and fails to show a

statistically significant effect on MOGF distribution ($H = 0.15$, $p = 0.695$; both group “a”).

Furthermore, the analysis of forest management and disturbance regimes reveals significant variations in the mean MOGF probability across diverse silvicultural and socio-economic

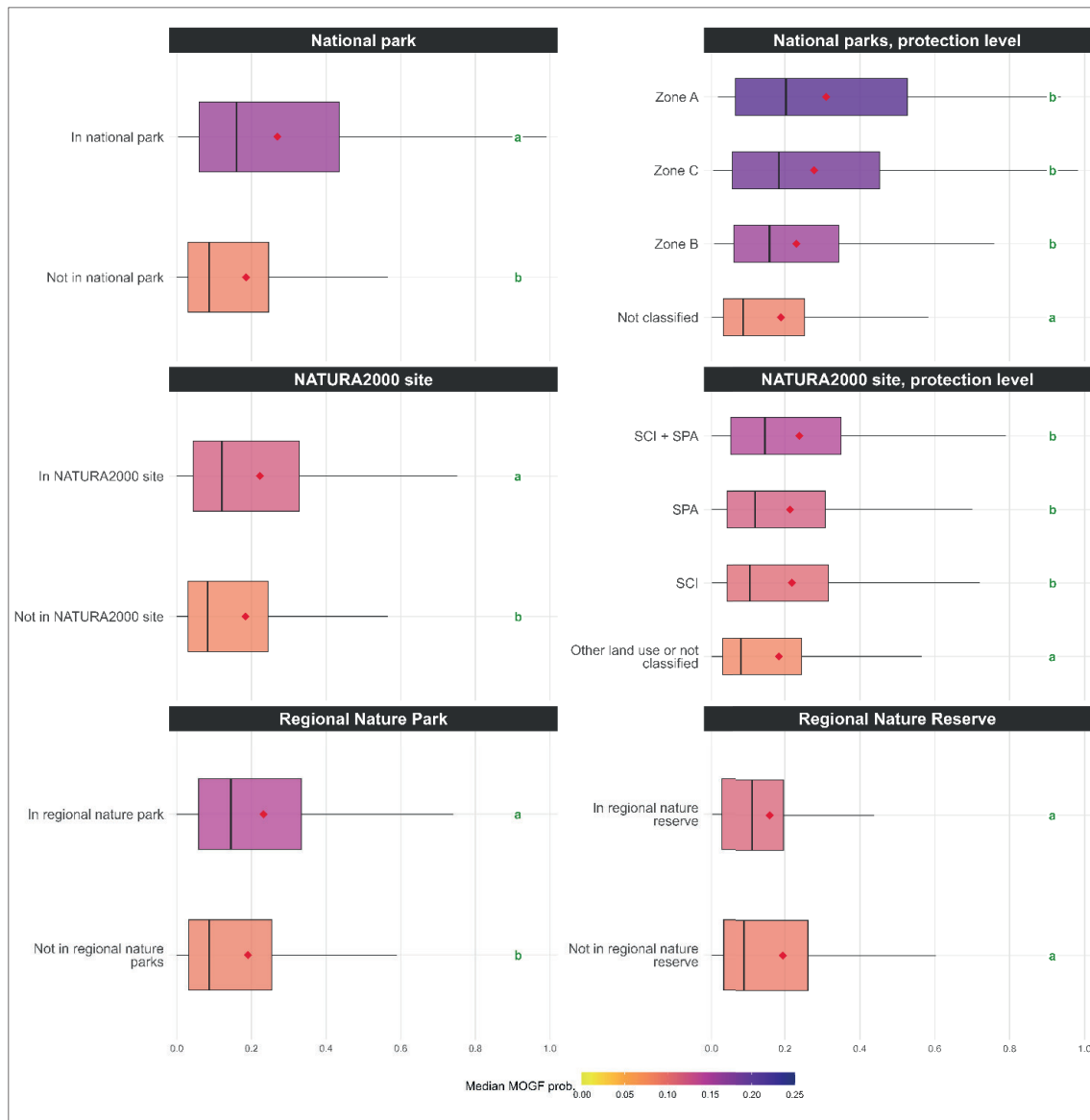


Figure 3 - Protection status, including the inclusion of the sampled plot within National parks and their protection level, Natura 2000 sites and their protection level, and Regional Nature Parks or Reserves. The red triangle indicates the average for each category, while the number of sampled plots is reported. Plots are sorted and colored by the median MOGF value per group, from highest to lowest. Lowercase green letters show Dunn post-hoc results; categories sharing a letter are not significantly different, while those with different letters are statistically distinct.

variables (Figure 4). The primary management objective emerges as a key driver of these patterns ($H = 33.62$, $p < 0.001$), with forests managed for naturalistic purposes exhibiting the highest MOGF (0.254 ± 0.289 , $n = 119$), fol-

lowed by those with protective indirect functions (0.230 ± 0.234 ; both group "a"). Conversely, stands managed for wood products (0.149 ± 0.205 ; group "b") and recreational purposes (0.127 ± 0.166) show markedly low-

er mean probabilities. Silvicultural systems also display a clear hierarchy ($H = 278.31$, $p < 0.001$) where uneven-aged or structured high forests recorded the highest MOGF probability (0.251 ± 0.264), closely followed by coppices in transition to high forest (0.242 ± 0.262). Both of these management types are classified in group “a” indicating they are statistically the most similar. In contrast, even-aged coppice systems (0.153 ± 0.202) and special silvicultural regimes (0.121 ± 0.155) maintain lower averages and are clustered in group “b”.

Further distinctions are observed in ownership and resource availability. Publicly owned forests exhibit a higher mean probability (0.234 ± 0.259) than privately owned stands (0.171 ± 0.217 ; $H = 97.96$, $p < 0.001$). Similarly, areas classified as not available for wood supply record a higher MOGF probability (0.214 ± 0.247) than those available for wood supply (0.192 ± 0.234 ; $H = 6.85$, $p = 0.009$). Regarding disturbance regimes, the cause of damage showed a significant relationship with MOGF probability ($H = 16.16$, $p = 0.006$), as forests affected by pests and diseases show the highest MOGF probability among damaging causes (0.222 ± 0.259 ; group “b”), whereas those subjected to browsing and grazing exhibit the lowest (0.074 ± 0.131 ; group “a”). Finally, an inverse relationship with damage severity is observed, with those with low damage exhibiting a higher MOGF probability (0.213 ± 0.242) than those with medium (0.169 ± 0.214) or severe damage (0.163 ± 0.213), although these differences were not statistically significant ($H = 2.58$, $p = 0.461$; all group “a”).

Next, the analysis of site conditions (Figure 5) reveals a clear correlation between topographical constraints - such as altitude and slope - and the MOGF probability, suggesting that environmental remoteness and terrain complexity favor forest maturity. Elevation is a primary driver within this group ($H = 660.74$,

$p < 0.001$); a robust altitudinal gradient is observed, where forests located above 2000 m asl exhibit the highest mean MOGF (0.291 ± 0.251 ; group “a”), followed by the 1501–2000 m asl class (0.276 ± 0.262 ; group “a”). Statistically significant differences were observed in plots located below 1000 m (group “c”). Here, probability decreases consistently with decreasing elevation, reaching its minimum in the 0–500 m asl range (0.101 ± 0.164 ; group “b”). A similar trend is evident for terrain morphology ($H = 112.84$, $p < 0.001$): steeper slopes ($> 80\%$) recorded a high mean MOGF of 0.243 ± 0.264 (group “a”), whereas areas with lower inclination (0–20%) show significantly lower values (0.154 ± 0.213 ; group “b”). Ground roughness ($H = 16.22$, $p < 0.001$) and terrain instability ($H = 27.87$, $p < 0.001$) further refine these patterns. Forests on “very rough” ground maintain a mean MOGF of 0.226 ± 0.256 , recording a larger mean MOGF probability than those on “smooth” terrain (0.188 ± 0.232). Statistically, “very rough” and “rough” terrains are clustered in group “a” while “smooth” terrain is assigned to group “b”. Furthermore, areas characterized by specific geomorphic disturbances, such as snowslides and avalanches, exhibit higher mean probabilities (0.214 ± 0.215 ; group “a”) compared to terrains with no documented instability (0.195 ± 0.237) - though both are statistically categorized within group “a” - or those affected by water erosion (0.148 ± 0.197 ; group “b”). Environmental remoteness also contributes significantly ($H = 80.39$, $p < 0.001$), as forests located 1001–2000 m from the closest road show higher mean MOGF values (0.248 ± 0.259) than those within 500 m (0.165 ± 0.212). Finally, the Kruskal-Wallis test results ($H = 49.52$, $p < 0.001$) confirm that solar exposure significantly influences the MOGF probability on the INFC2015 plots, with the variance in aspect categories reflecting a gradient. Statistically, the



Figure 4 - Forest management and disturbance regime, including the availability of the plot for wood supply, the character of forest ownership, the designated management objective and silvicultural systems, and the causes and severity of damage. The red triangle indicates the average for each category, while the number of sampled plots is reported. Plots are sorted and colored by the median MOGF value per group, from highest to lowest. Lowercase green letters show Dunn post-hoc results; categories sharing a letter are not significantly different, while those with different letters are statistically distinct.

North-West and South-East aspects represent the upper tier of probability scale with nearly identical mean values ($0.211 \div 0.249$ and $0.211 \div 0.243$, respectively). This high-probability group is followed closely by South-West and

West aspects, all in group “b”, denoting they are statistically different from the “no exposure” class ($0.124 \div 0.180$; group “c”). The transition categories, like North and North-East, serve as intermediate zones (groups “ab” or “ac”).



Figure 5 - Site conditions, including the class of altitude, aspect and slope, terrain instability, ground roughness, and distance to the closest road. The red triangle indicates the average for each category, while the number of sampled plots is reported. Plots are sorted and colored by the median MOGF value per group, from highest to lowest. Lowercase green letters show Dunn post-hoc results; categories sharing a letter are not significantly different, while those with different letters are statistically distinct. A statistical summary of the MOGF probability values for each category, along with the Kruskal-Wallis H-test, is available in Supplementary Materials, Tables S1-2.

Finally, the strongest positive correlations with MOGF probability are associated with metrics of forest productivity and biomass accumulation (Figure 6). Overall, the most positively

correlated metrics are the dry weight of (i) stem and large branches of living trees ($r = 0.343$), (ii) of stumps of living trees ($r = 0.339$) and (iii) of total above-ground biomass of living trees,

per hectare ($r = 0.330$). Similarly, the current annual volume increment of living trees ($r = 0.208$) and the dry weight of small branches ($r = 0.254$) emerge as positively correlated with MOGF probability. Furthermore, the presence of coarse woody debris ($r = 0.137$) and standing deadwood ($r = 0.117$) were also positively correlated with MOGF probability. Conversely, MOGF probability exhibited the strongest negative correlations with early successional stages or disturbed environments, particularly with class 2 shrubs (i.e., height >130 cm and diameter $0-2.4$ cm) with dry weight and carbon stock per hectare, both with $r = -0.147$. Overall, all reported correlations were statistically significant ($p < 0.001$).

4. DISCUSSION

In Europe, only a limited number of countries have conducted comprehensive ground-based inventories of old-growth forests (Mikoláš et al., 2019; Veen et al., 2010). In most cases, available data are either restricted to a few well-studied forests (Mikusinski et al., 2018; Savoie et al., 2016; Svoboda et al., 2014; Zmihorski et al., 2018), specific taxa (Meyer et al., 2021; Vandekerckhove et al., 2022), or rely primarily on remote sensing approaches for mapping the distribution of potential primary forests, which are yet to be confirmed (Hirschmugl et al., 2023; Sabatini et al., 2018; Schulze et al., 2019). In this context, our study provides an ecologically-based validation of the national-scale distribution of Mature and Old-Growth-like Forests (MOGF) probability across Italy proposed in Borghi et al. (*submitted*), using the ground-based observations from the last National Forest Inventory (INFC2015). Rather than representing a simple map validation, this approach enables a cross-scale ecological

interpretation of forest “old-growthness” as a continuous gradient of structural maturity, linking model outputs to measurable stand attributes. Specifically, we aim to compare national-scale satellite observations and detailed on-site structural measurements - especially those that remote sensing often misses, such as deadwood - to verify whether high-probability MOGF sites exhibit the biological and structural features of advanced forest successional stages. Overall, our results support the relationship between MOGF probability and Italian National Forest Inventory (INFC2015) attributes, providing robust external validation of the modelling framework (Figures 2-6). Indeed, higher MOGF probabilities are associated with indicators of advanced stand development, such as developmental stage classes (e.g., Figure 2) and tend to increase along the developmental gradient, with higher median values observed in the oldest age classes (Figure 2, 81–120 years; >120 years). These findings align with Borghi et al. (2023), who reported that high biodiversity and old-growth characteristics are observed in high forests, especially in uneven-aged ecosystems. At the same time, the inverse relationship between MOGF probability and dense shrub layers suggests that early successional or post-disturbance conditions are less likely to exhibit characteristics of structural maturity. However, the variability observed within age classes - including both low and high MOGF probabilities in intermediate stages - indicates that structural maturity cannot be explained by stand age alone. Rather, it reflects the cumulative effects of long-term continuity, disturbance history, and structural reorganization (Piovesan & Biondi, 2021). In this perspective, MOGF probability values increase with descriptors capturing vertical structural complexity, such as the shrub and tree canopy cover (Figure 2), indicating a clear association with advanced structural

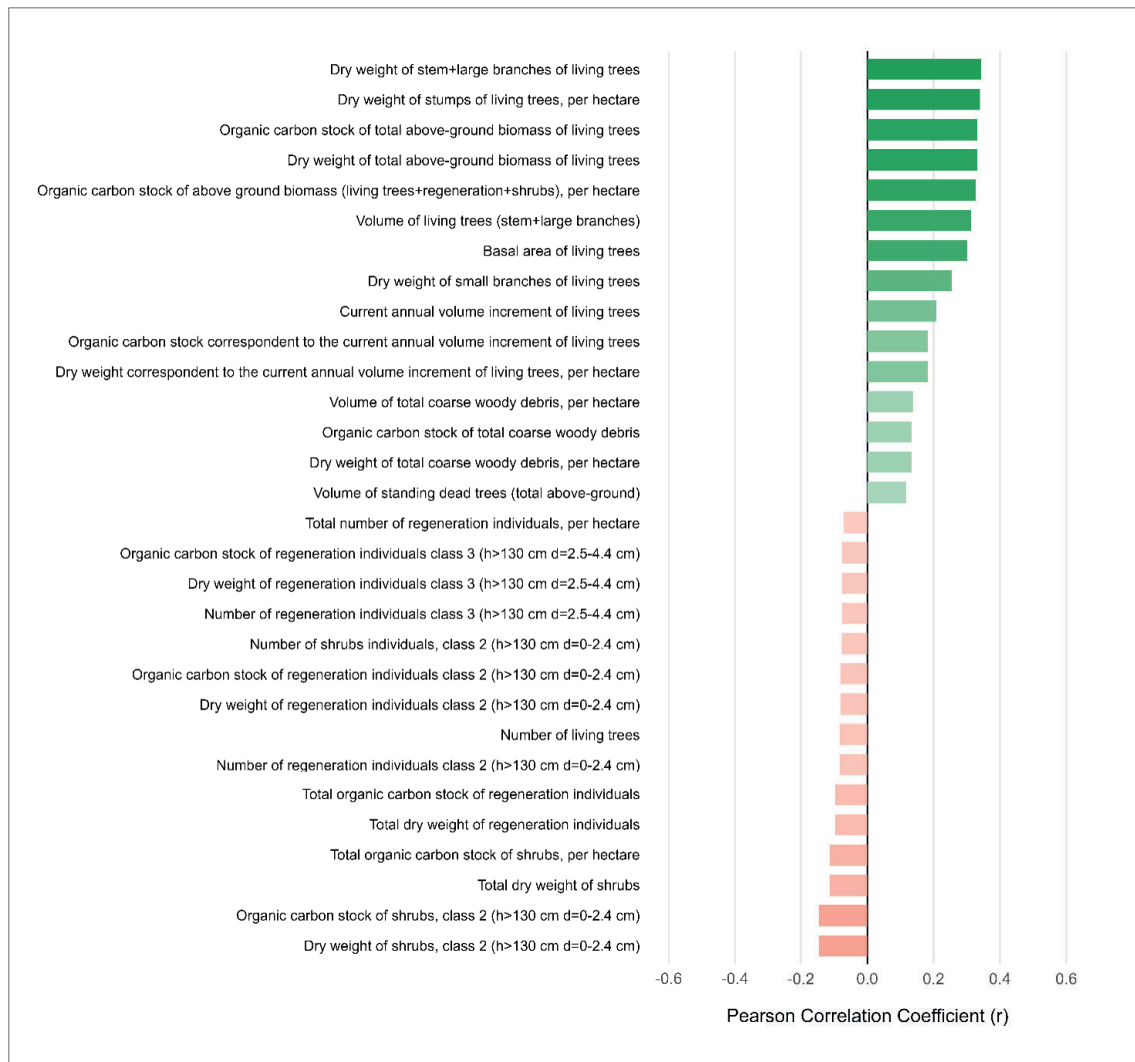


Figure 6 - Correlation between INFC2015 Phase 3 variables and MOGF probability (Borghi et al., *submitted*). For visual purposes, only the 15 most and least correlated variables are shown.

development. Similarly, the positive relationship between deadwood accumulation and the MOGF probability (Figure 6, “Volume of total coarse woody debris, per hectare”) further supports its ecological relevance (Blasi et al., 2010b), reflecting increasing structural complexity and successional maturity. On the other hand, higher MOGF values are consistently associated with reduced or absent productive use (Figure 4) and with stricter protection regimes (Figure 3), although substantial overlap

among categories indicates that the model does not simply reproduce existing conservation designations. Instead, it identifies structurally mature forest conditions both inside and outside protected areas, highlighting a partial mismatch between protection status and ecological maturity. This finding suggests that significant reservoirs of structural complexity may remain unprotected, reinforcing the need for conservation strategies that extend beyond designated areas and incorporate structural in-

dicators into landscape-level planning (Chiti & Piovesan, 2025). Nevertheless, protection status remains a strong driver of MOGF probability. Forests located within National Parks or Natura 2000 sites show significantly higher values (Figure 3), with the highest probabilities observed in strictly protected zones (e.g., Zone A of National Parks). Conversely, the absence of formal protection emerges as a limiting factor for the development and persistence of old-growth characteristics in the Italian forest landscape. Our results are thus in line with Capotorti et al. (2012), who found that a long-term protection regime is especially effective for conserving aging forest communities, threatened vascular plants, and addressing contrasting threats caused by changes in human activities. Indeed, especially in the lowland Continental and Mediterranean areas, forest dynamics are often characterized by human-driven, short, and intense disturbance cycles that prevent forests from advancing to more mature stages (Figures 2 and 4).

Regarding site conditions, the high correlation between MOGF and topographic constraints - such as high altitude and steep slope - supports the hypothesis that forest maturity in Italy is a legacy of marginality. In these contexts, physical constraints have historically rendered timber extraction economically unfeasible (Marchetti & Blasi, 2010; Newbold et al., 2015). This pattern is consistent with several Italian studies (Agnoletti et al., 2022; Barbati et al., 2012; Motta, 2002), which identify old-growth forests primarily in mountainous and impervious areas, as recently reported in an Italian-scale review by Motta et al. (2022). Similarly, the observed influence of sun exposure further suggests that microclimatic conditions - especially on South-facing forests - may perhaps influence the availability of habitat niches (Hagge et al., 2024; Seibold et al., 2015). For instance, while biodiversity metrics

were not directly measured within the INFC plots, our findings on MOGF probability align with ecological studies in similar Italian contexts (Parisi et al., 2023). Taken together, the independent INFC2015 data support the view of old-growthness as an emergent property of forest ecosystems shaped by site-specific environmental constraints, disturbance histories, and land-use legacies. The convergence between model outputs and independent inventory data helps delineate the ecological space occupied by structurally mature and old-growth forests at the national scale and supports the robustness and ecological interpretability of the probabilistic framework.

5. CONCLUSIONS

It became clear that to improve the protection of old-growth forests across Europe, efforts should focus on making NFI data available to assess old-growth forest variables at stand and landscape levels. This might help support national strategies across different regions and different biomes. The upcoming updates to national inventories, combined with advanced remote sensing technologies, present a transformative opportunity for MOGF research. A key advantage is the integration of ground-based biodiversity metrics, such as tree-related microhabitats, which will be included in Italy's next forest inventory cycle. Additionally, using LiDAR-derived metrics can enhance old-growth forest classification beyond traditional point density models. By effectively scaling these high-resolution structural metrics while maintaining horizontal heterogeneity, such as canopy gaps and height variation, future models can better represent gap-phase dynamics crucial for natural forest development. Ultimately, combining long-term satellite-based temporal analy-

sis with precise in-situ assessment will create a comprehensive monitoring system to guide decision-making and promote the long-term conservation of these biodiversity hotspots.

Nevertheless, the current study highlights important limitations due to the limited thematic detail of currently available national datasets, while also pointing to valuable opportunities for future research. A key challenge is the lack of specific biodiversity indicators, especially tree-related microhabitats, within the INFC2015 framework. This absence prevented a direct comparison between ground-based biodiversity measures and the predictive map produced by Borghi et al. (*submitted*). Nevertheless, this gap is anticipated to be addressed soon, as these indicators are planned to be incorporated into the next Italian national forest inventory cycle (D'Amico et al., 2025). Furthermore, the predictive power of the current map is limited by the exclusion of deadwood as a structural variable. While deadwood is a fundamental component of biodiversity and a well-known indicator of forest old-growth status (Borghi et al., 2023; Dufour-Pelletier et al., 2020; Šenhofa et al., 2020), its integration as a spatial predictor is hindered by the difficulties of remote-sensing based assessment (e.g., Marchi et al., 2018), especially lying, smaller pieces and/or in conditions of dense canopies (Amiri et al., 2019; Diätenberger et al., 2025). The acquisition of such high-resolution structural data would therefore be essential to better characterize both vertical and horizontal forest complexity, ultimately enabling a more robust inclusion of necrotic biomass in future modeling efforts. A recent study (Adiningrat et al., 2025) further highlights the importance of LiDAR-derived structural and canopy metrics - such as canopy surface roughness (Rumple index), vertical layering diversity (vertical complexity index), and canopy openness (gap fraction) - for improving

the classification of old-growth forests, achieving higher accuracy than previous approaches that relied solely on height and point density metrics (de Assis Barros & Elkin, 2021). However, as reported by the authors, the approach is limited to temperate forests under conditions similar to those of the case study, thereby restricting its applicability across broader biogeographical contexts (Tíscar & Lucas-Borja, 2016). Moreover, upscaling to larger areas risks losing horizontal heterogeneity, such as tree height variability and canopy gaps, which can reduce the accuracy of old-growth forest identification (Markham et al., 2023). In particular, gap-phase dynamics are important drivers of structural development (Franklin et al., 2004). Furthermore, the study of gap dynamics in old-growth forests would provide a key reference for implementing management strategies that restore native biodiversity by imitating the structural and ecological features of old-growth conditions in managed or human-impacted forests (Seymour et al., 2002; Solano et al., 2021). Despite these limitations, combining in-situ measurements with satellite-based remote sensing and Earth observation data may provide complementary advantages. While field data offer detailed insights into forest attributes that are difficult to detect remotely, remote sensing enables broad-scale monitoring of forest dynamics, including forest disturbance. Besides, satellite data can validate interpolated field maps, while in-situ data can calibrate and validate Earth observation products or serve as input for modeling approaches (McRoberts et al., 2018). This complementary integration may also open opportunities for reconstruction of ecological, structural, and dynamic trends through temporal analyses (Martin et al., 2021a; Martin et al., 2021b). Such approaches can ultimately enhance decision-making processes, supporting more effective forest conservation, monitoring, and restoration planning.

REFERENCES

- Adiningrat, D. P., Skidmore, A., Schlund, M., Wang, T., Abdullah, H., & Heurich, M. (2025). Investigating LiDAR Metrics for Old-Growth Beech- and Spruce-Dominated Forest Identification in Central Europe. *Remote Sensing*, 17(2), 251. <https://doi.org/10.3390/rs17020251>
- Agnoletti, M., Piras, F., Venturi, M., & Santoro, A. (2022). Cultural values and forest dynamics: The Italian forests in the last 150 years. *Forest Ecology and Management*, 503, 119655. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119655>
- Alberdi, I., Gschwantner, T., Bosela, M., Redmond, J., Riedel, T., Snorrason, A., Gasparini, P., Braendli, U.-B., Fridman, J., Tomter, S., Kulbokas, G., Lanz, A., & Vidal, C. (2016). Harmonisation of Data and Information on the Potential Supply of Wood Resources. In *National Forest Inventories* (pp. 55–79). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-44015-6_3
- Amiri, N., Krzystek, P., Heurich, M., & Skidmore, A. (2019). Classification of tree species as well as standing dead trees using triplewavelength ALS in a temperate forest. *Remote Sensing*, 11(22), 2614. <https://doi.org/10.3390/rs11222614>
- Badalamenti, E., La Mela Veca, D. S., Costa, M., Giardina, G., La Mantia, T., Laschi, A., Maetzke, F. G., Petroncini, S., Sala, G., & Bueno, R. S. (2025). Old-growthness level assessed by structural heterogeneity indices in Mediterranean *Quercus pubescens* forests. *Forest Ecosystems*, 14, 100365. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2025.100365>
- Barbati, A., Salvati, R., Ferrari, B., Di Santo, D., Quatrini, A., Portoghesi, L., Travaglini, D., Iovino, F., & Nocentini, S. (2012). Assessing and promoting old-growthness of forest stands: Lessons from research in Italy. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 146(1), 167–174. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.650730>
- Barredo, J. I., Brailescu, C., Teller, A., Sabatini, F. M., Mauri, A., & Janouskova, K. (2021). *Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe* (Number EUR 30661 EN). <https://doi.org/10.2760/797591>
- Blasi, C., Burrascano, S., Maturani, A., & Sabatini, F. M. (2010a). *Old-growth forests in Italy. A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy*. 1–28. https://www.mite.gov.it/sites/default/files/archivio/biblioteca/protezione_natura/foreste_vetuste_eng.pdf
- Blasi, C., Marchetti, M., Chiavetta, U., Aleffi, M., Audisio, P., Azzella, M. M., Brunialti, G., Capotorti, G., Del Vico, E., Lattanzi, E., Persiani, A. M., Ravera, S., Tilia, A., & Burrascano, S. (2010b). Multi-taxon and forest structure sampling for identification of indicators and monitoring of old-growth forest. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 144(1), 160–170. <https://doi.org/10.1080/11263500903560538>
- Borghi, C., Francini, S., D'Amico, G., Valbuena, R., & Chirici, G. (2025). Advancements in Forest Monitoring: Applications and Perspectives of Airborne Laser Scanning and Complementarity with Satellite Optical Data. *Land*, 14(3), 567. <https://doi.org/10.3390/land14030567>
- Borghi, C., Francini, S., McRoberts, R. E., Parisi, F., Lombardi, F., Nocentini, S., Maltoni, A., Travaglini, D., & Chirici, G. (2023). Country-wide assessment of biodiversity, naturalness, and old-growth status using National Forest Inventory data. *European Journal of Forest Research*. <https://doi.org/10.1007/s10342-023-01620-6>
- Borghi, C., Solano, F., D'Amico, G., Pepe, T., Niccoli, M., Vangi, E., Parisi, F., Travaglini, D., Modica, G., Papitto, G., Chiarucci, A., Piovesan, G., & Chirici, G. (2026). Explainable artificial intelligence for mapping mature and old-growth forests of Italy. *Journal of Biogeography*.
- Breidenbach, J., Waser, L. T., Debella-Gilo, M., Schumacher, J., Rahlf, J., Hauglin, M., Puliti, S., & Astrup, R. (2021). National mapping and estimation of forest area by dominant tree species using Sentinel-2 data. *Canadian Journal of Forest Research*, 51(3), 365–379. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0170>
- Bruening, J. M., Dubayah, R. O., Pederson, N., Poulter, B., & Calle, L. (2024). Definition criteria determine the success of old-growth mapping. *Ecological Indicators*, 159(January), 111709. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111709>
- Burrascano, S., Ripullone, F., Bernardo, L., Borghetti, M., Carli, E., Colangelo, M., Gangale, C., Gargano, D., Gentilella, T., Luzzi, G., Passalacqua, N., Pelle, L., Rivelli, A. R., Sabatini, F. M., Schettino, A., Siclari, A., Uzunov, D., & Blasi, C. (2018). It's a long way to the top: Plant species diversity in the transition from managed to old-growth forests.

- Journal of Vegetation Science*, 29(1), 98–109. <https://doi.org/10.1111/jvs.12588>
- Capotorti, G., Zavatiero, L., Anzellotti, I., Burrascano, S., Frondoni, R., Marchetti, M., Marignani, M., Smiraglia, D., & Blasi, C. (2012). Do National Parks play an active role in conserving the natural capital of Italy? *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 146(2), 258–265. <https://doi.org/10.1080/11263504.2012.695298>
- Chirici, G., Giannetti, F., McRoberts, R. E., Travaglini, D., Pecchi, M., Maselli, F., Chiesi, M., & Corona, P. (2020). Wall-to-wall spatial prediction of growing stock volume based on Italian National Forest Inventory plots and remotely sensed data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geo-information*, 84, 101959. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.101959>
- Chiti, E., & Piovesan, G. (2025). Reclaiming strict protection via the European Green Deal *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2–4. <https://doi.org/10.1002/fee.70011>
- Crampe, E. A., Segura, C., & Jones, J. A. (2021). Fifty years of runoff response to conversion of old-growth forest to planted forest in the H. J. Andrews Forest, Oregon, USA. *Hydrological Processes*, 35(5). <https://doi.org/10.1002/hyp.14168>
- D'Amico, G., Chirici, G., Campetella, G., Canullo, R., Cervellini, M., Chelli, S., Di Biase, R. M., Fattorini, L., Floris, A., Franceschi, S., Francini, S., Giannetti, F., Marcelli, A., Marcheselli, M., Mattioli, W., Notarangelo, M., Papitto, G., Parisi, F., Pisani, C., ... Corona, P. (2025). National Forest Inventory in Italy: new perspectives for forest monitoring. *Annals of Forest Science*, 82(1), 35. <https://doi.org/10.1186/s13595-025-01303-9>
- de Assis Barros, L., & Elkin, C. (2021). An index for tracking old-growth value in disturbance-prone forest landscapes. *Ecological Indicators*, 121, 107175. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107175>
- De Laurentis, D., Papitto, G., Gasparini, P., Di Cosmo, L., & Floris, A. (2021). *Italian Forests - Selected Results of the Third National Forest Inventory INFC2015*. Council for Agricultural Research and Economics, Research Centre for Forestry and Wood (CREA-FL).
- De Laurentis, D., & Piovesan, G. (2023). *Foreste d'Italia. Inventario Forestale Nazionale*.
- Dellasala, D. A., Kormos, C. F., Keith, H., Mackey, B., Young, V., Rogers, B., & Mittermeier, R. A. (2020). Primary Forests Are Undervalued in the Climate Emergency. *BioScience*, 70(6), 445–445. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa030>
- Di Paolo, S., Giularelli, D., Ferrari, B., Barbati, A., & Corona, P. (2010). Support of multispectral very high resolution remotely sensed imagery for old-growth beech forest detection. *L'Italia Forestale e Montana*, 65(5), 519–527. <https://doi.org/10.4129/ifm.2010.5.04>
- Dietenberger, S., Mueller, M. M., Stöcker, B., Dubois, C., Arlaud, H., Adam, M., Hese, S., Meyer, H., & Thiel, C. (2025). Accurate Mapping of Downed Deadwood in a Dense Deciduous Forest Using UAV-SfM Data and Deep Learning. *Remote Sensing*, 17(9), 1610. <https://doi.org/10.3390/rs17091610>
- Dufour-Pelletier, S., A. Tremblay, J., Hébert, C., Lachat, T., & Ibarzabal, J. (2020). Testing the Effect of Snag and Cavity Supply on Deadwood-Associated Species in a Managed Boreal Forest. *Forests*, 11(4), 424. <https://doi.org/10.3390/f11040424>
- Dunn, O. J. (1961). Multiple comparisons among means. *Journal of the American Statistical Association*, 56(293), 52–64.
- Eionet. (2021). *Natura 2000 Barometer*. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/natura-2000-barometer>
- Franklin, J. F., & Van Pelt, R. (2004). Spatial Aspects of Structural Complexity in Old-Growth Forests. *Journal of Forestry*, 102(May), 22–28.
- Fraser, J. S., Pile Knapp, L. S., Graham, B., Jenkins, M. A., Kabrick, J., Saunders, M., Spetich, M., & Shifley, S. (2023). Carbon dynamics in old-growth forests of the Central Hardwoods Region, USA. *Forest Ecology and Management*, 537(March), 120958. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120958>
- Gasparini, P., Di Cosmo, L., Floris, A., & De Laurentis, D. (2022). *Italian national forest inventory - methods and results of the third survey: Inventario nazionale delle foreste e dei serbatoi forestali di carbonio - metodi e risultati della terza indagine*. Springer.
- Giannetti, F., Chirici, G., Vangi, E., Corona, P., Maselli, F., Chiesi, M., D'Amico, G., & Puletti, N. (2022). Wall-to-Wall Mapping of Forest Biomass and Wood Volume Increment in Italy. *Forests*, 13(12), 1989. <https://doi.org/10.3390/f13121989>
- Gilhen-Baker, M., Roviello, V., Beresford-Kroeger, D., & Roviello, G. N. (2022). Old growth forests and large old trees as critical organisms connecting ecosystems and human health. A review. *Environmental*

- Chemistry Letters*, 20(2), 1529–1538. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01372-y>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Gramm, J., Guo, J., Hüffner, F., Niedermeier, R., Piepho, H. P., & Schmid, R. (2007). Algorithms for compact letter displays: Comparison and evaluation. *Computational Statistics and Data Analysis*, 52(2), 725–736. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2006.09.035>
- Gschwantner, T., Alberdi, I., Balázs, A., Bauwens, S., Bender, S., Borota, D., Bosela, M., Bouriaud, O., Cañellas, I., Donis, J., Freudenschuß, A., Hervé, J.-C., Hladnik, D., Jansons, J., Kolozs, L., Korhonen, K. T., Kucera, M., Kulbokas, G., Kuliešis, A., ... Zell, J. (2019). Harmonisation of stem volume estimates in European National Forest Inventories. *Annals of Forest Science*, 76(1), 24. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0800-8>
- Hagge, J., Müller, J., Bässler, C., Brandl, R., Schuldt, A., Thorn, S., & Seibold, S. (2024). Change in saproxylic beetle, fungi and bacteria assemblages along horizontal and vertical gradients of sun-exposure in forest. *Biological Conservation*, 291, 110493. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110493>
- Hahn, K., & Christensen, M. (2005). Dead wood in European forest reserves—a reference for forest management. *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe - From Ideas to Operationality*, 181.
- Haibo He, & Garcia, E. A. (2009). Learning from Imbalanced Data. *IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering*, 21(9), 1263–1284. <https://doi.org/10.1109/TKDE.2008.239>
- Hirschmugl, M., Sobe, C., Di Filippo, A., Berger, V., Kirchmeir, H., & Vandekerckhove, K. (2023). Review on the Possibilities of Mapping Old-Growth Temperate Forests by Remote Sensing in Europe. *Environmental Modeling & Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s10666-023-09897-y>
- Keith, H., Kun, Z., Hugh, S., Svoboda, M., Mikolá, M., Adam, D., Filippo, A. Di, Dutc, I., Garbarino, M., Horváth, F., & Ivkovich, V. (2024). *Carbon carrying capacity in primary forests shows potential for mitigation achieving the European Green Deal 2030 target*. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01416-5>
- Kozák, D., Mikoláš, M., Svitok, M., Bače, R., Paillet, Y., Larrieu, L., Nagel, T. A., Begovič, K., Čada, V., Diku, A., Frankovič, M., Janda, P., Kameniar, O., Keren, S., Kjučukov, P., Lábusová, J., Langbehn, T., Málek, J., Mikac, S., ... Svoboda, M. (2018). Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 429, 363–374. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.021>
- Lamonaca, A., Corona, P., & Barbati, A. (2008). Exploring forest structural complexity by multi-scale segmentation of VHR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 112(6), 2839–2849. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.01.017>
- Lang, N., Jetz, W., Schindler, K., & Wegner, J. D. (2023). A high-resolution canopy height model of the Earth. *Nature Ecology & Evolution*, 7(11), 1778–1789. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02206-6>
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A. K., Regnery, B., & Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- Lindenmayer, D. B., & Laurance, W. F. (2017). The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. *Biological Reviews*, 92(3), 1434–1458. <https://doi.org/10.1111/brv.12290>
- Lombardi, F., Lasserre, B., Chirici, G., Tognetti, R., & Marchetti, M. (2012). Deadwood occurrence and forest structure as indicators of old-growth forest conditions in Mediterranean mountainous ecosystems. *Ecoscience*, 19(4), 344–355. <https://doi.org/10.2980/19-4-3506>
- Lundberg, S. M., & Lee, S.-I. I. (2017). A unified approach to interpreting model predictions. *Advances in Neural Information Processing Systems, 2017-December* (Section 2), 4766–4775.
- Lutz, J. A., Furniss, T. J., Johnson, D. J., Davies, S. J., Allen, D., Alonso, A., Anderson-Teixeira, K. J., Andrade, A., Baltzer, J., Becker, K. M. L., Blomdahl, E. M., Bourg, N. A., Bunyavechewin, S., Burslem, D. F. R. P., Cansler, C. A., Cao, K., Cao, M., Cárdenas, D., Chang, L., ... Zimmerman, J. K. (2018). Global importance of large-diameter trees. *Global Ecology and Biogeography*, 27(7), 849–864. <https://doi.org/10.1111/geb.12747>
- Marchetti, M., & Blasi, C. (2010). Old-growth forests in Italy: towards a first network. *L'Italia Forestale e*

- Montana*, 65(6), 679–698. <https://doi.org/10.4129/ifm.2010.6.02>
- Marchi, N., Pirotti, F., & Lingua, E. (2018). Airborne and Terrestrial Laser Scanning Data for the Assessment of Standing and Lying Deadwood: Current Situation and New Perspectives. *Remote Sensing*, 10(9), 1356. <https://doi.org/10.3390/rs10091356>
- Markham, K., Frazier, A. E., Singh, K. K., & Madden, M. (2023). A review of methods for scaling remotely sensed data for spatial pattern analysis. *Landscape Ecology*, 38(3), 619–635. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01449-1>
- Martin-Benito, D., Pederson, N., Ferriz, M., & Gea-Izquierdo, G. (2021). Old forests and old carbon: A case study on the stand dynamics and longevity of aboveground carbon. *Science of The Total Environment*, 765, 142737. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142737>
- Martin, M., Cerrejón, C., & Valeria, O. (2021a). Complementary airborne LiDAR and satellite indices are reliable predictors of disturbance-induced structural diversity in mixed old-growth forest landscapes. *Remote Sensing of Environment*, 267, 112746. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112746>
- Martin, M., Fenton, N. J., & Morin, H. (2020). Boreal old-growth forest structural diversity challenges aerial photographic survey accuracy. *Canadian Journal of Forest Research*, 50(2), 155–169. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0177>
- Martin, M., Fenton, N. J., & Morin, H. (2021b). Tree-related microhabitats and deadwood dynamics form a diverse and constantly changing mosaic of habitats in boreal old-growth forests. *Ecological Indicators*, 128, 107813. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107813>
- Mattioli, W., Romano, R., Botticelli, D., Chirici, G., D'Amico, G., Giularelli, D., Pecchi, M., & Corona, P. (2025). The Forest Map of Italy (CFI2020): an updated portrait of Italian forests. *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale*, 22(3), 39–44. <https://doi.org/10.3832/efor4836-022>
- Mayer, M., Prescott, C. E., Abaker, W. E. A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W. D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J. A., Vanguelova, E. I., & Vesterdal, L. (2020). Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466, 118127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>
- McGee, G. G. (2018). Biological diversity in eastern old growth. In *Ecology and Recovery of Eastern Old-Growth Forests* (pp. 197–216). Springer.
- McRoberts, R. E., Stehman, S. V., Liknes, G. C., Næsset, E., Sannier, C., & Walters, B. F. (2018). The effects of imperfect reference data on remote sensing-assisted estimators of land cover class proportions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 142, 292–300. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.06.002>
- Meyer, P., Aljes, M., Culmsee, H., Feldmann, E., Glatthorn, J., Leuschner, C., & Schneider, H. (2021). Quantifying old-growthness of lowland European beech forests by a multivariate indicator for forest structure. *Ecological Indicators*, 125, 107575. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107575>
- Mikoláš, M., Piovesan, G., Ahlström, A., Donato, D. C., Gloor, R., Hofmeister, J., Keeton, W. S., Muys, B., Sabatini, F. M., Svoboda, M., & Kuemmerle, T. (2023). Protect old-growth forests in Europe now. *Science*, 380(6644), 466–466. <https://doi.org/10.1126/science.adh2303>
- Mikoláš, M., Ujházy, K., Jasík, M., Wiezik, M., Gállay, I., Polák, P., Vysoký, J., Čiliak, M., Meigs, G. W., Svoboda, M., Trotsiuk, V., & Keeton, W. S. (2019). Primary forest distribution and representation in a Central European landscape: Results of a large-scale field-based census. *Forest Ecology and Management*, 449, 117466. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117466>
- Mikusiński, G., Bubnicki, J. W., Churski, M., Czeszczewik, D., Walankiewicz, W., & Kuijper, D. P. J. (2018). Is the impact of loggings in the last primeval lowland forest in Europe underestimated? The conservation issues of Białowieża Forest. *Biological Conservation*, 227, 266–274. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.001>
- Motta, R. (2002). Old-growth forests and silviculture in the Italian Alps: the case-study of the strict reserve of Paneveggio (TN). *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 136(2), 223–231.
- Motta, R., Garbarino, M., Lingua, E., Lombardi, F., & Tognetti, R. (2022). The current Italian research and its role in the establishment of an Italian network of “old-growth forests.” *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale*, 19(2), 36–48. <https://doi.org/10.3832/efor4110-019>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett,

- D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Al-husseini, T., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- O'Brien, L., Schuck, A., Fraccaroli, C., Pötzelsberger, E., Winkel, G., & Lindner, M., (2021). *Protecting old-growth forests in Europe A review of scientific evidence to inform policy implementation*. 104. <https://doi.org/10.36333/rs1>
- Oliver, C. D., & Larson, B. C., (1996). *Forest stand dynamics* (Vol. 520). Wiley New York.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Phillips, O. L., Houghton, R. A., Fang, J., Kauppi, P. E., Keith, H., Kurz, W. A., Ito, A., Lewis, S. L., Nabuurs, G.-J., Shvidenko, A., Hashimoto, S., Lerink, B., Schepaschenko, D., Castanho, A., & Murdiyarso, D. (2024). The enduring world forest carbon sink. *Nature*, 631(8021), 563–569. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-07602-x>
- Parisi, F., Francini, S., Borghi, C., & Chirici, G. (2022). An open and georeferenced dataset of forest structural attributes and microhabitats in central and southern Apennines (Italy). *Data in Brief*, 43, 108445. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108445>
- Parisi, F., Lombardi, F., Sciarretta, A., Tognetti, R., Campanaro, A., Marchetti, M., & Trematerra, P. (2016). Spatial patterns of saproxylic beetles in a relic silver fir forest (Central Italy), relationships with forest structure and biodiversity indicators. *Forest Ecology and Management*, 381, 217–234. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.041>
- Parisi, F., Mazziotta, A., Vangi, E., Tognetti, R., Travaglini, D., Marchetti, M., D'Amico, G., Francini, S., Borghi, C., & Chirici, G. (2023). Exposure elevation and forest structure predict the abundance of saproxylic beetles' communities in mountain managed beech forests. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 16(3), 155–164. <https://doi.org/10.3832/ifer4264-016>
- Pesklevits, A., Duinker, P. N., & Bush, P. G. (2011). Old-growth forests: Anatomy of a wicked problem. *Forests*, 2(1), 343–356. <https://doi.org/10.3390/f2010343>
- Pinna, M. (1978). *L'atmosfera e il clima* (Vol. 5). Utet.
- Piovesan, G., Baliva, M., Biondi, F., Palli, J., Calcagnile, L., Chiarucci, A., Manicone, R., Quarta, G., Quilghini, G., Siclari, A., & Cannon, C. H. (2026). Ancient oaks reveal rewilding of Mediterranean forests after the Black Death. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 123(24), e2529341123. <https://doi.org/10.1073/pnas.2529341123>
- Piovesan, G., & Biondi, F. (2021). On tree longevity. *New Phytologist*, 231(4), 1318–1337. <https://doi.org/10.1111/nph.17148>
- Pretzsch, H., Hilmers, T., Biber, P., Avdagić, A., Binder, F., Bončina, A., Bosela, M., Dobor, L., Forrester, D. I., & Lévesque, M. (2020). Evidence of elevation-specific growth changes of spruce, fir, and beech in European mixed mountain forests during the last three centuries. *Canadian Journal of Forest Research*, 50(7), 689–703.
- Puettmann, K., Messier, C., & Bausch, J., (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- R Core Team. (2026). *The R Project for Statistical Computing*. <https://www.r-project.org/>
- Renfle, M., Trittenbach, H., Poznic, M., & Heil, R. (2024). What do algorithms explain? The issue of the goals and capabilities of Explainable Artificial Intelligence (XAI). *Humanities and Social Sciences Communications*, 11(1), 760. <https://doi.org/10.1057/s41599-024-03277-x>
- Sabatini, F. M., Bluhm, H., Kun, Z., Aksenov, D., Atauri, J. A., Buchwald, E., Burrascano, S., Cateau, E., Diku, A., Duarte, I. M., Fernández López, Á. B., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Horváth, F., Keren, S., Kitenberga, M., Kiš, A., Kraut, A., Ibsch, P. L., ... Kuemmerle, T. (2021). European primary forest database v2.0. *Scientific Data*, 8(1), 220. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-00988-7>
- Sabatini, F. M., Burrascano, S., Keeton, W. S., Levers, C., Lindner, M., Pötzschner, F., Verkerk, P. J., Bausch, J., Buchwald, E., Chaskovsky, O., Debaive, N., Horváth, F., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Marques Duarte, I., Meyer, P., Midteng, R., Mikac, S., ... Kuemmerle, T. (2018). Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 24(10), 1426–1439. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>
- Savoie, J.-M., Brin, A., Cateau, E., Dejean, S., Hanneiro, C., Larrieu, L., Valladares, L., Blanc, F., Brustel, H., & Corriol, G. (2016). Inventaire et évaluation des vieilles forêts des Pyrénées de Midi-Pyrénées. 5. *Rencontres Naturalistes de Midi-Pyrénées*, 88–91.
- Schulze, K., Malek, Ž., & Verburg, P. H. (2019). Towards better mapping of forest management pat-

- terns: A global allocation approach. *Forest Ecology and Management*, 432, 776–785. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.001>
- Seibold, S., Brandl, R., Buse, J., Hothorn, T., Schmidl, J., Thorn, S., & Müller, J. (2015). Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology*, 29(2), 382–390. <https://doi.org/10.1111/cobi.12427>
- Šēnhofa, S., Jaunslaviete, I., Šņepsts, G., Jansons, J., Liepa, L., & Jansons, Ā. (2020). Deadwood Characteristics in Mature and Old-Growth Birch Stands and their Implications for Carbon Storage. *Forests*, 11(5), 536. <https://doi.org/10.3390/f11050536>
- Seymour, R. S., White, A. S., & DeMaynadier, P. G. (2002). Natural disturbance regimes in northeastern North America - evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management*, 155(1–3), 357–367. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00572-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00572-2)
- Shapiro, S. S., Wilk, M. B., & Chen, H. J. (1968). A comparative study of various tests for normality. *Journal of the American Statistical Association*, 63(324), 1343–1372.
- Solano, F., Mansi, C., Baliva, M., Canestrelli, D., Chiarucci, A., Manicone, R., Maugeri, M., Modica, G., Palli, J., Quilghini, G., & Piovesan, G. (2025). Mediterranean strictly protected forests are cooler. *Agricultural and Forest Meteorology*, 375(September), 110858. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2025.110858>
- Solano, F., Praticò, S., Piovesan, G., Chiarucci, A., Argenterieri, A., & Modica, G. (2021). Characterizing historical transformation trajectories of the forest landscape in Rome's metropolitan area (Italy) for effective planning of sustainability goals. *Land Degradation & Development*, 32(16), 4708–4726. <https://doi.org/10.1002/ldr.4072>
- Spracklen, B. D., & Spracklen, D. V. (2019). Identifying European Old-Growth Forests using Remote Sensing: A Study in the Ukrainian Carpathians. *Forests*, 10(2), 127. <https://doi.org/10.3390/f10020127>
- Svoboda, M., Janda, P., Bače, R., Fraver, S., Nagel, T. A., Rejzek, J., Mikoláš, M., Douda, J., Boublík, K., Šamonil, P., Čada, V., Trotsiuk, V., Teodosiu, M., Bouriaud, O., Biriş, A. I., Sýkora, O., Uzel, P., Zelenka, J., Sedlák, V., & Lehejček, J. (2014). Landscape-level variability in historical disturbance in primary *Picea abies* mountain forests of the Eastern Carpathians, Romania. *Journal of Vegetation Science*, 25(2), 386–401. <https://doi.org/10.1111/jvs.12109>
- Tíscar, P. A., & Lucas-Borja, M. E. (2016). Structure of old-growth and managed stands and growth of old trees in a Mediterranean *Pinus nigra* forest in southern Spain. *Forestry*, 89(2), 201–207.
- Tolan, J., Yang, H.-I., Nosarzewski, B., Couairon, G., Vo, H. V., Brandt, J., Spore, J., Majumdar, S., Haziza, D., Vamaraju, J., Moutakanni, T., Bojanowski, P., Johns, T., White, B., Tiecke, T., & Couprie, C. (2024). Very high resolution canopy height maps from RGB imagery using self-supervised vision transformer and convolutional decoder trained on aerial lidar. *Remote Sensing of Environment*, 300, 113888. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113888>
- Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M., & McRoberts, R. E. (2010). National forest inventories: Pathways for common reporting. In E. Tomppo, T. Gschwantner, M. Lawrence, & R. E. McRoberts (Eds.), *National Forest Inventories: Pathways for Common Reporting*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3233-1>
- Vandekerckhove, K., Meyer, P., Kirchmeir, H., Piovesan, G., Hirschmugl, M., Larrieu, L., Kozák, D., Mikolas, M., Nagel, T., Schmitt, C., & Blumröder, J. (2022). *Old-growth criteria and indicators for beech forests (Fageta)*. (March), 1–51.
- Vangi, E., D'Amico, G., Francini, S., Giannetti, F., Lasserre, B., Marchetti, M., McRoberts, R. E., & Chirici, G. (2021). The Effect of Forest Mask Quality in the Wall-to-Wall Estimation of Growing Stock Volume. *Remote Sensing*, 13(5), 1038. <https://doi.org/10.3390/rs13051038>
- Vargha, A., & Delaney, H. D. (1998). The Kruskal-Wallis test and stochastic homogeneity. *Journal of Educational and behavioral Statistics*, 23(2), 170–192. <https://doi.org/10.3102/10769986023002170>
- Veen, P., Fanta, J., Raev, I., Biriş, I.-A., de Smidt, J., & Maes, B. (2010). Virgin forests in Romania and Bulgaria: results of two national inventory projects and their implications for protection. *Biodiversity and Conservation*, 19, 1805–1819.
- Wadoux, A. M. J.-C., Heuvelink, G. B. M., de Bruin, S., & Brus, D. J. (2021). Spatial cross-validation is not the right way to evaluate map accuracy. *Ecological Modelling*, 457, 109692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109692>
- Wirth, C., Gleixner, G., & Heimann, M. (2009a). Old-growth forests: function, fate and value—an overview. *Old-Growth Forests*, 3–10.

- Wirth, C., Messier, C., Bergeron, Y., Frank, D., & Fankhänel, A. (2009b). *Old-Growth Forest Definitions: a Pragmatic View* (pp. 11–33). https://doi.org/10.1007/978-3-540-92706-8_2
- Wood, S. N. (2017). *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>
- Wulder, M. A., White, J. C., Loveland, T. R., Woodcock, C. E., Belward, A. S., Cohen, W. B., Fosnight, E. A., Shaw, J., Masek, J. G., & Roy, D. P. (2016). The global Landsat archive: Status, consolidation, and direction. *Remote Sensing of Environment*, 185, 271–283. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.11.032>
- Żmihorski, M., Chylarecki, P., Orczewska, A., & Weśółowski, T. (2018). Białowieża Forest: A new threat. *Science*, 361(6399), 238–238. <https://doi.org/10.1126/science.aau2708>



The role of strict nature reserves in mitigating the effects of climate change

Il ruolo delle riserve naturali integrali nella mitigazione degli effetti del cambiamento climatico

Francesco Solano^{(a)(*)} - Giovanni Quilghini^(b) - Giuseppe Modica^(c)

^(a) Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali (DAFNE), Università degli Studi della Tuscia; via San Camillo de Lellis snc - 01100 Viterbo, Italy.

^(b) Reparto Carabinieri Biodiversità Follonica; via Bicocchi 2 - 58022 Follonica, Italia.

^(c) Dipartimento di Scienze Veterinarie, Università degli Studi di Messina; viale G. Palatucci s/n - 98168 Messina, Italy.

^(*) Corresponding Author; f.solano@unitus.it

Abstract: Forests play a crucial role in climate change mitigation and adaptation by regulating microclimatic conditions, reducing temperature extremes and enhancing ecosystem resilience. In this context, strict nature reserves represent high-value reference systems, as they allow the observation of long-term forest maturation processes in the absence of direct human disturbance. However, their functional contribution to climate mitigation is still rarely considered in forest planning and conservation policies. This study investigates the role of the Poggio Tre Cancelli Strict Nature Reserve (central Italy) in mitigating summer forest surface temperatures, by comparing it with areas subject to different management regimes, including a natural park and productive coppice forests. The analysis integrates satellite-derived temperature data, forest structural attributes and topographic variables to assess differences in maximum forest surface temperature and to identify the main drivers of thermal regulation. Results show that the strict reserve exhibits significantly lower summer temperatures than managed forests, with an average reduction of up to approximately 2 °C compared to productive coppices, as well as lower interannual variability. Canopy height, vegetation water content and distance from forest edges emerge as key factors driving the cooling effect. This thermal reduction is particularly relevant in Mediterranean ecosystems, where it may help buffer heat extremes, reduce climate-related stress and enhance forest resilience under increasing warming conditions. These findings highlight that strict nature reserves are not only biodiversity conservation tools, but also effective ecological infrastructures providing measurable climate mitigation services relevant for forest management and planning.

Key words: strict nature reserves; forest microclimate; forest management; climate change mitigation; Mediterranean forests; remote sensing.

Citation: Solano, F., Quilghini, G., & Modica, G. (2026). Il ruolo delle riserve naturali integrali nella mitigazione degli effetti del cambiamento climatico. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 140–157. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1215>

Received: 05/02/2026 **Revised version:** 18/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUZIONE

Il riscaldamento globale sta determinando un aumento significativo della frequenza e dell'intensità degli eventi di caldo estremo e di siccità, con conseguenze rilevanti sul funzionamento degli ecosistemi forestali (IPCC, 2023). In questo contesto, le foreste rappresentano uno dei principali pilastri delle strategie di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici, grazie alla loro capacità di assorbire carbonio, regolare il ciclo idrologico e mitigare le temperature attraverso l'evapotraspirazione e la modifica del bilancio energetico superficiale (Barnes *et al.*, 2024; Gohr *et al.*, 2021; Mukul *et al.*, 2020). Inoltre, le foreste creano microclimi in grado di attenuare le condizioni estreme, offrendo rifugi climatici fondamentali per numerose specie e contribuendo alla resilienza degli ecosistemi forestali nel lungo periodo (De Frenne *et al.*, 2021; Vandewiele *et al.*, 2023; Zellweger *et al.*, 2020). Numerosi studi hanno evidenziato come la capacità delle foreste di regolare il microclima sia strettamente legata all'integrità strutturale della copertura arborea. Foreste mature e non disturbate, espressione di stadi evolutivi più avanzati, sono caratterizzate da una maggiore complessità verticale e orizzontale e da un più elevato sviluppo in altezza del soprassuolo. Queste caratteristiche favoriscono una maggiore stabilità termica e una minore variabilità microclimatica rispetto ai popolamenti gestiti intensivamente o sottoposti a disturbi ricorrenti (Lindenmayer *et al.*, 2022; Máliš *et al.*, 2023). La riduzione dell'altezza del soprassuolo, indicativa di condizioni strutturali ed evolutive meno avanzate, insieme alla frammentazione della copertura e l'aumento degli effetti di margine determinano un incremento delle temperature superficiali e una maggiore esposizione agli stress climatici, con potenziali ripercussioni sulla biodiversità e sul funzionamento degli ecosistemi (Fischer *et*

al., 2021; Vandewiele *et al.*, 2023; Zellweger *et al.*, 2020).

In questo quadro, la gestione forestale assume un ruolo centrale nel modulare la risposta delle foreste agli estremi climatici. Le pratiche selvicolturali influenzano direttamente la struttura del soprassuolo, la disponibilità idrica e la continuità degli habitat, incidendo sulla capacità delle foreste di smorzare le temperature e di mantenere condizioni microclimatiche favorevoli (Baliva *et al.*, 2024; Menge *et al.*, 2023). Studi recenti hanno dimostrato che le foreste sottoposte a protezione di lungo periodo mostrano una maggiore capacità di termoregolazione rispetto a quelle gestite a fini produttivi, confermando il ruolo chiave della conservazione nella regolazione climatica a scala locale e mesoclimatica (Adhikari *et al.*, 2024; Xu *et al.*, 2022).

Le riserve naturali integrali rappresentano un caso emblematico all'interno di questo contesto. Queste aree, caratterizzate dall'assenza di interventi selvicolturali e dalla libera evoluzione dei popolamenti forestali, consentono di osservare i processi di maturazione e di riorganizzazione strutturale degli ecosistemi nel lungo periodo. Sebbene istituite storicamente con finalità prevalentemente conservative, le riserve integrali sono oggi sempre più riconosciute come laboratori naturali per lo studio delle dinamiche forestali e come sistemi di riferimento per valutare gli effetti della gestione e della non-gestione sugli ecosistemi (Hemraj *et al.*, 2024; Piovesan *et al.*, 2022). Nonostante il crescente interesse per il ruolo delle aree protette nella mitigazione climatica (Huang *et al.*, 2023; Xu *et al.*, 2022), il contributo funzionale delle riserve integrali è ancora poco considerato nelle politiche forestali e nelle strategie di pianificazione territoriale, in particolare nel contesto mediterraneo. La maggior parte degli studi sulla capacità delle foreste di regolare le temperature si concentra su foreste primarie

o su soprassuoli derivanti da rimboschimenti, mentre i processi di recupero funzionale associati alla protezione integrale di lungo periodo rimangono scarsamente esplorati (Barnes et al., 2024; Zhang et al., 2020). Questo limite è particolarmente rilevante nel bacino del Mediterraneo, dove l'intensificazione delle ondate di calore e siccità si combina con una lunga storia di utilizzo forestale e frammentazione del paesaggio (Cramer et al., 2018; Palli et al., 2023).

In questo lavoro si analizza il ruolo della Riserva Naturale Integrale di Poggio Tre Cancelli (Toscana), una delle più antiche riserve integrali italiane, come caso studio per valutare la capacità delle foreste a protezione integrale di mitigare le temperature estive della copertura forestale. Attraverso il confronto con aree sottoposte a diversi regimi di gestione - parco naturale e foreste cedue a finalità produttive - lo studio intende valutare come la protezione di lungo periodo e la conseguente evoluzione strutturale del bosco influenzino la regolazione termica a scala mesoclimatica. In particolare, il lavoro mira a contribuire alla comprensione del ruolo delle riserve integrali come sistemi di riferimento per la valutazione degli effetti della gestione forestale sulla mitigazione climatica nelle foreste mediterranee. L'obiettivo è fornire evidenze utili a integrare il valore funzionale delle riserve integrali nelle strategie di gestione forestale sostenibile e nelle politiche di adattamento e mitigazione del cambiamento climatico.

2. INQUADRAMENTO STORICO E GESTIONALE DELLA RISERVA NATURALE INTEGRALE DI POGGIO TRE CANCELLI

Le riserve naturali integrali rappresentano uno degli strumenti più antichi e rigorosi di tutela forestale nel contesto italiano, concepite originariamente come aree destinate alla libera evoluzione degli ecosistemi e alla ricer-

ca scientifica. La loro istituzione si inserisce in una lunga tradizione di gestione pubblica del patrimonio forestale, nella quale la funzione produttiva dei boschi è stata progressivamente affiancata - e in alcuni casi sostituita - da obiettivi di conservazione e sperimentazione.

L'attuale Riserva Naturale Statale Integrale di Poggio Tre Cancelli, situata nel Comune di Follonica (GR), pervenne all'Amministrazione dello Stato con la Legge 20 giugno 1871, nota come Legge delle Foreste Inalienabili (Legge 20 giugno 1871, n. 283. Art. 1), insieme agli altri beni costituenti la Tenuta demaniale inalienabile di Follonica. Tali proprietà, furono successivamente affidate, a partire dal 1910, all'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali (A.S.F.D.), istituita per la gestione del patrimonio forestale pubblico nazionale (Legge Luzzatti, 2 giugno 1910, n. 277).

Per lungo tempo, i boschi del comprensorio di Follonica hanno svolto una funzione eminentemente produttiva (Fig. 1), fornendo combustibile ai forni di fusione del ferro gestiti dapprima dall'Amministrazione della Magona del ferro e, successivamente, dalla Regia Amministrazione delle Miniere e Fonderie del Ferro.

Questa destinazione d'uso ha fortemente condizionato le forme di gestione forestale, orientate alla produzione di legna e carbone vegetale, con trattamenti a ceduo semplice e a capitozza, spesso associati al pascolo bovino.

Le fonti storiche di fine Ottocento documentano un'estesa copertura forestale gestita prevalentemente a ceduo e sottoposta a utilizzazioni periodiche. Già in questa fase erano tuttavia presenti primi tentativi di evoluzione verso forme di governo più orientate all'alto fusto attraverso interventi di matricinatura intensiva. In questi documenti si riporta che, a seguito della definizione dei confini e della risoluzione di contenziosi con il Comune di Massa Marittima, la superficie complessiva della



Figura 1 - Evoluzione storica della gestione forestale nell'area di Poggio Tre Cancelli. Esempi di utilizzazione forestale storica nel comprensorio di Montioni (cedui a turno breve per la produzione di legna e carbone) e aspetto attuale della Riserva Naturale Integrale di Poggio Tre Cancelli, a seguito di oltre sessant'anni di protezione integrale. (Fonte: Reparto Carabinieri Biodiversità Follonica).

Tenuta di Follonica ammontava a 11.297,72 ettari, di cui circa 9.763 ettari coperti da boschi. In tale periodo, la gestione forestale avveniva secondo un piano di governo provvisorio, finalizzato in parte alla conversione dei cedui in fustaia mediante matricinatura intensiva, secondo criteri riconducibili alle prime forme di avviamento ad alto fusto.

Nel primo piano di assestamento dei boschi della Tenuta, redatto nel 1939 (ASFD - Foresta di Follonica - Piano di Assestamento per il ventennio 1939-1958 a firma del capo dell'Ufficio Assestamento dell'Azienda di Stato Foreste Demaniali, Sen. Moser Dr. Luciano), l'area oggi corrispondente alla Riserva di Poggio Tre Cancelli era inclusa nel comprensorio denominato Bandita di Valli. Il Piano, fortemente orientato alla produzione di carbone, prevedeva il mantenimento del governo a ceduo anche nelle sezioni dove il ceduo risultava aduggiato dall'alto fusto, con turni progressivamente ridotti (da 20-24 anni fino a 16 anni) e un numero massimo di 60 matricine per ettaro. Le utilizzazioni forestali erano organizzate in lotti quinquenna-

li, in un contesto nel quale la pianificazione forestale risultava ancora fortemente subordinata alle esigenze produttive.

Le ultime utilizzazioni forestali documentate nell'area di Poggio Tre Cancelli risalgono alla stagione silvana 1947-1948, come riportato nei registri di tassazione del piano di assestamento del 1939. A partire da quel momento, l'area non è stata più interessata da interventi selvicolturali.

La Riserva Naturale Integrale di Poggio Tre Cancelli è stata formalmente individuata con atto interno dell'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali nel 1961 e istituita ufficialmente con Decreto Ministeriale del 26 luglio 1971 (Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste). Essa rappresenta la seconda riserva naturale integrale istituita in Italia, dopo la Riserva di Sasso Fratino, individuata due anni prima nell'Appennino forlivese. Oggi la riserva è classificata nella categoria IUCN Ia ed è gestita dal Raggruppamento Carabinieri Biodiversità.

Con l'istituzione della riserva e l'interruzione definitiva delle utilizzazioni forestali, il

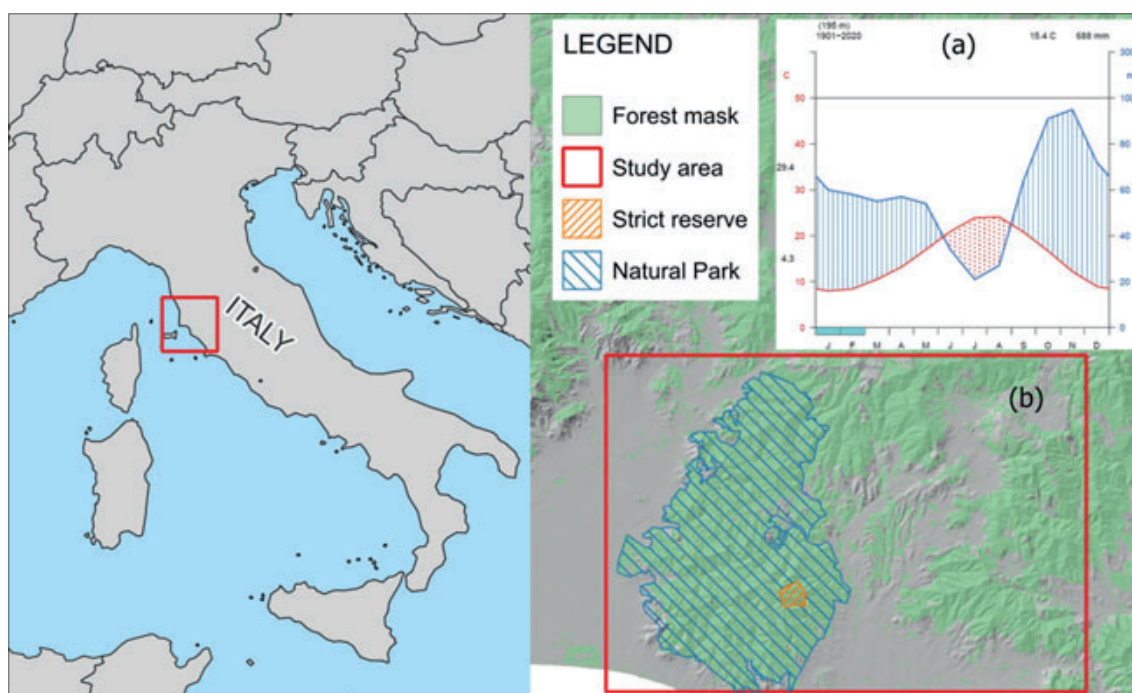


Figura 2 - Localizzazione dell'area di studio e contesto ambientale. (a) Principali caratteristiche climatiche dell'area di studio, con riferimento alle temperature e alle precipitazioni medie annue. (b) Inquadramento geografico della Riserva Naturale Integrale di Poggio Tre Cancelli (Toscana) e delle aree forestali circostanti, classificate secondo i diversi regimi di gestione forestale (riserva integrale, parco naturale, foreste produttive). (modificato da: Solano et al., 2025).

bosco ha intrapreso un percorso di evoluzione spontanea che si protrae da oltre sessant'anni. L'assenza di interventi selviculturali ha favorito stadi evolutivi più avanzati e un progressivo aumento dell'altezza del soprassuolo, una crescente differenziazione strutturale e l'avvio di dinamiche tipiche dei popolamenti adulti, pur in un contesto mediterraneo costiero caratterizzato da limitazioni idriche e tassi di accrescimento relativamente contenuti. Il risultato è un bosco di leccio (*Quercus ilex* L.) in fase avanzata di maturazione, con struttura irregolare e presenza significativa di elementi di naturalità.

Nel contesto paesaggistico del comprensorio di Montioni, la compresenza di aree a protezione integrale, aree incluse in parco naturale e cedui produttivi esterni rende Poggio Tre Cancelli un sistema di studio particolarmente idoneo per analisi comparative sugli effetti del-

la gestione e conservazione forestale. In questo senso, la riserva può essere interpretata come un vero e proprio laboratorio naturale a cielo aperto, capace di fornire indicazioni preziose sui tempi e sulle modalità di recupero funzionale delle foreste mediterranee e sul ruolo della protezione integrale nella regolazione microclimatica e nella mitigazione degli estremi climatici.

3. AREA DI STUDIO E CONTESTO AMBIENTALE

La Riserva Naturale Integrale di Poggio Tre Cancelli è situata nella Toscana centro-occidentale, all'interno del comprensorio forestale di Montioni (42°58'58.45"N, 10°46'8.34"E), in un'area collinare prossima alla costa tirrenica (Fig. 2). Il territorio si sviluppa su substrati calcareo-marnosi, con quote comprese

tra circa 100 e 280 m s.l.m., e presenta una morfologia dolcemente ondulata, caratterizzata da rilievi di modesta altezza, impluvi e versanti con esposizioni differenziate. Questo assetto geomorfologico contribuisce a creare una notevole eterogeneità ambientale su scala locale, influenzando la distribuzione della vegetazione e le condizioni microclimatiche. Dal punto di vista bioclimatico, l'area rientra nella regione mediterranea, con variante oceanica pluvi stagionale (Pesaresi et al., 2017). Il clima è caratterizzato da estati calde e secche e da precipitazioni concentrate prevalentemente nei mesi autunnali e invernali. La temperatura media annua è di circa 15 °C, mentre le precipitazioni medie annue si attestano intorno ai 650-700 mm (Fig. 2). Negli ultimi decenni, come in gran parte del bacino del Mediterraneo, l'area ha sperimentato un aumento della frequenza delle ondate di calore estive e periodi di siccità più prolungati, rendendo il contesto particolarmente rilevante per lo studio dei processi di mitigazione climatica forniti dalle foreste.

La copertura forestale è dominata da popolamenti di leccio (*Quercus ilex* L.), accompagnati da specie tipiche della macchia e del bosco mediterraneo sempreverde, tra cui *Arbutus unedo* L., *Fraxinus ornus* L., *Ostrya carpinifolia* Scop. e, localmente, *Quercus cerris* L. All'interno della riserva, l'assenza di utilizzazioni forestali da oltre sessant'anni ha favorito l'evoluzione dei popo-

lamenti verso una struttura irregolare, con una copertura continua e un progressivo aumento dell'altezza del soprassuolo. I popolamenti mostrano caratteristiche riconducibili a fasi avanzate di maturazione, pur non avendo ancora raggiunto condizioni di foresta vetusta, soprattutto a causa dei bassi tassi di accrescimento tipici degli ambienti mediterranei costieri.

Il contesto paesaggistico circostante la riserva è caratterizzato dalla compresenza di aree forestali sottoposte a differenti regimi di gestione. Accanto al nucleo a protezione integrale, sono presenti aree incluse nel Parco di Montioni, dove la gestione forestale è orientata alla conservazione della biodiversità, alla rinaturalizzazione dei popolamenti e al mantenimento della resilienza degli ecosistemi forestali. In tali aree sono previsti interventi selvicolturali estensivi e a bassa intensità, tra cui la conversione dei cedui invecchiati all'alto fusto, la gestione di cedui composti invecchiati, interventi di diradamento e rinaturalizzazione nelle fustaie transitorie e nei popolamenti artificiali, nonché superfici destinate all'evoluzione naturale senza interventi selvicolturali. All'esterno del Parco sono invece presenti foreste governate a ceduo per finalità prevalentemente produttive, tuttora soggette a utilizzazioni periodiche (Tabella 1). Questa configurazione rende l'area di studio particolarmente adatta a un approccio comparativo, consentendo di analizzare l'effetto del grado di

Tabella 1 - Principali caratteristiche delle aree di studio.

Area	Superficie (ha)	Quota (m s.l.m.)	Composizione dendrologica prevalente	Regime di gestione
Riserva Naturale Integrale di Poggio Tre Cancelli	100	100-280	Boschi di leccio (<i>Quercus ilex</i> L.) con specie della macchia mediterranea	Protezione integrale (assenza di interventi dal 1948)
Parco naturale Montioni	4.711	100-280	Boschi di leccio (<i>Quercus ilex</i> L.) con specie della macchia mediterranea	Gestione conservativa
Boschi produttivi	2.400	100-280	Boschi di leccio (<i>Quercus ilex</i> L.)	Ceduo a finalità produttive

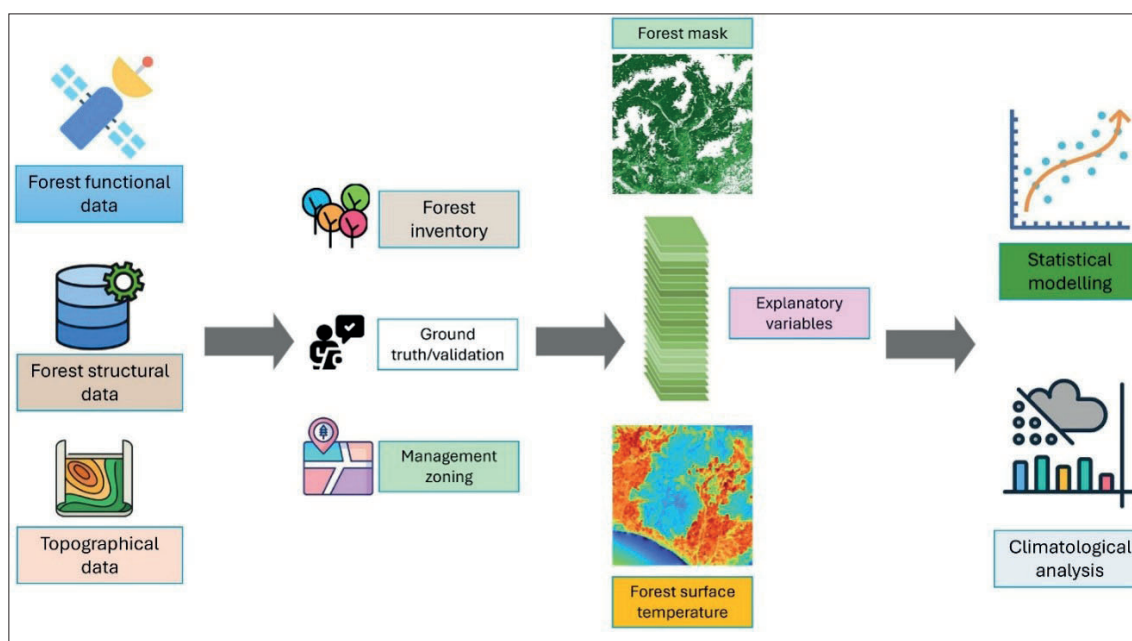


Figura 3 - Rappresentazione sintetica del flusso di lavoro adottato nello studio, dall'acquisizione dei dati satellitari e climatici alla caratterizzazione strutturale e funzionale dei popolamenti forestali, fino all'analisi statistica e alla modellistica della temperatura massima estiva della copertura forestale (FST_{max}) in relazione ai regimi di gestione.

protezione e della storia gestionale sulla struttura forestale e sulle funzioni ecosistemiche.

La prossimità spaziale tra popolamenti con composizione floristico-ecologica simile, ma con differenti traiettorie gestionali, riduce l'influenza di fattori biogeografici e climatici di larga scala, permettendo di attribuire con maggiore affidabilità le differenze osservate nella regolazione termica e nella stabilità microclimatica al regime di gestione forestale. In questo senso, Poggio Tre Cancelli e il suo contesto rappresentano un sistema di studio ideale per valutare il ruolo delle foreste a protezione integrale come elementi attivi di mitigazione climatica nel paesaggio mediterraneo.

del regime di gestione forestale sulla temperatura estiva della copertura forestale (Fig. 3). L'area di studio è stata suddivisa in tre classi di gestione: (i) riserva naturale integrale, corrispondente al nucleo della Riserva di Poggio Tre Cancelli; (ii) aree forestali incluse nel parco naturale circostante; (iii) foreste produttive gestite a ceduo. La selezione delle aree di confronto è stata effettuata garantendo la comparabilità ecologica dei popolamenti, limitando l'analisi a superfici forestali con composizione floristico-ecologica simile, dominate da *Quercus ilex*, sviluppate su substrati calcareo-marnosi e localizzate all'interno di un raggio spaziale limitato.

4. MATERIALI E METODI

4.1 Impostazione dello studio e classi di gestione

Lo studio è stato impostato secondo un approccio comparativo volto a valutare l'effetto

4.2 Dati satellitari e temperatura della copertura forestale

La temperatura della copertura forestale (FST) è stata stimata mediante dati satellitari termici acquisiti nel periodo estivo (1° giugno - 31 agosto) per il decennio 2013-2023, uti-

lizzando immagini *Landsat 8* opportunamente elaborate. La temperatura superficiale è stata utilizzata come proxy della temperatura della copertura forestale, seguendo procedure consolidate e ampiamente validate in letteratura (Jimenez-Munoz et al., 2009; Mildrexler et al., 2011; Sobrino et al., 2004). L'analisi si è concentrata sui valori massimi estivi, ritenuti particolarmente rappresentativi delle condizioni di stress termico per gli ecosistemi forestali mediterranei. Le elaborazioni sono state effettuate in ambiente di *cloud computing* tramite la piattaforma Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017), consentendo la gestione di serie temporali pluriennali e la riduzione degli effetti legati alla copertura nuvolosa e alla variabilità interannuale. A seguito dell'applicazione dei criteri di selezione relativi al periodo di acquisizione e alla copertura nuvolosa, il dataset finale impiegato per le analisi è risultato pari a 143 scene Landsat distribuite nel periodo 2013-2023. I dati di temperatura sono stati successivamente limitati alle sole superfici forestali mediante l'applicazione di una maschera forestale derivata dai dati dell'inventario forestale della Toscana (<https://dati.toscana.it/dataset/ucs/resource/92355190-d959-436c-92a6-e370950f915f>), e dal dataset HRL Forest Type 2021 del Copernicus Land Monitoring Service (<https://land.copernicus.eu/en/products/high-resolution-layer-forests-and-tree-cover/forest-type-2021-raster-10-m-100-m-europe-3-yearly>), dell'Agenzia Spaziale Europea. Considerando la risoluzione spaziale Landsat di 30 m, sono stati analizzati quindi approssimativamente 1.111 pixel per la Riserva integrale, 52.344 pixel per il Parco naturale e 26.667 pixel per i boschi cedui produttivi.

4.3 Variabili strutturali, funzionali, topografiche ed effetto margine

La struttura e il funzionamento della copertura forestale sono stati caratterizzati mediante

l'integrazione di parametri strutturali, funzionali e spaziali, derivati da dataset satellitari e geospaziali ampiamente validati e consolidati in letteratura.

La struttura forestale è stata descritta mediante mappe di altezza della chioma (Canopy Height Model, CHM) derivate dal dataset di Lang et al. (2023), basato sull'integrazione di dati LiDAR GEDI e immagini Sentinel-2, e mappe di biomassa epigea (Above-Ground Biomass, AGB) estratte dal dataset globale di Harris et al. (2021). Il CHM è stato considerato rappresentativo dell'intero periodo di studio data la maturità dei popolamenti analizzati ed è stato ricampionato a 30 m per garantire coerenza spaziale con l'AGB.

I dataset strutturali sono stati validati mediante confronto con dati a terra forniti dal Raggruppamento Carabinieri Biodiversità di Follonica, raccolti lungo un transetto di campionamento di 13.500 m² all'interno della riserva integrale. Tutti gli alberi vivi e morti in piedi sono stati geolocalizzati mediante ricevitore GNSS; per ciascun individuo sono stati misurati il diametro a petto d'uomo (DBH, a 1,30 m) con soglia di cavallettamento pari a 5 cm, e l'altezza totale. Il volume e la biomassa sono stati stimati utilizzando equazioni allometriche specie-specifiche dell'Inventario Forestale Nazionale (Tabacchi et al., 2011). I dati di campo sono stati importati in ambiente QGIS (QGIS Development Team, 2024) e aggregati su una griglia di 30 × 30 m; per il confronto con il CHM, l'altezza forestale è stata rappresentata dal 98° percentile delle altezze misurate, coerentemente con la definizione di RH98 derivata dalle forme d'onda GEDI L1B (Lang et al., 2023). La relazione tra dati telerilevati e misure di campo è stata infine valutata mediante regressione lineare.

I parametri funzionali sono stati derivati da immagini Landsat 8, calcolando l'Enhanced Vegetation Index (EVI) come indicatore del-

la densità e attività fotosintetica (Huete et al., 2002) e il Normalized Difference Moisture Index (NDMI) come proxy dello stato idrico della chioma (Gao, 1996). La densità di copertura arborea (TCD) è stata stimata tramite il layer Tree Cover Density 2021 del Copernicus Land Monitoring Service (<https://land.copernicus.eu/en/products/high-resolution-layer-forests-and-tree-cover/tree-cover-density-2021-raster-10-m-100-m-europe-yearly>) (accesso novembre 2023).

L'effetto di margine forestale è stato valutato calcolando la distanza dal confine del bosco a partire dal layer Forest Type 2021 del Copernicus Land Monitoring Service (<https://land.copernicus.eu/en/products/high-resolution-layer-forests-and-tree-cover/forest-type-2021-raster-10-m-100-m-europe-3-yearly>) (accesso novembre 2023), seguendo la definizione FAO di foresta (FAO, 2023).

4.4 Anomalie climatiche e siccità

Il contesto climatico è stato analizzato mediante serie temporali di anomalie della temperatura massima estiva dell'aria ($T_{\max}A$), derivate dai dataset di Brunetti et al. (2006, 2014), per il periodo 1980-2023. Le tendenze di $T_{\max}A$ e delle anomalie di temperatura della copertura forestale ($FST_{\max}$) sono state valutate tramite regressione ai minimi quadrati e test di Mann-Kendall (Kendall, 1975; Mann, 1945). La relazione tra $T_{\max}A$, $FST_{\max}$ e condizioni di siccità è stata analizzata utilizzando il self-calibrated Palmer Drought Severity Index (scPDSI), scaricato dal Climatic Research Unit (CRU) (<https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/drought/>) (accesso aprile 2024) (Palmer, 1965; van der Schrier et al., 2013; Wells et al., 2004).

4.5 Analisi statistiche e modellistica

Le differenze di $FST_{\max}$ tra le classi di gestione sono state valutate mediante test di

Kruskal-Wallis, con confronti post-hoc basati sul Dunn's z-test e correzione di Benjamini-Hochberg (Benjamini & Hochberg, 1995; Dunn, 1964). La stabilità termica è stata analizzata confrontando i coefficienti di variazione di $FST_{\max}$ (Forkman, 2009). Dopo la verifica delle assunzioni statistiche e della multicollinearità ($VIF < 5$; O'Brien, 2007), sono stati applicati modelli di regressione multipla e Modelli Additivi Generalizzati (GAM) per valutare l'effetto congiunto delle variabili topografiche, strutturali e funzionali sulla temperatura della copertura forestale, includendo la classe di gestione come fattore o effetto casuale (Wood, 2017). Le analisi sono state condotte in JASP (JASP Team, 2023) e R (R Core Team, 2024), utilizzando i pacchetti "mgcv" e "tidyverse".

5. RISULTATI

5.1 Differenze di temperatura tra i regimi di gestione forestale

La validazione del CHM ha mostrato una forte correlazione con il 98° percentile delle altezze misurate ($R^2 = 0,86$; $F(1,13) = 77,72$; $p < 0,001$), confermandone l'idoneità per le analisi successive. Al contrario, la correlazione tra AGB misurata e dataset globale non è risultata significativa ($R^2 = 0,024$; $F(1,13) = 0,32$; $p = 0,581$), motivo per cui l'AGB globale non è stata inclusa nella modellizzazione. La temperatura massima estiva della copertura forestale ($FST_{\max}$) mostra differenze significative tra i diversi regimi di gestione. Le foreste a protezione integrale presentano valori di $FST_{\max}$ sistematicamente inferiori rispetto alle aree forestali gestite, con le temperature più elevate osservate nei cedui a finalità produttive (Fig. 4). Le aree incluse nel parco naturale mostrano valori intermedi, collocandosi tra la riserva integrale e le foreste produttive.

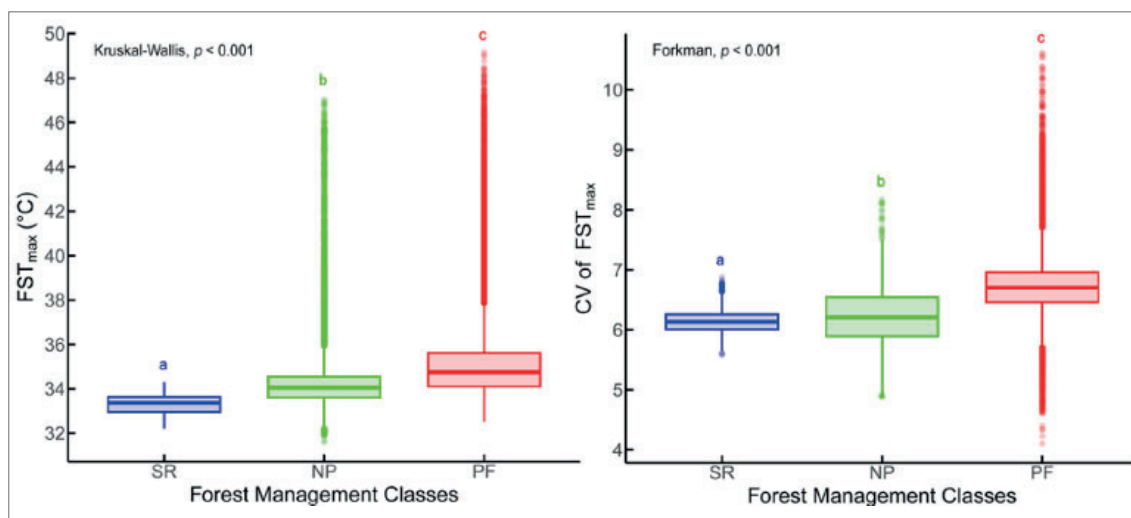


Figura 4 - Distribuzione dei valori di FST_{max} nelle tre classi di gestione forestale (riserva integrale, parco naturale, foreste produttive). Le foreste a protezione integrale mostrano temperature significativamente inferiori e una minore variabilità rispetto alle foreste gestite, evidenziando una maggiore capacità di mitigazione degli estremi termici estivi. (modificato da: Solano et al., 2025).

Il test di Kruskal-Wallis evidenzia differenze statisticamente significative tra le classi di gestione ($p < 0,05$). I confronti post-hoc basati sul Dunn's z-test, con correzione di Benjamini-Hochberg, indicano differenze significative tra la riserva integrale e le foreste produttive, mentre le differenze tra riserva integrale e parco naturale risultano meno marcate (Fig. 4). Complessivamente, la riserva integrale presenta una riduzione media di FST_{max} fino a circa 2 °C in media rispetto ai cedui produttivi.

5.2 Variabilità interannuale e stabilità termica

Oltre alle differenze nei valori medi, le classi di gestione mostrano comportamenti distinti in termini di variabilità interannuale della temperatura estiva. La riserva integrale è caratterizzata da una minore dispersione dei valori di FST_{max} , indicando una maggiore stabilità termica nel tempo. Al contrario, le foreste produttive presentano una variabilità più elevata, con una risposta più accentuata agli anni caratterizzati da condizioni climatiche estreme.

Il confronto dei coefficienti di variazione (Fig. 4) conferma che la riserva integrale mostra una variabilità significativamente inferiore rispetto alle altre classi di gestione. Questo risultato suggerisce che la protezione integrale non solo riduce i valori massimi di temperatura, ma contribuisce anche ad attenuare la sensibilità della copertura forestale alle fluttuazioni climatiche interannuali.

5.3 Relazione tra anomalie climatiche, siccità e temperatura forestale

L'analisi delle anomalie di temperatura massima dell'aria (T_{max}^A) evidenzia un trend positivo significativo nel periodo 1980-2023, con un aumento marcato delle condizioni di caldo estremo estivo. Nel periodo comune 2013-2023, le anomalie di T_{max}^A risultano positivamente correlate con le anomalie di FST_{max} in tutte le classi di gestione, indicando una risposta diretta della temperatura della copertura forestale agli estremi termici atmosferici. Tuttavia, la forza della relazione tra T_{max}^A e FST_{max} differisce tra i regimi di gestione. Le foreste a protezione integrale

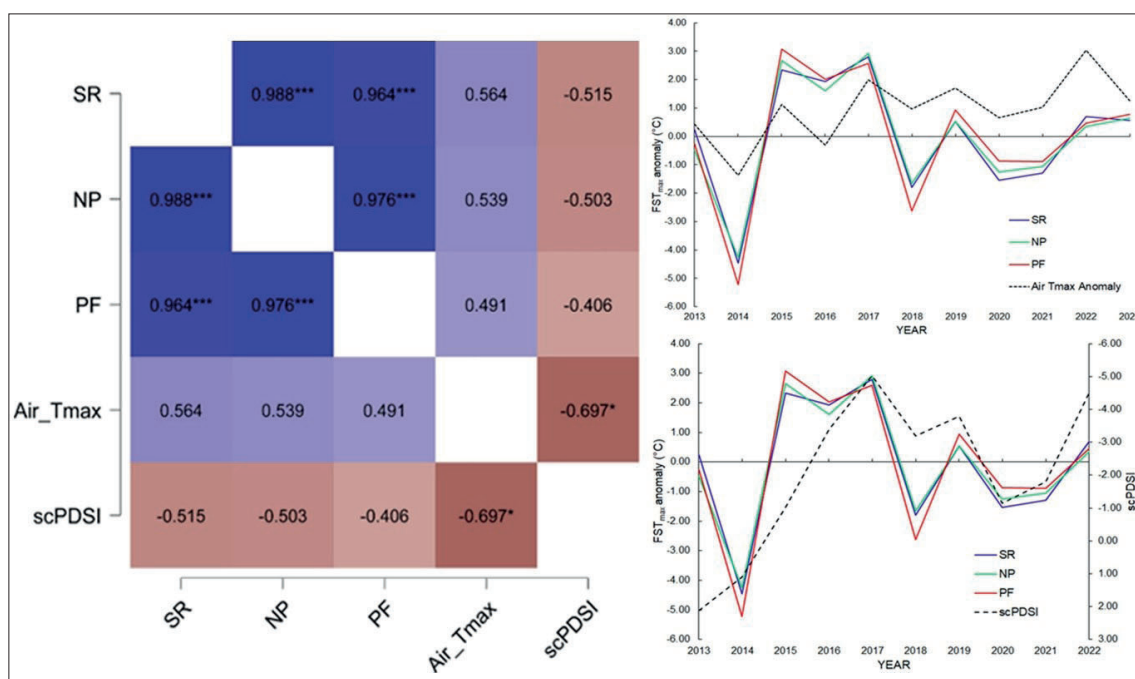


Figura 5 - Andamento delle anomalie di temperatura massima estiva dell'aria ($T_{\max A}$) e della temperatura massima della copertura forestale ($FST_{\max}$), e relazione tra $FST_{\max}$ e condizioni di siccità espresse tramite lo scPDSI. Le foreste a protezione integrale mostrano una risposta attenuata agli estremi climatici rispetto alle foreste produttive. (modificato da: Solano et al., 2025).

mostrano coefficienti di correlazione più bassi rispetto alle foreste produttive, suggerendo una maggiore capacità di attenuare l'impatto delle ondate di calore. Le aree del parco naturale presentano valori intermedi.

Un andamento analogo emerge dall'analisi della relazione tra $FST_{\max}$ e condizioni di siccità, espresse tramite lo scPDSI. Valori più negativi di scPDSI (condizioni di maggiore aridità) sono associati a un aumento di $FST_{\max}$, con una risposta più marcata nelle foreste produttive rispetto alla riserva integrale (Fig. 5). Questo risultato indica che le foreste sottoposte a protezione integrale risultano meno sensibili agli episodi di siccità estiva.

5.4 Ruolo dei fattori strutturali, funzionali e topografici

I modelli di regressione multipla evidenziano che, a parità di condizioni topografiche, il

regime di gestione forestale rimane un fattore significativo nel determinare la temperatura massima della copertura forestale (Tab. 2). L'inclusione delle variabili strutturali e funzionali migliora significativamente la capacità esplicativa dei modelli, indicando che lo sviluppo strutturale del soprassuolo e lo stato funzionale della vegetazione svolgono un ruolo chiave nella regolazione termica.

I Modelli Additivi Generalizzati (GAM) mostrano relazioni non lineari tra $FST_{\max}$ e diversi predittori (Fig. 6). In particolare, un aumento dell'altezza della copertura forestale e della densità di chioma è associato a una riduzione di $FST_{\max}$, mentre valori elevati di distanza dal margine forestale risultano correlati a temperature più basse. Gli indici funzionali legati allo stato idrico della vegetazione emergono come determinanti importanti nel modulare la risposta termica durante i periodi estivi.

Tabella 2 - Risultati dei modelli di regressione multipla utilizzati per valutare l'effetto delle variabili topografiche, strutturali, funzionali e delle classi di gestione forestale sulla temperatura massima estiva della copertura forestale (FST_{max}). Le classi di gestione forestale sono incluse come fattore, con la riserva naturale integrale utilizzata come categoria di riferimento. I livelli di significatività sono indicati come segue: *** $p < 0.001$.

Model		Unstandardized	Standard Error	Standardized	t
H ₀	(Intercept)	34.613	0.006		5617.2***
H ₁	(Intercept)	41.617	0.04		1043.6***
	Elevation	-0.002	6.129×10^{-5}	-0.071	-32.5***
	Slope	-0.011	3.671×10^{-4}	-0.048	-28.7***
	Northness	-0.035	0.005	-0.013	-7.3***
	Eastness	0.364	0.005	0.135	77.8***
	TPI	0.073	0.005	0.025	15***
	CHM	-0.086	0.002	-0.128	-57.5***
	TCD	-0.018	4.215×10^{-4}	-0.156	-43.1***
	EVI	0.994	0.072	0.047	13.8***
	NDMI	-13.012	0.09	-0.536	-144.2***
	Edge distance	-57.14	7.607×10^{-6}	-0.143	-69.8***
	Forest management classes				
	NP	0.13	0.025		5.1***
	PF	1.145	0.026		44.6***

Nel complesso, i risultati indicano che le foreste a protezione integrale, grazie a una maggiore complessità strutturale e a una migliore funzionalità ecologica, presentano una capacità superiore di attenuare le temperature estive e di ridurre la sensibilità agli estremi climatici rispetto a foreste governate a ceduo per fini produttivi.

6. DISCUSSIONE

I risultati di questo studio confermano che il regime di gestione forestale esercita un'influenza determinante sulla capacità delle foreste mediterranee di mitigare le temperature estive e di attenuare l'impatto degli estremi climatici. Le foreste a protezione integrale mostrano valori significativamente inferiori di

temperatura massima della copertura forestale e una minore variabilità interannuale rispetto alle foreste gestite, evidenziando una maggiore stabilità microclimatica. La riduzione di circa 2 °C osservata nella riserva integrale evidenzia come la libera evoluzione di lungo periodo possa contribuire in modo sostanziale alla mitigazione delle ondate di calore, rafforzando il ruolo delle foreste mature come infrastrutture naturali per l'adattamento al cambiamento climatico. Questo risultato è coerente con numerosi studi che attribuiscono alle foreste mature e strutturalmente complesse una maggiore capacità di buffering termico, legata all'ombreggiamento, all'elevata evapotraspirazione e alla continuità della copertura arborea (Barnes et al., 2024; De Frenne et al., 2021; Zellweger et al., 2020).

La ridotta sensibilità delle foreste a protezione integrale alle anomalie di temperatu-

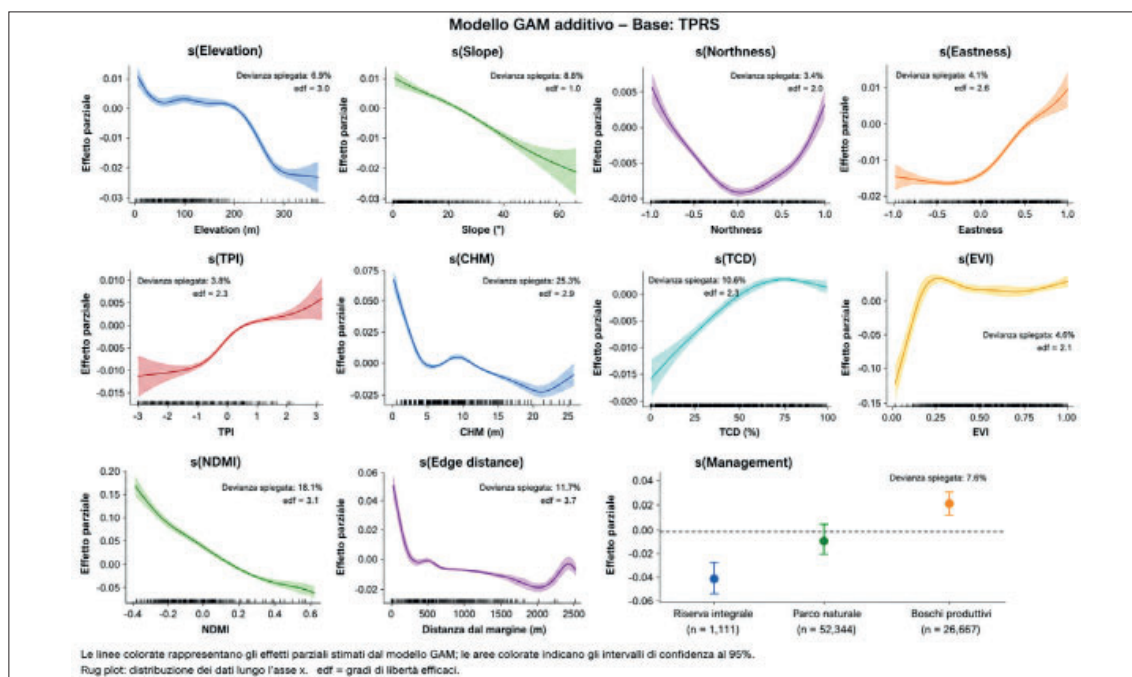


Figura 6 - Risultati dei Modelli Additivi Generalizzati (GAM) che descrivono la relazione tra FST_{max} e i principali predittori topografici, strutturali e funzionali del bosco. L'aumento dell'altezza del soprassuolo, della densità della chioma e della distanza dal margine forestale è associato a una riduzione della temperatura massima estiva della copertura forestale (modificato da: Solano et al., 2025).

ra dell'aria e agli episodi di siccità suggerisce che la protezione di lungo periodo favorisca il mantenimento di processi ecologici in grado di compensare, almeno parzialmente, l'aumento delle temperature estive. Studi recenti hanno dimostrato che le foreste non disturbate o sottoposte a lunghi periodi di non-gestione mostrano una risposta termica più attenuata durante le ondate di calore, rispetto a popolamenti gestiti intensivamente (Adhikari et al., 2024; Xu et al., 2022). I risultati ottenuti a Poggio Tre Cancelli si inseriscono pienamente in questo quadro, estendendo tali evidenze al contesto delle foreste mediterranee costiere, finora meno investigate.

Il ruolo della struttura forestale emerge come elemento centrale nella regolazione della temperatura della copertura forestale. L'altezza del soprassuolo, la densità della chioma e il contenuto idrico della vegetazione risulta-

no fortemente associati a una riduzione di FST_{max} , in accordo con quanto riportato da studi basati su dati LiDAR e telerilevamento multispettrale, che evidenziano come la complessità strutturale favorisca un microclima più fresco e stabile (Lindenmayer et al., 2022; Máliš et al., 2023). In questo senso, le riserve integrali rappresentano sistemi di riferimento particolarmente utili per comprendere i tempi e le modalità di recupero funzionale delle foreste dopo l'abbandono delle utilizzazioni.

Le aree incluse nel parco naturale mostrano valori intermedi di temperatura e stabilità termica, suggerendo che regimi di gestione estensiva o orientati alla conservazione possano contribuire a migliorare la resilienza climatica rispetto alle foreste produttive. Questo risultato è in linea con studi che evidenziano come la riduzione dell'intensità degli interventi selvicolturali e l'aumento della continuità

del soprassuolo possano attenuare gli effetti del riscaldamento locale, pur mantenendo una funzione gestionale attiva (Baliva et al., 2024; Menge et al., 2023).

Un ulteriore aspetto rilevante riguarda l'effetto di margine forestale. Le temperature più elevate osservate in prossimità dei bordi confermano che la frammentazione del paesaggio amplifica lo stress termico e riduce l'efficacia dei meccanismi di raffreddamento forestale, come già documentato in diversi contesti biogeografici (Fischer et al., 2021; Wang et al., 2020). In ambienti mediterranei, dove caldo e siccità agiscono congiuntamente, la conservazione di nuclei forestali continui e la limitazione degli effetti di margine assumono quindi un'importanza strategica. Le evidenze emerse suggeriscono inoltre che le riserve naturali integrali possano svolgere un ruolo di riferimento per la gestione delle foreste mediterranee soggette a utilizzazione. Sebbene le condizioni strutturali osservate a Poggio Tre Cancelli siano il risultato di oltre sessant'anni di libera evoluzione e non possano essere replicate integralmente nei contesti produttivi, esse forniscono indicazioni utili sulle traiettorie evolutive e sui benefici funzionali associati alla riduzione del disturbo antropico. In particolare, l'aumento dell'altezza del soprassuolo, la maggiore continuità della copertura forestale e la riduzione degli effetti di margine rappresentano caratteristiche che potrebbero essere perseguite, almeno in parte, anche attraverso forme di gestione meno intensive e orientate alla resilienza climatica.

Dal punto di vista delle politiche forestali e ambientali, i risultati rafforzano il valore delle riserve naturali integrali come strumenti chiave non solo per la conservazione della biodiversità, ma anche per la mitigazione climatica. In linea con quanto proposto da Piovesan et al. (2022) e Hemraj et al. (2024), le riserve integrali possono essere interpretate come veri e propri benchmark funzionali, utili per valutare

l'efficacia delle strategie di gestione forestale e per definire obiettivi di resilienza climatica realistici. In questo senso, esse rappresentano laboratori naturali indispensabili per orientare le politiche di adattamento al cambiamento climatico nel settore forestale.

Nel complesso, questo studio suggerisce che integrare il ruolo funzionale delle riserve integrali nella pianificazione forestale e territoriale potrebbe contribuire in modo significativo a rafforzare la capacità delle foreste mediterranee di fronteggiare il riscaldamento globale. Riconoscere tali aree non solo come strumenti di tutela passiva, ma come componenti attive delle strategie climatiche, appare coerente con le attuali politiche europee per il clima e la biodiversità e rappresenta una prospettiva concreta per una gestione forestale orientata alla resilienza di lungo periodo.

7. CONCLUSIONI

Questo studio dimostra che il regime di gestione forestale influenza in modo significativo la capacità delle foreste mediterranee di mitigare le temperature estive e di rispondere agli estremi climatici. In particolare, le foreste a protezione integrale hanno mostrato una riduzione della temperatura massima estiva della copertura forestale fino a 2 °C rispetto ai cedui gestiti a fini produttivi, evidenziando una superiore capacità di buffering nei confronti delle ondate di calore e dei periodi di siccità.

I risultati indicano che la complessità strutturale del soprassuolo, la continuità della copertura arborea e una migliore funzionalità ecologica rappresentano fattori chiave nella regolazione microclimatica. In questo contesto, le riserve naturali integrali emergono come sistemi di riferimento di elevato valore funzionale, capaci di fornire servizi ecosistemici rilevanti per la mitigazione climatica, oltre

al loro ruolo tradizionale nella conservazione della biodiversità.

Dal punto di vista gestionale, lo studio suggerisce che strategie forestali orientate alla riduzione dell'intensità degli interventi, all'aumento dell'altezza e della continuità del soprassuolo e al contenimento degli effetti di margine possano contribuire a rafforzare la resilienza climatica delle foreste, anche al di fuori delle aree a protezione integrale. Le aree sottoposte a regimi di gestione estensiva o di tutela parziale mostrano infatti comportamenti intermedi, indicando la possibilità di integrare obiettivi produttivi e funzioni climatiche.

In termini di policy, i risultati supportano l'inclusione delle riserve integrali e delle foreste a elevata naturalità tra gli strumenti strategici per l'adattamento e la mitigazione del cambiamento climatico. Riconoscere e valorizzare il loro ruolo come infrastrutture ecologiche e benchmark funzionali può contribuire a orientare la pianificazione forestale e territoriale verso modelli più resilienti e sostenibili, in linea con le attuali politiche europee per il clima e la biodiversità. Le evidenze emerse suggeriscono inoltre che la promozione di soprassuoli più alti, strutturalmente complessi e meno frammentati, nonché l'individuazione di aree da destinare alla libera evoluzione, possano rappresentare strategie efficaci per rafforzare la resilienza climatica delle foreste mediterranee.

Finanziamento

Unione Europea - NextGenerationEU, Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), Missione 4 Componente 2, tramite il Ministero dell'Università e della Ricerca:

- Progetto CN00000022, Centro Nazionale di Ricerca Agritech;
- Progetto CN00000033, NBFC - National Biodiversity Future Center.

RIASSUNTO

Le foreste svolgono un ruolo cruciale nella mitigazione e nell'adattamento ai cambiamenti climatici grazie alla loro capacità di regolare il microclima, ridurre le temperature estreme e aumentare la resilienza degli ecosistemi. In questo contesto, le riserve naturali integrali rappresentano sistemi di riferimento di elevato valore, poiché consentono di osservare i processi di maturazione forestale in assenza di disturbi antropici diretti. Tuttavia, il loro contributo funzionale alla mitigazione climatica è ancora scarsamente considerato nella pianificazione forestale e nelle politiche di conservazione. In questo lavoro viene analizzato il ruolo della Riserva Naturale Integrale di Poggio Tre Cancelli (Toscana) nella mitigazione delle temperature estive della copertura forestale, confrontandola con aree sottoposte a diversi regimi di gestione, tra cui un parco naturale e foreste cedue a finalità produttive. L'analisi si basa sull'integrazione di dati satellitari, informazioni strutturali della copertura forestale e variabili topografiche, al fine di valutare le differenze nella temperatura massima superficiale del bosco e i principali fattori che ne determinano la variabilità. I risultati mostrano che la riserva integrale presenta temperature estive significativamente inferiori rispetto alle foreste gestite, con una riduzione media fino a circa 2 °C rispetto ai cedui produttivi e una minore variabilità interannuale. L'altezza della copertura forestale, il contenuto idrico della vegetazione e la distanza dai margini forestali emergono come fattori chiave nel determinare l'effetto di raffreddamento. Lo studio evidenzia come le riserve integrali rappresentino vere e proprie infrastrutture ecologiche, in grado di fornire servizi ecosistemici rilevanti per la mitigazione climatica e per la pianificazione forestale.

BIBLIOGRAFIA

- Adhikari, Y., Bachstein, N., Gohr, C., Blumröder, J. S., Meier, C., & Ibisch, P. L. (2024). Old-growth beech forests in Germany as cool islands in a warming landscape. *Scientific Reports*, 14(1), 30311. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-81209-0>
- Baliva, M., Palli, J., Perri, F., Iovino, F., Luzzi, G., & Piovesan, G. (2024). The return of tall forests: Reconstructing the canopy resilience of an extensively harvested primary forest in Mediterranean mountains. *Science of The Total Environment*, 953, 175806. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175806>

- Barnes, M. L., Zhang, Q., Robeson, S. M., Young, L., Burakowski, E. A., Oishi, A. C., Stoy, P. C., Katul, G., & Novick, K. A. (2024). A century of reforestation reduced anthropogenic warming in the eastern United States. *Earth's Future*, 12(2), e2023EF003663. <https://doi.org/10.1029/2023EF003663>
- Benjamini, Y., & Hochberg, Y. (1995). Controlling the false discovery rate: A practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 57(1), 289–300. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x>
- Brunetti, M., Maugeri, M., Monti, F., & Nanni, T. (2006). Temperature and precipitation variability in Italy in the last two centuries from homogenised instrumental time series. *International Journal of Climatology*, 26(3), 345–381. <https://doi.org/10.1002/joc.1251>
- Brunetti, M., Maugeri, M., Nanni, T., Simolo, C., & Spinoni, J. (2014). High-resolution temperature climatology for Italy: Interpolation method intercomparison. *International Journal of Climatology*, 34(4), 1278–1296. <https://doi.org/10.1002/joc.3764>
- Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J.-P., Iglesias, A., Lange, M. A., Lionello, P., Llasat, M. C., Paz, S., Peñuelas, J., Snoussi, M., Toreti, A., Tsimplis, M. N., & Xoplaki, E. (2018). Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nature Climate Change*, 8(11), 972–980. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>
- De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B. R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Christiansen, D. M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klimes, D. H., Koelemeijer, I. A., Lembrechts, J. J., Marrec, R., ... Hylander, K. (2021). Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology*, 27(11), 2279–2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>
- Dunn, O. J. (1964). Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*, 6(3), 241–252. <https://doi.org/10.1080/00401706.1964.10490181>
- FAO. (2023). *Terms and definitions FRA 2025*. Organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura. www.fao.org/forestry
- Fischer, R., Taubert, F., Müller, M. S., Groeneveld, J., Lehmann, S., Wiegand, T., & Huth, A. (2021). Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. *Science Advances*, 7(37), eabg7012. <https://www.science.org>
- Forkman, J. (2009). Estimator and tests for common coefficients of variation in normal distributions. *Communications in Statistics - Theory and Methods*, 38(2), 233–251. <https://doi.org/10.1080/03610920802187448>
- Gao, B. (1996). NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257–266. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)
- Gohr, C., Blumröder, J. S., Sheil, D., & Ibsch, P. L. (2021). Quantifying the mitigation of temperature extremes by forests and wetlands in a temperate landscape. *Ecological Informatics*, 66, 101442. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101442>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Harris, N. L., Gibbs, D. A., Baccini, A., Birdsey, R. A., de Bruin, S., Farina, M., Fatoyinbo, L., Hansen, M. C., Herold, M., Houghton, R. A., Potapov, P. V., Suarez, D. R., Roman-Cuesta, R. M., Saatchi, S. S., Slay, C. M., Turubanova, S. A., & Tyukavina, A. (2021). Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nature Climate Change*, 11(3), 234–240. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00976-6>
- Hemraj, D. A., Bishop, M., Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Stæhr, P. A. U., & Russell, B. D. (2024). Nature protection must precede restoration. *Science*, 383(6679), 158–158. <https://doi.org/10.1126/science.adn0543>
- Huang, Q., Xu, J., Wong, J. P., Radeloff, V. C., & Songer, M. (2023). Prioritizing global tall forests toward the 30 × 30 goals. *Conservation Biology*, 37(6), e14135. <https://doi.org/10.1111/cobi.14135>
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1–2), 195–213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- IPCC. (2023). Technical summary. In *Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability* (pp. 37–118). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.002>

- JASP Team. (2023). *JASP* (Versione 0.18.1) [Software informatico]. <https://jasp-stats.org>
- Jimenez-Munoz, J. C., Cristobal, J., Sobrino, J. A., Soria, G., Ninyerola, M., Pons, X., & Pons, X. (2009). Revision of the Single-Channel Algorithm for Land Surface Temperature Retrieval From Landsat Thermal-Infrared Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47(1), 339–349. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2008.2007125>
- Kendall, M. G. (1975). *Rank correlation methods* (4^a ed.). Charles Griffin.
- Lang, N., Jetz, W., Schindler, K., & Wegner, J. D. (2023). A high-resolution canopy height model of the Earth. *Nature Ecology & Evolution*, 7(11), 1778–1789. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02206-6>
- Lindenmayer, D., Blanchard, W., McBurney, L., Bowd, E., Youngentob, K., Marsh, K., & Taylor, C. (2022). Stand age related differences in forest microclimate. *Forest Ecology and Management*, 510, 120101. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120101>
- Máliš, F., Ujházy, K., Hederová, L., Ujházyová, M., Csölleová, L., Coomes, D. A., & Zellweger, F. (2023). Microclimate variation and recovery time in managed and old-growth temperate forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 342, 109722. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109722>
- Mann, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13(3), 245–259. <https://doi.org/10.2307/1907187>
- Menge, J. H., Magdon, P., Wöllauer, S., & Ehbrecht, M. (2023). Impacts of forest management on stand and landscape-level microclimate heterogeneity of European beech forests. *Landscape Ecology*, 38(4), 903–917. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01596-z>
- Mildrexler, D. J., Zhao, M., & Running, S. W. (2011). A global comparison between station air temperatures and MODIS land surface temperatures reveals the cooling role of forests. *Journal of Geophysical Research*, 116(G3), G03025. <https://doi.org/10.1029/2010JG001486>
- Mukul, S. A., Halim, M. A., & Herbohn, J. (2020). Forest carbon stock and fluxes: Distribution, biogeochemical cycles, and measurement techniques. In *Handbook of Climate Change Mitigation and Adaptation* (pp. 1–16). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71065-5_23-1
- O'Brien, R. M. (2007). A caution regarding rules of thumb for variance inflation factors. *Quality & Quantity*, 41(5), 673–690. <https://doi.org/10.1007/s11135-006-9018-6>
- Palli, J., Mensing, S. A., Schoolman, E. M., Solano, F., & Piovesan, G. (2023). Historical ecology identifies long-term rewilding strategy for conserving Mediterranean mountain forests in south Italy. *Ecological Applications*, 33(2), e2758. <https://doi.org/10.1002/eap.2758>
- Palmer, W. C. (1965). *Meteorological drought* (Research Paper No. 45). U.S. Weather Bureau.
- Pesaresi, S., Biondi, E., & Casavecchia, S. (2017). Bioclimates of Italy. *Journal of Maps*, 13(2), 955–960. <https://doi.org/10.1080/17445647.2017.1413017>
- Piovesan, G., Cannon, C. H., Liu, J., & Munné-Bosch, S. (2022). Ancient trees: Irreplaceable conservation resource for ecosystem restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, 37(12), 1025–1028. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.09.003>
- QGIS.org. (2024). *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association.
- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C., & Paolini, L. (2004). Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of Environment*, 90(4), 434–440. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.003>
- Solano, F., Mansi, C., Baliva, M., Canestrelli, D., Chiarucci, A., Manicone, R., Maugeri, M., Modica, G., Palli, J., Quilghini, G., & Piovesan, G. (2025). Mediterranean strictly protected forests are cooler. *Agricultural and Forest Meteorology*, 375, 110858. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2025.110858>
- 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.
- van der Schrier, G., Barichivich, J., Briffa, K. R., & Jones, P. D. (2013). A scPDSI-based global data set of dry and wet spells for 1901–2009. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(10), 4025–4048. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50355>
- Vandewiele, M., Geres, L., Lotz, A., Mandl, L., Richter, T., Seibold, S., Seidl, R., & Senf, C. (2023). Mapping spatial microclimate patterns in mountain forests from LiDAR. *Agricultural and Forest Meteorology*, 341, 109662. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109662>

- Wang, Z., Ginzler, C., & Waser, L. T. (2020). Assessing structural changes at the forest edge using kernel density estimation. *Forest Ecology and Management*, 456, 117639. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117639>
- Wells, N., Goddard, S., & Hayes, M. J. (2004). A self-calibrating Palmer drought severity index. *Journal of Climate*, 17(12), 2335–2351. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2004\)017<2335:ASPD-SI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2004)017<2335:ASPD-SI>2.0.CO;2)
- Wood, S. N. (2017). *Generalized additive models: An introduction with R* (2^a ed.). Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>
- Xu, X., Huang, A., Belle, E., De Frenne, P., & Jia, G. (2022). Protected areas provide thermal buffer against climate change. *Science Advances*, 8(44), eabo0119. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abo0119>
- Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., Verheyen, K., Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Hédél, R., Berki, I., Brunet, J., Van Calster, H., Chudomelová, M., Decocq, G., Dirnböck, T., Durak, T., Heinken, T., Jaroszewicz, B., Kopecký, M., Máliš, F., ... Coomes, D. (2020). Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science*, 368(6492), 772–775. <https://doi.org/10.1126/science.aba6880>
- Zhang, Q., Barnes, M., Benson, M., Burakowski, E., Oishi, A. C., Ouimette, A., Sanders-DeMott, R., Stoy, P. C., Wenzel, M., Xiong, L., Yi, K., & Novick, K. A. (2020). Reforestation and surface cooling in temperate zones: Mechanisms and implications. *Global Change Biology*, 26(6), 3384–3401. <https://doi.org/10.1111/gcb.15069>



Understanding the stand mosaic of primeval forests as a basis for close-to-nature forest management: lessons from the Rajhenav virgin forest in the Dinaric mountains

Andrej Bončina

Department of Forestry and Renewable Forest Resources, Biotechnical Faculty, University of Ljubljana; Jamnikarjeva 101 - 1000 Ljubljana, Slovenija. andrej.boncina@bf.uni-lj.si

Abstract: In primeval forests, it is possible to recognise patches that differ in structure and composition. These can be delineated and classified to describe the typical stages of forest stand dynamics. The stand mosaic of Rajhenav virgin forests (Dinaric Mountains, Slovenia) was analysed and the patches were classified into seven developmental stages (young growth, pole, mature, with understorey regeneration, multi-layer, two-layer and gap). The mean patch size amounted to 0.35 ha. The size of “older” stands was significantly larger. Mature stands prevail (> 50 % of the total area), approximately half of the area was covered by stands with understorey regeneration and uneven-sized stands. The proportion of gaps and young growth stage in total was quite low. No patches of pole stage were registered. Proportion of developmental stages suggests that the typical dynamics of this forest type is primarily driven by death of individual trees or small groups of trees. This is reflected in the high proportion of stages characterized by dispersed mortality of trees (two- and multi-layered stands, stands with understorey regeneration). The results indicate various possible pathways of stand development; some are just more common than others. By mimicking the dynamics of primeval forests in managed forests, it is possible to manage forest stands in a variety of pathways. Rather than rigidly applying one silvicultural system across the area, it is suggested that elements of various systems are combined. This is at the core of the free-style silviculture concept.

Key words: forest mosaic; stand patch; developmental phase; close-to-nature forestry.

Citation: Bončina, A. (2026). Understanding the stand mosaic of primeval forests as a basis for close-to-nature forest management: lessons from the Rajhenav virgin forest in the Dinaric mountains. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 158–165. <https://doi.org/10.36253/ifm-1240>

Received: 09/03/2026 **Revised version:** 25/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUCTION

Close-to-nature silviculture should follow the natural stand dynamics (Bončina 2000; Diaci et al., 2010; Nocentini et al., 2021). Therefore, it is crucial to study stand dynamics

in primeval forests with similar site conditions in order to recognize the main spatial and temporal patterns in stand structure. In Central Europe, the limited size or absence of primeval forests (Sabatini et al., 2021; Nagel et al., 2025) often limits such studies. Despite their

limited size, the remnants of virgin forests are valuable for studying natural stand dynamics.

In primeval forests, a mosaic of patches can be recognised, meaning that the stands are not homogeneous, but rather composed of various cohorts and patches of trees. While the differences between patches are sometimes quite visible, changes in stand characteristics are often more gradual. Although the stand structure inside patches is not completely homogeneous, the difference between delineated patches is, on average, larger than the difference inside single patches (Pickett & White, 1985). However, despite clear criteria, terrain analysis and the final delineation of patches may depend to a large extent on the subjective estimation of the researcher (Král et al., 2017). This raises the question of whether the patches actually exist or are merely perceived by the field observer. This is particularly pertinent when mapping is based solely on the visual assessment of forest stands, as was typical of the pioneering research of Central European primeval forests (Leibundgut, 1993).

When studying stand dynamics it is important to monitor changes in forest stands over time. However, the development of a single forest patch can take several centuries. Therefore, analysing the spatial distribution of patches of different ages provides an alternative to long-term observation of individual patches. Delineating patches and classifying them into stand types is a typical example of this approach. Studying the structural characteristics, abundance and distribution of individual stand types provides a basis for understanding the dynamics of forest stands (Pickett & White, 1985; Bončina, 2000; Franklin et al., 2018). Recognised recurring characteristics, i.e. patterns, in the structure and development of forest stands make this knowledge crucial for implementing close-to-nature forestry.

A forest mosaic can be understood as a record of the recent development of forest stands in response to various natural disturbances. The sensitivity of forest stands to disturbance agents, and their responses after disturbance, differ between various forest types; therefore, it makes sense to study stand dynamics in individual forest types (archetypes) (Franklin et al., 2018). These forest types differ in terms of site and climate conditions, tree species composition, the competitiveness of tree species, growth and regeneration processes and the natural disturbance regime.

The objectives of the study were to i) analyse stand patches in the Rajhenav virgin forest as an example of Dinaric silver fir-European beech forests, and ii) test for differences in the diameter structure and regeneration between developmental stages.

2. METHODS

2.1 Study area

The Rajhenav virgin forest remnant is located on the Rog Mountains ridge in south-eastern Slovenia, at an altitude between 850 and 960 metres above sea level. The area experiences around 1,500 mm of rainfall per year and the terrain is distinctly karstic, featuring a rugged and rocky landscape with predominant south and west exposure. The parent substrate is mainly limestone. The most widespread soil type is brown soil on limestone of varying depths, and rendzina is also present in some areas. This site is a prime example of Dinaric mountain forests (Bončina et al., 2014; *Omphalodo-Fagetum* = *Abieti-Fagetum dinaricum*). The average growing stock in the entire primeval forest is approximately 800 m³/ha. Silver fir accounts for 60% of this, while European beech accounts for 40%. In this part of the Dinaric Mountains, Norway spruce is

present in natural forest vegetation in very low proportions (less than 5% of the total growing stock) (Hufnagl, 1894). Single trees of minor tree species (i.e. *Acer pseudoplatanus*, *Picea abies*, *Tilia cordata*, *Ulmus glabra*) make up less than 1% of the total growing stock.

2.2 Patch mapping and analyses

This study is based on archival data (Bončina, 1997), most of which has not been published (Bončina, 2000). Stand patches were mapped at a scale of 1:2500. Aerial photographs were used to gain insight into the horizontal structure of the forest prior to fieldwork. During the field mapping process, a network of 100 x 100 m reference points marked in the field was used to improve orientation within the forest stands. Patches were delineated based on visual assessment of differences in stand parameters (e.g. tree height and diameter, tree canopy structure, spatial tree distribution, canopy closure and sapling presence). The size of the mapped patches corresponds to

that of the tree group or stand. Due to their recognisability and low tree height, patches of young growth were defined over a smaller area than older stands. The patches were classified into developmental stages (Table 1). Based on literature and our experience of these forest types, we defined seven developmental stages (further divided into sub-stages), enabling us to describe typical patterns of forest stand mosaics and the development of forest stands in these forests.

In the next step, we randomly selected coordinates for the detailed analysis of stand parameters in the selected developmental stages (Table 1). A total of 18 sample plots containing trees with a breast-height diameter greater than 10 cm were analysed. Each plot measured 30 x 30 m. These trees were measured for height (in metres) and diameter at breast height (dbh; to 0.1 cm). Crown characteristics were assessed using a five-rank system for size, crowding and vitality. The composition and height structure of the regeneration were analysed using randomly

Table 1 - The list and description of the developmental stages, along with the number of sampling plots.

Developmental stage	Description	Number of 30 x 30 m plots	Number of 4 x 4 m plots
Young growth	Young growth, saplings, thicket phase < 10 cm in dbh, not sheltered by upper tree layer	-	10
Pole	Trees with dbh 10–30 prevail	-	-
Mature	Trees with dbh > 30 cm prevail (sub-stages: early mature, middle mature, late mature)	9	32
With understory regeneration	Mature stand (approx. height of 40 m) of light canopy with intensive regeneration	3	10
Multi-layered	A stand composed of trees of different sizes within a small area	3	10
Two-layered	In upper layer mature trees (approx. height of 40 m), in lower layer (approx. height of 10-20 m) trees with dbh 10–30 cm	3	10
Gap	No tree or shrub vegetation	-	10

Table 2 - Percentage of developmental stages in total area.

Developmental stage	Percentage in total area (Bončina, 2000)	Average patch size (hectare)
Young growth	2.1	0.04
Pole	-	-
Mature (together)	51.4	1.20
With understory regeneration	18.9	0.32
Multi-layer	15.2	0.28
Two-layer	11.2	0.36
Gap	1.2	0.02
Total	100.0	0.35

selected 4 x 4 m plots. In each developmental stage, at least ten plots were sampled (Table 1). All tree saplings with $h > 1.3$ m were recorded per one-meter height class (hc) (hc 2: 1.3–1.9; hc 3: 2.0–2.9; hc 4: 3.0–3.9, etc.). The coverage (abundance) of vertical layers of forest vegetation was also assessed (%).

3. RESULTS

3.1 Stand mosaic

The stand mosaic was quite patchy. The mean size of the patches was 0.35 hectares. However, the size of “older” stands was significantly larger, while gap patches and patches with young growth were small (see Fig. 1 and Table 2). The patches were classified into seven main developmental stages. No patches at the pole stage with evenly sized trees were recorded. Mature stands covered over 50% of the total area. Around quarter of the area was covered by uneven-sized stands. The proportion of gaps and the young growth stage in total was quite low. Patches of the same developmental stage were not found within one block, but rather dispersed across the area (Fig. 1).

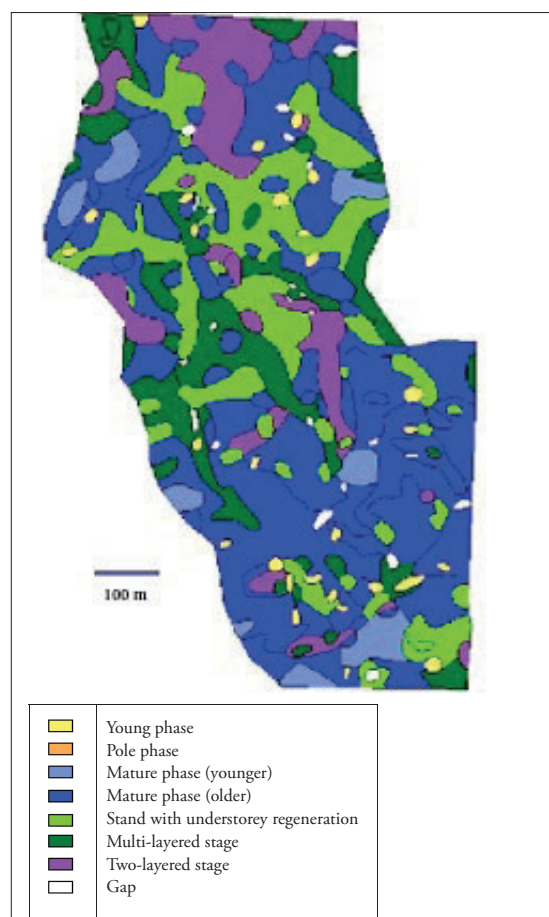


Figure 1 - Map of stand patches (black delineations) and developmental stages.

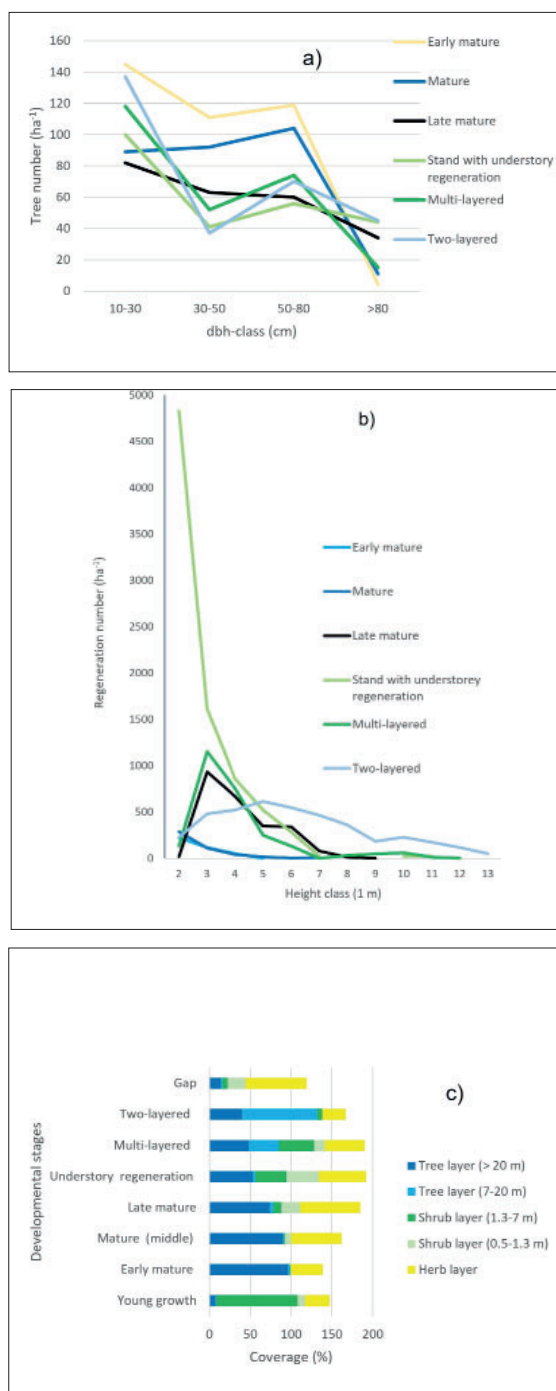


Figure 2 - Stand characteristics of developmental stages: a) diameter structure of stands; b) height structure of regeneration (sampling number per 1 m height class (hc): hc 2 = 1.3-2 m; hc 3 = 2-3 m; ...); c) coverage of vegetation layers in the observed developmental stages.

The developmental stages differ significantly in terms of their diameter structure (Chi-square = 142.99; $df = 15$; $p = 0.0000$). Early mature stands have the largest number of medium-sized trees, while large-sized trees are more abundant in late mature stages, stands with understory regeneration, and uneven-sized stands (Fig. 2a). The abundance of regeneration differs significantly between stages (Chi-square = 11165.70; $df = 15$; $p = 0.0000$) (Fig. 2b). There are also significant differences between developmental stages in the vertical structure of forest vegetation (Chi-square = 1018.55; $df = 28$; $p = 0.0000$) (Fig. 2c). The upper tree layer is most abundant in mature stands, whereas it is much less abundant in stands with understory regeneration and uneven-sized stands. The medium tree layer is most abundant in stands with understory regeneration.

4. DISCUSSION

We used methods common in landscape ecology to analyse stand patches and describe forest mosaics. Stand patches are constantly changing in terms of quality and quantity due to processes such as tree growth, regeneration and mortality, which are directly or indirectly influenced by natural disturbances. Therefore, the current mosaic of stand patches - a snapshot of the ongoing development of forest vegetation in terms of the size, type and form of patches - is the result of recent stand development processes and their response to natural disturbances.

Patches are a useful tool for understanding and describing typical patterns in stand mosaics and stand development. They are not merely the perception of field observers. Random sampling of diameter structure, vegetation layers and regeneration showed significant differences between developmental stages, indicating that mapping patches is a reasonable way to describe

differences in stand structure and forest stand dynamics.

Classifying stand patches is useful for describing the main patterns in stand dynamics of Dinaric mountain forests. Evidently, the mature stage prevails across the entire area. Only a few small patches were classified as gaps or young growth, and none were classified as the pole stage. This suggests that the dynamics of silver fir - European beech forests are primarily driven by the disturbance or replacement of individual trees. The presence of large patches of gaps and young growth would indicate larger-scale disturbances, which could also occur in this forest type (Nagel et al., 2017). The prevailing stand dynamics, based on single-tree replacement, are reflected in the high proportion of two- and multi-layered stands, as well as stands with understorey regeneration. Dispersed tree mortality is typical of all these stages. The origin of two-layered stands is probably related to the mortality of individual trees across the stand over a relatively short period. This can be linked to the intensive dieback of silver fir in the previous century (Diaci et al., 2010; Bončina et al., 2014) and, consequently, to the regeneration and ingrowth of new trees (mainly beech) within the stand. Multi-layered stands originate from the permanent, yet weak, mortality of individual trees distributed non-uniformly across the stand, as well as the permanent regeneration and ingrowth of trees within the stand. The composition of tree species strongly influences these differences in stand dynamics (Bončina, 1997), since the susceptibility of trees and stands to natural disturbances depends on tree species mixture.

The key contribution of this study to ecological forestry is recognising that forest stand structure assessed by stand patches differs significantly at a small spatial scale. This means that pathways of stand development driven by natural disturbances differ. There is not just one pa-

thway of stand development, but many. Some are more common than others, resulting in different proportions of developmental stages.

This recognition is important for close-to-nature forestry. By mimicking the dynamics of primeval forests in managed forests, a variety of management approaches can be employed. In the Dinaric fir-beech forest region, the irregular shelterwood silvicultural system is primarily used alongside elements of the selection system (tree- and group-based). In the virgin forest, a mosaic of patches with even-sized stands is mixed with patches with more uneven-sized stands. In close-to-nature silviculture, this concept is known as free-style silviculture. Rather than applying one silvicultural system rigidly across the entire area, it advocates combining elements of various systems on a small spatial scale (Bončina, 2011). This is important when considering differences in stand structure and site conditions on a small spatial scale.

One limitation of the study should be mentioned. The study revealed some significant patterns in the structure of primeval forests. However, the area of the study site is too small to generalise the natural stand dynamics of the entire forest type. Considering the regional spatial scale, severe disturbances, although rare, are also part of the natural disturbance regime of the observed forest type (Nagel et al., 2017). This broadens the view of natural stand dynamics. In addition to the natural stand dynamics observed in the Rajhenav virgin forest, pathways of stand dynamics characterised by larger gaps and larger areas of young forest stands can also be part of the natural process, albeit with a rare occurrence.

The concept of age class categories is not suitable for describing forest stands in close-to-nature forestry. It is more appropriate to use a classification of forest stands based on developmental stages. Similar (same) developmental stages to those found in virgin forests are pres-

ent in managed forests, which is a consequence of practising close-to-nature forest management in Slovenia for decades. As expected, there are significant differences in stand density and the amount of dead wood between stands of the same developmental stage in managed forests and virgin forests (Bončina, 2000). However, stand dynamics, i.e. the cycle of stand development stages, are similar in both types of forest. In managed forests, this cycle is mainly driven by silvicultural activities, while in virgin forest it is driven by natural disturbances.

Due to management objectives, the proportion of young growth and pole stage stands is significantly larger in managed forests. In forest management, stand mapping is a useful tool for describing forest mosaics at landscape and regional scales. It is an important indicator of forest sustainability and can be used to monitor changes in forest area.

In recent decades, stand mapping based on aerial photographs and LIDAR data has emerged as an alternative to terrestrial-based mapping. Using LiDAR data for stand seg-

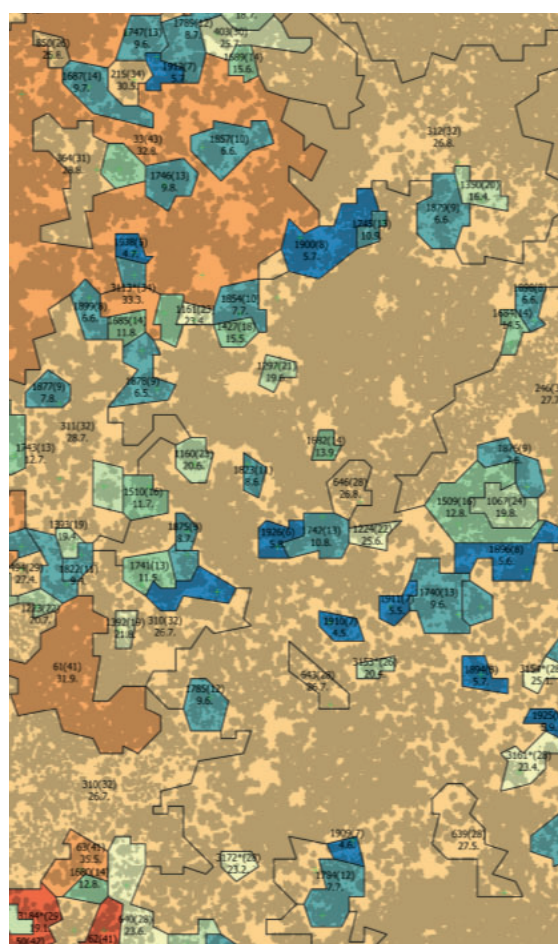
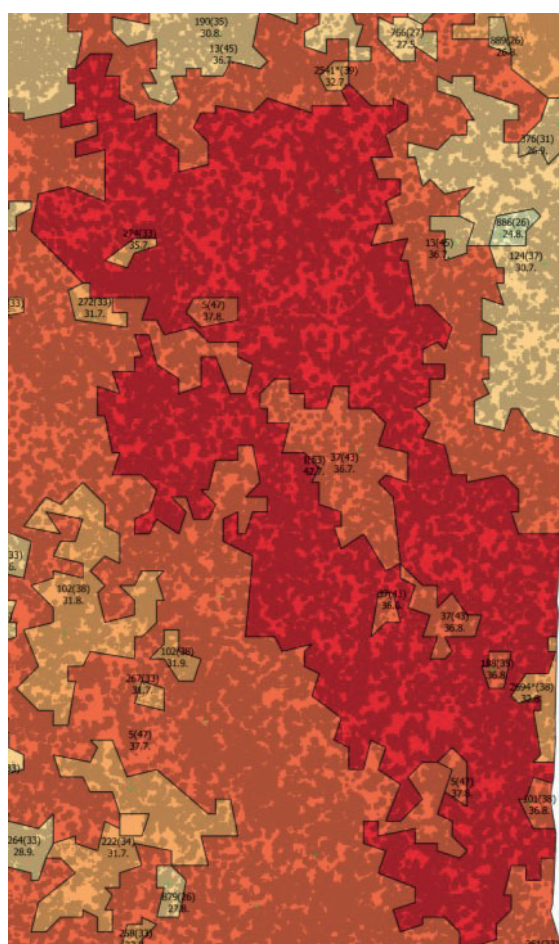


Figure 3 - A section from the automated map of stand patches based on lidar data. Left: Rajhenav virgin forest; right: managed forests. Maps were elaborated based on the TBK application (Rosset, 2022; Rosset et al., 2023; developed at BFH-HAFL).

mentation contributes to the objectification of stand mosaic studies (Rosset, 2022). It is now tested in the selected areas in Slovenia (Fig. 3) (Bončina et al., 2024b). The research on the stand mosaic of the Rajhenav virgin forests (Rosset et al., 2023; Bončina et al., 2024a), based on LiDAR data (Fig. 3), reached similar conclusions regarding stand dynamics as in the presented study.

Acknowledgements

This study was conducted as part of research programme P4-0059, “Forest, Forestry and Renewable Forest Resources”, which is funded by the Slovenian Research Agency. I would like to thank the anonymous reviewer for the valuable comments and suggestions, and Vasilije Trifković for his help with the statistical analysis.

REFERENCES

- Bončina, A. (1997). *Naravne strukture gozda in njihove funkcije v sonaravnem gospodarjenju z gozdom* (Doktorska disertacija). Univerza v Ljubljani.
- Bončina, A. (2000). Comparison of structure and biodiversity in the Rajhenav virgin forest remnant and managed forest in the Dinaric region of Slovenia. *Global Ecology and Biogeography*, 9(3), 201–211. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00155.x>
- Bončina, A. (2011). History, current status and future prospects of uneven-aged forest management in the Dinaric region: an overview. *Forestry*, 84(5), 467–478. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpr023>
- Bončina, A., Cavlovic, J., Curovic, M., Govedar, Z., Klopčic, M., & Medarevic, M. (2014). A comparative analysis of recent changes in Dinaric uneven-aged forests of the NW Balkans. *Forestry*, 87(1), 71–84. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpt038>
- Bončina, A., Rosset, C., & Trifković, V. (2024a). Comparison of horizontal forest structure between virgin and managed forests. In *Forests & society towards 2050*. IUFRO. <https://iufro2024.com/wp-content/uploads/iufro2024abstracts.pdf>
- Bončina, A., Trifković, V., & Rosset, C. (2024b). Forest stand segmentation using lidar data. *Gozdarski vestnik*, 82(1), 24–34. DiRROS; dLib.si.
- Diaci, J., Rozenbergar, D., & Bončina, A. (2010). Stand dynamics of Dinaric old-growth forest in Slovenia: Are indirect human influences relevant? *Plant Biosystems*, 144(1), 194–201. <https://doi.org/10.1080/11263500903560785>
- Franklin, J. F., Johnson, K. N., & Johnson, D. L. (2018). *Ecological forest management*. Waveland Press.
- Hufnagl, L. (1894). *Allgemeiner Teil der Wirtschaftsplan der Herzogtum Gottschee*. Kočevje.
- Král, K., Daněk, P., Janík, D., Krůček, M., & Vrška, T. (2018). How cyclical and predictable are Central European temperate forest dynamics in terms of development phases? *Journal of Vegetation Science*, 29(1), 84–97. <https://doi.org/10.1111/jvs.12590>
- Leibundgut, H. (1993). *Europäische Urwälder*. Paul Haupt.
- Nagel, T. A., Mikac, S., Dolinar, M., Klopčic, M., Keren, S., Svoboda, M., Diaci, J., Bončina, A., & Paulic, V. (2017). The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: A synthesis of evidence. *Forest Ecology and Management*, 388, 29–42. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.047>
- Nagel, T. A., Rodríguez-Recio, M., Aakala, T., et al. (2025). Can triad forestry reconcile Europe’s biodiversity and forestry strategies? A critical evaluation of forest zoning. *Ambio*, 54, 632–664. <https://doi.org/10.1007/s13280-024-02116-2>
- Nocentini, S., Ciancio, O., Portoghesi, L., & Corona, P. (2021). Historical roots and the evolving science of forest management under a systemic perspective. *Canadian Journal of Forest Research*, 51(2), 163–171. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0293>
- Pickett, S. T. A., & White, P. S. (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press.
- Rosset, C. (2022). Grundlagen für die Planung im Dauerwald aus Fernerkundungsdaten am Beispiel von TBk. *FoWaLa #342 Planung im Dauerwald Planification en forêt pérenne*. https://admin.planfor.ch/uploads/documents/FoWaLa_342_CRosset_DLRFY4z.pdf
- Rosset, C., Bončina, A., Dumollard, G., Trifković, V., Kurt, M., & Horneber, H. O. (2023). Applicability of remote sensing data in uneven-aged forestry. In *Uneven-aged silviculture: Insights into forest adaptation in times of global change*. Mendel University.
- Sabatini, F. M., Bluhm, H., Kun, Z., et al. (2021). European primary forest database v2.0. *Scientific Data*, 8, 141. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-00988-7>



Humans, Forests and Climate Change in the Central Mediterranean

Uomo, foreste e cambiamenti climatici nel Mediterraneo centrale

Laura Sadori ^{(a)(*)} - Gianluca Piovesan ^(b)

^(a) Dipartimento di Biologia Ambientale, Sapienza Università di Roma; Piazzale Aldo Moro 5 - 00185 Roma, Italia.

^(b) Università della Tuscia, Dipartimento di Scienze Ecologiche e Biologiche (DEB), largo dell'Università snc - 01100 Viterbo, Italia.

^(*) Corresponding Author; laura.sadori@uniroma1.it

Abstract: The present-day Mediterranean vegetation landscape is the result of a long “coevolution” between climate, vegetation, fauna and human activities. During the Quaternary, glacial-interglacial oscillations, driven by orbital variations in eccentricity, obliquity and precession and amplified by climatic feedbacks, caused repeated contractions and expansions of forests. Despite the persistence of tree taxa in refugial areas, these dynamics led to a progressive loss of forest diversity. The Mediterranean region, and particularly the Italian Peninsula and the Balkans, played an important role as both a refugium and a corridor for recolonization, within an area nevertheless highly vulnerable to aridity and climatic seasonality. During the Holocene, forest recolonization was rapid but spatially differentiated. In central Italy, deciduous oak woods, beech forests and alder woods expanded, whereas in central Sicily an early postglacial humid forest phase, characterized by deciduous and evergreen oak woods, was followed by progressive aridification from as early as 8000 years ago. Across the region, from the middle to late Holocene onwards, human impact became increasingly significant: fire, grazing, agriculture, timber exploitation and tree cultivation, including olive growing, profoundly transformed the structure and composition of landscapes. Nevertheless, remnants of old-growth woodland and ancient trees still represent a distinctive feature of Mediterranean landscapes today, both in cultural landscapes and in more remote areas where old-growth characteristics are more strongly preserved. For contemporary forest management, palaeoecological data show that there is no single natural reference condition, or natural baseline, to be restored. Mediterranean forests are often cultural ecosystems, whose history continues to shape their dynamics even in the absence of direct human activities. Their management must therefore consider ecological memory, resilience thresholds, natural and anthropogenic disturbances, soil fertility, water availability and future climate scenarios.

Key words: Mediterranean vegetation; climate change; palynology; glacial refugia; forest management.

Citation: Sadori, L., & Piovesan, G. (2026). Uomo, foreste e cambiamenti climatici nel Mediterraneo centrale. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 166–176. <https://doi.org/10.36253/ifm-1269>

Received: 16/06/2026 **Revised version:** 03/07/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUZIONE

Il bacino del Mediterraneo è uno degli hot-spot di biodiversità più complessi e vulnerabili a scala globale. La sua configurazione geografica, caratterizzata da forte articolazione orografica, gradienti altitudinali marcati e posizione di transizione tra sistemi temperati, mediterranei e subtropicali, lo rende un laboratorio naturale privilegiato per studiare le relazioni tra clima, vegetazione, fauna e attività umane. Tuttavia, il paesaggio vegetale osservabile oggi nel Bacino del Mediterraneo non può essere interpretato come una condizione solo naturale. È piuttosto il risultato di una lunga storia di cambiamenti climatici, adattamenti ecologici, estinzioni regionali, migrazioni, rifugi glaciali e trasformazioni legate all'uso del suolo in un bacino che ha visto la nascita di affascinanti civiltà antiche.

Comprendere queste dinamiche richiede di guardare alla storia profonda della vegetazione mediterranea, scandita dall'alternanza tra fasi glaciali e interglaciali del Quaternario. La teoria astronomica dei paleoclimi spiega questa alternanza come il risultato delle variazioni a lungo termine dei parametri orbitali della Terra - eccentricità, obliquità e precessione - che modificano la distribuzione stagionale e latitudinale dell'insolazione. Nei record paleoclimatici dell'ultimo milione di anni sono riconoscibili ciclicità quasi periodiche di circa 100.000 anni (100 ka), sulle quali si sovrappongono cicli di circa 41 ka e 21 ka, legati rispettivamente all'obliquità e alla precessione. Queste variazioni non agiscono però in modo lineare: il ciclo di circa 100 ka, dominante nel tardo Pleistocene, richiede amplificazioni e feedback interni al sistema climatico, inclusi ghiacci, albedo, oceani e CO₂ (Berger et al., 2013). In questo contesto, come evidenziato da Bertini (2010), la penisola italiana ha giocato un ruolo cruciale come rifugio e corridoio di migrazione,

contribuendo alla persistenza e alla successiva ricolonizzazione nel continente di numerosi taxa arborei. Va a questo proposito osservato che rispetto agli altri continenti boreali le glaciazioni hanno determinato in Europa una maggiore perdita di taxa arborei determinando così una semplificazione della composizione delle foreste (Donders et al., 2021). Gli endemismi rinvenibili nell'area mediterranea hanno solo in parte compensato questa perdita di biodiversità di alberi (e anche di vertebrati) che caratterizza nel complesso la storia naturale del Quaternario in Europa.

La palinologia ha un ruolo centrale in questa ricostruzione, perché consente di seguire nel tempo le variazioni della copertura e composizione vegetale attraverso i granuli pollinici conservati nei sedimenti lacustri, marini o palustri. Gli studi di sintesi sulla vegetazione mediterranea mostrano che, dopo il medio Olocene, l'aumento dell'aridità, le oscillazioni climatiche e l'impatto umano diventano fattori sempre più intrecciati e spesso difficili da distinguere (Sadori et al., 2013). Questo punto è essenziale per le scienze forestali: una riduzione della copertura forestale può dipendere da siccità, incendi, pascolo, taglio del bosco o da più cause concomitanti che possono condurre a un degrado degli ecosistemi. La sola curva del polline non basta sempre a separare questi fattori, ed è quindi necessario integrare dati pollinici, microcarboni, indicatori geochimici, archeologia e fonti storiche per capire le cause e i tempi di ripristino della funzionalità ecosistemica.

La prospettiva paleoecologica è quindi utile non solo per ricostruire "com'era" il paesaggio, ma anche per capire come le foreste abbiano risposto in passato a condizioni climatiche diverse da quelle attuali e ai diversi disturbi naturali e antropici. Essa permette di individuare taxa resilienti, aree di rifugio, soglie (*tipping points*) oltre le quali la copertura forestale in certi ambienti ecologicamente difficili non si

ricostituisce facilmente, e casi in cui l'abbandono del territorio ha consentito processi di rigenerazione spontanea di foreste come nelle aree interne dopo la peste nera (Izdebski et al., 2022; Piovesan et al., 2026). In questo senso, ricostruire la storia della vegetazione non è un esercizio retrospettivo, ma diviene un'analisi propedeutica alla gestione forestale sostenibile con particolare riferimento alla pianificazione ecologica del territorio e ai temi strategici della conservazione e ripristino della natura in un'area hotspot del cambiamento climatico.

2. DINAMICHE FORESTALI PLEISTOCENICHE: RIFUGI, PERDITE E RESILIENZA

Le prove provenienti dal Lago di Ocrida (Sadori et al., 2016b; Donders et al., 2021), tra Albania e Macedonia del Nord, sono particolarmente importanti perché questo archivio lacustre costituisce una delle sequenze più lunghe e continue d'Europa. Il record pollinico documenta la storia della vegetazione per 1,36 milioni di anni e mostra che il bacino ha funzionato come rifugio per alberi temperati e termofili durante numerosi cicli glaciali e interglaciali. Nelle fasi più antiche, la vegetazione era più ricca di taxa relitti e la componente erbacea era meno sviluppata; successivamente, con l'instaurarsi di una vegetazione steppica più persistente e con l'intensificazione dei cicli glaciali, la diversità arborea diminuì. Il primo grande declino della ricchezza arborea è collocato intorno a 0,94 milioni di anni fa, quando fasi caratterizzate da una vegetazione erbacea xerotollerante indicano l'aridità come fattore critico per la sopravvivenza delle popolazioni arboree.

In questo quadro, le dinamiche forestali pleistoceniche devono essere interpretate come risposte ecologiche a forzanti climatiche che agiscono su scale temporali diverse. Le variazioni dell'obliquità, con periodicità principale

di circa 41.000 anni (41 ka), modificano soprattutto il contrasto stagionale alle alte latitudini, mentre la precessione, modulata dall'eccentricità, influenza la distribuzione stagionale dell'insolazione e, quindi, la forza relativa delle stagioni. La teoria di Milankovitch, ripresa e formalizzata nei modelli di Berger et al. (2013), sottolinea in particolare l'importanza dell'insolazione estiva alle alte latitudini dell'emisfero nord: estati fresche riducono la fusione della neve e favoriscono l'espansione dei ghiacci, innescando feedback di albedo che amplificano il raffreddamento.

Questo dato è fondamentale per comprendere il Mediterraneo come regione rifugio, ma anche come regione vulnerabile. Il concetto di rifugio non implica stabilità permanente: indica piuttosto la possibilità di sopravvivenza locale di popolazioni arboree durante fasi sfavorevoli nella maggior parte del continente, grazie a condizioni topografiche, idrologiche o meso/microclimatiche favorevoli. Nel caso del Lago di Ocrida, una così voluminosa massa d'acqua lacustre in un contesto montano, ha probabilmente attenuato gli effetti climatici estremi di aridità e termicità, consentendo la persistenza di taxa arborei anche durante fasi glaciali. Tuttavia, l'aridità prolungata e l'aumento dell'ampiezza dei cicli glaciali hanno progressivamente ridotto la diversità delle specie nelle foreste.

La progressiva semplificazione delle dendrofore forestali europee è confermata anche dalle sintesi sulla scomparsa quaternaria di piante arboree anche in altre aree dell'Europa meridionale (Magri et al., 2017). Alberi dei generi *Carya*, *Pterocarya*, *Liquidambar*, *Tsuga*, *Cathaya* e *Cedrus*, oggi completamente assenti dall'Europa, e *Zelkova*, sopravvissuta solo in stazioni relitte molto localizzate, indicano che le foreste pleistoceniche erano più ricche (anche dal punto di vista della fauna vertebrata) e strutturalmente diverse rispetto a quelle

attuali. La loro scomparsa non fu un unico evento, ma un processo graduale, con tempi e modalità differenti da regione a regione. È quindi scorretto immaginare le foreste mediterranee attuali come comunità in equilibrio e “complete”: esse sono il risultato di una lunga selezione climatica, nella quale hanno prevalso taxa frugali e rustici capaci di tollerare maggiore stagionalità, siccità estiva, suoli a scarsa fertilità e disturbi ripetuti.

Per la gestione forestale questo impoverimento di specie arboree implica un punto chiave: la resilienza osservata nelle foreste mediterranee è il risultato di un lungo processo di adattamento come risulta ben evidente, ad esempio, nel genere *Abies* e *Quercus* (Follieri et al., 1998; Tinner et al., 2013). Alcune comunità hanno resistito per millenni grazie alla presenza di rifugi e alla capacità di ricolonizzazione, ma diversi taxa che non hanno avuto la capacità di rispondere e adattarsi sono scomparsi quando le condizioni climatiche hanno superato soglie critiche. La storia pleistocenica suggerisce quindi che, nel Mediterraneo, la sopravvivenza a lungo termine delle foreste non dipende soltanto dalla temperatura media, ma anche dalla stagionalità dell'insolazione, dalla disponibilità idrica e dalla capacità dei sistemi orografici posti in prossimità del mare di attenuare gli effetti delle fasi fredde e/o aride. La presenza di rilievi vicino alla costa crea condizioni più umide, più fresche e più variabili rispetto alle aree pianeggianti circostanti, permettendo la sopravvivenza di popolazioni forestali anche durante fasi climatiche sfavorevoli. Nel Mediterraneo questo effetto è particolarmente importante per diversi motivi. Le masse d'aria umida provenienti dal mare, quando incontrano i rilievi, sono costrette a salire: raffreddandosi, condensano e producono precipitazioni orografiche che vanno ad alleviare la siccità estiva. Infatti, questo meccanismo aumenta la disponibilità idrica sui versanti esposti ai venti umidi. Inoltre, i rilievi

creano una forte diversità di microambienti in spazi ridotti: versanti esposti a nord più freschi e umidi, valloni ombrosi, impluvi, quote intermedie e aree riparate possono funzionare come micro-rifugi.

3. L'OLOCENE: RICOLONIZZAZIONE FORESTALE E COSTRUZIONE DEL PAESAGGIO MEDITERRANEO

Con l'inizio dell'Olocene, la vegetazione mediterranea rispose rapidamente al miglioramento climatico postglaciale, ma con traiettorie differenziate tra regioni. Nel Lazio settentrionale, il record del Lago di Mezzano (Sadori, 2018) documenta all'incirca gli ultimi 15.300 anni e mostra una sequenza continua di trasformazioni: dalla fine dell'ultima fase glaciale, con oscillazioni stadiali e interstadiali, si passa a foreste miste di querce decidue a partire da circa 11.000 anni dal presente (con il presente fissato al 1950), quindi a una maggiore importanza del faggio intorno a 9.000 anni fa e successivamente allo sviluppo di alneti a partire da circa 7.000 anni fa. Il paesaggio forestale attuale, profondamente modificato - nella struttura e composizione - e frammentato dall'uomo, è dunque l'ultimo esito di una lunga dinamica forestale con un aumento della pressione antropica negli ultimi millenni per cui oggi non osserviamo quale sarebbe stata la vegetazione olocenica in assenza della crescente forzante antropica.

Un elemento particolarmente rilevante per la conservazione e il ripristino degli ecosistemi forestali è la documentazione, al Lago di Mezzano, della coesistenza durante il cosiddetto *optimum* termico olocenico tra *Fagus sylvatica*, specie oggi associata a condizioni fresche e relativamente umide, e querce sempreverdi come *Quercus ilex*, tipiche di ambienti mediterranei più caldi e aridi. Lo studio ad alta risoluzione di Beffa et al. (2025) mostra che tra

8.450 e 7.050 anni fa, i cambiamenti vegetazionali furono inizialmente guidati soprattutto dal clima; il faggio si diffuse nei boschi misti di querce decidue in risposta a una riduzione della stagionalità, mentre dopo circa 8.200 anni fa *Quercus ilex* aumentò in un contesto di condizioni più calde. La coesistenza di faggete e leccete, oggi molto rara (Sabini, Aspromonte, Pollino) indica che microclimi locali, esposizione, umidità dei versanti e condizioni delle caldere potevano sostenere comunità forestali (di transizione tra il bioma temperato freddo e quello mediterraneo) oggi quasi scomparse a causa delle pressioni antropiche sul bosco.

Oggi, questi risultati paleoecologici hanno un particolare valore applicativo in riferimento alla legge sul ripristino della natura: la distribuzione attuale delle specie non coincide necessariamente con tutto il loro areale. Alcune specie possono aver occupato in passato territori dove oggi sono divenute rare e frammentate, mentre altre possono essersi espanse grazie ad una gestione che ne ha favorito la diffusione. Per questo motivo, le ricostruzioni paleoecologiche possono aiutare a distinguere tra assenza naturale, assenza dovuta al superamento di limiti climatici recenti e assenza prodotta da una lunga pressione antropica. Dove è ancora oggi possibile, ricostruire comunità forestali articolate, vetuste e biodiverse diviene quindi la migliore assicurazione per ecosistemi resilienti di fronte ai cambiamenti climatici.

Tuttavia, in alcune regioni più aride il compito della ricostituzione forestale rimane a tutt'oggi una grande sfida. In Sicilia, il Lago di Pergusa (Sadori & Narcisi, 2001) fornisce un archivio essenziale per comprendere la storia ambientale postglaciale dell'isola. Il record mostra che la transizione verso condizioni più umide iniziò prima di 11.000 anni fa, che le condizioni più umide del postglaciale si collocano circa tra 9.000 e 7.500 anni fa, e che successivamente iniziò una tendenza verso l'a-

ridificazione, culminata in condizioni molto secche intorno a 3.000 anni fa. Un impatto umano inequivocabile sulla vegetazione è riconosciuto a partire da circa 2.800 anni fa, anche se forme precedenti di uso del suolo non possono essere escluse.

Il Mediterraneo centrale registra inoltre eventi climatici bruschi, tra cui il cosiddetto evento di 4.200 anni fa. La sintesi di Bini et al. (2019) evidenzia che tra circa 4.300 e 3.800 anni fa molte aree mediterranee sperimentarono condizioni più aride, soprattutto in inverno, anche se il segnale non fu uniforme in tutto il bacino. Gli stessi autori sottolineano l'eterogeneità regionale e le incertezze cronologiche, elementi che impongono prudenza nell'associare automaticamente questo evento a trasformazioni vegetazionali locali.

4. FUOCO, BIOMASSA E USO DEL SUOLO

Il fuoco è un componente importante delle dinamiche negli ecosistemi mediterranei, ma la sua interpretazione richiede cautela. Non può essere considerato sempre e solo un fattore naturale, né sempre e solo un prodotto dell'uomo. I microcarboni nei sedimenti lacustri sono un *proxy* utile per ricostruire i regimi di incendio, perché consentono di stimare la presenza di combustioni passate e di confrontarle con le variazioni della vegetazione registrate dal polline. Gli studi su Pergusa mostrano che la relazione tra fuoco, clima e vegetazione varia nel tempo: nel medio Olocene il rapporto tra attività degli incendi e clima appare più forte, mentre dopo circa 4.000-3.000 anni fa l'influenza umana diventa crescente (Sadori et al., 2015).

Nel caso siciliano, il fuoco non deve essere interpretato semplicemente come distruzione di un ecosistema. In alcune fasi, può aver favorito l'apertura del paesaggio, il pascolo e la genesi dei paesaggi culturali. Tuttavia,

quando la frequenza degli incendi aumenta in contesti di aridità e forte pressione antropica, il fuoco può contribuire al degrado degli ecosistemi, determinando perdita di suolo, riduzione della capacità di rigenerazione forestale e trasformazione duratura delle comunità vegetali da foreste a macchie, garrighe e steppe. È quindi più corretto parlare di regimi di fuoco e di uso del fuoco, piuttosto che di incendi in senso generico.

Anche a Mezzano, il rapporto tra fuoco e uso del territorio cambia nel tempo (Sadori, 2018). Le analisi recenti (Beffa et al., 2025) indicano che dopo circa 7.450 anni fa l'aumento di indicatori di coltivazione, disturbo, pascolo e funghi coprofilo è associato a una crescita delle attività umane e a un'apertura della vegetazione forestale. Lo studio collega queste trasformazioni a pratiche come taglio, incendio, pascolo, con effetti anche sulla dinamica del lago e sull'erosione.

Il fuoco ha fatto parte della storia ecologica mediterranea e delle pratiche colturali che hanno generato il paesaggio attuale con ampi tratti di ambienti forestali degradati. L'attuale combinazione di abbandono rurale, accumulo di biomassa nei boschi, cambiamento climatico crea condizioni e dinamiche vegetazionali diverse da quelle del passato. Se da un lato il *rewilding* delle aree più remote porterà a foreste vetuste più resistenti agli incendi, nelle aree di interfaccia con i centri abitati la gestione del rischio degli incendi rappresenta una vera e propria sfida culturale a cui non si può rispondere con pratiche antiche o con tecniche applicate in altre regioni del pianeta.

5. OLIVO, PAESAGGIO AGRICOLO E RETI CULTURALI

L'olivo è uno dei simboli più forti del paesaggio mediterraneo, ma la sua diffusione

non può essere interpretata come un semplice effetto del clima. Il record di Pantano Grande, nell'area dello Stretto di Messina, mostra una presenza importante di polline di *Olea* già a partire da circa 3.700 anni fa. Palli et al. (2025) interpretano questa evidenza come la più antica indicazione, finora disponibile per l'Italia, di propagazione dell'olivo guidata dall'uomo. Gli autori sottolineano tuttavia che il dato pollinico non permette di distinguere direttamente forme domestiche da forme selvatiche selezionate o favorite dall'uomo.

L'interpretazione proposta per Pantano Grande è culturale ed ecologica insieme. L'area di Messina si trovava lungo una rotta di transito strategica e gli scambi con il mondo egeo, miceneo e cipriota possono aver favorito l'uso e la propagazione dell'olivo già nell'età del Bronzo. L'olivo poteva essere sfruttato per frutti, legno e foraggio, e la sua espansione avrebbe modificato la composizione della vegetazione arborea naturale.

Un punto importante riguarda il confronto tra Pantano Grande e il Lago di Pergusa. Dopo la deposizione del tefra FL dell'Etna, detto tefra dei Sicani, il polline di *Olea* diminuisce drasticamente a Pantano Grande, mentre a Pergusa, più a ovest e in una zona al di fuori dell'area di distribuzione naturale dell'olivo, si registra un aumento significativo. Gli autori collegano questo quadro alla possibilità di spostamenti di popolazioni dalla Sicilia orientale verso occidente, ipotesi coerente con la tradizione antica sulla migrazione dei Sicani riportata da Diodoro Siculo, ma da formulare con prudenza come interpretazione storico-paleoecologica, non come dimostrazione diretta.

L'olivo è quindi un indicatore duplice. È ecologico, perché legato ad ambienti mediterranei aperti, aridi e termofili; ma è anche culturale, perché la sua diffusione dipende da scelte economiche, reti di scambio, tecniche

produttive, continuità di gestione e pressioni ambientali. Questo è un caso emblematico per chi oggi è chiamato a gestire non solo il patrimonio forestale ma anche quello di antichi alberi da frutto. Molti paesaggi oggi percepiti come tradizionali del Mediterraneo sono in realtà il prodotto di lunghi processi di selezione, coltivazione e gestione a partire da una “matrice” naturale spesso difficilmente ricostruibile sulla base della vegetazione attuale.

6. PAESAGGI STORICI, *REWILDING* E *LEGACIES* FORESTALI

Per gli ultimi millenni, la separazione tra dinamiche climatiche e dinamiche sociali diventa particolarmente complessa. Gli studi di ecologia storica condotti nel bacino di Rieti e in altre aree appenniniche mostrano che le trasformazioni della vegetazione possono essere comprese solo integrando dati paleoecologici, fonti storiche e contesto socioeconomico. Mensing et al. (2018) propongono un approccio di “consilienza”, cioè di convergenza tra discipline diverse, per ricostruire le eredità di uso del suolo e distinguere meglio il ruolo relativo di clima, pressioni demografiche, istituzioni e gestione.

Nel bacino di Rieti, tra 850 e 900 d.C. (Mensing et al., 2018), la riorganizzazione fondiaria sotto l'influenza del monastero di Farfa è associata a una gestione più intensa del territorio e a una perdita significativa di foresta naturale per attività agricole. Al contrario, nel Pollino, tra 1050 e 1100 d.C. Mensing et al. (2020) suggeriscono che la conquista normanna sembra aver favorito la trasformazione di un paesaggio deforestato in una foresta di abete gestita per la produzione di legname da costruzione. Questi esempi mostrano che in Appennino lo stesso contesto climatico, come l'Anomalia Climatica Medievale, non produce necessariamente gli stessi effetti: le traiettorie

dipendono dalle realtà locali, dall'economia e dagli obiettivi della gestione. Uno studio recente sulla riespansione del leccio a Montecristo e della rovere in Aspromonte evidenzia, infatti, come le diverse dinamiche di insediamento dopo il crollo demografico causato dalla peste nera del 1347 possano essere il risultato di un intreccio complesso tra gli impatti antropici durante il Medioevo e i diversi condizionamenti ambientali tra le due stazioni (Piovesan et al., 2026).

Il caso del *rewilding* successivo alla Peste Nera è particolarmente rappresentativo. Nel bacino di Rieti, tra il 1350 e 1400 d.C., si registra un rapido ritorno dei principali tipi forestali, una riduzione degli habitat aperti da pascolo, una diminuzione dell'erosione e un calo degli indicatori legati agli animali al pascolo. Il cambiamento appare molto rapido, nell'ordine di 20-40 anni. Un esempio di ripresa forestale è riconosciuto anche al Lago di Pergusa durante la Piccola Età Glaciale. La Sicilia centrale, colpita dalla crisi demografica successiva alla Peste Nera, mostra una ripresa della vegetazione forestale spontanea; al contrario, in una fase climaticamente umida come quella tardo-antica, l'intensità dell'uso del territorio per coltivi e pascoli impedì una rigenerazione comparabile della vegetazione forestale (Sadori et al., 2016a).

La Peste Nera, tuttavia, non ebbe effetti uniformi in tutta Europa. Lo studio di big data palaeoecologici di Izdebski e colleghi (2022) utilizza 1.634 livelli pollinici da 261 siti di 19 paesi europei per valutare le conseguenze demografiche e paesaggistiche della pandemia. Il risultato principale è che l'impatto fu fortemente eterogeneo: devastante in alcune regioni, trascurabile o non evidente in altre. Questa eterogeneità dipese da fattori culturali, ecologici, economici, sociali e climatici.

Per il ripristino della natura, questi esempi sono centrali. Il *rewilding* non è un pro-

cesso lineare né un ritorno identico a una foresta precedente. Dipende dalla presenza di propaguli, dalla continuità di alberi residui, dal tipo di uso del suolo precedente, dal clima e, anche, dalle pressioni successive. Inoltre, le foreste che si ricostituiscono dopo l'abbandono possono essere diverse da quelle scomparse, sia nella composizione sia nella struttura.

7. CONCLUSIONI

Il paesaggio mediterraneo attuale è il risultato di una lunga coevoluzione tra clima, vegetazione e società umane. I dati paleoecologici mostrano che le foreste mediterranee hanno attraversato fasi di espansione, contrazione, trasformazione e perdita di diversità, e che la loro composizione attuale è solo una, spesso semplificata, delle molte configurazioni possibili assunte nel tempo. Il ripristino degli ecosistemi forestali verso stadi vetusti deve quindi tener conto della loro storia segnata da selezione climatica, estinzioni regionali, pressione antropica e fasi di recupero. Come schematizzato nella figura 1, le condizioni di riferimento devono quindi essere considerate plurime e dinamiche: esse cambiano a seconda della scala temporale scelta, del contesto climatico, geopedologico e dell'intensità dell'impatto umano.

– *Vulnerabilità all'aridità.* I record pleistocenici indicano che la sopravvivenza a lungo termine degli alberi mediterranei è stata fortemente condizionata dalla disponibilità idrica. Le fasi di aridità intensa hanno ridotto la diversità arborea, favorito ambienti aperti e contribuito alla scomparsa di taxa sensibili. In uno scenario di riscaldamento globale, non è quindi sufficiente considerare l'aumento della temperatura media: occorre valutare stagionalità delle piogge, durata della siccità estiva, stress idrico cumulativo e frequenza degli eventi estremi.

La teoria astronomica dei paleoclimi fornisce la cornice fisica entro cui leggere queste trasformazioni. Le foreste mediterranee non hanno risposto a un semplice alternarsi di "freddo" e "caldo", ma a cambiamenti nella distribuzione stagionale dell'energia solare, amplificati da feedback climatici interni. Questo significa che anche nel futuro la risposta forestale non dipenderà solo dall'aumento della temperatura media, ma dall'interazione tra stagionalità, durata della siccità estiva, disponibilità idrica, regimi di disturbo (naturali e antropici) e concentrazione atmosferica di CO₂. Ad esempio, Berger et al. (2013) sottolineano che, poiché nei prossimi millenni la distribuzione stagionale e latitudinale dell'insolazione cambierà poco, i gas serra avranno un ruolo proporzionalmente sempre più importante nel determinare l'evoluzione climatica futura.

– *Concetto di baseline.* Per chi si occupa di foreste attuali il passato non offre un'unica condizione di riferimento. Esistono molte baseline possibili dipendenti dalla scala temporale: pleistoceniche, oloceniche, preistoriche, romane, medievali, preindustriali. Ognuna riflette condizioni climatiche e pressioni antropiche diverse. Usare la paleoecologia significa scegliere baseline realistiche e dichiarate, non idealizzate. In alcuni casi, una comunità oggi rara, come quella della coesistenza tra faggio e leccio in aree favorevoli, può indicare un potenziale ecologico dimenticato particolarmente resiliente ai cambiamenti globali; in altri casi, una copertura forestale apparentemente naturale può essere il prodotto di secoli di gestione.

– *Il ruolo dell'uomo.* Le società mediterranee non hanno semplicemente degradato le foreste, ma le hanno trasformate in modi diversi: con il pascolo, il fuoco, il taglio, la coltivazione, la diffusione dell'olivo e del castagno, la produzione di legname e l'abban-

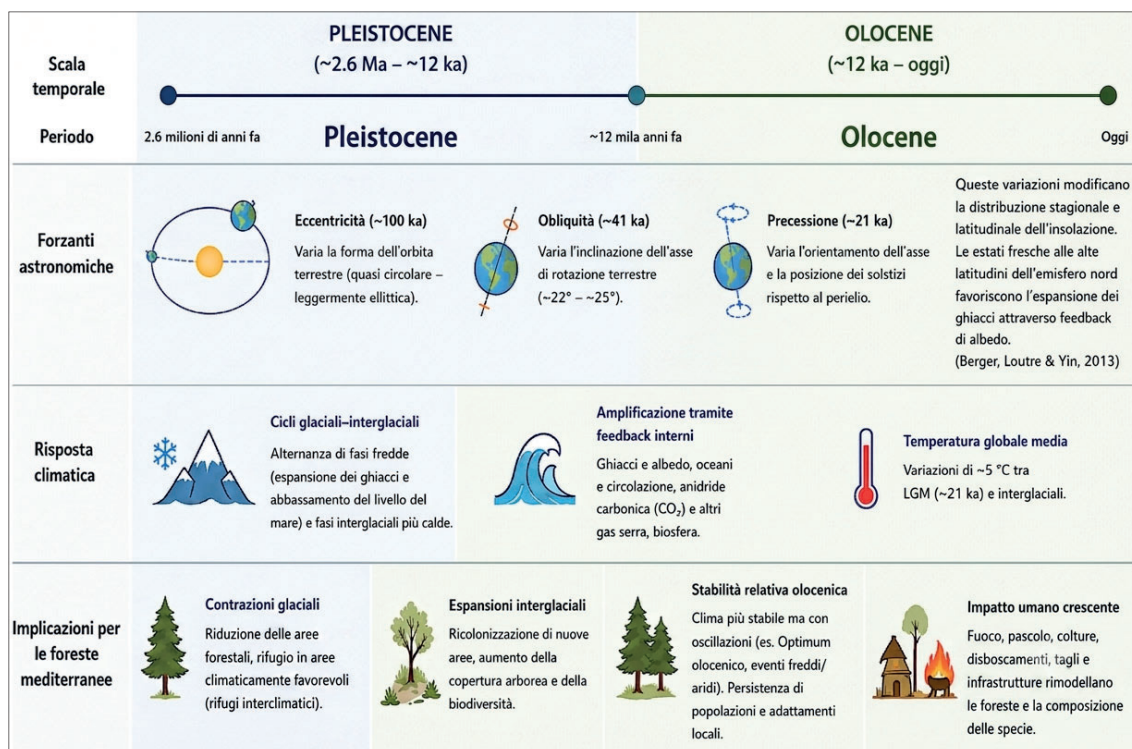


Figura 1 - Schema concettuale delle relazioni tra forzanti orbitali, feedback climatici, fattori regionali e dinamiche della vegetazione mediterranea. Le variazioni di precessione, obliquità ed eccentricità modificano la distribuzione stagionale dell'insolazione e contribuiscono, insieme a feedback climatici quali CO₂, ghiacci, albedo e oceani, all'alternanza tra fasi glaciali e interglaciali. Nel Mediterraneo, queste oscillazioni hanno prodotto contrazioni ed espansioni delle foreste, persistenza in rifugi, ricolonizzazioni postglaciali e, nell'Olocene medio-tardo e negli ultimi millenni, una crescente interazione con aridificazione, fuoco, uso del suolo, pascolo, colture arboree e rinaturalizzazione locale. La figura evidenzia tre implicazioni per la gestione forestale: adottare condizioni di riferimento dinamiche, riconoscere resilienza e soglie ecologiche, integrare clima, disturbo, uso del suolo e memoria ecologica (figura elaborata con il supporto dell'intelligenza artificiale generativa, mediante ChatGPT e Gemini, sulla base dei lavori citati nel testo).

dono. Alcune trasformazioni hanno ridotto la biodiversità e la complessità strutturale; altre hanno creato mosaici paesaggistici ad alta diversità. La distinzione tra naturale e antropico è quindi spesso troppo rigida per descrivere il paesaggio del Mediterraneo.

- *Il rewilding*. Gli esempi medievali mostrano che la riduzione della pressione umana può produrre in alcuni contesti una rapida ripresa forestale, ma non necessariamente un ritorno allo stato precedente. Il *rewilding* va quindi inteso come processo dinamico, dipendente dalle condizioni iniziali, dalla

memoria ecologica del paesaggio e dalla disponibilità di specie sorgente. Per essere efficace, il deve essere accompagnato da una gestione attenta del rischio di incendio nelle aree di interfaccia con i centri urbani e da una pianificazione ecologica capace di coniugare l'agricoltura e la selvicoltura sostenibile, la coesistenza degli animali domestici e della fauna selvatica lasciando più spazio ai processi naturali non solo in aree remote.

Infine, la paleoecologia insegna che la conservazione della natura e, in particolare la

gestione forestale sostenibile deve essere storicamente informata e orientata al futuro. Le foreste mediterranee sono resilienti, ma non all'infinito; possono recuperare dopo crisi demografiche o abbandoni, ma si possono anche superare soglie oltre le quali la rigenerazione diventa difficile come dimostrano alcuni versanti meridionali denudati della montagna mediterranea. Integrare polline, microcarboni, dati geochimici, archeologia e fonti storiche consente di riconoscere queste soglie e di pianificare soluzioni più realistiche. In un Mediterraneo sempre più caldo e soggetto a siccità prolungate, la conoscenza della storia della vegetazione non è un lusso accademico: è una condizione necessaria per pianificare e gestire foreste vive, dinamiche e capaci di adattarsi.

Ringraziamenti

Questa sintesi trae origine dalle attività scientifiche e dalle discussioni sviluppate nell'ambito del Progetto dell'Unione Europea - NextGenerationEU, finanziato tramite il Ministero dell'Università e della Ricerca nell'ambito del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), Missione 4, Componente 2, Investimento 1.4, Progetto CN00000033 - National Biodiversity Future Center (NBFC), Sapienza CUP B83C22002950007.

RIASSUNTO

Il paesaggio vegetale mediterraneo attuale è il risultato di una lunga "coevoluzione" tra clima, vegetazione, fauna e attività umane. Durante il Quaternario, le oscillazioni glaciali e interglaciali, legate alle variazioni orbitali di eccentricità, obliquità e precessione e amplificate da feedback climatici, hanno determinato contrazioni ed espansioni delle foreste che, nonostante la persistenza di taxa arborei in aree rifugio, hanno causato una progressiva perdita di diversità forestale. Il Mediterraneo, e in particolare la penisola italiana e i Balcani, ha svolto un ruolo importante come rifugio e corridoio di rico-

lonizzazione, in un'area tuttavia vulnerabile all'aridità e alla stagionalità climatica. Con l'Olocene, la ricolonizzazione forestale fu rapida ma differenziata: in Italia centrale si espansero querceti decidui, faggete e alneti, mentre in Sicilia centrale una prima fase umida forestale postglaciale con querceti decidui e sempreverdi fu seguita da progressiva aridificazione fin da 8000 anni fa. In tutta l'area, dal medio-tardo Olocene, l'impatto umano divenne sempre più rilevante: fuoco, pascolo, agricoltura, taglio del bosco e colture arboree, come l'olivo, trasformarono profondamente la struttura e la composizione dei paesaggi. Tuttavia, nuclei di boschi vetusti e alberi antichi rappresentano ancora oggi un tratto caratterizzante del paesaggio mediterraneo sia negli ambiti culturali sia in quelli più remoti con maggiori caratteri di vetustà. Per la gestione forestale contemporanea, i dati paleoecologici mostrano che non esiste un'unica condizione naturale di riferimento (baseline naturale) da ripristinare. Le foreste mediterranee sono nel complesso ecosistemi culturali, per cui la loro storia ne condiziona la dinamica anche in assenza delle attività antropiche; la loro gestione deve considerare memoria ecologica, soglie di resilienza, disturbi naturali e antropici, fertilità dei suoli e disponibilità idrica, nonché gli scenari climatici futuri.

BIBLIOGRAFIA

- Beffa, G., Gobet, E., Coşgun, S., Dotta, R., Hächler, L., Morlock, M. A., Sadori, L., Schläfli, P., Schwörer, C., van Vugt, L., Vogel, H., Zander, P. D., Grosjean, M., & Tinner, W. (2025). Causes of co-existence of cool-temperate *Fagus* and warm-loving evergreen *Quercus* forests in central Italy during the Holocene thermal maximum. *Forest Ecosystems*, 14, 100345. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2025.100345>
- Berger, A., Loutre, M.-F., & Yin, Q. Z. (2013). Astronomical theory of paleoclimates. In S. A. Elias & C. J. Mock (Eds.), *Encyclopedia of Quaternary Science* (2nd ed., pp. 136–141). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53643-3.00022-4>
- Bertini, A. (2010). Pliocene to Pleistocene palynoflora and vegetation in Italy: State of the art. *Quaternary International*, 225, 5–24. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2010.04.025>
- Bini, M., Zanchetta, G., Perşoiu, A., Cartier, R., Català, A., Cacho, I., Dean, J. R., Di Rita, F., Drysdale, R. N., Finné, M., Isola, I., Jalali, B., Lirer, F., Magri, D., Masi, A., Marks, L., Mercuri, A. M., Peyron,

- O., Sadori, L., Sicre, M.-A., Welc, F., Zielhofer, C., & Brisset, E. (2019). The 4.2 ka BP Event in the Mediterranean region: An overview. *Climate of the Past*, 15, 555–577. <https://doi.org/10.5194/cp-15-555-2019>
- Donders, T. H., Panagiotopoulos, K., Koutsodendris, A., Bertini, A., Mercuri, A. M., Masi, A., Combourieu-Nebout, N., Joannin, S., Kouli, K., Kousis, I., Peyron, O., Torri, P., Florenzano, A., Francke, A., Wagner, B., & Sadori, L. (2021). 1.36 million years of Mediterranean forest refugium dynamics in response to glacial-interglacial cycle strength. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(34), e2026111118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2026111118>
- Follieri, M., Giardini, M., Magri, D., & Sadori, L. (1998). Palynostratigraphy of the last glacial period in the volcanic region of central Italy. *Quaternary International*, 47–48, 3–20. [https://doi.org/10.1016/S1040-6182\(97\)00065-7](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(97)00065-7)
- Izdebski, A., Guzowski, P., Poniat, R., Masci, L., Palli, J., Vignola, C., Bauch, M., Coccozza, C., Fernandes, R., Ljungqvist, F. C., Newfield, T., Seim, A., Abel-Schaad, D., Alba-Sánchez, F., Björkman, L., Brauer, A., Brown, A., Czerwiński, S., Ejarque, A., ... & Masi, A. (2022). Palaeoecological data indicates land-use changes across Europe linked to spatial heterogeneity in mortality during the Black Death pandemic. *Nature Ecology & Evolution*, 6, 297–306. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01652-4>
- Magri, D., Di Rita, F., Aranbarri, J., Fletcher, W., & González-Sampériz, P. (2017). Quaternary disappearance of tree taxa from Southern Europe: Timing and trends. *Quaternary Science Reviews*, 163, 23–55. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2017.02.014>
- Mensing, S., Schoolman, E. M., Palli, J., & Piovesan, G. (2020). A consilience-driven approach to land use history in relation to reconstructing forest land use legacies. *Landscape Ecology*, 35, 2645–2658. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01079-5>
- Mensing, S. A., Schoolman, E. M., Tunno, I., Noble, P. J., Sagnotti, L., Florindo, F., & Piovesan, G. (2018). Historical ecology reveals landscape transformation coincident with cultural development in central Italy since the Roman Period. *Scientific Reports*, 8, 2138. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20286-4>
- Palli, J., Fiolna, S., Bini, M., Cappella, F., Izdebski, A., Masi, A., Mensing, S., Nigro, L., Piovesan, G., Sadori, L., & Zanchetta, G. (2025). The human-driven ecological success of olive trees over the last 3700 years in the Central Mediterranean. *Quaternary Science Reviews*, 356, 109313. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2025.109313>
- Piovesan, G., Baliva, M., Biondi, F., Palli, J., Calcagnile, L., Chiarucci, A., ..., & Cannon, C. H. (2026). Ancient oaks reveal rewilding of Mediterranean forests after the Black Death. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 123(24), e2529341123. <https://doi.org/10.1073/pnas.2529341123>
- Sadori, L. (2018). The Lateglacial and Holocene vegetation and climate history of Lago di Mezzano (central Italy). *Quaternary Science Reviews*, 202, 30–44. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2018.09.004>
- Sadori, L., Bertini, A., Combourieu-Nebout, N., Kouli, K., Mariotti Lippi, M., Roberts, N., & Mercuri, A. M. (2013). Palynology and Mediterranean vegetation history. *Flora Mediterranea*, 23, 141–156. <https://doi.org/10.7320/FlMedit23.141>
- Sadori, L., Giraudi, C., Masi, A., Magny, M., Ortu, E., Zanchetta, G., & Izdebski, A. (2016a). Climate, environment and society in southern Italy during the last 2000 years. A review of the environmental, historical and archaeological evidence. *Quaternary Science Reviews*, 136, 173–188. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2015.09.020>
- Sadori, L., Koutsodendris, A., Panagiotopoulos, K., Masi, A., Bertini, A., Combourieu-Nebout, N., Francke, A., Kouli, K., Joannin, S., Mercuri, A. M., Peyron, O., Torri, P., Wagner, B., Zanchetta, G., Sinopoli, G., & Donders, T. H. (2016b). Pollen-based paleoenvironmental and paleoclimatic change at Lake Ohrid during the past 500 ka. *Biogeosciences*, 13, 1423–1437. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1423-2016>
- Sadori, L., Masi, A., & Ricotta, C. (2015). Climate-driven past fires in central Sicily. *Plant Biosystems*, 149(1), 166–173. <https://doi.org/10.1080/11263504.2014.992996>
- Sadori, L., & Narcisi, B. (2001). The Postglacial record of environmental history from Lago di Pergusa, Sicily. *The Holocene*, 11(6), 655–670. <https://doi.org/10.1191/09596830195681>
- Tinner, W., Colombaroli, D., Heiri, O. M., Henne, P. D., Steinacher, M., Untenecker, J., Vescovi, E., Allen, J. R. M., Carraro, G., Conedera, M., Joos, F., Lotter, A. F., Luterbacher, J., Samartin, S., & Valsecchi, V. (2013). The past ecology of *Abies alba* provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. *Ecological Monographs*, 83(4), 419–439. <https://doi.org/10.1890/12-2231.1>



Old-growth forests of the Pollino National Park: biodiversity, structural complexity, and adaptive conservation - The “Old Growth For. Pollino” project

I boschi vetusti del Parco Nazionale del Pollino tra biodiversità, complessità strutturale e conservazione adattiva: il progetto “Old Growth For. Pollino”

Francesco Ripullone ^{(a)(*)} - Vittoria Marchianò ^(b) - Danilo Travascia ^(a) - Liliana Bernardo ^(c)
Maurizio Biondi ^(d) - Marco Borghetti ^(a) - Michele Colangelo ^(a) - Salvatore Digilio ^(e)
Domenico Gargano ^(c) - Emanuele Giuzio ^(a) - Adriana Guma ^(e) - Mattia Iannella ^(d)
Francesco Iovino ^(f) - Antonio Lapolla ^(a) - Nicodemo Passalacqua ^(c) - Cristina Potenza ^(g)
Giovanna Potenza ^(a) - Aldo Schettino ^(b) - Rosalba Rotondaro ^(c) - Pierpaolo Storino ^(h)
Salvatore Urso ^(h) - Gianluca Piovesan ⁽ⁱ⁾

^(a) Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali, Alimentari e Ambientali (DAFE), Università della Basilicata; viale dell'Ateneo Lucano 10 - 85100 Potenza, Italia.

^(b) Ente Parco Nazionale del Pollino; Santa Maria della Consolazione - 85048 Rotonda (PZ), Italia.

^(c) Dipartimento di Biologia, Ecologia e Scienze della Terra (DiBEST), Università della Calabria, 87036 Arcavacata di Rende (CS), Italia.

^(d) Dipartimento di Medicina Clinica, Sanità Pubblica, Scienze della Vita e dell'Ambiente (MESVA), Sezione Scienze Ambientali, Università degli Studi dell'Aquila; via Vetoio - 67100 L'Aquila, Italia.

^(e) Ufficio Foreste e Tutela del Territorio, Regione Basilicata; via Vincenzo Verrastro 10 - 85100 Potenza, Italia.

^(f) Accademia Italiana di Scienze Forestali; piazza Edison 11- 50133, Firenze, Italia.

^(g) Reparto Carabinieri P.N. Pollino, Via Vittorio Emanuele, 85048 - Rotonda (PZ), Italia.

^(h) Stazione Ornitologica Calabrese; contrada Colle Guarassano 129 - 87100 Cosenza, Italia.

⁽ⁱ⁾ Dipartimento di Scienze Ecologiche e Biologiche (DEB), Università della Tuscia; via S.M. in Gradi 4 - 01100 Viterbo, Italia.

^(*) Corresponding Author; francesco.ripullone@unibas.it

Abstract: Old-growth forests (OGFs) are highly natural ecosystems characterized by spontaneous regeneration dynamics, large and ancient trees, abundant deadwood in multiple decay stages, and diverse microhabitats. In Mediterranean regions, such ecosystems are rare and fragmented, yet they play a strategic role in biodiversity conservation, long-term ecological research, and climate resilience assessment. The Pollino National Park (Southern Italy) hosts one of the most significant OGF networks in the Southern Apennines. The “Old Growth For. Pollino” project updated the decadal monitoring of nine old-growth stands, characterized three newly detected forest areas, assessed structural, floristic and faunal components, and applied predictive models for old-growth classification and habitat suitability. Results highlight high structural heterogeneity in beech and mixed forests, the presence of conservation-relevant saproxylic and forest-specialist species, and a general stability or

slight increase in vegetation vigor over the past four decades. The integrated analysis confirms that Mediterranean OGF complexity cannot be reduced to structural thresholds alone but emerges from the interaction among stand structure, topography, biodiversity and disturbance legacy. The multidimensional framework adopted provides a robust basis for adaptive forest conservation strategies under climate change.

Key words: biodiversity; bioindicators; structural complexity; old-growth forests; adaptive management; Southern Apennines.

Citation: Ripullone, F., Marchianò, V., Travascia, D., Bernardo, L., Biondi, M., Borghetti, M., Colangelo, M., Digilio, S., Gargano, D., Giuzio, E., Guma, A., Iannella, M., Iovino, F., Lapolla, A., Passalacqua, N., Potenza, C., Potenza, G., Schettino, A., Rotondaro, R., ... Piovesan, G. (2026). I boschi vetusti del Parco Nazionale del Pollino tra biodiversità, complessità strutturale e conservazione adattiva: il progetto “Old Growth For. Pollino”. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 177–189. <https://doi.org/10.36253/ifm-1259>

Received: 02/04/2026 **Revised version:** 14/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. IL CONTESTO MEDITERRANEO DEI BOSCHI VETUSTI

Le foreste vetuste rappresentano, nel panorama forestale europeo, autentici “archivi viventi” dei processi ecologici di lungo periodo (Peterken 1996; Barredo et al., 2021). In questi ecosistemi si esprimono compiutamente le diverse fasi del ciclo silvogenetico, dalla rinnovazione naturale alla maturità, fino alla senescenza degli individui arborei e alla decomposizione del legno morto, processi che contribuiscono al mantenimento della biodiversità e della funzionalità ecologica del sistema forestale (Piovesan et al., 2005). La presenza simultanea di alberi plurisecolari, di legno morto in piedi e a terra, di chio-me stratificate e di una flora specializzata, legata a condizioni microclimatiche relativamente stabili, rende tali sistemi forestali veri e propri scrigni di biodiversità e modelli di riferimento per la comprensione delle dinamiche naturali del bosco (Franklin et al., 1981; Burrascano et al., 2013; Motta et al., 2022).

Le foreste vetuste sono generalmente definite come popolamenti nei quali il disturbo antropico risulta assente o minimo e in cui sono rappresentate tutte le fasi del ciclo dinamico del bosco, inclusa la senescenza naturale, con presenza significativa di necromassa in differenti classi di decomposizione e microhabitat

peculiari (Blasi et al., 2010; Burrascano et al., 2013; Motta et al., 2022). Esse svolgono un ruolo insostituibile nella conservazione della biodiversità forestale e costituiscono sistemi di riferimento per comprendere le dinamiche e i processi che regolano il funzionamento degli ecosistemi forestali, offrendo habitat per artropodi e fauna saproxilica, briofite, licheni, funghi e vertebrati forestali specialisti, oltre a contribuire alla regolazione dei cicli biogeochimici e alla fornitura di molteplici servizi ecosistemici.” (Lindenmayer & Franklin, 2002; Gilhen-Baker et al., 2022).

Nel contesto europeo, tuttavia, la lunga storia di utilizzazione forestale ha drasticamente ridotto l'estensione delle foreste ad elevata naturalità. Secondo le più recenti valutazioni, le foreste primarie o vetuste coprono meno del 3% della superficie forestale del continente (Sabatini et al., 2018; Forest Europe, 2020; Sabatini et al., 2020). In Italia, per lungo tempo si è ritenuto che la pressione antropica storica avesse quasi cancellato ogni testimonianza di vetustà forestale (Motta et al., 2022). Solo negli ultimi decenni, grazie a una rinnovata attenzione scientifica e normativa, è stato possibile identificare nuclei forestali coerenti con la definizione di *Old-Growth Forests* (Piovesan et al., 2005; Burrascano et al., 2008; Marchetti & Blasi, 2010). L'istituzione della Rete nazionale

dei boschi vetusti e la definizione delle linee guida ministeriali per la loro individuazione e gestione hanno rappresentato un passaggio fondamentale nel riconoscimento istituzionale del loro valore ecologico e culturale.

Nel contesto Mediterraneo la questione assume connotazioni peculiari. Le foreste appenniniche si sviluppano lungo gradienti altitudinali marcati, in condizioni climatiche caratterizzate da estati aride e inverni freddi alle quote superiori, con una forte variabilità interannuale delle precipitazioni (Burrascano et al., 2009; Colangelo et al., 2021). A ciò si aggiunge una lunga storia di interazioni tra fattori naturali (eventi meteorici estremi, incendi, dinamiche di schianto) e attività antropiche (pascolo, utilizzazioni etc). In tale quadro, la vetustà non può essere definita esclusivamente sulla base di soglie quantitative di necromassa o dimensioni arboree elaborate in ambiti biogeografici differenti, ma deve essere interpretata alla luce della specificità ecologica della stazione e della memoria dei disturbi. È dunque necessario adottare approcci integrati, capaci di combinare dimensioni strutturali, floristiche, topografiche e funzionali, riconoscendo la natura multidimensionale della complessità forestale.

Il Parco Nazionale del Pollino (PNP), istituito nel 1993 e attualmente il più esteso parco italiano, rappresenta uno dei contesti più significativi per lo studio delle foreste vetuste dell'Appennino meridionale. Con una superficie superiore ai 190.000 ettari distribuiti tra Basilicata e Calabria, esso comprende un ampio gradiente altitudinale e mesoclimatico, dalle leccete mediterranee di bassa quota alle faggete microterme oltre i 1.800 m s.l.m., fino alle pinete relitte di pino loricato (*Pinus heldreichii* Christ) prossime al limite superiore della vegetazione arborea. Questo mosaico forestale costituisce un laboratorio naturale di straordinario interesse per l'analisi delle dinamiche forestali in ambiente mediterraneo montano.

All'interno del Parco sono stati individuati nove nuclei forestali vetusti, tra cui le faggete di Cozzo Ferriero (Iovino et al., 2010) e Pollinello (Piovesan et al., 2019a), incluse nel sito seriale UNESCO *Ancient and Primeval Beech Forests of the Carpathians and Other Regions of Europe*, testimonianza di una lunga continuità ecologica, come dimostrato da una struttura particolarmente complessa e da numerosi faggi plurisecolari che possono superare 600 anni di età nel Pollinello. Accanto a queste si annoverano popolamenti misti di faggio e abete bianco, acerete di elevato interesse floristico, leccete a *Quercus ilex* L. e pinete vetuste di pino loricato con esemplari millenari (Piovesan et al., 2019b), che rappresentano un unicum nel panorama forestale europeo (Colangelo et al., 2021; Castellaneta et al., 2023).

In questo quadro si inserisce il progetto *Old Growth For. Pollino*, finalizzato ad aggiornare e approfondire la conoscenza dei processi strutturali, compositivi e funzionali che caratterizzano tali ecosistemi. Integrando monitoraggio di campo, analisi multivariate, strumenti di telerilevamento e modellistica ecologica, il progetto si propone di delineare un quadro dinamico della vetustà forestale nel Pollino, andando oltre una visione meramente descrittiva e fornendo basi scientifiche per una pianificazione orientata alla conservazione adattiva in un contesto climatico in evoluzione.

2. INQUADRAMENTO NORMATIVO E CONFRONTO TRA NORMA E PRASSI NEL CONTESTO DEL PARCO NAZIONALE DEL POLLINO

Il riconoscimento giuridico dei boschi vetusti in Italia è relativamente recente, ma si inserisce in un percorso scientifico e istituzionale avviato già negli anni Novanta con le prime esperienze di studio sulla naturalità forestale (De Laurentis & Piovesan, 2026). Il D.Lgs.

3 aprile 2018, n. 34 (“Testo unico in materia di foreste e filiere forestali”) ha introdotto la definizione normativa di bosco vetusto, identificandolo come una superficie forestale caratterizzata da specie autoctone coerenti con il contesto biogeografico, assenza di disturbi significativi per almeno 60 anni e presenza di processi spontanei di rigenerazione e senescenza. Il successivo Decreto ministeriale 18 novembre 2021 ha fornito le linee guida per l’identificazione, la gestione e la tutela di tali aree, mentre il Decreto MASAF 5 aprile 2023, n. 193945, ha istituito la Rete nazionale dei boschi vetusti, affidando alle Regioni il compito di individuare e proporre i siti sulla base dei criteri tecnico-scientifici definiti a livello nazionale.

Nel Parco Nazionale del Pollino, la prassi applicativa ha in parte preceduto la formalizzazione normativa. Già dal 2013 il progetto “Costituzione della rete dei boschi vetusti dei Parchi Nazionali dell’Appennino meridionale” aveva avviato un percorso di identificazione e caratterizzazione dei nuclei forestali a elevata naturalità attraverso rilievi strutturali, analisi floristiche e valutazioni della necromassa. Le conoscenze acquisite hanno costituito la base scientifica per le successive attività di monitoraggio e conservazione.

Il progetto *Old Growth For. Pollino* ha rappresentato un ulteriore avanzamento metodologico, aggiornando il monitoraggio dei nove siti già individuati e introducendo approcci innovativi quali l’analisi della biodiversità faunistica, l’utilizzo di serie storiche satellitari per la valutazione dei trend di vigore vegetativo e l’applicazione di modelli predittivi di vetustà e di idoneità ecologica. I risultati hanno evidenziato come la vetustà non possa essere interpretata esclusivamente attraverso parametri strutturali rilevati in un determinato momento, ma debba essere considerata come un fenomeno dinamico derivante dall’interazione tra strut-

tura forestale, biodiversità, processi ecologici e storia dei disturbi.

A questo percorso si affianca l’Accordo di collaborazione tra Regione Basilicata e Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali, Alimentari e Ambientali dell’Università della Basilicata, finalizzato all’identificazione di nuove aree definibili come boschi vetusti e alla predisposizione di indicazioni per la loro gestione e tutela. L’esperienza del Pollino evidenzia come l’efficacia della Rete nazionale dipenda non solo dalla solidità del quadro normativo, ma dalla capacità di integrare ricerca scientifica, amministrazioni pubbliche e gestione territoriale in un processo condiviso e adattivo, particolarmente importante nei contesti mediterranei montani, dove la vetustà si esprime attraverso dinamiche e condizioni ecologiche differenti rispetto ai modelli centro-europei.

3. APPROCCIO METODOLOGICO

Il progetto ha interessato nove siti vetusti già individuati nell’ambito della precedente rete dei boschi vetusti dell’Appennino meridionale e di un Progetto PRIN MIUR 2007, prevedendo l’individuazione di tre nuove aree potenzialmente idonee all’inclusione nella rete. I siti si distribuiscono lungo un ampio gradiente altitudinale e comprendono tipologie forestali differenti: faggete microterme di alta quota, popolamenti misti di faggio e abete bianco, acere montane, leccete mediterranee e pinete di pino loricato in prossimità del limite superiore della vegetazione arborea (Figura 1).

Il monitoraggio strutturale è stato condotto su plot permanenti di un ettaro, all’interno dei quali sono stati rilevati diametri a petto d’uomo, altezze, distribuzione in classi diametriche, area basimetrica, volume della massa viva e volume della necromassa, distinguendo tra alberi morti in piedi, legno a terra e ceppaie.

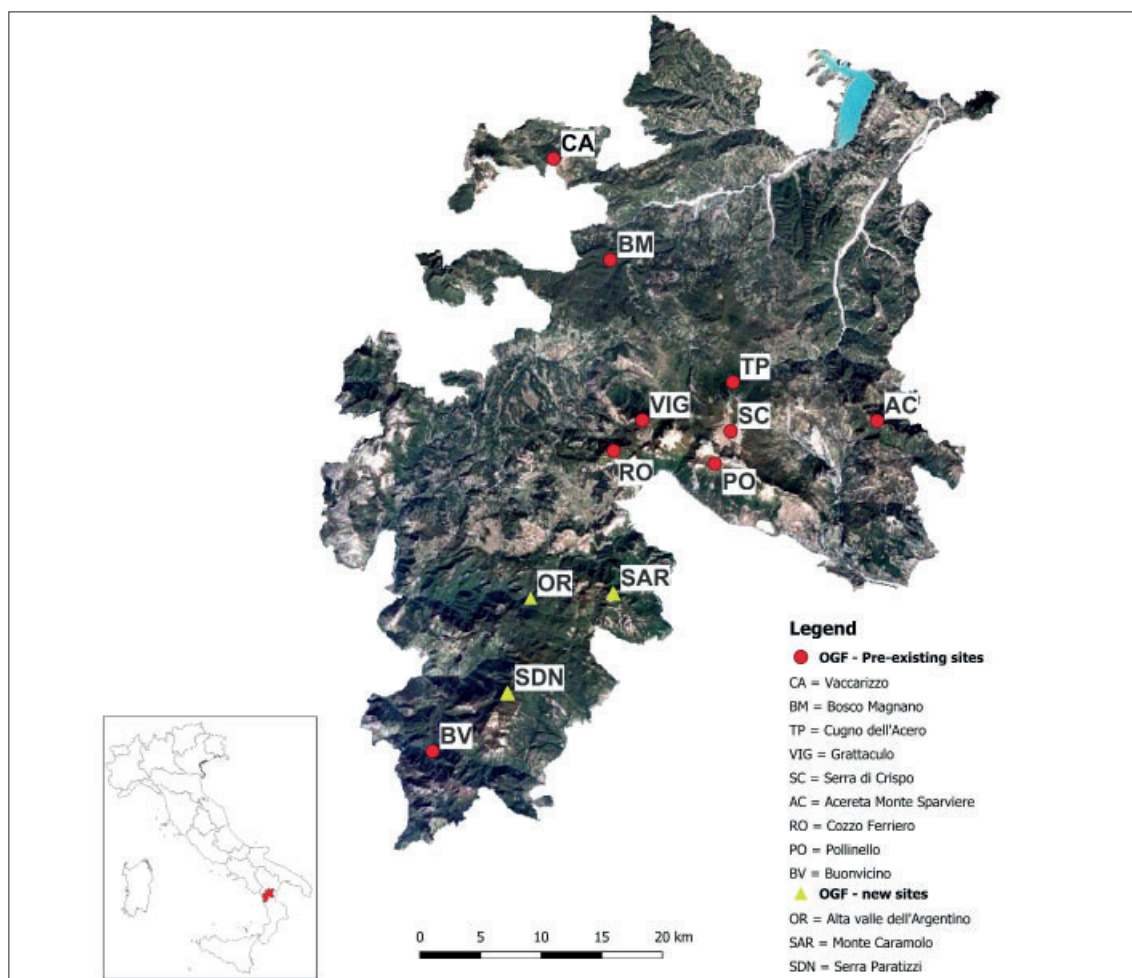


Figura 1 - Localizzazione delle aree di studio analizzate all'interno del Parco Nazionale del Pollino, individuate tramite immagini satellitari. Le sigle in rosso identificano i diversi siti campione elencati in legenda. Nel riquadro a destra è indicata la posizione geografica dell'area di studio all'interno del territorio italiano.

Particolare attenzione è stata riservata alla distinzione degli stadi di decomposizione del legno morto, in quanto indicatore fondamentale della fase evolutiva e della funzionalità ecologica del popolamento (Figura 2).

Rispetto alla campagna 2015, il protocollo è stato aggiornato al fine di ridurre l'impatto sul suolo e ottimizzare l'efficienza operativa, passando da una griglia sistematica di micro-plot a un campionamento lungo transetti diagonali. Tale scelta metodologica ha consentito di mantenere la comparabilità temporale dei dati, riducendo la ridondanza informativa e il disturbo fisico.

La componente floristica è stata analizzata mediante rilievi condotti in quadrati permanenti, registrando la composizione dello strato erbaceo e arbustivo. La complessità strutturale è stata sintetizzata mediante l'elaborazione di un indice aggregato denominato *Structural Heterogeneity Index* (SHI), integrato con analisi multivariate (PCA, CCA, PCoA) volte a esplorare le relazioni tra struttura, topografia e distribuzione delle specie vegetali.

Particolare attenzione è stata rivolta anche alle specie licheniche indicatrici di continuità ecologica, caratterizzate da cicli biologici lun-

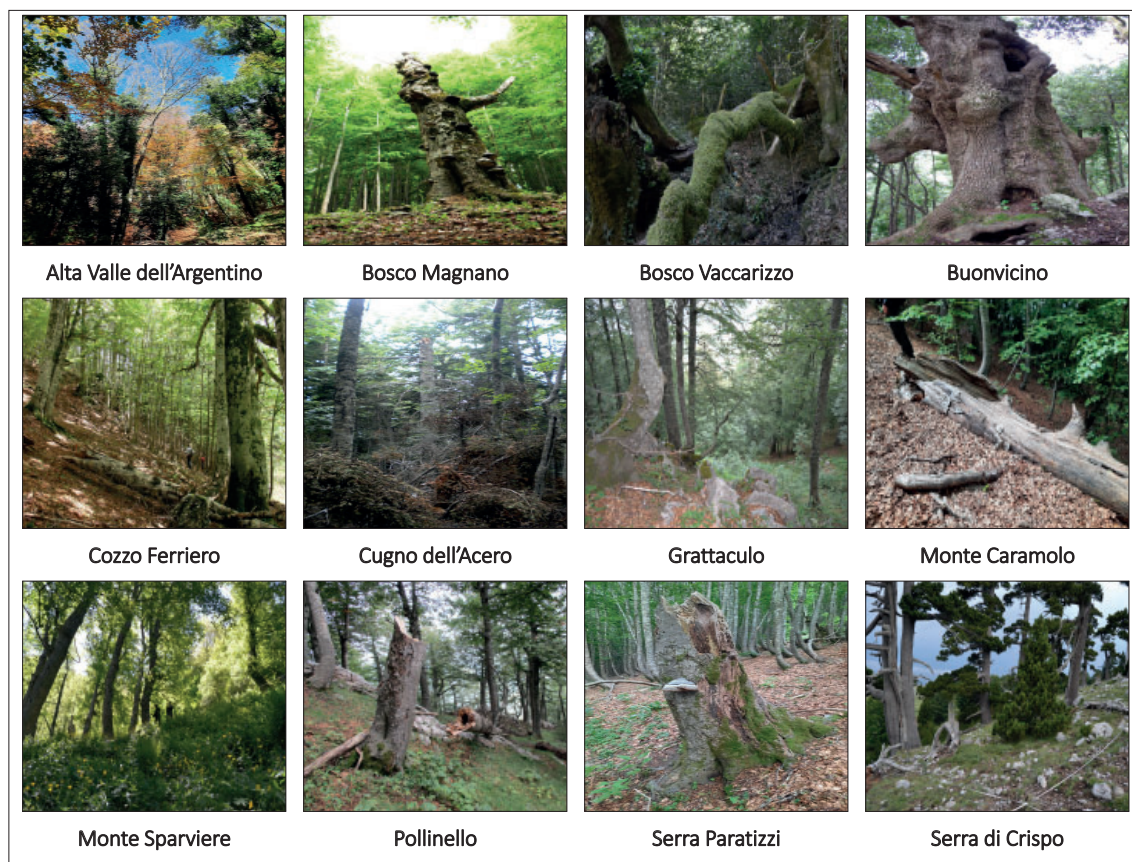


Figura 2 - Immagini dei siti vetusti nel Parco Nazionale del Pollino.

ghi e limitata capacità di dispersione e colonizzazione, e quindi particolarmente dipendenti dalla persistenza nel tempo di microhabitat idonei.

Parallelamente, è stata indagata la componente faunistica. Il monitoraggio entomologico si è concentrato su gruppi target di coleotteri saproxilici e altri taxa indicatori, con calcolo di indici di diversità alfa e beta e analisi delle guild funzionali. Il monitoraggio ornitologico è stato effettuato mediante point count con approccio distance sampling, valutando ricchezza specifica, abbondanza e grado di specializzazione forestale delle comunità.

Un ulteriore livello di analisi ha riguardato lo studio delle serie temporali Landsat (1985-2024) per mappare le dinamiche della vegetazione. Utilizzando l'indice EVI e la *Sen's Slope*

analysis, è stato infatti possibile quantificare i trend decennali e localizzare i fenomeni di miglioramento (*greening*) o degrado (*browning*) del vigore vegetativo. L'attività si è conclusa con l'applicazione di algoritmi *Random Forest* per mappare le potenziali classi di vetustà in tre aree pilota e con la definizione della distribuzione potenziale di specie faunistiche di interesse comunitario mediante *Ecological Niche Models* (ENM).

4. COMPLESSITÀ ECOLOGICA E BIODIVERSITÀ

L'analisi strutturale, floristica e faunistica condotta sui nuclei di bosco vetusto del Parco Nazionale del Pollino ha consentito di delineare un quadro generale di elevata comples-

sità ecologica e sostanziale stabilità dinamica nel medio periodo, confermando il valore di tali sistemi forestali nel contesto mediterraneo montano. Il confronto tra le campagne di monitoraggio distanziate di circa un decennio ha evidenziato una generale stabilità dei principali parametri dendrometrici, con lievi incrementi dell'area basimetrica e del volume della massa viva in diversi siti, indicativi di una progressione naturale verso stadi di maggiore maturità strutturale. Le distribuzioni diametriche risultano ampie e irregolari, con coesistenza di alberi di differente età, con presenza di esemplari plurisecolari, alcuni dei quali superano abbondantemente i 500 anni; si tratta di una configurazione distintiva della vetustà forestale che si discosta da molte delle strutture tipiche delle fustaie di origine antropica (Franklin et al., 1981). In particolare, le faggete di alta quota e i popolamenti misti di faggio e abete bianco mostrano i valori più elevati di complessità valutata con l'indice di eterogeneità strutturale (SHI), associati a una maggiore stratificazione verticale e a una significativa presenza di necromassa distribuita in diverse classi di decomposizione.

La necromassa, componente chiave per la funzionalità ecosistemica dei boschi vetusti, si presenta in tutti i siti analizzati con volumi medi intorno ai $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, con punte significativamente superiori in alcune formazioni, come quelle di Cozzo Ferriero e Cugno dell'Acero. Sebbene tali valori risultino talora inferiori rispetto a quelli riportati in alcune foreste primarie dell'Europa centro-settentrionale (Sabatini et al., 2020), l'elemento maggiormente rilevante è rappresentato dalla varietà delle fasi di decomposizione e dalla continuità temporale del processo di turnover, aspetti che garantiscono la disponibilità costante di microhabitat per comunità saproxiliche specializzate (Lindenmayer & Franklin, 2002). La presenza di coleotteri di elevato interesse con-

servazionistico, come *Rosalia alpina* e *Osmoderma italicum*, conferma la funzionalità ecologica del legno morto e la coerenza dei siti del Pollino con i criteri di naturalità adottati a livello europeo per l'identificazione delle foreste vetuste (Burrascano et al., 2008). In ambiente mediterraneo, i processi di decomposizione sono fortemente condizionati dall'interazione tra temperatura, disponibilità idrica ed elevata variabilità climatica, imponendo una lettura contestualizzata del volume assoluto di necromassa. Pertanto, la valutazione della vetustà forestale deve trascendere dall'applicazione di soglie quantitative rigide, privilegiando un approccio qualitativo che valorizzi la distribuzione funzionale e la diversità strutturale del legno morto in relazione alle specificità biogeografiche locali.

L'analisi multivariata ha evidenziato una correlazione significativa tra complessità strutturale e fattori topografici, in particolare quota e pendenza, in linea con quanto osservato in altri contesti montani italiani ed europei (Burrascano et al., 2013; Motta et al., 2022). I siti localizzati in aree più impervie e meno accessibili mostrano in genere livelli più elevati di complessità strutturale a testimonianza del ruolo storico della marginalità territoriale: nel rendere inattuabili le utilizzazioni boschive e di conseguenza lasciare alla dinamica naturale questi popolamenti ad elevata naturalità. Tuttavia, la topografia spiega solo una parte della variabilità osservata; una sua quota consistente è riconducibile alla composizione specifica, alla fertilità stazionale e alla memoria dei disturbi naturali e antropici. Tale risultato conferma che la vetustà non può essere interpretata come semplice esito di condizioni ambientali statiche, ma come fenomeno dinamico emergente dall'interazione di molteplici fattori ecologici e storici.

Sotto il profilo floristico, in analogia con quanto riscontrato per altre foreste vetuste

dell'Appennino e dell'arco alpino (Burrascano et al., 2009; Marchetti & Blasi, 2010), è stata osservata una relazione significativa tra la complessità strutturale del soprassuolo e la composizione specifica della flora. Le faggete microterme di alta quota si distinguono per la presenza di specie a baricentro distributivo boreale o orofilo, mentre i popolamenti misti a quote inferiori presentano una maggiore diversità di specie mesofile e macroterme (Filibeck et al., 2015). La relazione tra struttura forestale e composizione floristica risulta significativa, evidenziando come la stratificazione verticale e la stabilità microclimatica influenzino la distribuzione delle specie del sottobosco.

Tra la componente lichenica, particolare attenzione è stata posta ai popolamenti di *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm (ciclo generazionale fino a 25 anni) e di *Lethariella intricata* (Morris) Krog, specie indicatrici di lunga continuità ecologica e pertanto necessitano di condizioni ecologiche costanti perché possano riprodursi.

Analogamente, la componente ornitica evidenzia un grado di specializzazione forestale più elevato nei siti a maggiore complessità strutturale, suggerendo una stretta relazione tra eterogeneità del soprassuolo e qualità dell'habitat per specie forestali sensibili.

L'analisi delle serie storiche satellitari (1985-2024) ha fornito indicazioni rilevanti sulla dinamica del vigore vegetativo su scala pluridecennale. La prevalenza di trend di *greening*, unita alla stabilità dei restanti settori, suggerisce che i popolamenti vetusti del Pollino abbiano mantenuto una sostanziale resilienza funzionale nel periodo osservato. Tali evidenze escludono fenomeni di declino diffuso, nonostante il contesto climatico mediterraneo sia interessato da una crescente frequenza di eventi estremi con particolare riferimento alle ondate di calore. Questo dato suggerisce una resilienza significativa, potenzialmente associata alla complessità strutturale e alla diversità

funzionale dei popolamenti, che possono agire da buffer rispetto agli stress ambientali (Colangelo et al., 2021; Baliva et al., 2024). Tuttavia, la stabilità osservata non esclude possibili vulnerabilità future legate all'aumento delle temperature medie e alla riduzione delle precipitazioni estive, rendendo necessario il proseguimento del monitoraggio nel lungo periodo.

Inoltre, da quanto emerge dalle analisi rivolte in particolare all'artropodofauna e condotte tramite statistica multivariata ed *Ecological Niche Modelling*, si nota come la differenza tra alcuni nuclei sia piuttosto marcata (ad esempio, tra Bosco Magnano e tutti gli altri siti). L'approccio integrato delle due tecniche ha infatti consentito non solo una descrizione tramite indicatori di diversità specifica e funzionale, ma ha anche permesso di ottenere degli output spazialmente espliciti, soprattutto in termini di compatibilità potenziale delle specie target di invertebrati, anche di interesse comunitario, sulla scala dell'intero territorio del Parco.

Nel confronto con il panorama italiano ed europeo, i boschi vetusti del Pollino si collocano tra le realtà di maggiore interesse per longevità degli alberi, continuità ecologica e varietà fisionomica. Sebbene i volumi legnosi e la produttività possano risultare inferiori rispetto ad alcune foreste primarie dell'Europa centrale, la complessità strutturale e la ricchezza di microhabitat risultano pienamente comparabili, a dimostrazione che la vetustà mediterranea segue traiettorie ecologiche proprie ma non meno significative (Sabatini et al., 2020; Motta et al., 2022). In questo senso, i risultati confermano che l'applicazione di criteri uniformi su scala europea deve essere accompagnata da una lettura contestualizzata, capace di integrare dimensioni strutturali, floristiche e funzionali adattate alle condizioni bioclimatiche locali.

Nel complesso, le evidenze raccolte confermano che la vetustà forestale potrebbe essere considerata un fenomeno multidimensionale,

in cui struttura, biodiversità e dinamiche ecosistemiche si intrecciano in modo inscindibile. La stabilità strutturale, la presenza di necromassa funzionalmente attiva, la ricchezza faunistica e la resilienza vegetativa osservata costituiscono elementi convergenti che attestano l'elevato valore conservazionistico di tali ecosistemi. Allo stesso tempo, il confronto con la letteratura europea evidenzia la necessità di sviluppare approcci di monitoraggio e gestione adattati al contesto mediterraneo, fondati su un'integrazione tra ricerca scientifica, pianificazione territoriale e politiche di conservazione.

5. GOVERNANCE, CONSERVAZIONE E MONITORAGGIO

Le evidenze strutturali, floristiche e faunistiche emerse dall'analisi dei nuclei vetusti del Parco Nazionale del Pollino hanno consentito di delineare un primo quadro generale di obiettivi gestionali a medio-lungo termine. Tali evidenze indicano chiaramente che la conservazione di tali ecosistemi non può essere affidata a misure meramente formali o a vincoli statici di tutela. La gestione dei boschi vetusti richiede un quadro di governance multilivello, capace di integrare strumenti normativi nazionali, pianificazione territoriale regionale e conoscenze scientifiche aggiornate, secondo i principi dell'*adaptive management*.

L'inserimento dei siti nella Rete nazionale dei boschi vetusti istituita con Decreto MASAF 5 aprile 2023, n. 193945, rappresenta un passaggio strategico non solo per il riconoscimento giuridico, ma per l'armonizzazione degli standard di tutela su scala nazionale ed europea. Tuttavia, l'efficacia della rete dipende dalla qualità dei dati a supporto della perimetrazione e dalla capacità delle amministrazioni competenti di tradurre i criteri generali delle Linee guida ministeriali (DM 18 novembre

2021) in strumenti di pianificazione operativa coerenti con il contesto locale. In questo senso, il caso del Pollino dimostra come la produzione di dati strutturali, modelli spaziali di vetustà e analisi di biodiversità possa costituire la base per decisioni *evidence-based*, rendendo più trasparenti, coerenti e riproducibili le decisioni di tutela.

L'adozione di un approccio improntato alla *strict protection* deve essere intesa come tutela prioritaria dei processi ecologici naturali e prevenzione delle pressioni antropiche, prevenendo eventuali interventi diretti solo quando strettamente necessari al conseguimento degli obiettivi di conservazione. In termini di policy, ciò implica la definizione di obiettivi misurabili di integrità ecologica, la prevenzione dei fattori cumulativi di pressione e l'integrazione sistematica di indicatori strutturali e faunistici nei sistemi di monitoraggio. In ambiente montano mediterraneo, infatti, attività quali la fruizione ricreativa non regolamentata, il pascolo residuale e la raccolta di legna per uso civico possono compromettere i processi di rigenerazione, alterare la continuità della copertura forestale e ridurre la disponibilità di legno morto. Le aree tampone "buffer zones" assumono, in questo quadro, un ruolo strategico: esse rappresentano spazi di transizione nei quali le attività antropiche devono essere regolate in funzione della protezione del nucleo vetusto, secondo una logica di zonizzazione funzionale e gradiente di tutela.

Ad esempio, la pianificazione delle attività ricreative, del pascolo e degli interventi forestali nelle aree limitrofe deve fondarsi su un'analisi preventiva delle pressioni e dei rischi, integrando la mappatura degli hotspot di biodiversità e delle aree a maggiore complessità strutturale. L'analisi spaziale dei modelli relativi alla vetustà forestale e alla distribuzione dell'artropodofauna saproxilica consente di identificare porzioni di territorio prioritarie

per la conservazione, facilitando la definizione di soglie di carico ecologico e la regolazione differenziata degli usi. Tale approccio è coerente con i principi della Strategia europea per la biodiversità al 2030, che richiede una protezione rigorosa delle foreste primarie e vetuste e una gestione basata su indicatori di integrità ecosistemica.

Accanto alla tutela, la valorizzazione delle formazioni vetuste richiede modelli di fruizione ecosostenibile coerenti con la loro vulnerabilità ecologica. La regolamentazione della mobilità ciclistica in aree meno impervie e l'eventuale delimitazione di tracciati dedicati, unitamente a strategie di comunicazione mirate, possono contribuire a ridurre l'impatto antropico mantenendo una funzione educativa e sociale del bosco vetusto.

Sul piano socio-economico, la tutela dei boschi vetusti deve essere integrata con strategie di valorizzazione compatibili, in grado di conciliare conservazione e sviluppo locale. Ciò implica il coinvolgimento degli stakeholder territoriali in processi partecipativi trasparenti, nei quali le restrizioni d'uso siano accompagnate da opportunità di sviluppo sostenibile, quali forme di ecoturismo regolamentato e programmi di educazione ambientale. La legittimità sociale delle misure di protezione rappresenta infatti un fattore chiave per la loro efficacia nel lungo periodo. L'ottimizzazione dei protocolli di monitoraggio ornitologico, mediante l'impiego di modelli statistici in grado di stimare probabilità di presenza e abbondanza correggendo per il fatto che non tutte le presenze vengono osservate, insieme alla standardizzazione delle covariate ambientali e all'integrazione di indicatori di pressione antropica, consente di collegare in modo esplicito le variazioni delle comunità biologiche ai gradienti di disturbo. Analogamente, l'inclusione di variabili microclimatiche e l'ampliamento del campionamento a ulteriori gruppi

tassonomici rafforzano la capacità di rilevare cambiamenti precoci nei processi ecosistemici. Gli studi condotti inoltre suggeriscono l'inclusione nel piano di monitoraggio di variabili ambientali finora non considerate, quali il microclima, e l'estensione del campionamento ad altri gruppi tassonomici (isopodi, acari, araneidi, miriapodi, lepidotteri), così da rafforzare la comprensione delle relazioni tra struttura forestale e biodiversità.

In aggiunta, il monitoraggio della dinamica strutturale dei popolamenti e dei quantitativi di legno morto nelle sue diverse componenti dovrebbe rappresentare un punto importante per capire la dinamica in assenza di disturbo e imitarla nell'applicazione di approcci selvicolturali sostenibili che oggi fanno riferimento alla selvicoltura prossima alla natura (Iovino, 2024).

Infine, la prospettiva di lungo termine deve prevedere non solo il mantenimento dei nuclei attualmente riconosciuti, ma la possibilità di estendere progressivamente la rete attraverso nuove indagini ricognitive. In tal senso, la conservazione dei boschi vetusti non può essere concepita come processo statico, bensì come processo dinamico, nel quale la conoscenza scientifica orienta la pianificazione e la pianificazione retroagisce sulla produzione di nuova conoscenza. Il caso del Pollino offre quindi un modello di integrazione tra ricerca, policy e gestione territoriale, in linea con le più avanzate pratiche internazionali di *conservation governance*.

6. CONCLUSIONI

Le foreste vetuste del Parco Nazionale del Pollino rappresentano ecosistemi di straordinario valore ecologico e biogeografico, testimoni di dinamiche forestali spontanee che in gran parte del territorio europeo risultano ormai rare. Il progetto *Old Growth For. Pollino* ha di-

mostrato come un approccio integrato, capace di combinare monitoraggi di campo, analisi multivariate, telerilevamento e modellistica ecologica, consenta di delineare un quadro dinamico e multidimensionale della vetustà forestale.

La stabilità strutturale osservata e la presenza di specie saproxiliche, licheniche e ornitiche di interesse comunitario confermano l'elevato valore conservazionistico dei siti. Inoltre, la predominanza di classi di vetustà medio-alte, e i segnali di resilienza evidenziati dall'analisi dei trend vegetativi suggeriscono che tali ecosistemi conservano un elevato potenziale di adattamento. Tuttavia, la complessità dei gradienti topografici e climatici impone la necessità di strategie conservative e adattative, capaci di monitorare eventuali criticità legate al cambiamento climatico e alle pressioni antropiche.

In questa prospettiva, la definizione dinamica delle aree core e buffer, l'integrazione tra comparto forestale e faunistico e il coinvolgimento attivo degli stakeholder attraverso percorsi di *citizen science* rappresentano elementi chiave per una conservazione efficace e condivisa. Le foreste vetuste del Pollino non costituiscono soltanto un patrimonio naturale da tutelare, ma un laboratorio vivente per la comprensione delle dinamiche forestali mediterranee e per la costruzione di modelli gestionali orientati alla sostenibilità di lungo periodo.

Ringraziamenti

Lavoro svolto con il contributo del progetto "Le foreste vetuste del Pollino tra biodiversità e misure di conservazione (*Old Growth For. Pollino*)", id. n°NBFC_S8P1_0035, CUP[D15G23000090006], dell'Ente Parco Nazionale del Pollino e finanziato nell'ambito del Bando Biodiversità del CNR (Fondi PNRR). Lavoro realizzato anche con il contributo della Regione Basilicata, Ufficio Foreste e Tutela del

Territorio, nell'ambito del progetto "Identificazione delle aree definibili come boschi vetusti e indicazioni per la loro gestione e tutela". Si ringrazia per il supporto logistico il Comando dei Carabinieri Forestali di Rotonda (PZ, Parco del Pollino). Infine un sentito ringraziamento alle guide escursionistiche Silvio Carrieri e Maurizio Cauteruccio per il contributo logistico e rilievi strutturali e floristici.

RIASSUNTO

Le foreste vetuste costituiscono ecosistemi forestali ad elevata naturalità nei quali si esprimono compiutamente i processi spontanei di rinnovazione, competizione e senescenza. Esse si distinguono per la presenza di alberi vetusti e di grandi dimensioni, necromassa in diversi stadi di decomposizione e una ricca articolazione di microhabitat. Nel contesto mediterraneo tali ecosistemi risultano rari e frammentati, ma rivestono un ruolo strategico per la conservazione della biodiversità, per la comprensione delle dinamiche forestali e per l'analisi delle risposte al cambiamento climatico. Il Parco Nazionale del Pollino ospita una delle reti più significative di boschi vetusti dell'Appennino meridionale. Con il progetto *Old Growth For. Pollino* è stato aggiornato il monitoraggio decennale su nove siti vetusti, e caratterizzato tre nuove formazioni forestali, analizzato la componente strutturale, floristica e faunistica e applicato modelli predittivi di vetustà e di idoneità ecologica. I siti monitorati mostrano un'elevata complessità strutturale nei popolamenti di faggio e misti, presenza di specie di interesse conservazionistico e una generale stabilità nel tempo. L'analisi integrata conferma che la vetustà forestale rappresenta l'esito di un sistema complesso risultante dall'interazione tra struttura, topografia, biodiversità floristica e memoria dei disturbi. L'approccio multidimensionale adottato fornisce basi scientifiche per lo sviluppo di strategie di gestione forestale orientate alla conservazione adattiva.

BIBLIOGRAFIA

Baliva, M., Palli, J., Perri, F., Iovino, F., Luzzi, G., & Piovesan, G. (2024). The return of tall forests: Reconstructing the canopy resilience of an extensively

- harvested primary forest in Mediterranean mountains. *Science of the Total Environment*, 953, 176140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175806>
- Barredo, J., Brailescu, C., Teller, A., Sabatini, F. M., Mauri, A., & Janouskova, K. (2021). *Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe* (EUR 30661 EN). Publications Office of the European Union.
- Blasi, C., Marchetti, M., Chiavetta, U., Aleffi, M., Audisio, P., Azzella, M. M., & Burrascano, S. (2010). Multi-taxon and forest structure sampling for identification of indicators and monitoring of old-growth forest. *Plant Biosystems*, 144(1), 160–170. <https://doi.org/10.1080/11263500903560538>
- Burrascano, S., Keeton, W. S., Sabatini, F. M., & Blasi, C. (2013). Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management*, 291, 458–479. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.020>
- Burrascano, S., Lombardi, F., & Marchetti, M. (2008). Old-growth forest structure and deadwood: Are they indicators of plant species composition? A case study from central Italy. *Plant Biosystems*, 142(2), 313–323. <https://doi.org/10.1080/11263500802150613>
- Burrascano, S., Rosati, L., & Blasi, C. (2009). Plant species diversity in Mediterranean old-growth forests: a case study from central Italy. *Plant Biosystems*, 143(1), 190–200. <https://doi.org/10.1080/11263500802709699>
- Castellaneta, M., Schettino, A., Travascia, D., Lapolla, A., Colangelo, M., Marchianò, V., Bernardo, L., Gargano, D., Passalacqua, N., Rivelli, A. R., Misano, G., Regina, L., Maradei, V., Digilio, S., Viggiano, P., & Ripullone, F. (2023). I boschi vetusti nel Parco del Pollino: situazione attuale e prospettive future. *Forest@*, 20, 22–29. <https://doi.org/10.3832/efor4303-020>
- Chiti, E., & Piovesan, G. (2025). Reclaiming strict protection via the European Green Deal. *Frontiers in Ecology and the Environment*. Advance online publication. <https://doi.org/10.1002/fee.70011>
- Colangelo, M., Camarero, J. J., Gazol, A., Piovesan, G., Borghetti, M., Baliva, M., Gentilesca, T., Rita, A., Schettino, A., & Ripullone, F. (2021). Mediterranean old-growth forests exhibit resistance to climate warming. *Science of the Total Environment*, 801, 149684. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149684>
- De Laurentis, D., & Piovesan, G. (2026). Le foreste vetuste. In L. Santini, R. Cazzolla Gatti, A. Chiarucci, M. di Marco, & C. Rondinini (a cura di), *Biologia della Conservazione*. Hoepli.
- Filibeck, G., Adams, J., Brunetti, M., Di Filippo, A., Rosati, L., Scoppola, A., & Piovesan, G. (2015). Tree ring ecological signal is consistent with floristic composition and plant indicator values in Mediterranean *Fagus sylvatica* forests. *Journal of Ecology*, 103(6), 1580–1593. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12478>
- Forest Europe. (2020). *State of Europe's Forests 2020*. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe.
- Franklin, J. F., Cromack, K., Jr., Denison, W., McKee, A., Maser, C., Sedell, J., & Juday, G. (1981). *Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests* (General Technical Report PNW-118). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-118>
- Gilhen-Baker, M., Roviello, V., Beresford-Kroeger, D., & Roviello, G. N. (2021). Old growth forests and large old trees as critical organisms connecting ecosystems and human health. *Environmental Chemistry Letters*, 19, 4029–4039.
- Iovino, F. (2024). Lo studio della struttura di boschi vetusti nell'Appennino meridionale come base per la definizione di approcci selvicolturali sostenibili. *L'Italia Forestale e Montana*, 79(1), 7–23. <https://doi.org/10.36253/ifm-1123>
- Iovino, F., Marziliano, P. A., Menguzzato, G., & Nicolaci, A. (2010). Strutture delle faggete vetuste del Cilento e del Pollino. *L'Italia Forestale e Montana*, 65(6), 657–678. <https://doi.org/10.4129/IFM.2010.6.01>
- Lindenmayer, D. B., & Franklin, J. F. (2002). *Conserving forest biodiversity: A comprehensive multiscaled approach*. Island Press.
- Marchetti, M., & Blasi, C. (2010). Old-growth forests in Italy: towards a first network. *L'Italia Forestale e Montana*, 65(6), 679–698. <https://doi.org/10.4129/IFM.2010.6.02>
- Motta, R., Garbarino, M., Lingua, E., Lombardi, F., & Tognetti, R. (2022). La ricerca italiana ed il ruolo della comunità scientifica nella realizzazione dell'Albo nazionale delle "Foreste vetuste". *Forest@*, 19(2), 36–48. <https://doi.org/10.3832/efor4110-019>
- Peterken, G. F. (1996). *Natural woodland: Ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge University Press.
- Piovesan, G., Biondi, F., Baliva, M., De Vivo, G., Mar-

- chianò, V., Schettino, A., & Di Filippo, A. (2019a). Lessons from the wild. *Ecology*, 100(9), e02737. <https://doi.org/10.1002/ecy.2737>
- Piovesan, G., Biondi, F., Baliva, M., Dinella, A., Di Fiore, L., Marchianò, V., & Di Filippo, A. (2019b). Tree growth patterns associated with extreme longevity: Implications for the ecology and conservation of primeval trees in Mediterranean mountains. *Anthropocene*, 26, 100199. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2019.100199>
- Piovesan, G., Di Filippo, A., Alessandrini, A. S., Biondi, F., & Schirone, B. (2005). Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth *Fagus* forest in the Apennines. *Journal of Vegetation Science*, 16(1), 13–28. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02334.x>
- Sabatini, F. M., Burrascano, S., Keeton, W. S., Levers, C., Bauhus, J., Borcard, D., Brandl, R., Buchwald, E., Chaskovsky, O., Debaive, N., Horváth, F., Ibarzabal, G., Kuemmerle, T., Meyer, P., Motta, R., Newman, C., Nunes, L., Ódor, P., Panayotov, M., ... Paillet, Y. (2018). Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 24(10), 1426–1439. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>
- Sabatini, F. M., Keeton, W. S., Lindner, M., Svoboda, M., Verkerk, P. J., Bauhus, J., Bruelheide, H., Burrascano, S., Debaive, N., Duarte, I., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Mikoláš, M., Meyer, P., Motta, R., Mozgeris, G., Nunes, L., Ódor, P., ... Kuemmerle, T. (2020). Protection gaps and restoration opportunities for primary forests in Europe. *Diversity and Distributions*, 26(12), 1646–1662. <https://doi.org/10.1111/ddi.13158>



Old-growth beech forests - Joint Natural Heritage of Europe

Hans Dieter Knapp

Michael Succow Foundation; Ellernholzstr. 1/3 - 17489 Greifswald, Germany. hannes.knapp@t-online.de

Abstract: Ancient trees are witnesses of cultural and natural history. Old-growth forests are like the “backbone” or “lungs” of the Biosphere. The beech (*Fagus sylvatica*) is a miracle tree, and beech forests are an outstanding example for adaptation to diverse site conditions and for resilience in changing environment. The expansion of beech from their glacial refuge areas to large parts of our continent, the succession of beech forests, the change from mixed deciduous forests to beech dominated deciduous forests, and the co-evolution with the cultural history in Europe is a fascinating story. And, as a specific European phenomenon beech forests promote a common European identity. The inscription of European Beech forests in the UNESCO World Heritage List improves the public awareness for the value and importance of virgin forests and supports the movement for the protection of remaining old-growth forests in Europe.

Key words: beech forests; world heritage; old-growth forests; ancient trees.

Citation: Knapp, H. D. (2026). Old-growth beech forests - Joint Natural Heritage of Europe. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 190–202. <https://doi.org/10.36253/ifm-1235>

Received: 03/03/2026 **Revised version:** 18/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUCTION - WHY THIS POST?

This essay-like contribution is the written version of a presentation, that was given at the International Conference “Old-Growth Forests and Ancient Trees - A Treasure of Nature, Life and Culture” in memory of Saint Francis of Assisi in Vallombrosa in October 2025. St. Francis teaches us awe and reverence to all life - to birds and to flowers, and to trees. In our hectic time, this is often neglected or forgotten. And, currently we see growing pressure by industrial logging and global timber trade with dramatic consequences for the forest structure

and forest functions in the global biosphere. With this article I want to remind, that trees are the lifeform with the longest lifespan of all organisms on the Earth, that old-growth forests (as ecosystem, which is formed by trees) provide essential ecological services and have cultural significance. The main chapter is focussed on the importance of European beech (*Fagus sylvatica*) and of beech forests as a characteristic tree species and forest type in large parts of Europe. The inscription of the last remaining old-growth beech forests in the UNESCO World Heritage List demonstrates a prominent example for successful transnation-

al cooperation for the protection of joint natural heritage in Europe. At the end, some theses are formulated as “message of the beech.”

2. LIFESPAN OF TREES

All tree species have the potential to live longer as the oldest people. And many trees live longer as every Empire of human history. The oldest trees all over the World growth under extreme site conditions with short vegetation period, harsh winters and dry summers at the forest line in height elevation. Under such conditions trees growth very slowly, build narrow annual rings and dense hard wood. They are adapted to the limitations of growth and resilient against disturbances. And, they are able to survive crisis. The longest-lived tree species is the Great Basin bristlecone pine (*Pinus longaeva*), an endemic tree species of White Mountains in western North America. It forms open woodland at the forest line. The oldest are more than 5,000 years old. That is older as the Egyptian Pyramids exist.

In contrast to this phenomenon some relic species of Tertiary Period, which belong to the oldest trees, exist in very productive forests on fertile sites in warm temperate (alerce - *Fitzroya cupressoides*, redwood - *Sequoia sempervirens*, baldcypress - *Taxodium distichum*), or cool temperate (giant tree - *Sequoiadendron giganteum*) climate conditions. These “giant trees” growth up to huge dimensions in trunk diameter, height or volume. All these very ancient trees belong to the *Gymnosperm* families *Cupressaceae* and *Pinaceae* (Fig. 1).

From *Angiosperms* only two subtropical trees with verified age older 2,000 years are known, the African baobab (*Adansonia digitata*) and the “Buddha tree” (*Ficus religiosa*) from South Asia. The age of some olive trees (*Olea europaea*) in Portugal, Sardinia and Crete is es-

timated to be over 2000 and even 3000 years, but scientific evidence is lacking.

Reliable data about the age of trees exist, for example, for oak species (*Quercus ilex*, *Qu. petraea*) and Heldreich's pine (*Pinus heldreichii*) in Italy (Piovesan et al., 2018, 2020, Filibek et al., 2022). In comparison with the oldest trees, the beech (*Fagus sylvatica*) has a shorter lifespan. Previously thought to live for 300 to a maximum of 400 years. However, recent studies in high-altitude beech forests in Italy identified the oldest tree as being 622 years old (Piovesan et al., 2019).

Old trees are the key element for structure and dynamic of old-growth forests. With their crowns they form the canopy of the upper tree layer, and when they die, the deadwood becomes a habitat for a special biodiversity as well as a nutrient source for new life.

Beyond the ecological functions old trees are witnesses of human and natural history. In all ancient cultures, old trees are revered as sacred. They are symbols of immortality. Old trees are the prototype for natural monuments and in 19th century they stand at the beginning of nature conservation efforts in Europe.

Since 2011, a competition for the “European Tree of the Year” has been held in Europe. It focuses on remarkable individual trees. The official aim of the competition is not only to select a specific tree, but also to highlight the importance of trees for Europe's natural and cultural heritage and to raise awareness that they deserve our protection and care. This is expressed in the slogan “*Perché alle radici del mondo c'era un albero e solo gli alberi ci possono salvare!*” (For at the roots of the world stood a tree, therefore only trees can save us!) of the Italian Giant Trees Foundation. The German Dendrological Society put it this way: “Through this public competition, to demonstrate the significance of remarkable trees for us humans, for our

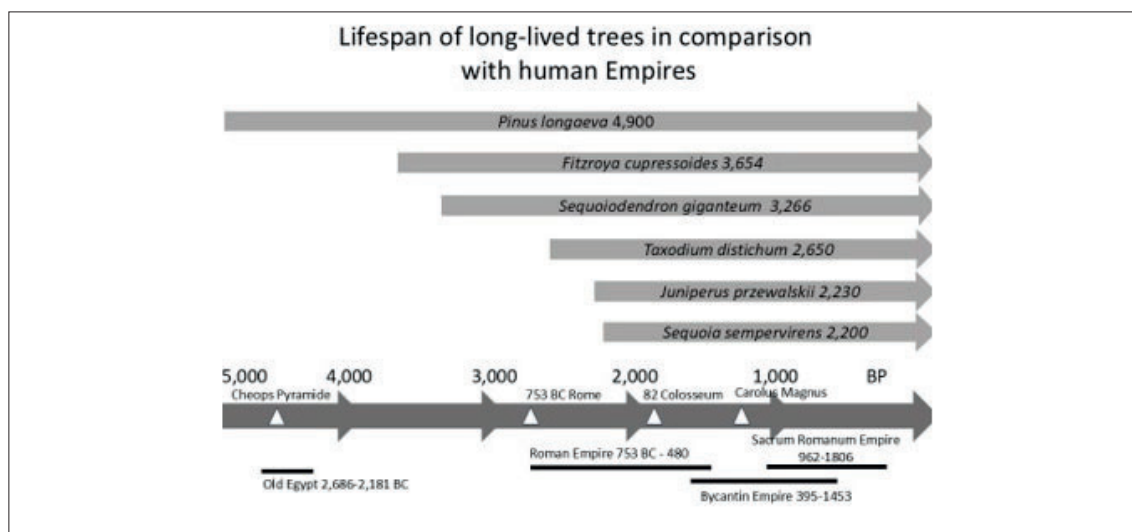


Figure 1 - Lifespan of long-lived trees in comparison with human Empire.

nature, and for our cultural heritage, and to ensure that they receive the respect, care, and protection they deserve.”¹

3. OLD-GROWTH FORESTS - “BACKBONE” AND “LUNGS” OF THE BIOSPHERE

Forests are highly important for the global and regional climate, for the stability of ecosystems and the entire biosphere, for biodiversity conservation and habitat connectivity. Forests further provide society with a variety of ecosystem goods and services, both of tangible and intangible nature. However, the long-lasting history of interaction of humans and nature led to substantial transformation of forests worldwide. The forest cover is strongly reduced by conversion to cultural landscapes, and the remaining forests have been degraded in species composition, age structure and ecosystem services. Today, only remote mountain areas still feature undisturbed forest ecosystems of high integrity, making them highly valuable.

These forests provide extremely essential ecosystem services like climate regulation, water purification, transpiration and storage, carbon sequestration, conservation of unique biodiversity, exceptional aesthetic, eco-education services, etc.

Natural vegetation including forests reflects the diverse climate conditions of the Earth and depends on them. Forests are the natural vegetation under humid and semi-humid climate conditions. Today they cover more than one third of the terrestrial surface of our planet, from sea shore to forest line in mountains, from tropics to subarctic tree line. However, they not only depend on climate, reverse they also have influence on it. On the one hand forests reflect the climate, on the other hand forests stabilize the climate. Forests provide shade, create cool climate, cool the biosphere, regulate the water balance, protect against erosion, promote cloud formation, control the weather, bind and store carbon. So, forests play an important role for climate balance, e.g. for the moderation of

¹ *Europäischer Baum des Jahres* - Wikipedia.

Tree of the year - Explore the trees with the most interesting stories.

extreme temperatures, and as sink and storage of carbon.

Forests are more effective for the climate, the older and more densely they are, the richer their structure and larger their biomass, and the higher their integrity as ecosystem. That are “Old-growth forests”!

Depending on climate, soil and topography settings forests are endless diverse in structure, species composition and ecological functions. Tropical rainforests, for example, are quite different from temperate deciduous forests, and they differ from sclerophyllous forests of the meridional zone, or from coniferous forests of the boreal zone. Within every zonal forest formation is a high diversity of types and variants, depending on regional climate variations, geological underground, hydrological, geomorphological and soil site conditions.

Forests are the most important terrestrial ecosystem for the use of solar energy for primary production by photosynthesis as basic and permanent ongoing ecological process. A part of the produced biomass is the base for all terrestrial animal life, whilst another part is accumulated as humus in soils. Forests contain more than a half of global biological diversity. They permanent sequester atmospheric carbon by photosynthesis, and they are the largest terrestrial storage of carbon in living biomass, in deadwood and in soil.

In Europe we can distinguish several main forest formations in the gradient of temperature from South to North (Bohn & Neuhäusl, 2000/2003, Schroeder, 1998): Mediterranean sclerophyllous forests, dominated by evergreen oak species (e.g. *Quercus ilex*), are the natural vegetation under semi-humid conditions with winter rain and dry summer period of the meridional zone. On special site conditions also xerophytic coniferous forests and woodlands occur, formed by pine or juniper trees (e.g. *Pinus halepensis*, *P. brutia*, *Juniperus excelsa*).

The natural forest cover of the nemoral zone is rough divided in mesophytic deciduous broad-leaved forests (beech forests, dominated by *Fagus sylvatica* in western and central parts; mixed lime forests (*Tilia cordata*) and mixed coniferous-broad-leaved forests in eastern and north-eastern parts) and thermophilous mixed deciduous broad-leaved forests, dominated by different oak species (e.g. *Quercus cerris*, *Qu. pubescens*, *Qu. robur*) together with many other trees in southern and south-eastern parts. In river floodplains and wetlands swamp forests occur, e.g. alder swamp forests of *Alnus glutinosa*.

The boreal zone in the North is covered by mesophytic and hygromesophytic coniferous forests in complex with mires. This “taiga” forests are dominated by pine (*Pinus sylvestris*) and spruce (*Picea abies*). In the easternmost parts also the Siberian pine, larch and fir (*Pinus sibirica*, *Larix sibirica*, *Abies sibirica*) are extended from Siberia to Europe.

The altitudinal gradient in mountains is reflected by different forest belts from sub-montane mixed deciduous forests or beech forests, over montane beech forests to upper montane beech-fir-forests and spruce forests. In any mountains also *Pinus cembra* and *Larix decidua* form the subalpine tree line, in some cases together with *Pinus mugo* and/or *Alnus viridis* as sub-alpine shrubland (*Krummholz*).

The here very short described differentiation of European forest cover was the primary situation before humans changed the natural forest vegetation. In Neolithic Period the change of primeval forest wilderness to cultural landscapes started, at first in Mediterranean region and Balkan Peninsula, later in Central and Western Europe, and finally in the North and in mountains. In a process of “cultivation” over several millennia the primary forests of Europe in most parts were destroyed and converted to agricultural land, the forest cover was strongly reduced, and the remaining forests

were degraded by livestock pasture and timber cutting.

The early agriculture used and consumed the natural fertility of humus accumulated under forest cover before. In Bronze Age the virgin forests had already disappeared in Mediterranean region and large parts of Central Europe. In the Migration Period forests extended and regenerated in abandoned cultural landscapes. But in the Middle Age forests were cut down even in a larger scale, and the remaining forests were plundered and degraded to scrubland by woodland pasture and intensive timber use about several hundred years. At the end of the 18th century, the low point of the forest condition was in many parts of Southern and Central Europe.

Virgin and old-growth forests only survived in the huge forest landscapes in the boreal zone and in remote mountain areas in Central and Southern Europe, like Carpathian, Balkan, Apennine and Pyrenees. Lack of wood became the trigger for the invention of sustainability at the beginning of the 18th century in Saxony. In the 19th century, the situation of the forests was significantly improved by separation of forest and pasture and by systematic afforestation in large scale, mainly with pine and spruce.

In the same time the exploitation of the boreal virgin taiga forests and the remaining old-growth mountain forests has started, in the Alps as well as in the Carpathian and Balkan Mountains, to satisfy the growing industrial demand for timber. As a result, Europe today is characterized by diverse cultural landscapes with different share of forests, as well as by urban and industrial agglomerations.

In the current period of globalized economy, the pressure on decreasing natural resources

is increasing dramatically. Despite international regulations for sustainable forest use, illegal logging and trade of timber is a profitable business, and often legal practices are not less destructive as illegal cuts. It is not only the case in tropical forests but also in the extended forest regions of the boreal zone in North America, Northern Europe and Siberia. Satellite images and maps of Global Forest Watch and Global Forest Change show a frightening picture.² The changes of forest cover and the extension of clear cuts, especially along railways, roads and rivers for transport of timber have huge dimensions. Inaccessibility is the main reason that remnants of old-growth forests in remote areas survived until today. But the construction of roads is the beginning of the destruction of forests in large scale.

Despite governmental declarations on sustainable development, and despite modern legislative frameworks forest destruction is a current phenomenon also in countries of the European Union, as examples in Slovakia, Romania and other member states demonstrate (EWS, 2016, EuroNatur, 2025).

The consequences for ecosystem functions, climate, soil and water balance in landscape scale are very serious. The carbon stock stored in the forest is mobilized and emitted into the atmosphere, the fixation of carbon by photosynthesis is strongly declined. The climate-stabilizing effect of old forest is reversed. The centuries long continuity of forest structure is destroyed, the biological diversity of plant and animal life heavily damaged. In mountain areas the soil is eroded. Any intervention in a primeval forest interrupts the continuity of millennia of its evolution. A virgin forest, once cut, is irreversibly destroyed. It can never be restored as "virgin forest". Although

² <https://www.globalforestwatch.org/>
<https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>

temperate forests can regenerate to semi-natural structures in long periods of time, but the quality of the virgin forest would be lost forever.

In the current period of forest degradation and destruction by a globalized timber industry the protection of the remaining old-growth forests has to be a task of highest priority for nature conservation policy at national and international levels. But, in many countries, the effectiveness of protective measures is very limited, for example, if forestry is carried out even in protected areas.

With the disappearance of the last old forests, initiatives for their preservation emerged in several places of Europe. Local activities for the protection of remaining ancient forests started in 19th century in several countries of Europe (e.g. Germany, France, Italy, Austria, Slovenia...). Individual aristocratic forest owners, far-sighted foresters, scientists and artists campaigned for the protection of the last remnants of European primary forest nature. Also currently scientists, citizen initiatives and NGO try to save old-growth forests by diverse activities. For example, the Foundation EuroNatur provided the campaign "Save paradise forests" and supports projects for protection of old-growth forests in Romania and SE-Europe.

Primeval and old-growth forests are very rare today in all of Europe. After the destruction of virgin forests, they can never be restored to the former status, even within several generations. Today they take to the most valuable forest stocks from nature conservation point of view. They are part of the joint natural heritage of Europe (Smaliychuk & Gräbener, 2018; Knapp et al., 2021; Mikolaš et al., 2023).

4. THE WORLD HERITAGE CONVENTION AS AN EFFECTIVE TOOL FOR FOREST PROTECTION

The UNESCO World Heritage Convention from 1972 is the most effective international convention for the protection of the cultural and natural heritage of the World including forests. The conditions, the criteria and the procedure are regulated by the Operational Guidelines.³ The convention is looking from global perspective. Before a site can be inscribed on the World Heritage List by decision of the World Heritage Committee, a corresponding application must be submitted by the state party and a strictly regulated evaluation procedure must be completed. The justification and recognition of an "Outstanding Universal Value" (OUV) is a prerequisite for inscription.

Today (2025) 1240 World Heritage Sites exist in 170 of 196 State Parties. 235 of them are inscribed as Natural Heritage, 41 as Mixed Sites. With 61 properties (55 cultural, 6 natural) Italy is the State Party with the largest number of UNESCO World Heritage Sites. It also contributes to the transnational serial World Heritage Site "Ancient and Primeval Beech Forests of the Carpathians and other Regions of Europe" (UNESCO, 2025).

Thirty years ago, forests in Europe were represented in the World Heritage List by very few examples only. Because of the long cultural history in which forests were cleared and forest wilderness was transformed into cultural landscapes there are almost no primeval forests left in Europe. So, the potential for World Heritage nominations of forests is very low. The virgin forests of Białowieża in Poland were inscribed 1979 and extended 1992 to Belarus. They represent the Central and Eastern European nemoral mixed deciduous forests.

³ UNESCO World Heritage Centre - The Operational Guidelines for the Implementation of the World Heritage Convention.

The Virgin Komi Forests in Russia, inscribed in 1995, are one of the most extensive areas of virgin boreal coniferous forests remaining in Europe. They include a vast wilderness area of 3.28 million ha (UNESCO, 2025).

The last remaining stock of primeval beech forests survived in the Ukrainian Carpathians. In 2007, 10 stands from Ukraine and Slovak Republic were inscribed as “Primeval Beech Forests of the Carpathians” in the UNESCO World Heritage List. In 2011 it was enlarged by five additional component parts of “ancient” beech forests from Germany (Steering Group, 2009). The World Heritage Committee recommended in its decision to search for further old-growth beech forests in Europe “towards a finite serial transnational nomination in order to assure the protection of this unique forest ecosystem” (WHC, 2011).

In an ongoing process of numerous field visits and 8 expert workshops “Beech Forests - Joint Natural Heritage of Europe” at the International Academy for Nature Conservation Isle of Vilm, Germany, in Soriano nel Cimino and Villavallelonga, Italy, in the Carpathian Biosphere Reserve in Rakhiv, Ukraine, and in Vienna, Austria, the knowledge about old-growth beech forests was compiled, discussed and recommended for further nomination (Knapp & Fichtner, 2011, 2012).

The second extension nomination with 63 components from 11 countries (Kirchmeir & Kovarovics, 2016) was inscribed in 2017 (Ibisch et al., 2017). After a third extension 2021 the “Primeval and Ancient Beech Forests of the Carpathians and other Regions of Europe” today form a network of 93 component parts with old-growth beech forest in 18 European countries, covering nearly 99,000 ha, surrounded by more than 290,000 ha of protected buffer zones (Table 1, Fig. 2).

13 of the 93 component parts are located in Italy (Castellano, 2022). That are (from North

to South) Sasso Fratino, Monte Cimino, Monte Raschio, 5 components in Abruzzo, Lazio & Molise National Park, two components in Gargano National Park, two components in Pollino National Park and Valle Infernale in National Park Aspromonte in Calabria, in total covering more than 3,600 ha, surrounded by nearly 18,000 ha buffer zones (Table 2).

The inscription in the World Heritage List improves the public awareness for the value and importance of virgin forests and supports the movement for the protection of remaining old-growth forests in Europe. The Beech Forest Network of scientists and protected areas in Europe could be a model for an Old-growth Forests Network for all forest types.

The process from the idea to the current status is documented as “Ecodiamonds of Europe. History of Beech Primeval Forests Nomination to the UNESCO World Heritage List” by the long-time director of the Carpathian Biosphere Reserve in Ukraine, Prof. Fedir Hamor (Hamor, 2019, 2023).

The inscription of European beech forests in the World Heritage List is based on criterion (ix) of the Operational Guidelines as an outstanding example representing significant on-going ecological and biological processes in the evolution and development of terrestrial ecosystems.

The European beech, *Fagus sylvatica*, is a common and typical tree species for large parts of Europe. It is wide distributed in the temperate zone of Europe, from the British Islands in the West to the Eastern foothills of the Carpathians in Ukraine and Moldovia, from Southern Norway and Sweden to Calabria and Sicily, from Northern Spain to Greece. Long time it was without any interest for nature conservation, because of uniform stands in managed, mainly young forests. However, the life history shows up as an unusually exciting tree species.

Table 1 - The extension from the “Primeval Beech Forests of the Carpathians” (2007) to the “Primeval Beech Forests of the Carpathians and Ancient Beech Forests of Germany” (2011) and the “Ancient and Primeval Beech Forests of the Carpathians and Other Regions of Europe” (2017, 2021).

Year of inscription * Minor change	Nr.	State Party	Count of component parts/cluster	Size [ha]	Buffer [ha]
<i>Inscription 2007</i>					
	1	Ukraine (2017+)	15	28,281.97	38,034.85
	2	Slovakia (2021*)	5	3,993.60	14,977.30
<i>1st Extension 2011</i>					
	3	Germany	5	4,411.20	13,709.60
<i>2nd Extension 2017</i>					
	4	Albania	2	3,390.97	11,547.23
	5	Austria (2021*)	5	8,332.73	17,287.02
	6	Belgium	5	269.31	4,650.86
	7	Bulgaria	9	10,998.48	11,520.87
	8	Croatia (2021*)	2	3,325.92	10,694.11
	9	Italy (2021+)	13	3,665.34	17,922.52
	10	Romania	12	23,982.77	64,476.66
	11	Slovenia	2	794.74	176.70
	12	Spain	6	885.57	52,628.38
<i>3rd Extension 2021</i>					
	13	Bosnia-Herzegovina	1	295.04	380.74
	14	Czech Republic	1	444.81	2,279.40
	15	France	3	929.80	2,801.95
	16	North Macedonia	1	193.27	234.70
	17	Poland	4	3,470.74	24,330.52
	18	Switzerland	2	1,002.21	3,424.90
			93	98,668.40	291,080.30
<i>Tentative List</i>					
		Montenegro	1		
		Serbia	3		
		France	3		

Source: https://en.wikipedia.org/wiki/Ancient_and_Primeval_Beech_Forests_of_the_Carpathians_and_Other_Regions_of_Europe
<https://www.europeanbeechforests.org/world-heritage-beech-forests>

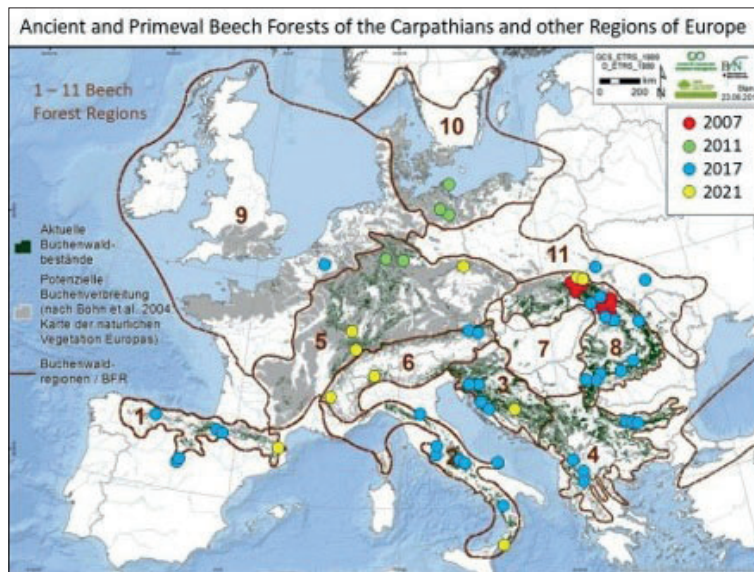


Figure 2 - The Distribution of the transnational serial World Heritage Site “Ancient and Primeval Beech Forests of the Carpathians and Other Regions of Europe”.

The expansion of beech from their glacial refuge areas to large parts of our continent, the succession of beech forests, and the change from mixed deciduous forests to beech dominated deciduous forests and the co-evolution with the cultural history in Europe is a fascinating story. And, beech forests as a mainly European phenomenon promote a common European identity.

Within their wide distribution area beech and beech forests cover a wide span of altitudinal belts from sea shore of the Baltic Sea through the lowlands and mountains up to the forest line in Central and Southern European mountains (Fig. 3-5). They have a broad habitat amplitude and almost no edaphic boundaries, because they grow on pure chalk and limestone, on heavy clay as well as on acid silicate rocks and bare sand, and even on peat and volcanic lava.

The beech has the tendency to form predominating beech forests as natural vegetation. It is an extraordinary phenomenon, to find a great diversity of different forest types beneath the canopy of one dominant tree species. The map of natural vegetation of Europe

(Bohn & Neuhäusl, 2000) differs 29 beech forest types on oligo-mesotrophic sites and 56 types on eutrophic sites. The beech is mostly dominant but associated with almost all tree species in Europe. It grows not only alongside other European deciduous trees such as hornbeam (*Carpinus*), oak (*Quercus*), elm (*Ulmus*), ash (*Fraxinus*), and maple (*Acer*), but also alongside evergreen sclerophyllous trees such as holm oak (*Quercus ilex*) and holly (*Ilex aquifolium*). Beech trees are also associated with conifers, for example in mixed mountain forests with fir (*Abies alba*) and spruce (*Picea abies*), on sandy or rocky sites with Scotch pine (*Pinus sylvestris*), at the tree line in the Alps with larch (*Larix decidua*) and even mountain pine (*Pinus mugo*), and in the Apennines with Helderich's pine (*Pinus heldreichii*). Yew (*Taxus baccata*) is a typical but rare conifer in beech forests within their entire areal.

Beech forests have an exceptional regeneration power. The cycle from growth up of seedlings to decay of ancient trees takes 300 to 600 years, depending from the special site situation. The beech tree is also capable of regeneration and exhibits diverse growth forms.

Table 2 - The Italian component parts of the transnational serial World Heritage Site “Ancient and Primeval Beech Forests of the Carpathians and other Regions of Europe”.

PROTECTED AREA	COMPONENT PART	SIZE [ha]	BUFFER [ha]	YEAR
Foreste Casentinesi National Park	Sasso Fratino	781.43	6,936.64	2017
Mt. Cimino Strict Reserve	Monte Cimino	57.54	87.96	2017
Bracciano-Martignano Regional Nature Park	Monte Raschio	73.73	54.75	2017
Abruzzo, Lazio & Molise National Park	Valle Cervara	119.70	751.61	2017
	Selva Moricento	192.70		
	Coppo del Morto	104.71	415.51	2017
	Coppo del Principe	194.49	446.62	2017
	Val Fondillo	325.03	700.95	2017
Gargano National Park (Foreste Umbra)	Falascione	254.30	3,486.29	2017/2021
	Pavari-Sfilzi	667.13		2021
Pollino National Park	Cozzo Ferriero	95.75	2,851.83	2017/2021
	Pollinello	477.94		2021
National Park Aspromonte	Valle Infernale	320.79	2,191.36	2021
<i>Total:</i>	<i>7</i>	<i>13</i>	<i>3,664.71</i>	<i>17,923.52</i>

It typically grows upright with columnar trunks and regularly formed crowns, reaching heights of up to 50 meters. Its root system is correspondingly robust. On steep mountain slopes, the trunk bases are often curved in an arc. On windy sea coasts, the beech tree forms dense thickets of countless twisted trunks and so-called wind-bent trees. At the forest line in the mountains, it can form low-lying bushes similar to mountain dwarf pines. Two or more trunks can also grow together to form one tree.

Beech forests are characteristic part of Europe’s biodiversity, and they host an important diversity of flora, fauna, and habitats, such as vascular plants, mosses and lichens, small mammals, and large herbivores, carnivores, insects and molluscs, as well as an impressive diversity of mycorrhiza and xylophagous fungi. All these organisms are interconnected in food chains and nutrient cycles of produc-

ers, consumers, and decomposers. This short statement about beech is based on any own research (Knapp & Spangenberg, 2007; Steering Group, 2009; Knapp, 2008, 2024; Knapp & Fichtner, 2011, 2012; NuL, 2007).

5. “MESSAGE OF THE BEECH”

Virgin and old-growth forests belong to the last remnants of original wild nature in Europe. They are the heart piece of the European natural heritage. But they are like small islands of pure nature with high integrity within an ocean of managed and degraded, segregated and commercialized, exploited, wounded and polluted landscapes.

Development of ancient trees and old-growth forests need long time. The time of non-intervention is a key criterion for integri-



Figure 3 - Beech forests and chalk cliffs at the Baltic Sea shore on Rügen Island, Jasmund National Park, Germany (foto: H. D. Knapp).

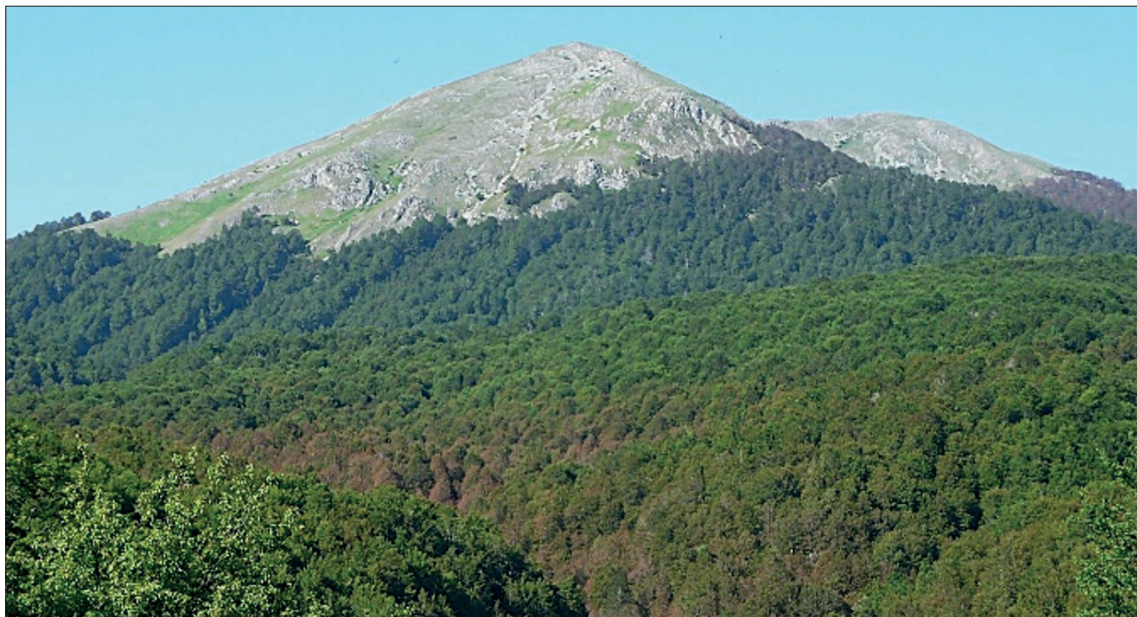


Figure 4 - Beech forests form the forest line, Valle Cervara in Abruzzo, Lazio & Molise National Park, Italy (foto: H. D. Knapp).

ty. The time of non-intervention development can be substituted by nothing. Ancient trees and old-growth forests are of irreplaceable value, because they cannot “made”.

Virgin and old-growth forests can teach us to respect living nature and its laws in general as subject with intrinsic value behind the value as natural resource. They can teach us to ac-



Figure 5 - The most Southern stands of beech are located on lava rocks of Mt. Aetna on Sicily, Italy (foto: H. D. Knapp).

cept the limitation of the availability of natural resources and to manage commercial forests with respect to trees in a really sustainable way.

They invite us to marvel and share in the experience of fascinating forest wilderness, to look with our eyes and to feel with our senses the wonders of natural forests, to understand the ongoing cycle of life and death, from seedlings to centuries old giants of trees, to deadwood and finally to humus as base for rebirth of new tree generations, to feel the wild beauty and exciting harmony of untouched forests.

All remaining old-growth forests are too valuable for pellets and planks. They have to be strictly protected. The humankind is able to fly to the Moon, but it cannot make a virgin forest. That is the reason, why we have to safeguard carefully the remnants of virgin forests, in the Carpathians, in Apennine and Balkan, in all over Europe and in the World.

The change from forest wilderness to cultural landscapes and further degradation and

destruction of virgin forests in the past were a prerequisite and condition for the development of European civilisation, primary based on agriculture. Today the protection of the remaining old-growth forests is a condition for the persistence of cultural civilization.

REFERENCES

- Bohn, U., & Neuhäusl, R. (Eds.). (2000/2003). *Map of the natural vegetation of Europe* (Parts 1-3). Landwirtschaftsverlag.
- EWS. (2016). *Special report: Deforestation in Romania*. European Wilderness Society. <https://www.wilderness-society.org/special-report-deforestation-in-romania/>
- Filibek, G., Baliva, M., Calcagnile, L., Chiarucci, A., D'Elia, M., Quarta, G., Quilghini, G., & Piovesan, G. (2023). Rediscovering Montecristo's treasure: The island's *holm oaks* reveal exceptional longevity. *Ecology*, 104(3), e4064. <https://doi.org/10.1002/ecy.4064>
- Hamor, F. (2019). *Ancient and primeval beech forests of the Carpathians and other regions of Europe - UNESCO World Heritage Property*. LAP LAMBERT Academic Publishing.
- Hamor, F. (2023). *Ecodiamonds of Europe. History of beech primeval forests nomination to the UNESCO World Heritage List*. Lviv.
- Ibisch, P., Waldherr, M., & Knapp, H. D. (2017). Erweiterungsnominierung zu den "Buchenurwäldern der Karpaten und Alten Buchenwäldern Deutschlands" als paneuropäische UNESCO-Weltnaturerbestätte. *Natur und Landschaft*, 93(3), 109–118.
- Kirchmeir, H., & Kovarovics, A. (2016). "Primeval Beech Forests of the Carpathians and Other Regions of Europe" as extension to the existing Natural World Heritage Site Primeval Beech Forests of the Carpathians and the Ancient Beech Forests of Germany" (1133bis). *Nomination Dossier*. Klagenfurt.
- Knapp, H. D. (Ed.). (2008). *Beech forests - A German contribution to the global forest biodiversity* (BfN-Skripten 233). Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Knapp, H. D. (2024). Buchenwälder - besonderes Naturerbe Europas. *Die Vogelwelt, Beiträge zur Vogelkunde*, 142(1), 3–10.
- Knapp, H. D., Fähser, L., & Klaus, S. (Hrsg.). (2021). *Der Holzweg. Wald im Widerstreit der Interessen*. oekom verlag. <https://doi.org/10.14512/9783962387976>

- Knapp, H. D., & Fichtner, A. (Eds.). (2011). *Beech forests - Joint natural heritage of Europe* (BfN-Skripten 297). Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Knapp, H. D., & Fichtner, A. (Eds.). (2012). *Beech forests - Joint natural heritage of Europe (2)* (BfN-Skripten 327). Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Knapp, H. D., & Spangenberg, A. (Red.). (2007). *Europäische Buchenwaldinitiative* (BfN-Skripten 222). Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Mikolaš, M., Piovesan, G., Ahlström, A., Donato, D. C., Gloor, R., Hofmeister, J., Keeton, W. S., Muys, B., Sabatini, F. S., Svoboda, M., & Kuemmerle, T. (2023). Protected old-growth forests in Europe now. *Science*, 380(6644), 464–465. <https://doi.org/10.1126/science.adh2303>
- NuL. (2007). Schwerpunkt: Buchenwälder. *Natur und Landschaft*, 82(9/10), 385–453.
- Piovesan, G., Baliva, M., Calcagnile, L., D'Elia, M., Dorado-Linán, I., Palli, J., Siclari, A., & Quarta, G., (2020). Radiocarbon dating of Aspromonte *sessile oaks* reveals the oldest dated temperate flowering tree in the world. *Ecology*, 101(11), e03179. <https://doi.org/10.1002/ecy.3179>
- Piovesan, G., Biondi, F., Baliva, M., De Vivo, G., Marchiano, V., Schettino, A., & Di Filippo, A. (2019). Lessons from the wild: Slow but increasing long-term growth allows for maximum longevity in European beech. *Ecology*, 100(9), e02737. <https://doi.org/10.1002/ecy.2737>
- Piovesan, G., Biondi, F., Baliva, M., Presutti Saba, E., Calcagnile, L., Quarta, G., D'Elia, M., De Vivo, G., Schettino, A., & Di Filippo, A. (2018). The oldest dated tree of Europe lives in the wild Pollino massif: Italus, a strip-bark *Heldreich's pine*. *Ecology*, 99(7), 1682–1684. <https://doi.org/10.1002/ecy.2231>
- Schroeder, G. (1998). *Lehrbuch der Pflanzengeographie*. Quelle & Meyer.
- Smaliychuk, A., & Gräbener, U. (Eds.). (2018). *Natural forests of Ukrainian Carpathians*. Lviv.
- Steering Group. (2009). *Nomination of the "Ancient Beech Forests of Germany" as Extension to the World Natural Heritage "Primeval Beech Forests of the Carpathians" (1133). Nomination Dossier*.
- UNESCO. (2025). *World Heritage List*. UNESCO World Heritage Centre. <https://whc.unesco.org/en/list/>
- WHC. (2011). *Decision 35 COM 8B.13*. UNESCO World Heritage Centre.

WEB SOURCE

- Castellano, E. (2022). UNESCO: the Italian ancient beech forest. UNESCO: the Italian ancient beech forest | Visititaly.eu (website) European beech forests - UNESCO World Heritage "Ancient and Primeval Beech Forests of the Carpathians and Other Regions of Europe". <https://www.europeanbeechforests.org/world-heritage-beech-forests>
- Global Forest Change. <https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>
- Euronatur. <https://www.euronatur.org/unsere-themen/kampagnen-und-initiativen/save-paradise-forests/> (website)
- Euronatur (2025). Massive logging of Primary Forests and Old-growth Forests in Romania. https://www.euronatur.org/fileadmin/docs/Urwald-Kampagne_Rumaenien/_REPORT_%20%20_Massive_Logging_in_PF_OGF_in_Romania_2021-2024.pdf
- Global Forest Watch - <https://www.globalforest-watch.org/>



The Sasso Fratino Integral Nature Reserve, an example of nature conservation

La Riserva Naturale Integrale di Sasso Fratino, esempio di conservazione della natura

Paola Ciampelli

Raggruppamento Carabinieri Biodiversità, Reparto Biodiversità di Pratovecchio; via Dante Alighieri Pratovecchio 41 - 52015 Pratovecchio Stia (AR), Italia. paola.ciampelli@carabinieri.it

Tra le estese selve che rivestono il crinale dell'Appennino tosco-romagnolo, in particolare tra il passo dei Mandrioli e il Monte Falco, incastonata tra le riserve naturali di Campigna, di Badia Prataglia e - poco più in là - di Camaldoli, si trova la foresta di Sasso Fratino, prima riserva naturale istituita in Italia nel 1959, integrale secondo la classificazione IUNC.

Questo è il territorio dove vegetano le faggete vetuste entrate a far parte il 7 luglio 2017 della World Heritage List dell'Unesco quale componente del sito seriale *Ancient and Primeval Beech Forests of the Carpathians and Other Regions of Europe*.

Il tratto di foresta proposto per l'istituzione della prima riserva naturale italiana, dall'Istituto di Entomologia Agraria dell'Università di Pavia (Professor Mario Pavan) dopo l'accordo con l'Amministrazione delle Foreste Casentinesi (Dottor Fabio Clauser), fu una sezione della Foresta di Badia Prataglia denominata "Sasso Fratino" nel Comune di Bagno di Romagna, particolarmente suggestiva ed importante perché da secoli preservata da ogni forma

di interventi e utilizzazioni ad opera dell'uomo che si presentava quindi molto vicino a condizioni di naturalità, una delle poche foreste con queste caratteristiche in Appennino.

Era già stata descritta dal Direttore Generale delle Foreste Antonio Sansone nella relazione sull'Azienda del Demanio Forestale di Stato del 1915: "le piante stravecchie seccano e cadono sotto il peso delle nevi e per l'urto dei venti; e subito al loro posto sottomentra nuova vegetazione rigogliosa, dovuta al sottobosco che non manca mai ed aspetta che gli si faccia un po' di luce per prendere sviluppo. È il vero tipo della faggeta naturale, quale difficilmente si troverebbe in altri posti".

Il nucleo originario della Riserva Naturale Integrale viene individuato su 45 ettari di territorio con un dislivello da 1500 a 900 metri di altitudine nel versante di Poggio Scali, di cui si narra in un manoscritto del 1721 dell'Opera del Duomo di Firenze con queste parole: "l'asticcioia che confina con Poggio Scali quanto acqua pende verso Campo alla Sega", l'autore afferma che le maestranze dell'Opera "non vi

hanno mai tagliato per essere paese impraticabile per vie”.

Questo nucleo, con un provvedimento della Direzione Generale per l'Economia Montana e per le Foreste, nel 1959 venne posto sotto le norme internazionali che regolavano la protezione e conservazione della natura ed elevato al rango della massima protezione, cioè nella categoria delle Riserve naturali integrali. Fu circondato da una fascia di foresta di 65 ettari che, per disposizioni ministeriali, verrà utilizzata soltanto assai limitatamente per non nuocere neppure indirettamente all'equilibrio naturale della Riserva che, riconosciuta originariamente per il solo nucleo di 110 ettari, successivamente è stata ampliata fino agli attuali 764,25 ettari.

Ponendola sotto le norme internazionali fin dal 1959, a Sasso Fratino è stato concesso tempo: oggi racchiude in sé le espressioni più vicine all'idea di bosco naturale caratteristico di questo settore dell'Appennino.

Questa è un'area eccezionale ed unica, rappresentativa di tutti quegli elementi che il Consiglio d'Europa ha posto a condizione per il conferimento, e le successive conferme, del Diploma Europeo per le aree protette (assegnato nel 1985).

Il Diploma viene attribuito dal Consiglio d'Europa ad aree protette naturali o semi-naturali che siano di interesse europeo dal punto di vista della conservazione della diversità biologica, geologica o paesaggistica e che godano di una protezione adeguata.

La difficile morfologia ha impedito nei secoli la pratica di interventi selvicolturali significativi, così che questa porzione di foresta è potuta evolvere pressoché indisturbata. Rare aie car-

bonili sparse al suo interno sono testimoni di limitate utilizzazioni di legname ma è certo che l'azione dell'uomo non è stata tale da modificare, alterare o condizionare sostanzialmente nel tempo l'evoluzione delle sue formazioni.

La riserva costituisce un eccezionale esempio di bosco originario che, dalle faggete del crinale, interessate dalla presenza di sporadici esemplari di acero montano, sorbo montano e degli uccellatori e olmo montano, è pervaso sempre più, scendendo dalla sua quota massima di 1520 metri di Poggio Scali, dall'abete bianco e dalla moltitudine di altre specie che, con faggio e abete, costituiscono il bosco misto tipico dell'orizzonte montano: aceri, tigli, frassini, tasso, agrifoglio, sorbi, ciliegio fino alle querce decidue e, ai piani inferiori, carpini, orniello, corniolo, sorbo ciavardello e acero opalo¹.

Oggi alle pendici intermedie delle nostre montagne, tra i 600 e gli 800/900 metri nei climi temperati, e in condizioni ecologiche simili, troviamo generalmente boschi di querce, di castagno, di carpino, di orniello, cedui generalmente, più o meno degradati o anche floridi e produttivi come le cerrete o i castagneti ma limitati a una sola specie prevalente.

Il valore forestale dell'area non sta solo nella varietà di specie presenti (il contingente delle specie che vegetano nella riserva conta 386 unità appartenenti a 238 generi riuniti in 78 famiglie), ma anche nella fisionomia monumentale dell'intero complesso. Gli alberi sono alti e maestosi, non sono rari faggi di oltre 40 metri con diametri superiori a 1 metro, anche gli aceri sono presenti con piante di dimensioni monumentali e l'abete bianco di Pian de' Giusti, recentemente misurato con l'ausilio di

¹ Le faggete di Sasso Fratino che crescono lungo tutta l'estensione altitudinale della Riserva possiedono una propria identità, caratterizzata da elementi di transizione fra le faggete mediterranee (dominate dall'effetto della siccità estiva) e quelle alpine (dove il caldo primaverile ed estivo diviene il primo fattore stimolante la crescita). La valenza biogeografica di Sasso Fratino è legata infatti alla continua estensione delle faggete lungo un gradiente altitudinale di quasi 1000 metri dimostrandosi più connesse alle faggete alpine alle quote maggiori e a quelle mediterranee alle quote inferiori.

un tree climber, sfiora i 49 metri. Dalle quote più elevate (1500 m s.l.m.) a quelle inferiori (550 m s.l.m.) aumentano le altezze medie e dominanti dei soprassuoli. “Quota 900” è il luogo forse più affascinante dell’area, un pianoro ingombro di giganteschi faggi e abeti, solcato da ruscelli.

Le età diminuiscono invece con il diminuire della quota: I risultati delle ricerche svolte evidenziano una faggeta vetusta che contiene alcuni tra i faggi più vecchi d’Europa. L’individuo più longevo ha 520 anni, affiancato da altri sei faggi che superano i 400 anni d’età oltre a numerosi alberi di oltre tre secoli. L’età massima rilevata diminuisce con l’abbassamento di quota superando i 250 anni nella fascia intermedia della foresta (1000-1200 m s.l.m.) e avvicinandosi a 150-200 anni nel fondovalle tra la Diga di Ridracoli, Campo alla Sega e Fonte del Maresciallo.

Un coinvolgente lavoro curato dal Dipartimento di Scienze agrarie e Forestali dell’Università della Tuscia con la National Geographic Society ha descritto l’architettura dei faggi vetusti di Sasso Fratino: otto faggi vetusti sono stati completamente mappati in tutte le loro parti legnose fino a 4 cm di diametro. Questi dati hanno consentito di definire lo stato di conservazione delle piante in risposta ai cambiamenti climatici ed il loro contributo al ciclo del carbonio. Dal punto di vista della biomassa i faggi vetusti di Sasso Fratino riescono a mantenere elevati volumi (fino a 10 m³) nonostante le altezze ridotte di molte delle piante analizzate ciò grazie alla peculiare architettura che hanno soprattutto in prossimità del crinale appenninico dove i faggi esprimono 5-10 metri in più di rami spesso contorti verso l’interno della chioma a formare una cupola protettiva. Quindi una grande plasticità posseduta da questa specie

nell’adattarsi a condizioni ambientali disperate e spesso estreme.

Le piante più vecchie inoltre presentano incrementi più stabili rispetto alle piante più giovani e mostrano maggiore resilienza all’innalzamento delle temperature, poca sensibilità nei confronti della variabilità climatica di medio periodo.

La diversità biologica non sta solo nel numero di specie diverse presenti o nella diversificazione strutturale del bosco, la diversità sta nella complessità e interconnessione massima possibile che si realizza tra suolo, tempo e vegetazione e che risulta dagli studi degli specialisti e costituisce la base per ulteriori interazioni tra mondo animale, funghi e licheni. Tutto ciò è espresso al massimo livello a Sasso Fratino.

Non esiste più un ecosistema “vergine” in Italia così come in Europa, ma Sasso Fratino, come recenti e passati studi stanno dimostrando, ci si avvicina moltissimo. Questo lembo di foresta appenninica ha mostrato fino ad ora, quasi fosse un’anteprima, ciò che potrebbe essere se si applicasse lo stesso rispetto ed approccio gestionale anche ad altre foreste. All’interno della Riserva Integrale gli alberi rispettano il loro ciclo biologico plurisecolare, gli insetti riescono a compiere la loro metamorfosi indisturbati e senza timore che elementi esterni alterino il loro habitat vanificando anni di lavoro silenzioso nelle cavità del legno, alcune specie di uccelli sono tornate a nidificare nelle maestose foreste in cui oggi trovano nutrimento e tranquillità per poter espandere le loro popolazioni. Tutto questo è tangibile ed è possibile “sentirlo” attraversando la Riserva in ogni sua parte ma soprattutto lungo il gradiente altitudinale in cui al succedersi della copertura forestale corrisponde un paesaggio sonoro differente che è testimone leggero dell’enorme complessità che la caratterizza.



Safeguarding old-growth and primary forests: protection and forest landscape restoration to deliver Europe's 30×30 commitments

Anique Hillbrand ^{(a)(*)} - Kathrine Poe ^(a) - Tommaso Demozzi ^(a)

^(a) IUCN, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources; Rue Mauverney 28 - 1196 Gland, Switzerland

^(*) Corresponding Author; anique.hillbrand@iucn.org

Abstract: Safeguarding old-growth and primary forests is essential for biodiversity conservation, climate regulation, ecosystem resilience and cultural heritage, yet these forests remain rare, fragmented and increasingly threatened across the EU. Recent assessments estimate that primary and old-growth forests represent <3% of EU forest extent, with substantial gaps in spatially explicit mapping; this rarity underscores the urgency of protection and evidence-based restoration strategies (European Commission 2021b; Sabatini et al., 2018). In alignment with the EU Biodiversity Strategy for 2030, the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (Target 3, “30×30”) and the EU Nature Restoration Regulation, this paper argues for a dual pathway: (i) protection and improved legal enforcement for remaining intact, high-integrity old and primary forests and (ii) forest landscape restoration (FLR) to strengthen buffer zones, recover old-growth attributes and reconnect landscapes (CBD, Convention on Biological Diversity, 2022; European Union, 2024). We outline governance strategies to harmonize implementation across scales and emphasize the role of participatory management, engaging landowners and communities to strengthen social legitimacy and reduce pressures on remaining forests. Additionally, we suggest practical restoration frameworks, such as the Restoration Opportunities Assessment Methodology (ROAM), that support evidence-based interventions. We conclude with priority actions for conserving primary forests, restoring ecological connectivity, and communicating the ecological, cultural, and socio-economic values of old-growth landscapes. By coupling protection with landscape-scale restoration, supported by robust social safeguards and monitoring, Europe can accelerate progress toward 30×30 targets while enhancing climate resilience and societal benefits.

Key words: old-growth forest; primary forest; protection; forest landscape restoration; 30×30; EU biodiversity strategy; EU Nature Restoration Regulation.

Citation: Hillbrand, A., Poe, K., & Demozzi, T. (2026). Safeguarding old-growth and primary forests: protection and forest landscape restoration to deliver Europe's 30×30 commitments. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 206–215. <https://doi.org/10.36253/ifm-1224>

Received: 24/02/2026 **Revised version:** 15/07/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUCTION

Old-growth and primary forests represent irreplaceable biodiversity, ecosystem functions and cultural values. EU-level assessments indicate that these forests remain extremely rare: old-growth and primary forests cover less than 3% of total EU forest area and are highly fragmented (European Commission, 2021c; Sabatini et al., 2020).

Robust and harmonized definitions, alongside spatially explicit monitoring, are prerequisites for safeguarding old-growth and primary forests.

For the purpose of this study, the term *primary forests* includes all forests having a high degree of integrity and naturalness, whose structure and dynamics are dominated by ecological and evolutionary processes, without implying that these forests were never cleared nor disturbed by man. This definition is in line with FAO, IUCN (International Union for Conservation of Nature) and CBD (Convention on Biological Diversity) definitions (Buchwald, 2005; CBD, 2021; FAO, 2025; IUCN, 2022).

The post-2020 Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (KM-GBF), adopted at CBD COP15, sets a series of ambitious targets for 2030 aimed at halting and reversing biodiversity loss, including Target 3, which commits Parties to effectively conserve at least 30% of land and sea through protected areas and other effective area-based conservation measures (OECMs) (CBD, 2022). At the European scale, the EU Biodiversity Strategy for 2030 calls for protecting at least 30% of the EU's land and sea areas, with one third of this area (10%) placed under strict protection, of all EU land and sea, including all remaining primary and old-growth forests and the establishment of a coherent trans-European nature network (European Commission,

2020). Building on these commitments, the EU Nature Restoration Regulation (NRR), adopted in 2024, introduces legally binding targets to restore degraded ecosystems, aiming to put restoration measures in place on at least 20% of EU land and sea areas by 2030 and to ensure the recovery of all ecosystems in need of restoration by 2050. The Regulation represents a shift from conservation alone towards active ecosystem recovery, strengthening biodiversity, ecological connectivity and the resilience of European ecosystems (European Union, 2024).

Together, these frameworks necessitate a dual strategy: (i) strict protection of all remaining high-integrity forests and (ii) forest landscape restoration (FLR) to recover buffer zones, structural complexity and ecological connectivity (IUCN & WRI, 2014).

Problem statement: Despite formal protection frameworks, remaining European primary forests continue to face pressures from logging, infrastructure expansion, and other high-impact activities, leading to ongoing degradation of these irreplaceable ecosystems (Barredo et al., 2024). The loss of primary forests not only undermines biodiversity and carbon storage but also reduces the ecological, cultural, and social values that these forests provide. This persistent vulnerability highlights the urgent need for effective strategies that go beyond designation, ensuring both robust protection and the active restoration of degraded landscapes.

Across several European forest regions, including mountain systems and transboundary landscapes, especially in the Scandinavia and Carpathians, that contain some of the continent's most extensive old-growth remnants, analyses and civil-society monitoring have highlighted continued logging and infrastructure pressures affecting forests identified as high-integrity or of primary-forest character.

These situations point to recurring challenges related to enforcement capacity, consistency of environmental impact assessments, interpretation of management categories, and coordination across jurisdictions. These challenges are rooted in the specific context of old-growth temperate and boreal forests in the Global North broadly and Europe specifically, where historical land management practices, cultural forest values, and deforestation trends differ when compared to the tropics, presenting both unique barriers and opportunities.

This paper aims to provide a comprehensive assessment and guidance for conserving Europe's remaining primary and old-growth forests, emphasizing the dual approach of protection and forest landscape restoration. The specific objectives are to:

- Assess current status - Synthesize available knowledge on the extent, condition, and distribution of Europe's high-integrity forests, highlighting data gaps and monitoring advances.
- Review policy frameworks - Examine relevant EU and global policy instruments, including the Biodiversity Strategy for 2030, the Nature Restoration Regulation, and the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, and their implications for forest protection and restoration.
- Provide practical guidance - Outline actionable strategies for conserving remaining forests, restoring ecological connectivity, and fostering the development of old-growth attributes across landscapes.
- Integrate tools and approaches - Highlight evidence-based methods and frameworks, such as ROAM, remote sensing, and participatory governance, to support planning, implementation, and adaptive management of restoration interventions.
- Promote societal engagement - Emphasize the ecological, cultural, and socio-economic

values of old-growth forests and suggest approaches to communicate these benefits to policymakers, landowners, and the public, reinforcing support for long-term conservation and restoration outcomes.

2. WHY PROTECTION AND FOREST AND LANDSCAPE RESTORATION?

2.1 *The irreplaceable value of primary and old-growth forests*

Primary and old-growth forests store disproportionately high carbon stocks, harbour unique biodiversity assemblages, and regulate hydrological and microclimatic processes in ways not replicated by plantations or simplified secondary forests (Buchwald, 2005; Sabatini et al., 2020). Their rarity and uneven distribution across the EU reinforce the need for strict conservation (Sabatini et al., 2018; European Commission, 2021).

2.2 *Evidence for protection*

Experience from Europe and elsewhere indicates that protected areas are the most effective mechanism for conserving primary and old-growth forests. In the EU, assessments of high-integrity forests show that legal protection substantially reduces the risk of degradation and loss compared with forests under multiple-use or less restrictive management regimes (European Commission, 2021). Protected forests with clear conservation objectives, long-term monitoring, and effective governance generally maintain higher biodiversity, structural complexity, and carbon stocks (Fischer et al., 2023; Rogers et al., 2022; Sabatini et al., 2020).

At the same time, protection alone can be insufficient, particularly if legal frameworks lack strictness or enforcement mechanisms are weak (European Commission, 2021b). Along-

side strong policy, complementary approaches can enhance outcomes, including the establishment of ecological buffers, connectivity corridors, and collaborative management arrangements with local landowners and communities. Engaging stakeholders in stewardship and sustainable land-use practices helps reduce encroachment, supports the maintenance of ecosystem processes, and strengthens the social legitimacy of conservation measures (Anyanwu et al., 2025; Cumming et al., 2022; Sterling et al., 2017). By combining protection with participatory governance and landscape-scale planning, Europe can ensure that remaining primary and old-growth forests are not only preserved on paper but continue to deliver ecological and social benefits over the long term.

2.3 *Why FLR is indispensable*

Even with rigorous protection, Europe must restore landscape connectivity, integrity and resilience. FLR is a people-centred, landscape-scale approach designed to enhance ecological functionality and human well-being through mosaics of restoration interventions, including natural regeneration, enrichment planting, riparian buffers and agroforestry (IUCN & WRI, 2014). Restoration is essential for regenerating “secondary old-growth” attributes, such as large trees, multilayered canopies and deadwood - over policy-relevant timeframes (Pugh et al., 2019).

Furthermore, restoration can establish buffer zones around primary forest fragments and restore connectivity, inhibiting threat encroachment, diverting anthropogenic pressures, and increasing integrity and ecosystem functioning in surrounding landscapes (Götmark et al. 2000; Mayhew et al. 2019; Thorell & Götmark, 2005). Restoring corridors between fragments can also improve wildlife movement and genetic diversity while

reducing edge effects, including susceptibility to invasive species (Bluhm et al., 2023; Estreguil et al., 2012; O’Brien et al., 2025). Subsequently, FLR provides an essential tool for confronting extinction debt faced by primary forests - and for achieving multilateral targets complementary to 30x30, including Target 2 of the GBF to “Ensure that by 2030 at least 30 per cent of areas of degraded terrestrial, inland water, and coastal and marine ecosystems are under effective restoration, in order to enhance biodiversity and ecosystem functions and services, ecological integrity and connectivity.”

3. THE STATE OF PLAY IN EUROPE

3.1 *Extent and data gaps*

Synthesis studies estimate <3% of EU forest area qualifies as primary or old-growth, with major mapping gaps (~4.4 Mha) and pronounced geographic clustering for instance in Sweden, Bulgaria, Finland and Romania (Sabatini et al., 2020). The EPFD 2.0 database highlights substantial advances but also persisting challenges in ensuring comparability of definitions, forest masks and disturbance datasets (European Commission, 2021b).

3.2 *Policy drivers and obligations*

The EU Biodiversity Strategy mandates 30% protection of land and sea, with one-third under strict protection, explicitly including all remaining primary and old-growth forests (European Commission, 2020). The implementation of this target was followed by a Staff Working Document on Guidelines for Defining, Mapping, Monitoring and Strictly Protecting EU Primary and Old-Growth Forests, which supports the implementation of the goal. The EU Nature Restoration Reg-

ulation establishes binding ecosystem-restoration obligations for 2030-2050 (European Union, 2024). Within this legislation, Article 12 specifically deals with the restoration of forest ecosystems. These align with the requirements of the Kunming-Montreal GBF Target 2 on restoration and 3 on conservation (CBD, 2022).

3.3 *Monitoring advances*

Europe's capacity to monitor forest extent and condition has improved markedly through advances in Earth observation and integrated datasets. The EU Deforestation Observatory provides 10-m resolution forest-cover change data and spatially explicit drivers of loss for 2016-2022, enabling more timely detection of degradation, biomass loss, and structural change in old-growth forests (European Commission, 2023). Sentinel-1 and Sentinel-2 time series further support identification of subtle disturbances, including selective logging and canopy thinning.

Emerging approaches also focus on forest structure, age, and continuity, using LiDAR, biomass maps, and long-term disturbance chronologies to probabilistically identify primary forests (European Commission, 2021b). Nevertheless, remote sensing cannot fully capture compositional attributes, deadwood dynamics, or fine-scale management legacies, and inconsistencies in national inventories and definitions of "naturalness" challenge cross-country comparability.

Future integration of remote sensing with ground data, citizen science, and legally binding reporting under the EU Nature Restoration Regulation can strengthen monitoring and early-warning systems, translating technological advances into effective protection of Europe's remaining old-growth forests.

4. A PRACTICAL FRAMEWORK FOR EUROPE: FROM PRINCIPLES TO PRACTICE

4.1 *Protection of and law enforcement in high integrity forests*

The protection of Europe's remaining primary and old-growth forests remains a key priority. Efforts to map and strictly protect these areas, with the help of the framing provided by the IUCN Protected Areas Management categories, provide an important foundation for conservation (IUCN, 2004; Stolton et al., 2013). Protection is most effective when it extends beyond designated boundaries, with ecological buffers and connectivity between forest patches helping to maintain core habitats, reduce fragmentation, and limit the impact of high-intensity activities such as salvage logging or infrastructure development (European Commission, 2021).

Initiatives with a restoration and rewilding dimension are emerging in the EU region; for instance, Rewilding Europe's Nordic Taiga landscape seeks to reinstate natural processes and connectivity across northern Swedish forests, offering models for scaling up process-based restoration beyond isolated reserves. The Scandinavian case underline that restoration strategies which integrate strict protection, natural regeneration, and landscape connectivity are critical to re-establishing old-growth structures and associated biodiversity across boreal and temperate forest regions (Rewilding Europe, 2025)

However, despite clear legal frameworks and designation of high-integrity forests, enforcement or policy loopholes remains inconsistent across Europe. Even in Scandinavia, often regarded as a stronghold of boreal forests, enforcement and protection of high value forests face ongoing challenges. Concerns were mentioned in Sweden and Finland regarding legal and regulatory gaps that may allow log-

ging in areas of high conservation value, including primary and old-growth forests, underscoring the need for strengthened safeguards and effective implementation of EU commitments (Roberntz & Suominen, 2025). Logging and other high-impact activities continue in some primary and old-growth forests, highlighting gaps between policy intent and on-the-ground compliance (EuroNatur, 2022; FERN, 2022). Weak monitoring, limited penalties, and fragmented jurisdictional responsibilities can allow illegal or quasi-legal extraction to persist (Knorn et al. 2013; Nolte, 2013). Strengthening enforcement may require coordinated audits, mandatory reporting, higher fines for violations, and rapid-response mechanisms involving both national authorities and independent observers. Integrating enforcement with remote-sensing monitoring and public transparency can ensure that strict protection policies translate into tangible outcomes for Europe's remaining old-growth forests, underscoring the need for strengthened safeguards and effective implementation of EU commitments.

4.2 Forest landscape restoration to grow tomorrow's old growth

Restoration plays a central role in expanding Europe's stock of high-integrity forests and ensuring the continuity of old-growth attributes.

Once disturbed, primary forests may take decades or centuries to fully recover their baseline condition, which is why protection is essential. However, carefully designed restoration interventions can rebuild structural complexity, improve connectivity, and support the emergence of secondary old-growth characteristics over policy-relevant timeframes, including large trees, multilayered canopies, and abundant deadwood (Pugh et al., 2019; Sabatini et al., 2020).

Restoring areas surrounding primary forest patches can afford immediate, critical safe-

guards to fragmented patches (Crouzeilles et al., 2016; Kormos et al., 2018).

Restoration strategies should prioritize natural regeneration, supplemented where appropriate by assisted natural regeneration, enrichment planting, the re-naturalization of riparian zones, and invasive species management (Dyderski & Jagodziński, 2020; IUCN & WRI, 2014). These approaches help maintain native species composition, promote structural heterogeneity, and enhance ecological resilience to climate change and other pressures.

Spatial targeting is critical for maximizing restoration outcomes. Areas of high degradation, fragmentation, and edge density can be identified using remote sensing, national forest inventories, and landscape connectivity analyses (European Commission, 2023; Estreguil et al., 2013). Integrating these datasets allows prioritization of sites where restoration can deliver the greatest ecological benefits, including improved carbon sequestration, biodiversity recovery, and functional connectivity.

Several tools and frameworks support evidence-based restoration planning. The Restoration Opportunities Assessment Methodology (ROAM) provides a systematic approach to identify, prioritize, and evaluate restoration interventions at landscape scales (IUCN & WRI, 2014). Other tools, such as LiDAR-derived structural mapping, biomass monitoring, and long-term field plots, complement ROAM by tracking progress toward old-growth attributes and providing data for adaptive management.

Integrating the concept of rewilding can significantly enhance the restoration of primary forests by promoting ecological processes and species interactions that support long-term ecosystem resilience. According to the IUCN Rewilding Guidelines, rewilding emphasizes restoring natural dynamics, reintroducing key species, and allowing self-regulating ecological processes to occur, rather than solely focusing

on human-managed restoration (Carver et al., 2025). In the context of primary forest restoration, this approach can accelerate the recovery of structural complexity, biodiversity, and functional connectivity, creating forests that more closely resemble their historical, undisturbed states. By aligning restoration efforts with rewilding principles, practitioners can foster ecosystems that are self-sustaining, climate-resilient, and capable of supporting a diverse array of flora and fauna over time.

Monitoring and adaptive management are central to ensuring that restored forests develop old-growth characteristics. Combining Earth observation, remote sensing, and field-based data allows the assessment of structural development, canopy complexity, biomass accumulation, and regeneration patterns over time. This integrated approach provides feedback for management decisions, supports accountability, and ensures that restoration investments translate into tangible ecological and social outcomes.

5. COMMUNICATING VALUE: ECOLOGY, CULTURE AND ECONOMY

Narratives around old-growth resonate with European publics (RECONNECT, 2025). Effective communication can help bridge the gap between technical conservation objectives and public understanding, reinforcing the legitimacy and urgency of both forest protection and landscape-scale restoration. EU policy explicitly links restoration to climate adaptation, disaster-risk reduction and food security (European Union, 2024), offering powerful entry points for broader constituencies. Communicating biodiversity and climate benefits, bio-cultural heritage (e.g., ancient trees, sacred groves) and socio-economic co-benefits such as flood mitigation, water regulation and

well-being may increase issue salience and therefore political support among both the public and policymakers.

Importantly, ecological, socio-economic, and cultural benefits and trade-offs of primary forest protection and FLR could be reconciled with Europe's evolving forest values to effectively communicate to the public and promote long-term conservation cooperation (Agnoletti & Santoro, 2015; Moyer et al., 2008). Given that some 60% of EU forests are privately owned, both public and private sectors should be engaged in any large-scale restoration initiatives targeting Europe's forests (European Commission, 2021a; Toto et al., 2025).

6. RESULTS: STATUS, THREATS, AND RESTORATION OPPORTUNITIES

Europe's remaining primary and old-growth forests are limited in extent and highly fragmented. Recent pan-European assessments confirm that these forests cover a small fraction of total forest area, with clusters in Sweden, Finland, Bulgaria and Romania but large gaps in spatially explicit mapping (Sabatini et al., 2021). A harmonized geodatabase of known primary forests compiled from multiple field-based datasets reveals tens of millions of hectares of scattered primary forest patches, most of which have remained free of major disturbance over recent decades yet remain spatially isolated and poorly protected (Sabatini et al., 2021).

Advances in monitoring, including the EU Deforestation Observatory, LiDAR-derived structural mapping, and biomass assessments, now enable more accurate tracking of forest extent, structural complexity, and degradation. These data reveal ongoing pressures: even within legally protected areas, logging and other high-impact activities persist, highlighting gaps in enforcement, fragmented

governance, and limited penalties (EuroNatur, 2022; FERN, 2022). Such pressures threaten biodiversity, carbon storage, and the ecological functions that primary forests provide.

Forest landscape restoration offers a complementary pathway to address these challenges. Priority areas for intervention can be identified using criteria such as degradation level, fragmentation, edge density, and connectivity, supported by tools like the Restoration Opportunities Assessment Methodology (ROAM), remote sensing, and national inventories (IUCN & WRI, 2014; European Commission, 2023). Restoration approaches, which include *in situ* natural regeneration, assisted regeneration, enrichment planting, riparian re-naturalization, rehabilitation, and rewilding, can rebuild structural complexity and promote the development of old-growth attributes over time. Integrating monitoring through Earth observation and field plots supports adaptive management, ensuring that restored forests contribute to both ecological integrity and societal benefits. These approaches can ultimately support EU biodiversity frameworks and Europe's GBF commitments, including 30x30.

Ultimately, safeguarding Europe's old-growth forests requires an integrated approach: robust protection of remaining high-integrity forests, evidence-based forest landscape restoration to recover structural complexity and connectivity, and clear communication of ecological, cultural, and socio-economic values. By aligning these strategies, Europe can advance toward its 30x30 targets, enhance climate resilience, and ensure that old-growth forests continue to provide enduring benefits for both nature and society.

REFERENCES

- Agnoletti, M., & Santoro, A. (2015). Cultural values and sustainable forest management: The case of Europe. *Journal of Forest Research*, 20, 438–444. <https://doi.org/10.1007/s10310-015-0500-7>
- Anyanwu, L. E., Felix, O. O., Ejike, I. W., & Anyanwu, I. O. (2025). Environmental governance frameworks and stakeholder engagement mechanisms for effective natural resource management at local levels. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 28(2), 1998–2010. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2025.28.2.3808>
- Barredo, J. I., Brailescu, C., Teller, A., Sabatini, F. M., Mauri, A., & Janouskova, K. (2021). *Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe* (EUR 30661 EN). Publications Office of the European Union.
- Barredo, J. I., Rivero, I. M., & Janoušková, K. (2024). Assessing disturbances in surviving primary forests of Europe. *Conservation Biology*, 39(2), e14404. <https://doi.org/10.1111/cobi.14404>
- Bluhm, H., Diserens, T. A., Engleder, T., Heising, K., Heurich, M., Janík, T., Jirků, M., Klich, D., König, H. J., Kowalczyk, R., Kuijper, D., Mašlanko, W., Michler, F.-U., Neumann, W., Oeser, J., Olech, W., Perzanowski, K., Ratkiewicz, M., Romportl, D., ... Kuemmerle, T. (2023). Widespread habitat for Europe's largest herbivores, but poor connectivity limits recolonization. *Diversity and Distributions*, 29, 423–437. <https://doi.org/10.1111/ddi.13671>
- Buchwald, E. (2005). A hierarchical terminology for more or less natural forests in relation to sustainable management and biodiversity conservation. In *Proceedings: Third expert meeting on harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders* (pp. 111–127). Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Carver, S., Convery, I., Hawkins, S., Hertel, S., Fallon, J., Lyons, K., Beyers, R., Locquet, A., Derham, T., & Kun, Z. (Eds.). (2025). *Guidelines for rewilding*. IUCN.
- Convention on Biological Diversity. (2021). *A review of definitions, data, and methods for country-level assessment and reporting of primary forest: A discussion paper for the Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Convention on Biological Diversity. (2022). *Kunming–Montreal global biodiversity framework*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E., & Rey Benayas, J. M. (2016). A global meta-analysis on the ecological

- drivers of forest restoration success. *Nature Communications*, 7(1), 11666. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>
- Cumming, G., Campbell, L., Norwood, C., Ranger, S., Richardson, P., & Sanghera, A. (2022). Putting stakeholder engagement in its place: How situating public participation in community improves natural resource management outcomes. *GeoJournal*, 87(Suppl 2), 209–221. <https://doi.org/10.1007/s10708-020-10367-1>
- Dyderski, M. K., & Jagodziński, A. M. (2020). Impact of invasive tree species on natural regeneration species composition, diversity, and density. *Forests*, 11(4), 456. <https://doi.org/10.3390/f11040456>
- EuroNatur. (2020, 22 aprile). *Destruction of Romania's natural forests: Environmental groups pursue new legal action against Romanian authorities*. Agent Green. <https://www.euronatur.org/en/what-we-do/news/destruction-of-romania-s-natural-forests-environmental-groups-pursue-new-legal-action-against-romanian-authorities>
- European Commission. (2020). *EU biodiversity strategy for 2030: Bringing nature back into our lives* (COM/2020/380 final). European Commission.
- European Commission. (2021a). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions*. European Commission.
- European Commission. (2021b). Barredo, J., Brailescu, C., Teller, A., Sabatini, F.M., Mauri, A. & Janouskova, K., *Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe*, EUR 30661 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/797591>
- European Commission. (2021c). *Forest condition and primary/old-growth forest distribution in the EU* (Joint Research Centre Report). Publications Office of the European Union.
- European Commission. (2023). *EU Deforestation Observatory: Forest cover and drivers dataset*. European Commission.
- European Union. (2024). Regulation (EU) 2024/1991 of the European Parliament and of the Council of 24 June 2024 on nature restoration. *Official Journal of the European Union*, L, 1–55.
- FERN. (2022). *EU enforcement is overdue: Destruction of Romania's Natura 2000 primary and old-growth forests continues*. <https://www.fern.org/publications-insight/eu-enforcement-is-overdue-destruction-of-romania-s-natura-2000-primary-and-old-growth-forests-continues-2465>
- Fischer, H. W., Chhatre, A., Duddu, A., & Caviedes, J. (2023). Community forest governance and synergies among carbon, biodiversity and livelihoods. *Nature Climate Change*, 13, 1340–1347. <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01863-6>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2025). *Global forest resources assessment 2025: Terms and definitions*. FAO.
- Götmarm, F., Söderlundh, H., & Thorell, M. (2000). Buffer zones for forest reserves: Opinions of land owners and conservation value of their forest around nature reserves in southern Sweden. *Biodiversity & Conservation*, 9(10), 1377–1390. <https://doi.org/10.1023/A:1008978831068>
- International Union for Conservation of Nature. (2004). *Protected area categories*. IUCN. https://iucn.org/sites/default/files/import/downloads/14_3lowres.pdf
- International Union for Conservation of Nature. (2022). *IUCN policy statement on primary forests including intact forest landscapes*. IUCN.
- International Union for Conservation of Nature & World Resources Institute. (2014). *A guide to the Restoration Opportunities Assessment Methodology (ROAM)*. IUCN.
- Knorn, J., Kuemmerle, T., Radeloff, V. C., Keeton, W. S., Gancz, V., Biriş, I. A., Svoboda, M., Griffiths, P., Hagatis, A., & Hostert, P. (2013). Continued loss of temperate old-growth forests in the Romanian Carpathians despite an increasing protected area network. *Environmental Conservation*, 40(2), 182–193. <https://doi.org/10.1017/S0376892912000355>
- Kormos, C. F., Mackey, B., DellaSala, D. A., Kumpe, N., Jaeger, T., Mittermeier, R. A., & Filardi, C. (2018). Primary forests: Definition, status and future prospects for global conservation. In D. A. DellaSala & M. I. Goldstein (Eds.), *The encyclopedia of the Anthropocene* (Vol. 2, pp. 31–41). Elsevier.
- Mayhew, R. J., Tobias, J. A., Bunnefeld, L., & Dent, D. H. (2019). Connectivity with primary forest determines the value of secondary tropical forests for bird conservation. *Biotropica*, 51(2), 219–233. <https://doi.org/10.1111/btp.12629>
- Moyer, J. M., Owen, R. J., & Duinker, P. N. (2008). Forest values: A framework for old-growth forest with implications for other forest conditions. *The Open Forest Science Journal*, 1(1), 27–36. <https://doi.org/10.2174/1874398600801010027>
- Nolte, C., Agrawal, A., Silvius, K. M., & Soa-

- res-Filho, B. S. (2013). Governance regime and location influence avoided deforestation success. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(13), 4956–4961. <https://doi.org/10.1073/pnas.1214786110>
- O'Brien, D., Aavik, T., Fedorca, A., Fischer, M. C., Goffaux, R., Hoban, S., Hollingsworth, P., Hvilsum, C., Jehle, R., Kalamujić Stroil, B., Kershaw, F., Klinga, P., Kopatz, A., Leigh, D. M., Paz-Vinas, I., Robuchon, M., Segelbacher, G., Takacs, V., Vernesi, C., & Laike, L. (2025). Restoring genetic diversity to facilitate the implementation of the EU Nature Restoration Law. *Biological Conservation*, 303, 110995. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.110995>
- Pugh, T. A., Lindeskog, M., Smith, B., Poulter, B., Arneeth, A., Haverd, V., & Calle, L. (2019). Role of forest age in the global carbon sink. *Nature*, 571(7764), 230–234.
- RECONNECT. (2025). *RECONNECT policy brief: Narratives* [Policy brief].
- Rewilding Europe. (2025, May 8). *Rewilding Europe's Swedish Lapland rewilding landscape becomes Nordic Taiga*. rewildingeurope.com
- Robertz, P., & Suominen, M. (2025). *Primary and old-growth forests at risk in Finland and Sweden: What will the EU's impact be on protecting them?* WWF Finland; WWF Sweden. <https://wwf.fi/app/uploads/t/n/x/oehmxh4q8ikqt692yxj1x/primary-and-old-growth-forests-at-risk-in-finland-and-sweden--what-will-the-eus-impact-be-on-protecting-them-wwf-report-2025.pdf>
- Rogers, B. M., Mackey, B., Shestakova, T. A., Keith, H., Young, V., Kormos, C. F., DellaSala, D. A., Brandt, P., Coad, L., Fitzsimons, J. A., Jaeger, T., & Hugh, S. (2022). Using ecosystem integrity to maximize climate mitigation and minimize risk in international forest policy. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 929281. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.929281>
- Sabatini, F. M., Bluhm, H., Kun, Z., Aksenov, D., Atauri, J. A., Buchwald, E., Burrascano, S., Cateau, E., Diku, A., Duarte, I. M., Fernández López, Á. B., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Horváth, F., Keren, S., Kitenberga, M., Kiš, A., Kraut, A., Ibisch, P. L., . . . Kuemmerle, T. (2021). European primary forest database v2.0. *Scientific Data*, 8(1), 220. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-00988-7>
- Sabatini, F. M., Burrascano, S., Keeton, W. S., Levers, C., Bauhus, J., Korhonen, K. T., Jucker, T., Lohmus, A., Ibisch, P. L., Stojanovic, D., Mikoláš, M., Bisi, F., Chirici, G., Diaci, J., Fekete, G., Grigoriadis, N., Knorn, J., Kozák, D., Matović, B., . . . Kuemmerle, T. (2018). Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 24(10), 1426–1439. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>
- Sabatini, F. M., Keeton, W. S., Lindner, M., Svoboda, M., Verkerk, P. J., Bauhus, J., Bruelheide, H., Burrascano, S., Debaive, N., Duarte, I., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Mikoláš, M., Meyer, P., Motta, R., Mozgeris, G., Nunes, L., . . . Kuemmerle, T. (2020). Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 26(12), 1646–1662. <https://doi.org/10.1111/ddi.13158>
- Sterling, E. J., Betley, E., Sigouin, A., Gomez, A., Toomey, A., Cullman, G., Malone, C., Pekor, A., Arengo, F., Blair, M., Filardi, C., Landrigan, K., & Porzecanski, A. L. (2017). Assessing the evidence for stakeholder engagement in biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 209, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.008>
- Stolton, S., Shadie, P., & Dudley, N. (Eds.). (2013). *Guidelines for applying protected area management categories including IUCN WCPA best practice guidance on recognising protected areas and assigning management categories and governance types*. Best Practice Protected Area Guidelines Series, IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/30018>
- Thorell, M., & Götmark, F. (2005). Reinforcement capacity of potential buffer zones: Forest structure and conservation values around forest reserves in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 212(1–3), 333–345. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.028>
- Toto, R., Alix-García, J., Sims, K. R., Coutinho, B., Brenes, C. M., Pugliese, L., & Mendes, A. F. (2025). Evidence on scaling forest restoration from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Nature Communications*, 16(1), 345. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-59194-3>



Disturbances during old-growth development: lessons for silviculture and restoration

Klaus J. Puettmann ^{(a)(*)} - Andrew Merschel ^{(a)(b)} - Elizabeth Swanson ^(a)

^(a) Department of Ecosystems and Society, Oregon State University, Corvallis, OR 97331, USA.

^(b) USDA-FS, Pacific Northwest Research Station, Corvallis, OR, USA.

^(*) Corresponding author; Klaus.Puettmann@oregonstate.edu

Many forests in the temperate rainforests of the Pacific Northwest of North America are dominated by conifer species, including Sitka spruce (*Picea sitchensis*), western hemlock (*Tsuga heterophylla*), western redcedar (*Thuja plicata*), Pacific silver fir (*Abies grandis*), and most prominently Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) (Franklin & Dyrness, 1973). The Mediterranean climate with moderate temperatures and most precipitation falling in winter generates seasonally dry, high productivity forests. Historically, the major disturbances in the region leading to stand replacement were high-severity fires occurring at multi-century intervals. Long periods without high-severity fire allowed for development of iconic old-growth forests. In addition, the Indigenous community actively stewarded the landscape, with diverse cultural burning techniques adapted for a variety of purposes and environments (Long et al., 2021). Douglas-fir is a keystone species historically found throughout the region in a wide variety of stand structures. It can be long-lived, reach large sizes, and maintain substantial fire resis-

tance at older ages facilitated by its thick bark. Consequently, Douglas-fir was a prominent component in most old-growth forests (Figure 1; Burns & Honkala, 1990).

Many of the older forests in the region were harvested starting in the early 20th century. Beginning in mid-century the clearcut stands were mostly artificially regenerated, resulting in dense even-aged monoculture Douglas-fir stands. As these practices became more widespread and scientific understanding of the resulting impacts increased, the public became concerned about the impacts of these management practices. These environmental concerns led to major shifts in land management on most public lands starting in the early 1990s (U.S. Department of Agriculture and U.S. Department of Interior, 1994). On federal land, this resulted in a shift away from regeneration harvests. Instead, management foci expanded beyond timber production when entering the dense plantations with thinning operations to sometimes include gaps and skips. One of the typical goals of these entries was to counter past efforts to homogenize the forests and



Figure 1 - Douglas-fir dominated old-growth forests in western Oregon. Photo credit: Weiskittel et. al 2012 (a) and M. Betts (b).

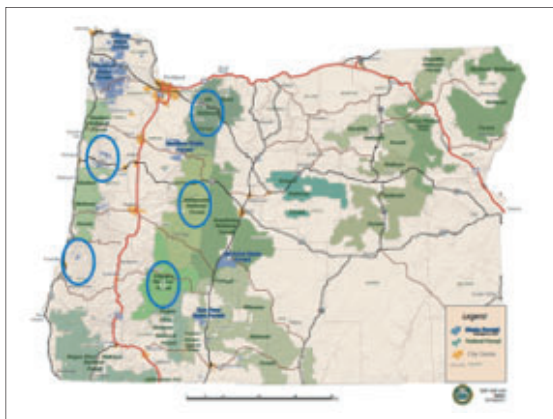


Figure 2 - Map of Oregon highlighting state and federal forests. Blue ovals indicate approximate locations of studies that highlighted the prominence of non-stand replacing disturbances impacting stand development after stand replacement. Modified from <https://geo.maps.arcgis.com/sharing/rest/content/items/ec-704651d1914ccca4c748614548bbc5/data>.

increase the spatial diversity so stands develop more efficiently towards conditions that reflect the historically dominant old-growth forests (Anderson & Ronnenberg, 2013).

The restoration efforts were based on early work that indicated that old-growth forests in the region initiated after stand replacing fires and then developed almost undisturbed for multiple centuries (Franklin et al., 2002). Because of a lack of disturbances after stand establishment in areas with Douglas-fir seed availability, stands developed through a mostly mono-specific (Douglas-fir) stem exclusion phase (Franklin et al., 2002). In areas with

limited Douglas-fir seed availability, it could take several decades until stands were fully stocked following a more precocious stand development pathway (Donato et al., 2012), where forests often underwent a mixed-species stem exclusion phase. In either setting, the models suggested that mortality patterns after the stem exclusion phase resulted in an increase in spatial variability, which eventually would lead to the iconic stand structures of old-growth forests.

The predominance and extent of infrequent, high-severity fire regimes and the resulting successional models briefly described above have been prominently reflected in planning and policy decisions during the last decades. Among others, this is reflected in the LANDFIRE program (<http://landfire.gov>) and in the science synthesis of the Northwest Forest Plan Review (Spies et al., 2018). Many conservation plans designed at recovering threatened and endangered species were based on these models and thus relied heavily on set-aside, no intervention strategies (e.g., US Fish and Wildlife Service, 2011).

However, recent work challenged the assumption of the prominence of these stand development models in the region. This assumption was based on early research which did not collect evidence of small scale, low severity fires, labeled non-stand replacing (NSR) fires. Recent studies that also included such disturbances showed their prevalence in various areas in the region, including the western side of the Oregon Cascades (Johnston et al., 2026; Merschel et al., 2024; Tepley et al., 2014), the Oregon Coast Range (Merschel, 2023; Drake, 2025), and sites across the Mt. Hood, Siuslaw, and Willamette National Forests (A. Merschel, unpublished data; Figure 2).

The variability in fire regimes and forest development histories and especially the widespread and prominent evidence of NSR fires

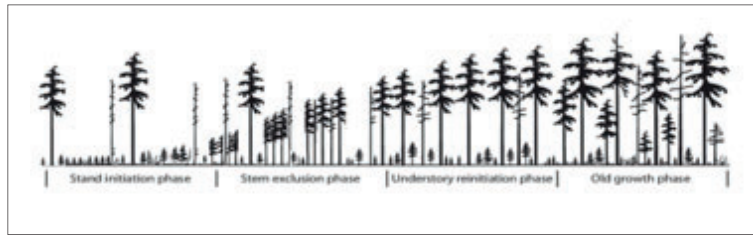


Figure 3 - Drawing of stand development patterns that includes effects of repeated small-scale non-stand replacing fires. Modified from Oliver and Larson (1996).

occurring repeatedly after stand establishment highlighted that multiple stand development models played out in the region (Merschel et al., 2024; Johnston et al., 2026; Puettmann et al., 2026). Intermittent NSR disturbances led to small-scale mortality and gaps that regenerated to shade tolerant and intolerant species, depending on gap size and understory vegetation (Merschel et al., 2024), as well as influenced tree growth (Dodson et al., 2012) and crown development of trees adjacent to gaps (Seidel et al., 2016, Figure 3).

In addition, these fires locally impacted the forest floor environment and understory vegetation, including tree regeneration (Puettmann et al., 2026). These NSR disturbances also created and emphasized legacy and habitat structures important for selected late successional wildlife species. For example, the avoidance of a stem exclusion phase due to NSR fires may lead to maintenance and earlier development

of stand structural components associated with old-growth forests, such as larger crowns with branches at lower stems (Ishii & McDowell, 2002; Seidel et al., 2016; Figure 4).

The variability of NSR disturbances in terms of spatial patterns and frequencies (Figure 5) suggests that there is no single, quantifiable pattern that can be used to represent an NSR-driven development pathway. Instead, it is suggested that a wide variety of stand development patterns played out in the past as a function of spatial variability in topography and vegetation, climate, Indigenous fire stewardship, and interactions among disturbances over time. However, while forests in some places developed following the traditional models, the frequencies of NSR fires found in various parts of the region (see citations above) suggested that development models that were influenced by multiple and usually several NSR and/or Indigenous fires with various extent and severity patterns, were likely the most common patterns.

Thus, we propose to account for the diversity of fire regimes and expand the recognized development pathways beyond the traditional and precocity model to be inclusive of NSR and Indigenous disturbance driven patterns (Puettmann et al., 2026; Figure 3). We suggest that adding the NSR and Indigenous disturbance findings to the knowledge base used in implementing conservation, restoration, and management efforts will facilitate more efficient and historically accurate development of old-growth structures in western, moist forests in the region. Appreciating the role of NSR



Figure 4 - Large sizes of branches on the lower stems (a) indicate that trees grew up without direct competition from neighboring trees, suggesting establishment of a low density stand or local mortality due to NSR disturbances. Similarly, epicormic branches indicate sudden opening of adjacent canopy layers (b).

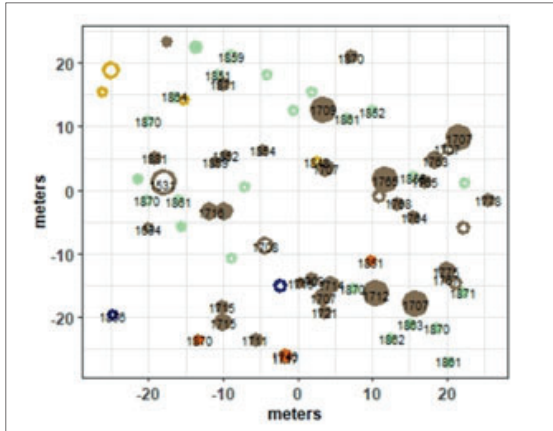


Figure 5 - Plot map showing the spatial variability in an old growth forest. Points, size, and color refer to location, size, and species of trees, respectively. The clustering of establishment years, written next to points, highlights that trees of various species established in small patches throughout the life of the stand, reflecting the impact of repeated small-scale, non-stand replacing disturbances. From Merschel 2021.

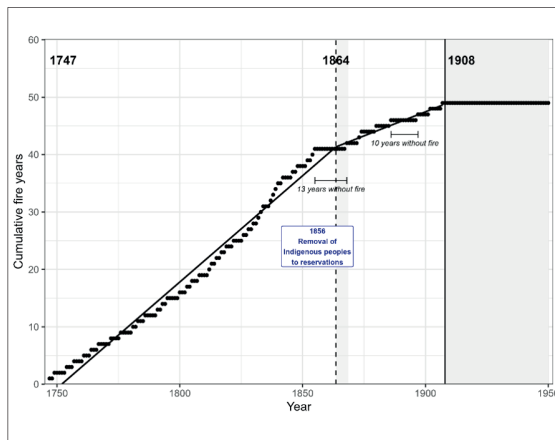


Figure 6 - Cumulative qualifying fire years at a fire-history reconstruction site in the western Cascade Range, Oregon, from 1747 to 1950 CE. The dashed vertical line at 1864 indicates the estimated breakpoint in fire frequency identified by segmented regression, and the shaded band represents its 95% confidence interval. The solid vertical line marks the onset of the fire-exclusion period in 1908. Horizontal annotations identify extended intervals with no recorded fires following the removal of Indigenous peoples to reservations in 1856. The estimated mean fire interval increased from 2.7 years before 1856 to 6.0 years thereafter.

and Indigenous disturbances shifts the emphasis in terms of old-growth restoration from a conservation, no-entry approach, to implementing carefully designed restoration practices that emulate the variety of patterns and resultant effects of historical NSR and Indigenous disturbances (Puettmann et al., 2026).

However, using historical development models as a blueprint requires an assessment of how historical settings that influenced these models are represented in current and future conditions. In this context, one important issue is the relative influence of naturally occurring fires, e.g., initiated by lightning strikes, versus fires set by Indigenous peoples. No comprehensive data exist, but increasingly fire histories in temperate rainforests show convincing evidence of a prominent role of Indigenous fire stewardship shaping forest conditions and dynamics prior to European colonization (Johnston et al., 2023; Merschel et al., 2024; Drake 2025). For example, Figure 6 adapted from Merschel (2021) shows fire occurring every 2-3 years at a site in the western Cascades until the 1860s which coincides roughly with the removal of Indigenous peoples in the region to reservations in 1856. A second full cessation of fire coincides with the implementation of fire suppression in the early 20th century. The period prior to 1856 likely represents fires originating from Indigenous fire stewardship and lightning while the period from 1856 – 1907 largely represents fires resulting from lightning during dry years. These and other dendrochronological fire reconstructions in the region provide empirical evidence that Indigenous stewardship was responsible for many low-severity fires in selected places. At the same time, using historical stand development models should account for climate change by modifying restoration practices to be climate smart. For example, current trends and predictions suggest that in-

creased frequency and severity of drought may lead to lower water availability and higher fire frequencies (Dale et al., 2001). Accordingly, management practices can account for this by encouraging lower tree stocking than historically present in the region. At the same time, climate smart silviculture includes encouraging a species composition that is shifted to more drought tolerant species, as well as species that are resistant to low- to moderate-severity fires or adapted to resprout after fires (Puettmann et al., 2026).

Integrating the variety of stand development models as well as the historical role of Indigenous populations and climate smart practices into silvicultural prescriptions is quite challenging. It requires prescriptions that have enough flexibility to accommodate small-scale ecological differences but also allow for multiple values and ways of knowing to be accommodated, including incorporating Indigenous Knowledge (IK). Eisenberg et al. (2024) highlight general ideas about integrating IK and Supplement 2 in Puettmann et al. (2026) provides a detailed decision tree as an example of how IK and other aspects reflecting the diversity of stand development models can be operationalized in practical applications.

REFERENCES

- Anderson, P. D., & Ronnenberg, K. L. (2013). *Density management in the 21st century: West side story* (General Technical Report PNW-GTR-880). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-880>
- Burns, R. M., & Honkala, B. H. (1990). *Silvics of North America* (Agriculture Handbook 654). U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, L. C., Lugo, A. E., & Peterson, C. J. (2001). Climate change and forest disturbances. *BioScience*, 51(9), 723–734. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2)
- Dodson, E. K., Ares, A., & Puettmann, K. J. (2012). Early responses to thinning treatments designed to accelerate late successional forest structure in young coniferous stands of western Oregon, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(2), 345–355. <https://doi.org/10.1139/x11-187>
- Donato, D. C., Campbell, J. L., & Franklin, J. F. (2012). Multiple successional pathways and precocity in forest development: Can some forests be born complex? *Journal of Vegetation Science*, 23(3), 576–584. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01362.x>
- Drake, C. (2025). *Historical frequent fire in the culturally modified landscape of the McDonald-Dunn Forest* [Master's thesis, Oregon State University]. ScholarArchive@OSU. oregonstate.edu
- Eisenberg, C., Prichard, S., Nelson, M. P., & Hessburg, P. F. (2024). *Braiding Indigenous and western knowledge for climate-adapted forests: An ecocultural state of science report*. University of Washington. washington.edu
- Franklin, J. F., & Dyrness, C. T. (1973). *The natural vegetation of Washington and Oregon* (General Technical Report PNW-GTR-8). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Franklin, J. F., Spies, T. A., Pelt, R. V., Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Berg, D. R., Lindenmayer, D. B., Harmon, M. E., Keeton, W. S., Shaw, D. C., Bible, K., & Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155(1-3), 399–423. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00575-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00575-8)
- Ishii, H., & McDowell, N. (2002). Age-related development of crown structure in coastal Douglas-fir trees. *Forest Ecology and Management*, 169(3), 257–270. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00751-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00751-4)
- Johnston, J. D., Merschel, A. G., Schmidt, M. R., & Reilly, M. J. (2026). Diverse historical fire disturbance and successional dynamics in Douglas-fir forests of the western Oregon Cascades, USA. *Ecosphere*, 17, e70474. <https://doi.org/10.1002/ecs2.70474>
- Johnston, J. D., Schmidt, M. R., Merschel, A. G., Downing, W. M., Coughlan, M. R., & Lewis, D. G. (2023). Exceptional variability in historical fire regimes across a western Cascades landscape, Ore-

- gon, USA. *Ecosphere*, 14(12), e4735. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4735>
- LANDFIRE. (2026). *20+ years of critical data for Wild-land Fire & Natural Resource Management*. <http://landfire.gov>
- Long, J. W., Lake, F. K., & Goode, R. W. (2021). The importance of Indigenous cultural burning in forested regions of the Pacific West, USA. *Forest Ecology and Management*, 500, 119597. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119597>
- Merschel, A. G. (2021). *Historical forest succession and disturbance dynamics in Coastal Douglas-fir forests in the southern western Cascades of Oregon* [Doctoral dissertation, Oregon State University]. ScholarsArchive@OSU.
- Merschel, A. G. (2023). *A dendrochronological history of fire and tree establishment on the Elliott State Research Forest*. Oregon State University. oregonstate.edu
- Merschel, A. G., Krawchuk, M. A., Johnston, J. D., & Spies, T. A. (2024). Historical pyrodiversity in Douglas-fir forests of the southern Cascades of Oregon, USA. *Forest Ecology and Management*, 572, 122306. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122306>
- Oliver, C. D., & Larson, B. C. (1996). *Forest stand dynamics*. John Wiley and Sons.
- Puettmann, K. J., Merschel, A. G., & Swanson, E. (2026). Integrating multiple dimensions of disturbances into the silviculture of moist temperate forests of the Pacific Northwest. *Journal of Forestry*. <https://doi.org/10.1007/s44392-026-00086-9>
- Seidel, D., Ruzicka, K. J., & Puettmann, K. (2016). Canopy gaps affect the shape of Douglas-fir crowns in the western Cascades, Oregon. *Forest Ecology and Management*, 363, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.024>
- Spies, T. A., Stine, P. A., Gravenmier, R., Long, J. W., & Reilly, M. J. (Tech. Coords.). (2018). *Synthesis of science to inform land management within the Northwest Forest Plan area* (General Technical Report PNW-GTR-966). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-966>
- Tepley, A. J., Swanson, F. J., & Spies, T. A. (2014). Post-fire tree establishment and early cohort development in conifer forests of the western Cascades of Oregon, USA. *Ecosphere*, 5(7), art80. <https://doi.org/10.1890/ES14-00112.1>
- U.S. Department of Agriculture, & U.S. Department of the Interior. (1994). *Record of decision for amendment to Forest Service and Bureau of Land Management planning documents within the range of the northern spotted owl (Northwest Forest Plan)*. U.S. Department of Agriculture; U.S. Department of the Interior.
- USDI Fish and Wildlife Service. (2011). *Revised recovery plan for the northern spotted owl (Strix occidentalis caurina)*. USDI Fish and Wildlife Service.
- Weiskittel, A. R., Crookston, N. L., & Rehfeldt, G. E. (2012). Projected future suitable habitat and productivity of Douglas-fir in western North America. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 163(3), 70–78. <https://doi.org/10.3188/szf.2012.0070>



Ecophysiological and ecosystem processes in old-growth forests

Processi ecofisiologici ed ecosistemici nei boschi vetusti

Roberto Tognetti

Libera Università di Bolzano, Piazza Università - 39100, Bolzano, Italia. roberto.tognetti@unibz.it
Gruppo di Lavoro sui Boschi Vetusti (SISEF).

Abstract: Old-growth forests are highly relevant today for forest management, conservation, and climate change mitigation. They store large amounts of carbon, host specialized biodiversity, and sustain ecological processes that are absent or less evident in young or managed forests. Understanding how they function helps predict forest stability and their capacity to respond to drought, rising temperatures, and other environmental stresses. As trees age and increase in size, they face constraints that differ from those experienced by young or small plants. They must transport water over greater heights, maintain a larger living biomass, and support complex crowns. These factors can reduce growth and productivity at both the individual-tree and stand levels. At the individual level, growth decline may result from higher respiratory costs, hydraulic limitations, and reduced photosynthetic efficiency. At the stand level, it may be associated with lower nutrient availability and greater allocation of resources to non-woody components. However, it remains unclear to what extent these processes cause the observed decline in productivity. Age, size, genetics, environmental conditions, and climatic stresses interact in ways that are still poorly understood, limiting our ability to predict how old-growth forests will respond to global change.

Key words: growth; resource; aging; productivity; ecophysiology.

Citation: Tognetti, R. (2026). Processi ecofisiologici ed ecosistemici nei boschi vetusti. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 222–240. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1206>

Received: 29/01/2026 **Revised version:** 15/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. IL DECLINO DELLA CRESCITA NELLE FORESTE VETUSTE

La biomassa legnosa forestale rappresenta un importante serbatoio di carbonio a livello globale, per cui è fondamentale comprenderne le dinamiche di accumulo nei popolamenti. Le foreste mostrano un'enorme varietà di caratteristiche, dalla ricchezza di specie alle quantità

di carbonio che immagazzinano (Liang et al., 2022). Alcune proprietà possono essere generalizzate in base alle condizioni ambientali, ma quasi nessuna risulta uniforme nella grande diversità degli ecosistemi forestali. Una caratteristica che sembra invece universale è il marcato calo dei tassi di accrescimento nelle foreste più vecchie (Bukoski et al., 2022), un fenomeno che di solito inizia quando la chioma ha rag-

giunto il suo pieno sviluppo. È comunemente accettato, infatti, che il tasso di accumulo della biomassa a livello di popolamento raggiunga il suo massimo nelle prime fasi di sviluppo, di solito in corrispondenza della chiusura della canopea o del picco dell'area fogliare, per poi diminuire successivamente (Ryan et al., 1997). Questo declino legato all'età degli alberi, che può superare il 30% rispetto ai valori massimi osservati nelle foreste giovani (Binkley, 2023), è stato osservato in diversi studi empirici e può ridurre la capacità delle foreste di funzionare come pozzi di carbonio (e.g., Hurtt et al., 2002). Al momento, non esiste ancora una spiegazione che chiarisca esaurientemente questa universale riduzione della crescita nelle foreste mature.

Le foreste vetuste rimuovono CO_2 dall'atmosfera a tassi che dipendono dal clima e dalle deposizioni azotate. Il carbonio assorbito viene immagazzinato nei tessuti legnosi vivi e nella materia organica in lenta decomposizione presente nella lettiera e nel suolo. L'accumulo di biomassa di un popolamento è il risultato netto della produzione e della mortalità. Pertanto, il declino dell'accumulo di biomassa legato all'età può essere attribuito a una riduzione della produzione, a un aumento della mortalità, oppure a entrambi questi fattori. Kira e Shidei (1967) sono stati i primi a elaborare una teoria secondo cui la produttività primaria netta (NPP) delle foreste diminuisce con l'età perché la respirazione autotrofa aumenta in risposta all'accumulo di biomassa legnosa, mentre la produttività primaria lorda (GPP) rimane pressoché costante. Analogamente, Odum (1969) ha proposto che la respirazione dell'ecosistema (somma della respirazione autotrofa e di quella eterotrofa) aumenti con l'età fino a eguagliare la GPP, portando il bilancio netto di carbonio dell'ecosistema a valori prossimi allo zero in uno stato stazionario dinamico (Figura 1). L'assunto di base, simile

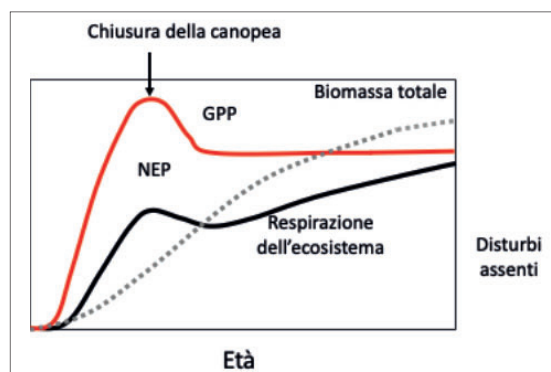


Figura 1 - Teoria convenzionale della successione ecosistemica (adattato da Odum, 1969). Secondo l'ipotesi tradizionale, le foreste giovani sequestrano più carbonio rispetto ai popolamenti maturi e vetusti, in quanto caratterizzate da elevata produzione legnosa e rapido accumulo di biomassa. Con l'avanzare della successione, l'aumento della respirazione dell'ecosistema tenderebbe progressivamente a compensare la produzione primaria lorda, portando le foreste di vecchia crescita verso una condizione prossima alla neutralità del carbonio, in cui *produzione e respirazione risultano approssimativamente in equilibrio*. La GPP (*Gross Primary Production*, produzione primaria lorda) è rappresentata dalla linea rossa; la respirazione dell'ecosistema dalla linea nera; la NEP (*Net Ecosystem Production*, produzione netta dell'ecosistema) corrisponde all'area compresa tra GPP e respirazione dell'ecosistema.

in entrambe le teorie, è che la differenza tra assorbimento e rilascio di carbonio diminuisca con l'età principalmente a causa dell'aumento delle perdite respiratorie. L'idea della neutralità carbonica è stata utilizzata per giustificare interventi di gestione forestale finalizzati al ringiovanimento delle foreste vetuste attraverso il prelievo di legname. Più recentemente, in contrapposizione alla visione tradizionale che le considera in equilibrio, è stato proposto che le foreste vetuste possano continuare ad accumulare carbonio (Luyssaert et al., 2008). Tuttavia, gran parte di questo carbonio, incluso quello nel suolo, ritorna in atmosfera in seguito agli effetti dei disturbi (Figura 2). L'intensificazione dei disturbi può ridurre o annullare l'efficacia delle strategie di gestione orientate

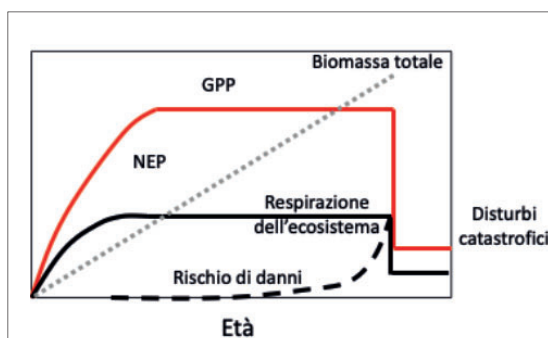


Figura 2 - Teoria alternativa del bilancio del carbonio nelle foreste vetuste (adattato da Luyssaert et al., 2008). Secondo questa interpretazione, lo stoccaggio del carbonio può continuare ad aumentare con l'età della foresta, grazie alla crescente complessità strutturale, funzionale e biotica dell'ecosistema. Le foreste mature e vetuste non sono quindi necessariamente sistemi neutrali rispetto al carbonio, ma possono mantenere un bilancio positivo, accumulando carbonio nella biomassa viva, nel legno morto, nella lettiera e nel suolo. Una quota rilevante di questo carbonio può tuttavia essere rilasciata in atmosfera qualora il popolamento venga interessato da disturbi naturali o antropici. In questa prospettiva, il declino funzionale delle foreste vetuste non dipende dall'età in sé, ma dall'aumento della probabilità di danni associati a siccità, incendi, tempeste, attacchi biotici e altri disturbi ambientali. La GPP (*Gross Primary Production*, produzione primaria lorda) è rappresentata dalla linea rossa; la respirazione dell'ecosistema dalla linea nera; la NEP (*Net Ecosystem Production*, produzione netta dell'ecosistema) corrisponde all'area compresa tra GPP e respirazione dell'ecosistema.

ad accrescere il ruolo delle foreste come serbatoio di carbonio (Patacca et al., 2023). Zhou et al. (2006) hanno evidenziato che il ciclo del carbonio nei comparti ipogei delle foreste vetuste cambia in risposta ai disturbi ambientali, mettendo in discussione il tradizionale concetto di equilibrio del bilancio del carbonio negli ecosistemi forestali e sottolineando la necessità di un quadro concettuale che consideri la complessità dei processi epigei e ipogei.

Il declino dell'NPP legato all'età degli alberi è stato ampiamente osservato e studiato

(Ryan et al., 1997) ed è risultato, in alcuni casi, il principale responsabile della diminuzione del tasso di accumulo della biomassa nei popolamenti forestali. Poiché in questi studi la produzione degli alberi sopravvissuti nelle foreste vetuste risultava generalmente molto inferiore rispetto a quella dei popolamenti giovani, Ryan et al. (1997) conclusero che i bassi tassi di crescita netta nelle foreste vetuste deriverebbero dal calo di crescita degli alberi sopravvissuti, non dall'elevata mortalità. Studi di lungo periodo su diverse foreste vetuste hanno, tuttavia, mostrato che la mortalità può essere pari o superiore alla produzione degli alberi sopravvissuti, con conseguente accumulo di biomassa prossimo allo zero o negativo (e.g., DeBell & Franklin, 1987). In alcune foreste vetuste di conifere, ad esempio, è emerso che la mortalità può essere anche il fattore principale del diminuito accumulo di biomassa (Acker et al., 2002). L'importanza relativa della produttività e della mortalità degli alberi nel determinare il declino dell'accumulo di biomassa con l'età non è ancora chiara, e i meccanismi responsabili di questo fenomeno rimangono incerti.

Sono state sviluppate numerose ipotesi per spiegare questo fenomeno come risultato di vincoli fisiologici legati all'età o alla dimensione, che conducono a una riduzione della crescita degli alberi, tra cui:

1. uno squilibrio tra fotosintesi e respirazione;
2. un aumento delle limitazioni nutrizionali;
3. una maggiore resistenza idraulica del sistema conduttore;
4. una minore allocazione della biomassa al fusto.

Inoltre, Ryan et al. (1997) e Bond (2000) hanno suggerito che modificazioni genetiche associate ai meristemi più vecchi possano limitare la crescita degli alberi con l'avanzare dell'età, anche se ciò non trova ancora conferme sperimentali. Un'interpretazione alternativa considera il declino dell'NPP con l'età

come una proprietà intrinseca alla dinamica di popolamento, legata ai cambiamenti della struttura. Binkley (2004) ha proposto che, in prossimità della chiusura delle chiome, la crescente dominanza degli alberi più grandi comporti una diminuzione dell'efficienza d'uso delle risorse da parte degli alberi subordinati, a causa dell'intensificarsi della competizione, con conseguente riduzione della crescita complessiva del popolamento. Nelle fasi successive di sviluppo, secondo questa ipotesi, il declino del popolamento sarebbe dovuto all'incapacità degli alberi più grandi e vecchi di mantenere la crescita, nonostante la loro dominanza sull'uso delle risorse. Verificare queste ipotesi è difficile perché i dati di crescita di lungo periodo delle foreste vetuste sono rari. Di conseguenza, la maggior parte degli studi che affrontano ipotesi legate alla struttura del popolamento può verificare solo alcuni aspetti.

Una distinzione cruciale riguarda la scala alla quale viene valutata la crescita. Il declino della produttività nei popolamenti forestali maturi e vetusti non implica necessariamente una riduzione della capacità di accrescimento dei singoli alberi di grandi dimensioni. Al contrario, evidenze recenti indicano che, per molte specie, il tasso assoluto di incremento in massa continua ad aumentare con la dimensione dell'albero, anche in individui molto grandi e longevi (Stephenson et al., 2014; Begović et al., 2023). Ne consegue che gli alberi vetusti non devono essere interpretati semplicemente come serbatoi passivi di carbonio in fase di senescenza, ma come componenti strutturali ancora attivamente coinvolte nella fissazione di quantità rilevanti di carbonio atmosferico, spesso superiori a quelle accumulate annualmente da alberi più piccoli (Lutz et al., 2018). L'apparente contraddizione tra elevato accrescimento individuale dei grandi alberi e minore produttività netta del popolamento deriva dal fatto che i processi ecofisiologici non si

esprimono nello stesso modo alle diverse scale di organizzazione. A scala di singolo albero, l'aumento della superficie fogliare totale, del volume del fusto e della capacità complessiva di intercettare risorse può compensare il declino della produttività per unità di superficie fogliare. A scala di popolamento, invece, la produttività netta può diminuire per effetto di mortalità episodica o cronica, riduzione della densità degli individui, maggiore eterogeneità strutturale, aumento della quota di biomassa non fotosintetica e diversa allocazione delle risorse tra crescita, mantenimento, riproduzione e difesa. In questo quadro, la mortalità degli alberi grandi e dominanti assume un ruolo centrale nella dinamica del carbonio delle foreste vetuste. Sebbene Ryan et al. (1997) abbiano suggerito che la mortalità non si verifichi con una frequenza tale da ridurre sistematicamente la produttività delle foreste vetuste, la perdita di biomassa associata alla morte di pochi individui di grandi dimensioni può incidere in modo sproporzionato sul bilancio complessivo del popolamento. Tale perdita non è necessariamente compensata dall'accrescimento degli alberi più piccoli, che dispongono di minore superficie assimilante, minore volume legnoso incrementabile e spesso occupano posizioni subordinate nella struttura verticale del bosco. Di conseguenza, come proposto da Berger et al. (2004), la dinamica delle foreste vetuste può essere dominata non tanto da un progressivo esaurimento della capacità fisiologica degli alberi superstiti, quanto dal bilancio tra l'elevato accumulo di carbonio nei grandi individui vivi e la perdita discreta, ma rilevante, di biomassa dovuta alla loro mortalità. Il cosiddetto paradosso della crescita nelle foreste vetuste si risolve quindi separando nettamente l'accrescimento individuale dalla produttività del popolamento. Un grande albero può continuare ad accumulare molto carbonio, mentre il popolamento nel suo insieme può mostra-

re una minore produttività netta a causa della ridotta densità degli individui, della maggiore mortalità dei dominanti, della complessità strutturale e della riallocazione delle risorse verso tessuti di sostegno e funzioni di mantenimento. In questa prospettiva, il declino della biomassa epigea a livello di popolamento potrebbe dipendere principalmente dalla mortalità degli alberi grandi e dominanti, più che da una riduzione generalizzata della NPP attribuibile alla fisiologia degli individui, alla loro capacità di crescita o alla sola struttura del popolamento (Xu et al., 2012).

L'osservazione che l'accumulo di carbonio continuerebbe ad aumentare con l'incremento della dimensione e dell'età degli alberi, piuttosto che diminuire con la maturazione, è però in contrasto con altre evidenze secondo cui la dimensione dell'albero spiega le variazioni, apparentemente legate all'età, dei tassi di accrescimento in altezza e di assimilazione netta (Mencuccini et al., 2005). Le discrepanze possono inoltre derivare dagli aspetti metodologici legati all'adattamento delle curve di crescita (Paine et al., 2012). La crescita degli alberi prosegue per molti anni attraverso un incremento continuo sia del diametro sia dell'altezza, sebbene non sia chiaro se gli alberi maturi seguano traiettorie diametro-altezza lineari o curvilinee in relazione agli effetti della competizione con gli alberi vicini (Henry & Aarssen, 1999). Inoltre, la relazione allometrica tra il diametro del fusto a petto d'uomo e l'altezza dell'albero non sempre rappresenta in modo accurato il modello di crescita della massa del fusto (Sillett et al., 2010). I meccanismi che regolano l'altezza massima che gli alberi sono in grado di raggiungere coinvolgono sia sfide biomeccaniche sia fisiologiche (Larjavaara, 2014). È stata, infatti, osservata una riduzione della capacità di produrre fotoassimilati negli alberi maturi (Bond, 2000; Kenzo et al., 2006), così come l'emergere di vincoli meccanici alla

crescita (Meng et al., 2006; Feldpausch et al., 2011). La componente idrostatica del potenziale idrico, che diminuisce dal suolo verso le foglie situate nelle porzioni superiori e distali della chioma degli alberi alti (Figura 3), può ridurre l'efficienza fotosintetica, gli scambi gassosi e l'assimilazione del carbonio (Murty et al., 1996; Koch et al., 2004; Woodruff et al., 2004; Ryan et al., 2006; Ambrose et al.,

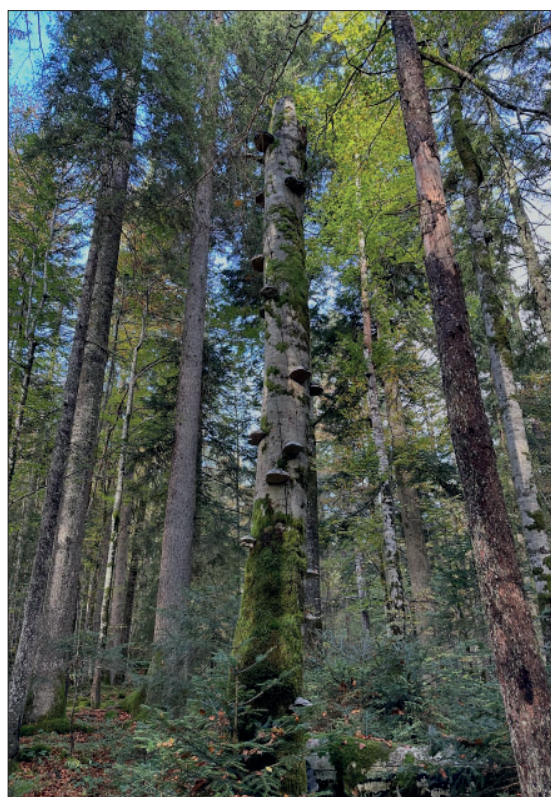


Figura 3 - Foresta di Lom, Bosnia ed Erzegovina (foto R. Tognetti). La foresta di Lom presenta caratteristiche strutturali tipiche dei boschi vetusti, tra cui marcata pluristratificazione verticale, presenza di alberi di grande diametro, elevata eterogeneità spaziale con alternanza, su ampie superfici, di fasi ottimali, stramature e di crollo, e abbondante legno morto, sia in piedi sia a terra. La componente arborea è dominata dal faggio (*Fagus sylvatica* L.), mentre tra le conifere prevale l'abete bianco (*Abies alba* Mill.) rispetto all'abete rosso (*Picea abies* (L.) Karst.). L'acero di monte (*Acer pseudo-platanus* L.) è presente in misura subordinata (Motta et al., 2024).

2010; Givnish et al., 2014). Tali effetti possono essere parzialmente compensati da adattamenti nel rapporto tra area fogliare e superficie del legno conduttore (McDowell et al., 2002). Tuttavia, questa relazione di tipo idraulico non è confermata (Barnard & Ryan, 2003; Ryan et al., 2004), e si è ipotizzato un possibile effetto dell'età dell'albero sulla crescita in altezza, sulla disponibilità di nutrienti e sul metabolismo del carbonio (Day et al., 2001; Mencuccini et al., 2005; Bond et al., 2007). Gli alberi più alti sono spesso anche i più vecchi e, di conseguenza, i tassi di assimilazione più bassi potrebbero essere ricondotti all'età dell'albero (Yoder et al., 1994; Gower et al., 1996; Bond, 2000; Day et al., 2001, 2002; Binkley et al., 2002). Tuttavia, i meristemi di rami prelevati da alberi maturi sono in grado di riprendere normalmente la crescita longitudinale se innestati su piante giovani (Mencuccini et al., 2005; Bond et al., 2007; Mencuccini et al., 2007; Petit et al., 2011). Inoltre, il declino della crescita con l'età può risultare reversibile quando gli alberi maturi vengono liberati dalla competizione attraverso interventi di diradamento (Martínez-Vilalta et al., 2007).

Mentre la crescita radiale non si arresta mai nel corso dell'intero ciclo di vita dell'albero, l'altezza può raggiungere un valore massimo, caratteristico di ciascuna specie arborea (Ryan & Yoder, 1997; Midgley, 2003; Koch et al., 2004). Poiché le caratteristiche di vetustà emergono man mano che gli alberi si avvicinano all'altezza massima, è difficile separare gli effetti dell'età da quelli della dimensione (Bond, 2000). Il dibattito sui fattori che determinano la riduzione dell'incremento in altezza con l'avanzare dell'età degli alberi ha importanti implicazioni pratiche, in quanto è strettamente connesso all'allometria degli alberi e alla dendrometria forestale (Marziliano et al., 2019). Nonostante le numerose ipotesi formulate per spiegare l'arresto dell'incremento in al-

tezza con l'avanzare dell'età negli alberi grandi e di elevata statura (per limitazioni idrauliche, perturbazioni meccaniche, vincoli termici), sono necessarie ulteriori ricerche per chiarire le regole allometriche a livello di singola specie ed esplorare i collegamenti meccanicistici tra la fisiologia degli alberi e il cambiamento climatico.

Il declino della crescita legato all'età può essere interpretato in termini di spazio teorico di crescita del volume effettivamente occupato dagli alberi, oppure di cambiamenti strutturali che modificano l'equilibrio tra tessuti fotosintetici e tessuti respiratori. Concettualmente, la crescita dipende dal tasso di utilizzo delle risorse da parte degli alberi (e.g., litri di acqua per anno), dall'efficienza di crescita per unità di risorsa utilizzata (e.g., grammi di biomassa prodotti per litro d'acqua), e dal modo in cui il carbonio fissato attraverso la fotosintesi viene ripartito tra tessuti e processi (e.g., biomassa allocata a radici o fusti, oppure persa per respirazione) (Binkley, 2021). Il declino della crescita può quindi derivare da una riduzione nell'uso delle risorse (come una minore intercettazione della luce o un ridotto assorbimento dei nutrienti), da una diminuzione dell'efficienza nell'utilizzo delle risorse (minore assimilazione di carbonio per unità di risorsa), oppure da uno spostamento nella ripartizione del carbonio verso la respirazione di mantenimento o verso flussi di carbonio diretti all'apparato radicale.

Nel presente contributo si analizzano le principali ipotesi ecofisiologiche proposte per interpretare il declino della crescita nei popolamenti forestali maturi e vetusti, distinguendo i meccanismi che operano a scala di singolo albero, di popolamento e di ecosistema. Particolare attenzione è rivolta ai processi che regolano l'acquisizione e l'allocazione del carbonio, le relazioni idriche, la disponibilità di nutrienti, la competizione intra- e interspecifica, la

struttura del soprassuolo e le interazioni tra produttività, senescenza e disturbo. L'obiettivo è fornire una sintesi critica e accessibile dello stato attuale delle conoscenze, evidenziandone le implicazioni per la conservazione, il monitoraggio e la gestione dei boschi vetusti in un contesto di cambiamento climatico e crescente pressione antropica.

2. ACQUISIZIONE DELLE RISORSE

La radiazione incidente su una foresta resta relativamente costante durante lo sviluppo del popolamento, ma cambia il modo in cui la copertura intercetta la luce. L'intercettazione luminosa dipende dalla quantità di area fogliare e dalla sua disposizione nello spazio. Diversi studi riportano una diminuzione dell'indice di area fogliare (LAI) con l'età, anche se l'andamento non è universale. Tuttavia, la riduzione dell'intercettazione luminosa è probabilmente inferiore alla diminuzione del LAI, perché una minore densità fogliare riduce anche l'auto-ombreggiamento.

La diminuzione del LAI può derivare da più cause: maggiore separazione tra chiome negli alberi alti, oscillazione dei rami, collisioni tra chiome adiacenti e minore disponibilità di nutrienti nei popolamenti maturi (Meng et al., 2006). Anche una riduzione del LAI di circa un terzo comporterebbe probabilmente una diminuzione dell'intercettazione luminosa solo del 10-20%, a causa della minore competizione tra strati fogliari (Binkley, 2023). La sola riduzione dell'area fogliare appare quindi insufficiente a spiegare il declino dell'accrescimento del fusto nelle foreste mature e vetuste.

Un secondo fattore è l'acqua. Negli alberi molto alti, il trasporto idrico avviene su distanze maggiori, con aumento della resistenza idraulica e degli effetti gravitazionali. Ne possono derivare potenziali idrici più negati-

vi nelle parti alte della chioma, con effetti su espansione fogliare, traspirazione e fotosintesi (Koch et al., 2004). Secondo l'ipotesi della limitazione idraulica, gli alberi più vecchi e alti dovrebbero quindi essere più sensibili al deficit di pressione di vapore atmosferico e alla siccità (Hubbard et al., 1999).

Questa risposta non è però uniforme. Gli alberi possono compensare parzialmente tali vincoli modificando struttura dello xilema, biomassa delle radici fini e rapporto tra area fogliare e area del legno conduttore (Fernández-de-Uña et al., 2023). Inoltre, specie e ambienti diversi mostrano strategie idrauliche differenti; nei grandi alberi di habitat umidi, ad esempio, l'elevata efficienza xilematica può associarsi a minore sicurezza idraulica, condotti più ampi e legno meno denso (Liu et al., 2025).

Se i bassi potenziali idrici fossero la causa principale del declino della crescita, ci si attenderebbe una riduzione dell'uso dell'acqua nelle foreste vetuste e un aumento dell'acqua residua nel suolo e del deflusso. Le evidenze non confermano pienamente questa previsione. Le limitazioni idrauliche alla fotosintesi sono frequenti, ma non è chiaro se riducano assimilazione e uso dell'acqua abbastanza da spiegare il declino dell'accrescimento (Ryan et al., 2006). Alcuni studi indicano anzi che le foreste giovani possono essere meno efficienti nell'uso dell'acqua e più sensibili alla siccità rispetto a foreste mature o vetuste (Farinacci et al., 2024).

Anche i nutrienti possono contribuire al declino della produttività, ma le evidenze sono contrastanti. Alcuni studi riportano diminuzioni con l'età della foresta, altri non rilevano tendenze chiare o osservano aumenti (Ryan et al., 1997; Binkley & Fisher, 2020). Le foreste mature possono rispondere alla fertilizzazione, ma anche popolamenti fertilizzati continuano spesso a mostrare una riduzione dell'accresci-

mento del fusto nel tempo (Stape et al., 2010). L'apporto di nutrienti rimane quindi importante per la crescita forestale, ma non sembra spiegare in modo generale il declino dell'accrescimento con l'età (Ryan et al., 2004).

Nel complesso, luce, acqua e nutrienti influenzano la crescita, ma le variazioni nel loro uso totale non bastano a spiegare il declino della produttività nelle foreste mature e vetuste. Il problema sembra quindi spostarsi dall'acquisizione delle risorse alla loro conversione in biomassa legnosa.

3. EFFICIENZA DI CONVERSIONE DELLE RISORSE

Poiché le variazioni nell'acquisizione totale delle risorse non spiegano pienamente il declino dell'accrescimento, l'attenzione si sposta sull'efficienza con cui luce, acqua e nutrienti vengono convertiti in crescita legnosa. Alberi e popolamenti possono differire fortemente nell'accrescimento del fusto per unità di risorsa utilizzata. In generale, tassi più elevati di uso delle risorse a livello di popolamento tendono ad associarsi a efficienze d'uso costanti o crescenti (Binkley, 2011), ma questo schema può cambiare con l'età e con la struttura del popolamento.

Alcuni studi indicano una diminuzione dell'efficienza della crescita del fusto con l'età, sia nei singoli alberi sia nei popolamenti. Le evidenze disponibili, pur limitate, mostrano riduzioni sostanziali in diversi tipi forestali, comparabili alle differenze osservate tra suoli o specie (Binkley, 2023). Questa diminuzione dell'efficienza appare più coerente delle sole variazioni nell'uso totale delle risorse e suggerisce cambiamenti legati a regolazione della crescita, struttura della chioma, funzionalità idraulica e bilancio del carbonio.

La riduzione dell'efficienza consente anche di collegare scala individuale e scala di popolamen-

to. Il declino della produttività non implica che tutti gli alberi riducano la crescita nello stesso modo. Gli alberi dominanti possono mantenere elevati tassi assoluti di accrescimento, ma convertire una quota minore delle risorse acquisite in nuovo fusto. Gli alberi subordinati possono invece subire una riduzione più marcata dell'accesso a luce, acqua o nutrienti, contribuendo al calo della crescita media del popolamento.

La struttura del popolamento diventa quindi centrale. In foreste complesse, come quelle vetuste, la produttività dipende non solo dalla quantità complessiva di risorse disponibili, ma anche dalla loro distribuzione tra individui dominanti, codominanti e subordinati. L'uniformità dimensionale può influenzare la crescita nelle piantagioni monoclonali o nei popolamenti monospecifici, ma non sempre nei popolamenti multispecifici (Torresan et al., 2020; Forrester, 2021). Gli individui più grandi possono intercettare una quota crescente delle risorse, mentre la riduzione dell'accrescimento può concentrarsi negli alberi più piccoli (Sillett et al., 2021).

Nel complesso, le foreste più vecchie sembrano mantenere elevati livelli di uso delle risorse, mentre l'accrescimento del fusto diminuisce. Il nodo principale non è quindi necessariamente una minore acquisizione di luce, acqua o nutrienti, ma una minore efficienza nella loro conversione in biomassa legnosa.

4. RIPARTIZIONE DELLE RISORSE

Il declino dell'accrescimento nelle foreste mature è stato spesso interpretato attraverso la ripartizione del carbonio tra respirazione, crescita del fusto, radici, chioma e altri comparti. Una spiegazione classica attribuiva la riduzione della crescita all'aumento dei costi respiratori: alberi più grandi avrebbero più massa da mantenere e destinerebbero quindi una quota

crescente dei fotoassimilati alla respirazione, lasciando meno carbonio disponibile per l'accrescimento del fusto (Ryan et al., 1997).

Le evidenze non supportano pienamente questa ipotesi. La diminuzione della NPP sembra derivare soprattutto dalla riduzione della GPP, mentre il rapporto NPP/GPP rimane relativamente costante con l'età (Tang et al., 2014). La respirazione autotrofa segue quindi le variazioni della GPP, ma non aumenta abbastanza da spiegare da sola il declino della crescita. Inoltre, una parte rilevante della respirazione è associata ai processi di crescita; se la crescita diminuisce, anche questa componente tende a ridursi. Poiché gran parte del legno accumulato non è costituita da cellule viventi, le foreste vetuste non presentano necessariamente una massa molto superiore di tessuti metabolicamente attivi, soprattutto quando l'area fogliare diminuisce.

Anche la ripartizione del carbonio verso i comparti ipogei non fornisce una spiegazione univoca. I pochi studi disponibili indicano che il flusso di carbonio verso il suolo tende spesso a diminuire insieme alla crescita epigea del fusto, sebbene questa tendenza non sia universale (Drake et al., 2011). Il declino della crescita non può quindi essere interpretato semplicemente come uno spostamento generalizzato del carbonio dal fusto alle radici o al suolo.

La ripartizione delle risorse va però considerata insieme alla struttura del popolamento. Una riduzione dell'area fogliare complessiva può accompagnarsi a un aumento dell'area fogliare negli alberi più grandi, compensando solo in parte la perdita di foglie negli individui subordinati. Analogamente, acqua e nutrienti possono essere intercettati in misura crescente dagli alberi dominanti, con effetti negativi sulla crescita degli alberi più piccoli.

Gli eventi estremi mostrano che la ripartizione può cambiare rapidamente in risposta a stress idraulici. In grandi individui vetusti

di abete rosso, la siccità del 2018 in Europa centrale ha causato rapidi cali della pressione xilematica fino alla perdita completa della conduttanza idraulica (Arend et al., 2021). Nel faggio, lo xilema embolizzato non ha recuperato completamente la funzionalità nella stagione successiva, ma la disfunzione idraulica è stata compensata da una marcata riduzione dell'area fogliare (Arend et al., 2022). Questi casi indicano che gli alberi possono modificare la ripartizione tra chioma, fusto e apparati conduttori per mitigare stress estremi, con possibili conseguenze sull'accrescimento.

La ripartizione delle risorse contribuisce quindi al declino dell'accrescimento, ma non attraverso un solo meccanismo dominante. Non basta invocare maggiore respirazione, maggiore allocazione alle radici o minore area fogliare. La risposta dipende dall'interazione tra disponibilità di risorse, vincoli idraulici, struttura del popolamento, classe dimensionale e strategie specie-specifiche.

5. VINCOLI MULTIPLI ALLA CRESCITA OLTRE L'ASSIMILAZIONE DEL CARBONIO

Le sezioni precedenti indicano che il declino dell'accrescimento non può essere spiegato solo da una minore disponibilità di risorse o da una diversa allocazione del carbonio. Occorre quindi considerare la crescita come processo regolato da vincoli multipli, non come semplice risultato dell'assimilazione fotosintetica.

Molte interpretazioni del declino della produttività partono dall'idea che la crescita dipenda direttamente dalla quantità di carbonio prodotti attraverso la fotosintesi. Tuttavia, crescita e assimilazione del carbonio non sono sempre sincrone. Questo disaccoppiamento sembra aumentare con la variabilità interannuale del VPD, suggerendo che i modelli climatici possano sovrastimare lo stoccaggio

di carbonio forestale nel lungo periodo (Rao et al., 2026). Inoltre, gli alberi possono non massimizzare l'assimilazione, ma ridistribuire carbonio verso radici, suolo o altri comparti quando acqua o nutrienti limitano l'uso del carbonio disponibile (Prescott et al., 2021).

Se la crescita non è sempre direttamente limitata dalla disponibilità di carboidrati, le inferenze basate solo su GPP, NPP o respirazione sono incomplete. Il declino dell'accrescimento può dipendere anche dalla capacità dei meristemi di utilizzare il carbonio, dalla disponibilità di acqua per l'espansione cellulare, dai vincoli idraulici, dallo stato nutrizionale e da segnali regolativi legati allo sviluppo e alla fitness.

In questo quadro, le limitazioni idrauliche non agiscono solo attraverso la fotosintesi. Yoder et al. (1994) hanno ipotizzato che le differenze nelle prestazioni fotosintetiche tra alberi giovani e maturi dipendano dall'aumento della resistenza idraulica negli alberi più alti. Tuttavia, la longevità dipende anche dalla capacità di compensare questi vincoli. Nelle Pinaceae, diverse morfologie dei rami possono ridurre gli effetti dello stress idrico e mantenere l'acquisizione di carboidrati: alcune specie riducono la lunghezza media del percorso verso la foglia terminale, come in *Pseudotsuga*, mentre altre riducono il numero medio di restringimenti nodali, come in *Abies* (Kennedy et al., 2010).

La crescita va quindi interpretata come il risultato di compromessi tra acquisizione di risorse, sicurezza idraulica, esposizione della chioma, stabilità meccanica, sopravvivenza e riproduzione. La selezione naturale non favorisce necessariamente la massima crescita, ma la capacità di sopravvivere, riprodursi e mantenere una posizione competitiva. In popolamenti maturi, gli alberi dominanti potrebbero non trarre vantaggio dal massimizzare ulteriormente la propria dimensione; una volta raggiunta la dominanza, la fitness può dipendere soprattutto da mantenimento della posizione,

resistenza ai disturbi e longevità. Per gli alberi soppressi, la strategia più vantaggiosa può essere la sopravvivenza prolungata in attesa di aperture nella copertura, più che una crescita rapida (Binkley, 2023).

Questa prospettiva è rilevante anche per il rapporto tra crescita, longevità e accumulo di carbonio. Brien et al. (2020) hanno evidenziato che l'aumento dei tassi di crescita può ridurre la longevità degli alberi. Di conseguenza, incrementi recenti degli stock di carbonio forestale potrebbero essere transitori se una maggiore mortalità neutralizzasse nel tempo il carbonio accumulato. Le osservazioni di elevata mortalità dopo eventi climatici estremi rafforzano questa possibilità, anche se mancano ancora dati sufficienti per stabilire se si tratti di una tendenza generalizzata. Hartmann et al. (2022) hanno comunque documentato episodi improvvisi e inattesi di aumento della mortalità in ecosistemi forestali considerati tolleranti o poco esposti al rischio.

Nel complesso, lo scenario più coerente è quello di una progressiva riduzione dell'efficienza nell'uso delle risorse. Le foreste mature e vetuste continuano ad acquisire luce, acqua e nutrienti, ma convertono una quota minore di queste risorse in nuovo accrescimento del fusto. Tale riduzione sembra legata a vincoli idraulici, cambiamenti nell'allocazione del carbonio, struttura gerarchica del popolamento, mortalità differenziale e strategie di fitness non orientate alla massima crescita. Il declino della produttività non rappresenta quindi una semplice senescenza degli alberi, ma una proprietà emergente di ecosistemi complessi, strutturalmente maturi e fisiologicamente vincolati.

6. DIREZIONI FUTURE

Se le foreste fossero in grado di sostenere i tassi di crescita osservati nel periodo in cui

viene raggiunta la piena area fogliare, i tassi di crescita e di accumulo di carbonio potrebbero aumentare del 30% o più. È improbabile che questo limite venga effettivamente raggiunto, ma alcuni progressi potrebbero essere possibili qualora si riuscissero a identificare con maggiore precisione i fattori responsabili del declino. Un primo punto chiave è riconoscere che le spiegazioni attuali di questa perdita di crescita restano incomplete e spesso basate su foreste modello, non sempre rappresentative della complessità delle foreste mature e vetuste. Un secondo punto riguarda la necessità di analizzare in modo più dettagliato le diverse componenti della produzione forestale lungo gradienti di età. Servono, in particolare, studi sui cambiamenti della respirazione epigea e dei flussi ipogei in foreste non gestite. Le evidenze disponibili indicano che queste due componenti difficilmente spiegano da sole la maggior parte del declino della crescita, ma conclusioni più solide richiedono una base di dati più ampia.

Una questione ancora aperta riguarda il modo in cui gli alberi regolano la destinazione del carbonio. Se la crescita dei singoli alberi non è semplicemente limitata dall'acquisizione di carbonio, occorre comprendere come venga "decisa" la destinazione del carbonio: se verso le diverse componenti della crescita, verso la respirazione o altre vie di smaltimento, oppure attraverso una riduzione della fotosintesi. È inoltre necessario attribuire correttamente cause ed effetti ai cambiamenti concomitanti nelle diverse componenti del bilancio del carbonio di un popolamento. Gli alberi dominanti limitano la propria crescita per mantenere uno status sociale stabile rispetto ai vicini, anziché massimizzare le dimensioni? Se lo status sociale influenza la crescita indipendentemente dagli effetti diretti sull'approvvigionamento di carbonio, in che modo gli alberi percepiscono tale status? La selezione genetica o la modificazione genetica diretta potrebbero alterare

eventuali meccanismi di regolazione negativa dei fattori che limitano la crescita? Per rispondere a queste domande sono necessarie ricerche sperimentali mirate.

Tuttavia, il declino della crescita non esaurisce il significato ecologico e gestionale delle foreste vetuste. Valutare questi ecosistemi soltanto in termini di produttività legnosa o di accumulo netto di carbonio rischia di ridurre la complessità funzionale. Le foreste vetuste differiscono da quelle più giovani non solo per l'età, ma anche per struttura verticale e orizzontale, continuità ecologica, presenza di grandi alberi, legno morto, microhabitat, stratificazione delle chiome, eterogeneità del sottobosco e capacità di modulare il microclima. Queste caratteristiche influenzano biodiversità, stabilità ecosistemica, disponibilità di habitat, resilienza agli stress climatici e persistenza di specie sensibili. Di conseguenza, la gestione delle foreste mature e vetuste non dovrebbe essere orientata esclusivamente alla massimizzazione della crescita o del sequestro di carbonio, ma anche alla conservazione dei processi ecologici che ne sostengono la funzionalità di lungo periodo.

Le foreste vetuste differiscono dalle foreste più giovani anche per struttura e microclima. Frey et al. (2016) riportano che la forte influenza della struttura della vegetazione sul microclima offre l'opportunità di gestire gli ecosistemi forestali in modo da favorire la persistenza della biodiversità (Figura 4). Conservando o creando condizioni forestali in grado di attenuare gli effetti del riscaldamento sugli organismi, o di rallentare la velocità con cui essi devono adattarsi a un clima in cambiamento, potrebbe essere possibile mitigare alcuni effetti negativi del cambiamento climatico. Le caratteristiche della vegetazione delle foreste vetuste sembrano infatti esercitare un effetto isolante: le temperature massime mensili primaverili diminuiscono di circa 2,5 °C,



Figura 4 - Foresta di Perućica, Bosnia ed Erzegovina (foto R. Tognetti). La foresta di Perućica è un bosco vetusto misto dominato da faggio (*Fagus sylvatica* L.), abete bianco (*Abies alba* Mill.) e abete rosso (*Picea abies* (L.) Karst.), con presenza sporadica di altre latifoglie. Il popolamento è caratterizzato da elevata biomassa viva, abbondante legno morto, marcata eterogeneità spaziale e verticale, e da un mosaico di chiarie generate da disturbi di piccola scala (Motta et al., 2024).

con effetti di raffreddamento lungo un ampio gradiente strutturale di entità comparabile alle proiezioni a 50 anni dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC). Tali condizioni hanno quindi il potenziale di mitigare il riscaldamento climatico su scala locale.

Il microclima in foresta può differire fortemente dal clima esterno. Nonostante il suo potenziale impatto sulle risposte degli ecosistemi forestali ai cambiamenti globali, la comprensione di come l'ambiente all'interno e al di sotto delle chiome moduli le risposte biotiche a livello di specie, comunità ed ecosistema rimane ancora limitata (De Frenne et al., 2021). Il microclima forestale è modulato dall'interazione tra disponibilità idrica e copertura arborea. Durante i periodi di siccità, la riduzione

dell'umidità del suolo limita l'evapotraspirazione e indebolisce la capacità della foresta di attenuare le temperature; questo effetto si accentua quando stress idrico, defogliazione o mortalità riducono progressivamente la copertura vegetale. La complessa stratificazione verticale della vegetazione nelle foreste vetuste influenza la quantità e la qualità della radiazione solare a onda corta in ingresso, della radiazione a onda lunga in uscita e degli scambi di umidità e carbonio (Chen et al., 2009). Disturbi che aumentano la mortalità degli alberi o modificano le dinamiche successionali possono creare aperture nella copertura arborea, determinando variazioni locali del microclima. Le riduzioni stagionali della copertura durante periodi freschi o secchi aumentano l'esposi-

zione dell'interno della foresta alle condizioni esterne. Al contrario, foreste strutturalmente complesse attenuano la variabilità temporale della temperatura, diurna, stagionale e interannuale, più efficacemente dei sistemi meno complessi. Questo effetto tampone dipende dall'altezza e dalla struttura della vegetazione ed è generalmente ridotto nelle foreste secondarie rispetto alle foreste vetuste.

Gestire le foreste per le caratteristiche di vetustà significa quindi favorire strutture complesse, non soltanto mantenere alberi vecchi. Le foreste vetuste hanno un profilo della canopea articolato che promuove elevata turbolenza meccanica, maggiore accoppiamento con l'atmosfera e bassa resistenza dello strato limite. Chiome alte e irregolari, con superfici discontinue, generano più turbolenza rispetto a chiome basse, continue e uniformi. Il grado di accoppiamento con l'atmosfera influenza le risposte allo stress idrico: i sistemi più accoppiati dipendono maggiormente dalla conduttanza stomatica, mentre quelli più disaccoppiati risentono meno direttamente delle condizioni atmosferiche esterne. Il flusso d'aria attraverso la vegetazione genera vortici e favorisce lo scambio d'aria tra chiome e atmosfera sovrastante. L'aumento della rugosità della copertura arborea può determinare un uso più efficiente della luce e tassi più elevati di traspirazione e fotosintesi.

Parallelamente, l'incremento dell'età del popolamento è spesso associato a un aumento della profondità dell'apparato radicale, che consente l'esplorazione di nuove risorse nel sottosuolo. La successione ecologica da specie eliofile a specie tolleranti l'ombra comporta modifiche del LAI e dei tratti fogliari, con possibili effetti sulla capacità di acquisizione netta di carbonio per unità di investimento fogliare. La struttura delle foreste vetuste può inoltre potenziare l'intercettazione della radiazione, aumentare la resilienza della produttività agli

stress idrici, influenzare la perdita e la concentrazione locale dei nutrienti e favorire la disponibilità di habitat per flora e fauna. Disturbi di piccola entità, longevità delle specie arboree dominanti e continuità strutturale generano un ambiente del sottobosco eterogeneo, complesso e imprevedibile, che agisce come filtro selettivo per adattamenti propri di specie specializzate.

Da questa prospettiva, le foreste vetuste assumono un valore che non coincide con la sola produttività. Anche quando l'accrescimento del fusto diminuisce, tali ecosistemi possono mantenere funzioni essenziali, i.e., conservazione di carbonio accumulato nel lungo periodo, protezione di habitat rari, regolazione microclimatica, mantenimento della biodiversità, continuità dei processi biogeochimici e maggiore resilienza rispetto a perturbazioni climatiche. Il passaggio dalla produttività alla resilienza è quindi cruciale: una foresta meno produttiva in termini di nuovo legno non è necessariamente meno funzionale dal punto di vista ecologico. Al contrario, molte proprietà che emergono con la vetustà, come complessità strutturale, mitigazione climatica e diversificazione degli habitat, non possono essere rapidamente ricreate attraverso popolamenti giovani o artificiali.

In questo contesto, è fondamentale distinguere tra foreste giovani originate dalla sostituzione di popolamenti esistenti e foreste che si instaurano attraverso processi di afforestazione. L'afforestazione rappresenta un'espansione della copertura forestale, mentre la sostituzione dei popolamenti comporta la rimozione di foreste preesistenti, riducendone il potenziale di stoccaggio del carbonio a lungo termine (Keeton et al., 2007). Sebbene l'afforestazione possa contribuire ad aumentare il sequestro di carbonio, la sua efficacia dipende fortemente dal tipo di foresta (Forster et al., 2021). Le foreste piantate e strutturalmente omogenee of-

frono benefici inferiori in termini di stoccaggio del carbonio, biodiversità e resilienza rispetto alle foreste a rinnovazione naturale (Figura 5). Benché l'entusiasmo per la messa a dimora di alberi sia elevato, la rinnovazione naturale delle foreste può comportare costi inferiori e sequestrare carbonio in modo più rapido e stabile rispetto alle piantagioni (Cook-Patton et al., 2021). Le giovani foreste in ricrescita contribuiscono temporaneamente ad aumentare l'assorbimento di carbonio, ma non sono in grado di sostituire la capacità di stoccaggio a lungo termine delle foreste vetuste (Besnard et al., 2025). Le foreste, a scala globale, stanno evolvendo verso popolamenti sempre più giovani e di minore statura, riducendo il loro potenziale di stoccaggio del carbonio (McDowell et al., 2022).

Oltre allo stoccaggio del carbonio, le foreste vetuste forniscono benefici ecosistemici e sociali difficilmente sostituibili dai popolamenti artificiali (Marchetti et al., 2010). Ne deriva la necessità di politiche di conservazione e gestione forestale mirate, capaci di bilanciare la tutela delle foreste vetuste con strategie di utilizzazione sostenibile, rinnovazione naturale e adattamento climatico (Heinrich et al., 2023). La protezione delle foreste vetuste non dovrebbe essere interpretata come alternativa alla gestione forestale, ma come parte di una strategia più ampia che riconosce funzioni diverse, i.e., produzione, conservazione, stoccaggio del carbonio, regolazione microclimatica, biodiversità, protezione del suolo e continuità ecologica.

In tal senso, le strategie di gestione e conservazione devono tenere conto dell'età, della struttura e della tipologia forestale, affinché le foreste vetuste rimangano ecosistemi funzionali e capaci di contribuire alla mitigazione del cambiamento climatico di origine antropica. Hilmers et al. (2019), ad esempio, hanno analizzato particelle sperimentali in foreste mature miste di abete rosso, faggio e abete bianco in

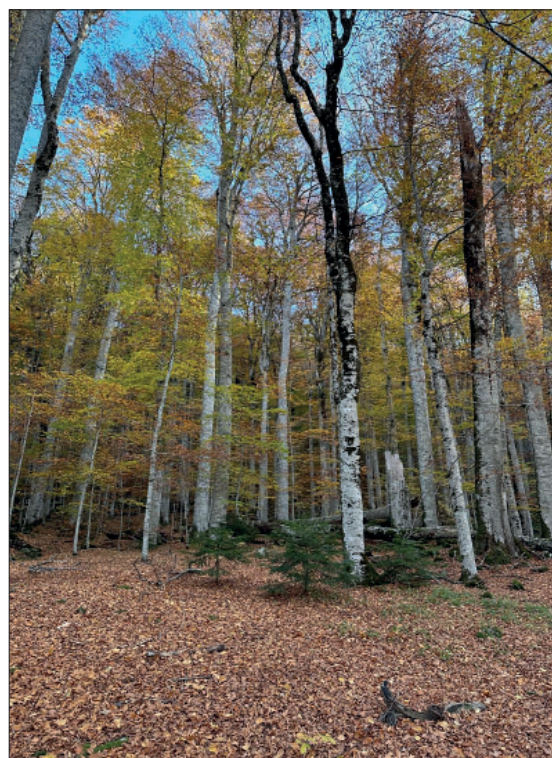


Figura 5 - Parco Nazionale di Biogradska Gora, Montenegro (foto R. Tognetti). La foresta di Biogradska Gora rappresenta un popolamento vetusto misto a dominanza di faggio (*Fagus sylvatica* L.), abete bianco (*Abies alba* Mill.) e abete rosso (*Picea abies* (L.) Karst.), con presenza accessoria di altre latifoglie. La struttura del bosco è definita da un'elevata quantità di biomassa viva, abbondante legno morto in diversi stadi di decomposizione, forte eterogeneità spaziale e verticale, e da aperture nella copertura originate da disturbi localizzati di bassa intensità (Motta et al., 2024).

diverse aree montane europee. Nonostante un aumento significativo della temperatura media annua, l'incremento medio annuo periodico di volume (PAI) non ha mostrato variazioni significative negli ultimi 30 anni. Tuttavia, a livello di singola specie, sono emersi cambiamenti rilevanti: il faggio ha mantenuto il PAI nel periodo 1980-2010, l'abete rosso ha mostrato una diminuzione significativa, mentre l'abete bianco ha registrato un aumento rilevante. Questi risultati indicano che la risposta delle foreste mature al cambiamento climatico non è uniforme e di-

pende dalla composizione specifica, dalla struttura e dal contesto ambientale.

Nonostante il cambiamento climatico sia destinato a spingere molte aree forestali verso trasformazioni su larga scala, pratiche di gestione adattativa possono contribuire ad agevolare la transizione verso strutture miste multispecifiche più resilienti e a minimizzare la perdita di servizi ecosistemici (Tognetti et al., 2022). La priorità non è quindi soltanto aumentare la superficie forestale o massimizzare la crescita, ma mantenere e ricostruire complessità (Tognetti & Torresan, 2026). La priorità non è quindi soltanto aumentare la superficie forestale o massimizzare la crescita, ma mantenere e ricostruire la complessità attraverso foreste con più specie, più classi d'età, maggiore stratificazione verticale, continuità del legno morto, microhabitat diversificati e capacità di tamponare gli estremi climatici. In questa prospettiva, le foreste vetuste rappresentano non solo archivi di carbonio, ma modelli funzionali per orientare conservazione, restauro ecologico e gestione adattativa in un clima in rapido cambiamento.

Ringraziamenti

L'autore ringrazia gli amici e colleghi Marco Marchetti e Renzo Motta per avergli aperto le porte del mondo dei boschi vetusti.

RIASSUNTO

I boschi vetusti rappresentano oggi un riferimento essenziale per orientare strategie adattative di gestione, conservazione e ripristino degli ecosistemi forestali: conservano grandi quantità di carbonio, ospitano biodiversità e mostrano processi ecologici che nei boschi giovani o gestiti sono assenti o meno evidenti. Capire come funzionano aiuta a prevedere la stabilità futura delle foreste e la loro capacità di rispondere a siccità, aumento delle temperature e altri stress. Con l'aumento dell'età e delle dimensioni, gli alberi affrontano vincoli

diversi da quelli delle piante giovani. Devono trasportare acqua più in alto, mantenere una maggiore massa viva e sostenere chiome complesse. Questi fattori possono ridurre la crescita e la produttività, sia del singolo albero sia dell'intero popolamento. A livello individuale, il rallentamento può dipendere da maggiori costi respiratori, limiti idraulici e minore efficienza fotosintetica. A livello di popolamento, può essere associato a minore disponibilità di nutrienti e a una maggiore allocazione di risorse verso componenti non legnose. Resta però incerto quanto questi processi causino davvero il declino produttivo osservato. Età, dimensioni, genetica, ambiente e disturbi interagiscono in modi ancora poco chiari, limitando la capacità di prevedere la risposta delle foreste vetuste al cambiamento globale.

BIBLIOGRAFIA

- Acker, S. A., Halpern, C. B., Harmon, M. E., & Dyrness, C. T. (2002). Trends in bole biomass accumulation, net primary production and tree mortality in *Pseudotsuga menziesii* forests of contrasting age. *Tree Physiology*, 22(2-3), 213–217. <https://doi.org/10.1093/treephys/22.2-3.213>
- Ambrose, A. R., Sillett, S. C., Koch, G. W., Van Pelt, R., Antoine, M. E., & Dawson, T. E. (2010). Effects of height on treetop transpiration and stomatal conductance in coast redwood (*Sequoia sempervirens*). *Tree Physiology*, 30(10), 1260–1272. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq079>
- Arend, M., Link, R. M., Patthey, R., Hoch, G., Schuldt, B., & Kahmen, A. (2021). Rapid hydraulic collapse as cause of drought-induced mortality in conifers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(16), e2025251118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2025251118>
- Arend, M., Link, R. M., Zahnd, C., Hoch, G., Schuldt, B., & Kahmen, A. (2022). Lack of hydraulic recovery as a cause of post-drought foliage reduction and canopy decline in European beech. *New Phytologist*, 234(4), 1195–1205. <https://doi.org/10.1111/nph.18065>
- Barnard, H. R., & Ryan, M. G. (2003). A test of the hydraulic limitation hypothesis in fast-growing *Eucalyptus saligna*. *Plant, Cell & Environment*, 26(8), 1235–1245. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2003.01046.x>
- Begović, K., Schurman, J. S., Svitok, M., Pavlin, J., Langbehn, T., Svobodová, K., ... & Svoboda, M. (2023). Large old trees increase growth under shift-

- ing climatic constraints: Aligning tree longevity and individual growth dynamics in primary mountain spruce forests. *Global Change Biology*, 29(1), 143–164. <https://doi.org/10.1111/gcb.16466>
- Berger, U., Hildenbrandt, H., & Grimm, V. (2004). Age-related decline in forest production: modelling the effects of growth limitation, neighbourhood competition and self-thinning. *Journal of Ecology*, 92(5), 846–853. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00914.x>
- Besnard, S., Heinrich, V. H. A., Carvalhais, N., Ciais, P., Herold, M., Luijkx, I., ... & Yang, H. (2025). Global covariation of forest age transitions with the net carbon balance. *Nature Ecology & Evolution*, 9, 1848–1860. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02511-7>
- Binkley, D. (2004). A hypothesis about the interaction of tree dominance and stand production through stand development. *Forest Ecology and Management*, 190(2-3), 265–271. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.10.016>
- Binkley, D. (2011). Understanding the role of resource use efficiency in determining the growth of trees and forests. In *Forests in development: A vital balance* (pp. 13–26). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2232-3_2
- Binkley, D. (2021). *Forest Ecology: An evidence-based approach*. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781119762812>
- Binkley, D. (2023). Acorn review: The persistent mystery of declining growth in older forests. *Forest Ecology and Management*, 538, 121004. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121004>
- Binkley, D., & Fisher, R. F. (2020). *Ecology and management of forest soils*. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781119455653>
- Binkley, D., Stape, J. L., Ryan, M. G., Barnard, H. R., & Fownes, J. (2002). Age-related decline in forest ecosystem growth: An individual-tree, stand-structure hypothesis. *Ecosystems*, 5(1), 58–67. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0055-7>
- Bond, B. J. (2000). Age-related changes in photosynthesis of woody plants. *Trends in Plant Science*, 5(8), 349–353. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(00\)01691-5](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(00)01691-5)
- Bond, B. J., Czarnomski, N. M., Cooper, C., Day, M. E., & Greenwood, M. S. (2007). Developmental decline in height growth in Douglas-fir. *Tree Physiology*, 27(3), 441–453. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.3.441>
- Brienen, R. J., Caldwell, L., Duchesne, L., Voelker, S., Barichivich, J., Baliva, M., ... & Gloor, E. (2020). Forest carbon sink neutralized by pervasive growth-lifespan trade-offs. *Nature Communications*, 11(1), 4241. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17966-z>
- Bukoski, J. J., Cook-Patton, S. C., Melikov, C., Ban, H., Chen, J. L., Goldman, E. D., ... & Potts, M. D. (2022). Rates and drivers of aboveground carbon accumulation in global monoculture plantation forests. *Nature Communications*, 13(1), 4206. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31380-x>
- Chen, B., Black, T. A., Coops, N. C., Krishnan, P., Jassal, R., Bruemmer, C., & Nesic, Z. (2009). Seasonal controls on interannual variability in carbon dioxide exchange of a near-end-of rotation Douglas-fir stand in the Pacific Northwest, 1997–2006. *Global Change Biology*, 15(8), 1962–1981. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01832.x>
- Cook-Patton, S. C., Drever, C. R., Griscom, B. W., Hamrick, K., Hardman, H., Kroeger, T., ... & Ellis, P. W. (2021). Protect, manage and then restore lands for climate mitigation. *Nature Climate Change*, 11(12), 1027–1034. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01158-1>
- Day, M. E., Greenwood, M. S., & Diaz-Sala, C. (2002). Age- and size-related trends in woody plant shoot development: regulatory pathways and evidence for genetic control. *Tree Physiology*, 22(8), 507–513. <https://doi.org/10.1093/treephys/22.8.507>
- Day, M. E., Greenwood, M. S., & White, A. S. (2001). Age-related changes in foliar morphology and physiology in red spruce and their influence on declining photosynthetic rates and productivity with tree age. *Tree Physiology*, 21(16), 1195–1204. <https://doi.org/10.1093/treephys/21.16.1195>
- De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B. R., Zellweger, F., Aalto, J., ... & Hylander, K. (2021). Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology*, 27(11), 2279–2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>
- DeBell, D. S., & Franklin, J. F. (1987). Old-growth Douglas-fir and western hemlock: a 36-year record of growth and mortality. *Western Journal of Applied Forestry*, 2(4), 111–114. <https://doi.org/10.1093/wjaf/2.4.111>
- Drake, J. E., Davis, S. C., Raetz, L. M., & Delucia, E. H. (2011). Mechanisms of age-related changes in forest production: the influence of physiological and successional changes. *Global Change Biology*, 17(4), 1522–1535. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02342.x>

- Farinacci, M. D., Jones, J., & Silva, L. C. (2024). Carbon-water tradeoffs in old-growth and young forests of the Pacific Northwest. *AGU Advances*, 5(4), e2024AV001188. <https://doi.org/10.1029/2024AV001188>
- Feldpausch, T. R., Banin, L., Phillips, O. L., Baker, T. R., Lewis, S. L., Quesada, C. A., ... & Lloyd, J. (2011). Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences*, 8(5), 1081–1106. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1081-2011>
- Fernández-de-Uña, L., Martínez-Vilalta, J., Poyatos, R., Mencuccini, M., & McDowell, N. G. (2023). The role of height-driven constraints and compensations on tree vulnerability to drought. *New Phytologist*, 239(6), 2083–2098. <https://doi.org/10.1111/nph.19130>
- Forrester, D. I. (2021). Does individual-tree biomass growth increase continuously with tree size?. *Forest Ecology and Management*, 481, 118717. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118717>
- Forster, E. J., Healey, J. R., Dymond, C., & Styles, D. (2021). Commercial afforestation can deliver effective climate change mitigation under multiple decarbonisation pathways. *Nature Communications*, 12(1), 3831. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24084-x>
- Frey, S. J., Hadley, A. S., Johnson, S. L., Schulze, M., Jones, J. A., & Betts, M. G. (2016). Spatial models reveal the microclimatic buffering capacity of old-growth forests. *Science Advances*, 2(4), e1501392. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501392>
- Givnish, T. J., Wong, S. C., Stuart-Williams, H., Holloway-Phillips, M., & Farquhar, G. D. (2014). Determinants of maximum tree height in *Eucalyptus* species along a rainfall gradient in Victoria, Australia. *Ecology*, 95(11), 2991–3007. <https://doi.org/10.1890/14-0245.1>
- Gower, S. T., McMurtrie, R. E., & Murty, D. (1996). Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(9), 378–382. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)10042-2](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10042-2)
- Hartmann, H., Bastos, A., Das, A. J., Esquivel-Muelbert, A., Hammond, W. M., Martínez-Vilalta, J., ... & Allen, C. D. (2022). Climate change risks to global forest health: emergence of unexpected events of elevated tree mortality worldwide. *Annual Review of Plant Biology*, 73(1), 673–702. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-102820-012804> [1]
- Heinrich, V. H., Vancutsem, C., Dalagnol, R., Rosan, T. M., Fawcett, D., Silva-Junior, C. H., ... & Aragão, L. E. (2023). The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests. *Nature*, 615(7952), 436–442. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05679-w>
- Henry, H. A. L., & Aarssen, L. W. (1999). The interpretation of stem diameter–height allometry in trees: biomechanical constraints, neighbour effects, or biased regressions?. *Ecology Letters*, 2(2), 89–97. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1999.22059.x>
- Hilmers, T., Avdagić, A., Bartkiewicz, L., Bielak, K., Binder, F., Bončina, A., ... & Pretzsch, H. (2019). The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe. *Forestry*, 92(5), 512–522. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz035>
- Hubbard, R. M., Bond, B. J., & Ryan, M. G. (1999). Evidence that hydraulic conductance limits photosynthesis in old *Pinus ponderosa* trees. *Tree Physiology*, 19(3), 165–172. <https://doi.org/10.1093/treephys/19.3.165>
- Hurtt, G. C., Pacala, S. W., Moorcroft, P. R., Caspersen, J., Shevliakova, E., Houghton, R. A., & Moore III, B. (2002). Projecting the future of the US carbon sink. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(3), 1389–1394. <https://doi.org/10.1073/pnas.032471699>
- Keeton, W. S., Kraft, C. E., & Warren, D. R. (2007). Mature and old-growth riparian forests: Structure, dynamics, and effects on Adirondack stream habitats. *Ecological Applications*, 17(3), 852–868. <https://doi.org/10.1890/06-1172>
- Kennedy, M. C., Ford, E. D., & Hinckley, T. M. (2010). Defining how aging *Pseudotsuga* and *Abies* compensate for multiple stresses through multi-criteria assessment of a functional–structural model. *Tree Physiology*, 30(1), 3–22. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpp096>
- Kenzo, T., Ichie, T., Watanabe, Y., Yoneda, R., Nomiya, I., & Koike, T. (2006). Changes in photosynthesis and leaf characteristics with tree height in five dipterocarp species in a tropical rain forest. *Tree Physiology*, 26(7), 865–873. <https://doi.org/10.1093/treephys/26.7.865>
- Kira, T., & Shidei, T. (1967). Primary production and turnover of organic matter in different forest ecosystems of the Western Pacific. *Japanese Journal of Ecology*, 17(2), 70–87.
- Koch, G. W., Sillett, S. C., Jennings, G. M., & Davis, S. D. (2004). The limits to tree height. *Nature*, 428(6985), 851–854. <https://doi.org/10.1038/nature02417>
- Larjavaara, M. (2014). The world's tallest trees grow in

- thermally similar climates. *New Phytologist*, 202(2), 344–349. <https://doi.org/10.1111/nph.12656>
- Liang, J., Gamarra, J. G., Picard, N., Zhou, M., Pijanowski, B., Jacobs, D. F., ... & Marcon, E. (2022). Co-limitation towards lower latitudes shapes global forest diversity gradients. *Nature Ecology & Evolution*, 6(10), 1423–1437. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01831-x>
- Liu, S., Brien, R. J., Fan, C., Hao, M., Zhao, X., & Zhang, C. (2025). Tree lifespans in a warming world: Unravelling the universal trade-off between growth and lifespan in temperate forests. *Global Change Biology*, 31(1), e70023. <https://doi.org/10.1111/gcb.70023>
- Lutz, J. A., Furniss, T. J., Johnson, D. J., Davies, S. J., Allen, D., Alonso, A., ... & Zimmerman, J. K. (2018). Global importance of large-diameter trees. *Global Ecology and Biogeography*, 27(7), 849–864. <https://doi.org/10.1111/geb.12747>
- Luyssaert, S., Schulze, E. D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., ... & Grace, J. (2008). Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455(7210), 213–215. <https://doi.org/10.1038/nature07276>
- Marchetti, M., Tognetti, R., Lombardi, F., Chiavetta, U., Palumbo, G., Sellitto, M., ... & Blasi, C. (2010). Ecological portrayal of old-growth forests and persistent woodlands in the Cilento and Vallo di Diano National Park (southern Italy). *Plant Biosystems*, 144(1), 130–147. <https://doi.org/10.1080/11263500903560470>
- Martínez-Vilalta, J., Vanderklein, D., & Mencuccini, M. (2007). Tree height and age-related decline in growth in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Oecologia*, 150(4), 529–544. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0552-7>
- Marziliano, P. A., Tognetti, R., & Lombardi, F. (2019). Is tree age or tree size reducing height increment in *Abies alba* Mill. at its southernmost distribution limit? *Annals of Forest Science*, 76(1), 17. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0803-5>
- McDowell, N., Barnard, H., Bond, B., Hinckley, T., Hubbard, R., Ishii, H., ... & Whitehead, D. (2002). The relationship between tree height and leaf area: Sapwood area ratio. *Oecologia*, 132(1), 12–20. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0904-x>
- McDowell, N. G., Sapes, G., Pivovarov, A., Adams, H. D., Allen, C. D., Anderegg, W. R., ... & Xu, C. (2022). Mechanisms of woody-plant mortality under rising drought, CO₂ and vapour pressure deficit. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(5), 294–308. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00272-1>
- Mencuccini, M., Martínez-Vilalta, J., Vanderklein, D., Hamid, H. A., Korakaki, E., Lee, S., & Michiels, B. (2005). Size-mediated ageing reduces vigour in trees. *Ecology Letters*, 8(11), 1183–1190. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00819.x>
- Mencuccini, M., Martínez-Vilalta, J., Hamid, H. A., Korakaki, E., & Vanderklein, D. (2007). Evidence for age- and size-mediated controls of tree growth from grafting studies. *Tree Physiology*, 27(3), 463–473. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.3.463>
- Meng, S. X., Lieffers, V. J., Reid, D. E., Rudnicki, M., Silins, U., & Jin, M. (2006). Reducing stem bending increases the height growth of tall pines. *Journal of Experimental Botany*, 57(12), 3175–3182. <https://doi.org/10.1093/jxb/erl079>
- Midgley, J. J. (2003). Is bigger better in plants? The hydraulic costs of increasing size in trees. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(1), 5–6. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)00016-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)00016-2)
- Motta, R., Alberti, G., Ascoli, D., Berretti, R., Bilic, S., Bono, A., ... & Nola, P. (2024). Old-growth forests in the Dinaric Alps of Bosnia-Herzegovina and Montenegro: A continental hot-spot for research and biodiversity. *Frontiers in Forests and Global Change*, 7, 1371144. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2024.1371144>
- Murty, D., McMurtrie, R. E., & Ryan, M. G. (1996). Declining forest productivity in aging forest stands: A modeling analysis of alternative hypotheses. *Tree Physiology*, 16(1-2), 187–200. <https://doi.org/10.1093/treephys/16.1-2.187>
- Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 164(3877), 262–270. <https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262>
- Paine, C. T., Marthews, T. R., Vogt, D. R., Purves, D., Rees, M., Hector, A., & Turnbull, L. A. (2012). How to fit nonlinear plant growth models and calculate growth rates: An update for ecologists. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2), 245–256. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00155.x>
- Patacca, M., Lindner, M., Lucas-Borja, M. E., Cordonnier, T., Fidej, G., Gardiner, B., ... & Schelhaas, M. J. (2023). Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology*, 29(5), 1359–1376. <https://doi.org/10.1111/gcb.16531>
- Petit, G., Anfodillo, T., Carraro, V., Grani, F., & Carrer, M. (2011). Hydraulic constraints limit height

- growth in trees at high altitude. *New Phytologist*, 189(1), 241–252. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03455.x>
- Prescott, C. E., Grayston, S. J., Helmisaari, H. S., Kaštovská, E., Körner, C., Lambers, H., ... & Ostonen, I. (2021). Rhizosphere 'trade' is an unnecessary analogy: Response to Noë. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(3), 176–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.12.005>
- Rao, M. P., Pacheco-Solana, A., Li, R., Oryan, B., Jensen, J. E., Rodriguez-Caton, M., ... & Magney, T. S. (2026). Decoupled carbon assimilation and growth responses to aridity in temperate deciduous oaks. *Science Advances*, 12(4), eady7139. <https://doi.org/10.1126/sciadv.ady7139>
- Ryan, M. G., & Yoder, B. J. (1997). Hydraulic limits to tree height and tree growth. *BioScience*, 47(4), 235–242.
- Ryan, M. G., Binkley, D., & Fownes, J. H. (1997). Age-related decline in forest productivity: Pattern and process. *Advances in Ecological Research*, 27, 213–262. <https://doi.org/10.2307/1313077>
- Ryan, M. G., Binkley, D., Fownes, J. H., Giardina, C. P., & Senock, R. S. (2004). An experimental test of the causes of forest growth decline with stand age. *Ecological Monographs*, 74(3), 393–414. <https://doi.org/10.1890/03-4037>
- Ryan, M. G., Phillips, N., & Bond, B. J. (2006). The hydraulic limitation hypothesis revisited. *Plant, Cell & Environment*, 29(3), 367–381. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2005.01478.x>
- Sillett, S. C., Van Pelt, R., Koch, G. W., Ambrose, A. R., Carroll, A. L., Antoine, M. E., & Mifsud, B. M. (2010). Increasing wood production through old age in tall trees. *Forest Ecology and Management*, 259(5), 976–994. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.003>
- Sillett, S. C., Kramer, R. D., Van Pelt, R., Carroll, A. L., Campbell-Spickler, J., & Antoine, M. E. (2021). Comparative development of the four tallest conifer species. *Forest Ecology and Management*, 480, 118688. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118688>
- Stape, J. L., Binkley, D., Ryan, M. G., Fonseca, S., Loos, R. A., Takahashi, E. N., ... & Azevedo, M. R. (2010). The Brazil Eucalyptus Potential Productivity Project: Influence of water, nutrients and stand uniformity on wood production. *Forest Ecology and Management*, 259(9), 1684–1694. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.012>
- Stephenson, N. L., Das, A. J., Condit, R., Russo, S. E., Baker, P. J., Beckman, N. G., ... & Zavala, M. A. (2014). Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature*, 507(7490), 90–93. <https://doi.org/10.1038/nature12914>
- Tang, J., Luyssaert, S., Richardson, A. D., Kutsch, W., & Janssens, I. A. (2014). Steeper declines in forest photosynthesis than respiration explain age-driven decreases in forest growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(24), 8856–8860.
- Tognetti, R., Smith, M., & Panzacchi, P. (2022). *Climate-Smart Forestry in Mountain Regions*. Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-80767-2>
- Tognetti, R., & Torresan, C. (2026). Scoping review of climate-smart forestry for carbon sequestration in boreal and temperate forests. *European Journal of Forest Research*, 145, 69. <https://doi.org/10.1007/s10342-026-01915-4>
- Torresan, C., del Río, M., Hilmers, T., Notarangelo, M., Bielak, K., Binder, F., ... & Pretzsch, H. (2020). Importance of tree species size dominance and heterogeneity on the productivity of spruce-fir-beech mountain forest stands in Europe. *Forest Ecology and Management*, 457, 117716. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117716>
- Woodruff, D. R., Bond, B. J., & Meinzer, F. C. (2004). Does turgor limit growth in tall trees? *Plant, Cell & Environment*, 27(2), 229–236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2003.01141.x>
- Xu, C. Y., Turnbull, M. H., Tissue, D. T., Lewis, J. D., Carson, R., Schuster, W. S., ... & Griffin, K. L. (2012). Age-related decline of stand biomass accumulation is primarily due to mortality and not to reduction in NPP associated with individual tree physiology, tree growth or stand structure in a *Quercus*-dominated forest. *Journal of Ecology*, 100(2), 428–440. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01933.x>
- Yoder, B. J., Ryan, M. G., Waring, R. H., Schoettle, A. W., & Kaufmann, M. R. (1994). Evidence of reduced photosynthetic rates in old trees. *Forest Science*, 40(3), 513–527. <https://doi.org/10.1093/forestscience/40.3.513>
- Zhou, G., Liu, S., Li, Z., Zhang, D., Tang, X., Zhou, C., ... & Mo, J. (2006). Old-growth forests can accumulate carbon in soils. *Science*, 314(5804), 1417–1417. <https://doi.org/10.1126/science.1130168>



Old-growth forests and mature trees as a conservation tool for forest birds

Le foreste vetuste e gli alberi maturi quale strumento di conservazione dell'avifauna forestale

Mauro Bernoni

Esperto di ornitologia; via delle Rose 26a - 00062 Bracciano (RM), Italia. maurobernoni@gmail.com

Gli Uccelli sono il primo gruppo sistematico per il quale è stata rilevata una evidente correlazione positiva tra la presenza di piante mature e deperienti e la biodiversità della comunità ornitica nidificante. Nel caso delle foreste europee, molte specie inserite nella Direttiva Uccelli 2009/147/CE - che mira alla conservazione delle specie in declino e minacciate di estinzione a livello comunitario - trovano, proprio nelle foreste mature, l'habitat ideale ed evidenziano valori di densità molto più alti di quelli osservabili in boschi cedui ed in fustaie coetanee.

Quasi la metà delle specie di Uccelli europee (Mikusiński et al., 2018), circa 240, sono riferibili ad ambienti boschivi e la conservazione delle foreste rappresenta un aspetto fondamentale per la difesa della biodiversità a livello non solo locale, ma anche internazionale.

Alcune specie selezionano in modo evidente foreste mature e alberi deperienti o secchi per nidificare. Esempio il caso del Picchio dorsobianco (*Picoides leucotos*), una specie diffusa nel Palearctico occidentale dalla Scandinavia all'Europa meridionale e balcanica, fino alla Russia ed al Caucaso.

Tra gli anni '80 e '90, dopo decenni di tagli che miravano all'eliminazione delle piante mature e delle latifoglie - meno produttive delle conifere - la specie era sull'orlo dell'estinzione in Finlandia: 10 coppie nel 1985, 25 nel 1990 (Lehikoinen et al., 2011), in un Paese coperto da centinaia di migliaia di km² di foreste. Negli stessi anni la popolazione nidificante nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise - su una superficie forestale, compresa l'area contigua, di circa 500 km² - era stimata a 200-250 coppie (Bernoni, 1992, 1993). Le politiche di conservazione delle latifoglie e delle piante mature in Finlandia hanno fatto risalire la popolazione della specie fino a circa 120 coppie nel 2011 e 500 coppie nel 2025, con un incremento medio, in 40 anni, nell'ordine del 10% annuo.

Nello stesso Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise e Area Contigua, la Balia dal collare (*Ficedula albicollis*), altra specie inserita in Direttiva, viene stimata con una popolazione di 2000-2500 coppie, pari a circa il 70-80% di quella nidificante nell'intera Italia (Kappers et al., 2013; Bernoni, 2025). Sono due piccoli esempi, localizzati nel nostro Paese, per spiegar-

re quanto la conservazione degli alberi vecchi e delle strutture forestali mature e disetanee possa contribuire ed essere fondamentale per la conservazione delle specie di uccelli minacciate ecologicamente esigenti.

Il caso del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise dimostra inoltre che queste strategie sono compatibili anche con un utilizzo delle risorse forestali (Bernoni, 1991, 2013; Sulli et al., 1993) che, risparmiando le piante deperienti e garantendo un sufficiente stock di piante mature, sono in grado di mantenere la densità delle specie ecologicamente più esigenti a livelli che ne consentano la conservazione, senza bisogno di impedire completamente i tagli, ma tutelando con Riserve Integrali solo le aree di maggior pregio.

Sebbene le densità delle specie minacciate risultino nelle foreste vetuste maggiori anche del 50% rispetto a quelle rilevabili nei boschi di alto fusto utilizzati (seppure con criteri naturalistici) per scopi forestali, la percentuale estremamente piccola di queste aree sul totale delle superfici forestali non è in grado di garantire in nessun modo la conservazione, nonostante offra l'esempio di una condizione ideale, di un modello per lo più irraggiungibile, caratterizzato da altissima biodiversità e densità.

Le foreste vetuste dunque non potranno mai garantire, vuoi per gli uccelli, vuoi per la gran parte delle specie viventi, la conservazione delle specie minacciate. Questa dovrà essere praticata attraverso un monitoraggio su larga scala delle popolazioni e mettendo in essere norme di tutela diffuse sul territorio: le sole in grado di garantire la conservazione di popolazioni distribuite su aree molto estese (spesso anche al di fuori delle zone protette) con valori di densità largamente inferiori a quelli rilevabili in riserve e parchi nazionali; se si prende in esame di nuovo il caso del Picchio dorsobianco, una coppia richiede 50-100 ha di bosco nel periodo riproduttivo (Bernoni, 1995, 2003)

e, alla luce delle superfici che caratterizzano le foreste vetuste (spesso piccoli lembi scampati casualmente allo sfruttamento) queste aree possono al più assicurare la sopravvivenza di poche coppie.

I monitoraggi effettuati nel corso degli ultimi 40 anni nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise confermano comunque la forte resilienza delle comunità ornitiche nidificanti nelle faggete che - nonostante l'evidente mutamento climatico in atto (diminuzione delle precipitazioni nevose e del periodo di innevamento, aumento della temperatura media) - sembrano conservare una comunità complessa e ricca di specie ecologicamente esigenti.

Sebbene alcune specie tipicamente montane nell'Appennino centrale appaiano in marcata diminuzione - p. es. il Rampichino alpestre (*Certhia familiaris*) -66% e la Cincia mora (*Periparus ater*), -33% nel periodo 1987-2023 - e si osservi un incremento delle specie generaliste ubiquitarie, gli indici di somiglianza (Blondel, 1976) tra i rilievi del passato e quelli attuali sono molto elevati.

Inoltre, le specie in Direttiva Uccelli, come il Picchio dorsobianco (*Picoides leucotos*), sono stabili o, nel caso della Balia dal collare (*Ficedula albicollis*), addirittura in aumento (+39%).

Se questi sono i dati relativi ai risultati dei recenti rilievi condotti nel Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise, assai diverse appaiono le prospettive a lungo termine: il modello previsionale di Huntley et al. del 2007 prevede la probabile scomparsa della Balia dal collare dall'Appennino centrale nel XXI secolo, mentre per il Picchio dorsobianco il modello previsionale non è disponibile. Tuttavia le quote occupate (superiori ai 1000 m di quota) e le preferenze per la fascia 1300-1700 m suggeriscono che, anche per questa specie, le prospettive di conservazione a lungo termine siano assai incerte.

BIBLIOGRAFIA

- Bernoni, M. (1991). L'impatto dei tagli boschivi con criteri naturalistici sulle comunità di uccelli delle faggete del Parco Nazionale d'Abruzzo. In *Atti del VI Convegno Italiano di Ornitologia* (pp. 565–566). Museo Regionale di Scienze Naturali.
- Bernoni, M. (1992). Dati sulla presenza dei Piciformi nelle faggete del Parco Nazionale d'Abruzzo. In *Atti del Convegno "Giornate Romane di Ornitologia"* (Roma). *Alula*, 2, 48–51.
- Bernoni, M. (1993). Il Picchio dorsobianco nel P.N. d'Abruzzo: prospettive per la conservazione della specie in Italia. In *Atti del VII Convegno Italiano di Ornitologia* (Urbino, settembre 1993).
- Bernoni, M. (1995). Densità della popolazione di Picchio dorsobianco *Picoides leucotos lilfordi* nel Parco Nazionale d'Abruzzo. In *Atti del VIII Convegno Italiano di Ornitologia* (Pavia, settembre 1995). *Avocetta*, 19, 130.
- Bernoni, M. (2003). Selezione dei siti di nidificazione e preferenze ambientali del Picchio dorsobianco *Dendrocopos leucotos*. In F. Mason, G. Nardi, & M. Tisato (A cura di), *Proceedings of the International Symposium "Dead wood: a key to biodiversity"* (Mantova, May 29th–31th 2003). *Sherwood*, 95(Suppl. 2), 19–22.
- Bernoni, M. (2013). Nuovi dati sulla distribuzione del Picchio dorsobianco *Dendrocopos leucotos* nell'Appennino centrale. In *Abstract del XV Convegno Nazionale di Ornitologia* (Trento, 2013), 76.
- Bernoni, M. (2025). *Gli uccelli delle faggete del PNALM* (Relazione interna PNALM, pp. 1–54). Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise.
- Blondel, J. (1976). L'influence des reboisements sur les communautés d'oiseaux, l'exemple du Mont Ventoux. *Annales des Sciences Forestières*, 33(4), 221–245. <https://doi.org/10.1051/forest/19760403>
- Huntley, B., Green, R., Collingham, Y., & Willis, S. (2007). *A climatic atlas of European breeding birds*. Durham University, The RSPB & Lynx Edicions.
- Kappers, E. F., Bernoni, M., De Sanctis, A., & Tribuzi, S. (2013). Selezione a scala di micro-habitat da parte della balia dal collare *Ficedula albicollis* durante il periodo riproduttivo nell'Appennino centrale. In *Abstract del XV Convegno Nazionale di Ornitologia* (Trento, 2013), 109–110.
- Lehikoinen, A., Lehikoinen, P., Linden, A., & Laine, T. (2011). Population trend and status of the endangered White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland. *Ornis Fennica*, 88(4), 195–207. <https://doi.org/10.51812/of.133783>
- Mikusiński, G., Roberge, J.-M., & Fuller, R. (A cura di). (2018). *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781139680363>
- Sulli, C., & Bernoni, M. (1993). Primi riscontri ai criteri di gestione delle risorse forestali adottati nel Parco Nazionale d'Abruzzo. *Colloques Phytosociologiques*, 21, 373–378.



The *Resilient Trees* project: old-growth forests and veteran trees for biodiversity and resilient landscapes

Il progetto *Resilient Trees*: foreste vetuste ed alberi monumentali per la conservazione della biodiversità e la resilienza dei paesaggi

Livia Zapponi ^{(a)(*)} - Nuno de Almeida Ribeiro ^(b) - Guilherme Antunes Santos ^(c)
Eduard Apfel ^(d) - Martin Bílý ^(e) - Gediminas Brazaitis ^(f) - Constança Camilo-Alves ^(b)
Lorenzo Camoriano ^(g) - Abdulla Diku ^(h) - Enrico Gallo ^(g) - Roberta Guermani ^(g)
Jan Hofmeister ⁽ⁱ⁾ - Rasa Jankaitienė ^(l) - Agnė Jasinaičiūtė ^(l) - Artur Kala ^(m) - Veronika
Koníková ^(d) - Pavol Littera ⁽ⁿ⁾ - Giorgio Matteucci ^(o) - Martino Negri ^(a) - Indrė Ruškytė ^(f)
Jaromír Šíbl ^(d) - Jan Šíma ^(e) - Kliti Starja ^(m) - Miroslav Svoboda ⁽ⁱ⁾ - Lukáš Zima ⁽ⁿ⁾

^(a) Istituto per la BioEconomia, Consiglio Nazionale delle Ricerche; via Biasi 75 - 38098 San Michele all'Adige (TN), Italia.

^(b) Universidade de Évora; Largo dos Colegiais 2 - 7000-554 Évora, Portogallo.

^(c) Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas; Avenida da República 16 - 1050-191 Lisboa, Portogallo.

^(d) Hlavné mesto Slovenskej republiky Bratislava; Primaciálne námestie 1 - 81499 Bratislava, Slovacchia.

^(e) Ministerstvo životního prostředí (Ministry of the Environment of the Czech Republic); Vršovická 1442/65 - 100 10 Praha 10, Repubblica Ceca.

^(f) Vytauto Didžiojo Universitetas; K. Donelaicio str. 58 - 44248 Kaunas, Lituania.

^(g) Regione Piemonte - Direzione Ambiente, Energia e Territorio Settore Foreste; Piazza Piemonte 1 - 10127 Torino, Italia.

^(h) PSEDA-ILIRIA Mbrojtja dhe Zhvillimi Mjedisor&Social ILIRIA; Rruga Q.Stafa 122; 1000 Tirana, Albania.

⁽ⁱ⁾ Česká zemědělská univerzita v Praze; Kamýcká 129 - 165 00 Praha 6, Repubblica Ceca.

^(l) Valstybinė saugomų teritorijų tarnyba prie Aplinkos ministerijos; Antakalnio g. 25 - 10312 Vilnius, Lituania.

^(m) Agjencia Kombëtare e Pyjeve - National Forestry Agency; t.Halit Bega no.181 - 1001 Tirana, Albania.

⁽ⁿ⁾ BROZ - ochrannárske združenie; Na Riviére 7/a - 841 04 Bratislava, Slovacchia.

^(o) Istituto per la BioEconomia, Consiglio Nazionale delle Ricerche; Via dei Taurini 19 - 00185 Roma, Italia.

^(*) Corresponding Author; livia.zapponi@cnr.it

1. INTRODUZIONE

Le foreste vetuste e gli alberi monumentali sono elementi chiave del patrimonio naturale e culturale europeo. La loro presenza garantisce la tutela di specie a rischio (Franklin et al., 2000; Siitonen & Ranius, 2015) ed il loro contributo è vitale in termini di servizi ecosi-

stemici (Watson et al., 2018), per la resilienza degli habitat in cui si trovano (Lutz et al., 2018) e per il benessere umano (Gilhen-Baker et al., 2022). Nonostante la loro importanza, le foreste vetuste sono in declino (Barredo et al., 2021) e, sebbene le linee guida della Commissione Europea (European Commission, 2023) definiscano il quadro operativo per garantirne

una protezione rigorosa, in molti paesi manca ancora una metodologia operativa per la loro identificazione e gestione.

Gli alberi monumentali sono organismi potenzialmente molto longevi che svolgono complessi ruoli funzionali a livello di ecosistema (Cannon et al., 2022; Kozák et al., 2023; Manning et al., 2006). Tuttavia, stanno diventando sempre più rari a livello globale (Jacobsen et al., 2023; Liu et al., 2019), mancando spesso linee guida per la loro identificazione, protezione e gestione. Le politiche, auspiccate da Lindenmayer et al. (2014), che garantiscano la protezione dei grandi alberi puntando sul loro reclutamento e su una pianificazione che preveda scale temporali di secoli e scale spaziali capaci di contenere paesaggi e regioni, sembrano ancora lontane.

Il progetto *Resilient Trees*, finanziato nell'ambito del programma Interreg Europe, mira a rafforzare la tutela della biodiversità attraverso il miglioramento delle politiche di tutela e valorizzazione dei boschi vetusti e degli alberi monumentali, in sei paesi target: Albania, Repubblica Ceca, Italia, Lituania, Portogallo e Slovacchia (Figura 1). Gli obiettivi del progetto sono:

- il riconoscimento formale del ruolo cruciale che alberi monumentali/veterani e foreste vetuste rivestono per la conservazione della biodiversità e la resilienza dei paesaggi;
- lo sviluppo di procedure armonizzate per la loro identificazione e gestione, adattate ai diversi contesti presenti in Europa - dalle aree ad alto valore di naturalità ai paesaggi culturali;
- la promozione dello scambio e del trasferimento di buone pratiche tra gli enti coinvolti e le reti di portatori di interesse.

Tenendo conto che le visioni contrastanti sono una componente inevitabile della governance collaborativa, soprattutto in ambiti

complessi come la gestione forestale (Loch et al., 2025) e che la conservazione a lungo termine delle foreste vetuste e degli alberi monumentali richiede una forte sinergia tra enti gestori, autorità politiche, enti di ricerca, associazioni e proprietari, all'interno del progetto sono state costituite sei partnership multi-stakeholder (Brouwer et al., 2019). Attraverso il coinvolgimento attivo dei diversi portatori di interesse, sarà possibile costruire un approccio sistemico per integrare le esigenze territoriali e supportare lo sviluppo di strumenti più efficaci.

2. L'ANALISI CONGIUNTA

Il progetto ha preso avvio con un'analisi congiunta volta a confrontare le condizioni di partenza dei sei Paesi coinvolti. Questo passaggio è stato fondamentale per facilitare il trasferimento delle buone pratiche, validare le raccomandazioni utili a supportare i processi decisionali e, in ultima istanza, migliorare le politiche target. Tale analisi si è focalizzata su tre punti chiave:

1. la raccolta delle definizioni utilizzate in ciascun Paese per identificare le risorse forestali oggetto del progetto, al fine di armonizzare la comprensione dei termini chiave;
2. lo studio dei fattori che limitano la conservazione delle foreste vetuste e degli alberi monumentali, con particolare attenzione alle criticità territoriali;
3. l'individuazione delle lacune normative presenti nei sei strumenti di policy considerati dal progetto.

I risultati dell'analisi verranno inclusi nel report finale del progetto, in cui verrà delineato l'intero processo, dalla visione strategica alla definizione delle azioni da implementare, al fine di garantirne la replicabilità.



Figura 1 - Il gruppo di lavoro del progetto durante la visita studio nella regione dell'Alentejo, Portogallo (foto Martino Negri).

3. DEFINIZIONI E INQUADRAMENTI NORMATIVI

Nelle Linee guida della Commissione Europea (European Commission, 2023) viene riportata la seguente definizione di foresta vetusta: “area forestale costituita da specie arboree autoctone che si sono sviluppate, prevalentemente attraverso processi naturali, con strutture e dinamiche normalmente associate alle fasi tardoseriali di sviluppo nelle foreste primarie o indisturbate dello stesso tipo. Possono essere visibili tracce di precedenti attività umane, ma queste stanno gradualmente scomparendo o sono troppo limitate per alterare in modo significativo i processi naturali”. In Italia, l’identificazione di bosco vetusto si basa sulle Linee guida nazionali (DM n. 608943 del 19 novembre 2021) - che precedono quelle europee del 2023 - le quali recepiscono la definizione normativa di bosco vetusto stabilita dal Testo Unico in materia di Foreste e Filieri forestali (d.lgs. 34/2018): “superficie boscata costituita da specie autoctone spontanee coerenti con il contesto biogeografico, una biodiversità caratteristica

conseguente all’assenza di disturbi da almeno 60 anni e la presenza di stadi seriali legati alla rigenerazione ed alla senescenza spontanee”.

Per quanto riguarda gli alberi monumentali e veterani, non esiste una definizione a livello europeo, mentre troviamo in letteratura diverse definizioni parzialmente sovrapponibili che vanno dai grandi vecchi alberi o *large old trees* (Lindenmayer and Laurance, 2016), agli alberi senescenti o *ancient trees* (Lonsdale, 2013), agli alberi veterani o *veteran trees* (Siitonen, 2012) fino agli alberi habitat o *habitat trees* (Bütler et al., 2013).

In Italia l’identificazione e la tutela degli alberi monumentali hanno una lunga storia (la prima legge regionale, quella dell’Emilia-Romagna, è del 1977, il primo censimento, ad opera del Corpo Forestale dello Stato, è del 1982). L’attuale definizione univoca è contenuta nella legge 10/2013 mentre il successivo decreto interministeriale del 23 ottobre 2014 contiene i sette criteri di monumentalità per il censimento. L’Elenco degli alberi monumentali d’Italia include attualmente quasi 5.000 alberi. Per quanto riguarda la Lituania, per la legge sulle aree protette del 28/12/2001, gli al-

beri monumentali rientrano negli “oggetti del patrimonio naturale”, complessi o elementi naturali che possiedono un particolare valore scientifico, culturale, estetico o conoscitivo. In Slovacchia, la legge 543/2002 riconosce gli “alberi protetti”, esemplari singoli od in gruppo, con valore eccezionale dal punto di vista culturale, scientifico, ecologico, paesaggistico o estetico. In Portogallo, la legge 53/2012 include gli “alberi di interesse pubblico”, facendo riferimento ad elementi singoli e a gruppi, in base alla loro rarità, età, dimensioni, storia e valore culturale. In Repubblica Ceca, la legge 114/1992 ha portato all’attuale identificazione di circa 25.000 alberi, prevalentemente in ambienti aperti. In Albania, gli alberi monumentali potrebbero rientrare nei “monumenti naturali” presenti nella legge 81/2017, ma non sono attualmente presenti specifici strumenti di tutela.

4. TEMATICHE TRASVERSALI

Dall’analisi preliminare, oltre ai limiti associati alla mancanza di definizioni ed all’eterogeneità della terminologia in uso, sono emerse una serie di problematiche comuni ai sei Paesi, quali gli inventari spesso insufficienti e le attività di monitoraggio incomplete. Inoltre, poiché in numerosi contesti le risorse forestali da tutelare ricadono all’interno di proprietà private, un altro tema emerso è stato quello dello sviluppo di strumenti di compensazione, attraverso il riconoscimento dei servizi ecosistemici forniti. Un ulteriore fattore riscontrato è la generalizzata mancanza di consapevolezza dell’importanza degli alberi monumentali/veterani e delle foreste vetuste, con ricadute sulla governance e sull’efficacia degli strumenti a disposizione. Infine, dai diversi Paesi emergono pressioni crescenti legate all’intensificarsi dei periodi di siccità ed altri eventi climatici estre-

mi, fitopatie ed incendi - fattori che richiedono l’urgente sviluppo di strategie gestionali adattative.

5. PROSPETTIVE FUTURE

L’analisi congiunta ha evidenziato che, sebbene le foreste vetuste e gli alberi monumentali siano riconosciuti come elementi di elevato valore ecologico e culturale, la loro protezione rimane disomogenea e insufficiente in Europa. Durante i prossimi quattro anni, grazie all’integrazione di visite studio nei paesi target ed al lavoro dei partenariati multi-stakeholder, le attività del progetto *Resilient Trees* punteranno a sviluppare strumenti politici più efficaci, promuovendo l’apprendimento reciproco tra Paesi e delineando una visione condivisa per la conservazione a lungo termine delle foreste vetuste e degli alberi monumentali in Europa. Di fronte a sfide di conservazione sempre più complesse, i network forti e adattabili diventano essenziali per applicare le politiche in modo efficace (Loch et al., 2025) e ci auguriamo che *Resilient Trees* possa contribuire in tal senso.

BIBLIOGRAFIA

- Barredo Cano, J. I., Brailescu, C., Teller, A., Sabatini, F. M., Mauri, A., & Janouskova, K. (2021). *Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe*. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2760/797591>
- Brouwer, H., Woodhill, J., Hemmati, M., Verhoosel, K., & van Vugt, S. (2019). *The MSP guide: How to design and facilitate multi-stakeholder partnerships*. Practical Action Publishing.
- Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., & Paillet, Y. (2013). Habitat trees: Key elements for forest biodiversity. In D. Kraus & F. Krumm (Eds.), *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity* (pp. 84–91). European Forest Institute.
- Cannon, C. H., Piovesan, G., & Munné-Bosch, S. (2022). Old and ancient trees are life history lottery

- winners and vital evolutionary resources for long-term adaptive capacity. *Nature Plants*, 8(2), 136–145. <https://doi.org/10.1038/s41477-021-01088-5>
- European Commission. (2023). *Commission guidelines for defining, mapping, monitoring and strictly protecting EU primary and old-growth forests*. Publications Office of the European Union.
- Franklin, J. F., Lindenmayer, D., MacMahon, J. A., McKee, A., Magnuson, J., Perry, D. A., Waide, R., & Foster, D. (2000). Threads of continuity. *Conservation in Practice*, 1, 8–17. <https://doi.org/10.1111/j.1526-4629.2000.tb00155.x>
- Gilhen-Baker, M., Roviello, V., Beresford-Kroeger, D., & Roviello, G. N. (2022). Old growth forests and large old trees as critical organisms connecting ecosystems and human health: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 20, 1529–1538. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01372-y>
- Jacobsen, R. M., Birkemoe, T., Evju, M., Skarpaas, O., & Sverdrup-Thygeson, A. (2023). Veteran trees in decline: Stratified national monitoring of oaks in Norway. *Forest Ecology and Management*, 527, 120624. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120624>
- Kozák, D., Svitok, M., Zemlerová, V., Mikoláš, M., Lachat, T., Larrieu, L., Paillet, Y., Buechling, A., Bače, R., Keeton, W. S., Vítková, L., Begović, K., Čada, V., Dušátko, M., Ferenčík, M., Frankovič, M., Gloor, R., Hofmeister, J., Janda, P., . . . Svoboda, M. (2023). Importance of conserving large and old trees to continuity of tree-related microhabitats. *Conservation Biology*, 37(3), e14066. <https://doi.org/10.1111/cobi.14066>
- Lindenmayer, D. B., & Laurance, W. F. (2016). The unique challenges of conserving large old trees. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(6), 416–418. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.03.003>
- Lindenmayer, D. B., et al. (2014). New policies for old trees: Averting a global crisis in a keystone ecological structure. *Conservation Letters*, 7(1), 61–69. <https://doi.org/10.1111/conl.12013>
- Liu, J., Lindenmayer, D. B., Yang, W., Ren, Y., Campbell, M. J., Wu, C., Luo, Y., Zhong, L., & Yu, M. (2019). Diversity and density patterns of large old trees in China. *Science of The Total Environment*, 655, 255–262. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.147>
- Loch, T. K., Nagel, M., & Kleinschmit, D. (2025). From connections to conservation: Social networks in forest biodiversity management. *Journal of Environmental Management*, 392, 126701. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.126701>
- Lonsdale, D. (2013). *Ancient and other veteran trees: Further guidance on management*. Ancient Tree Forum.
- Lutz, J. A., et al. (2018). Global importance of large-diameter trees. *Global Ecology and Biogeography*, 27(7), 849–864. <https://doi.org/10.1111/geb.12747>
- Manning, A. D., Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2006). Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological Conservation*, 132(3), 311–321. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.023>
- Siitonen, J. (2012). Dead wood in agricultural and urban habitats. In J. N. Stokland, J. Siitonen, & B. G. Jonsson (Eds.), *Biodiversity in dead wood* (pp. 380–401). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139025843.017>
- Siitonen, J., & Ranius, T. (2015). The importance of veteran trees for saproxylic insects. In K. Kirby & C. Watkins (Eds.), *Europe's changing woods and forests: From wildwood to managed landscapes* (pp. 140–153). CABI. <https://doi.org/10.1079/9781780643373.0140>
- 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., ... Lindenmayer, D. (2018). The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 2(4), 599–610. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>



Sacred forests in space and time: Intangible Cultural Heritage and nature-based solutions

Shonil A. Bhagwat

The Open University, Walton Hall, Milton Keynes - MK7 6AA United Kingdom. shonil.bhagwat@open.ac.uk

Abstract: Sacred forests have a long history of protection and many of them are old-growth forests with centuries old trees important for conservation. Some of these forests can be traced back to lands and territories inhabited for millennia by Indigenous peoples. These sites are considered important in the development of religion and spirituality in our distant ancestors and today their Intangible Cultural Heritage demonstrates a special relationship between people and nature. Numerous examples of sacred forests exist throughout the world. These hundreds of thousands of sites are distributed across all inhabited continents. They are living example of nature-culture entanglements. In this paper, I present an overarching perspective on sacred forests that spans their global distribution and their historical origins. I propose a conceptual framework to understand sacred forests in space and in time. Based on this understanding of sacred forests, I suggest that their recognition, conservation, and sustainable management are essential to deliver nature-based solutions to today's global environmental challenges.

Key words: centuries old trees; indigenous knowledge; Intangible Cultural Heritage; nature-based solutions; old-growth forests; sacred forests.

Citation: Bhagwat, S. A. (2026). Sacred forests in space and time: Intangible Cultural Heritage and nature-based solutions. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 249–257; <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1254>

Received: 27/03/2026 **Revised version:** 24/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUCTION

Numerous case studies and examples of sacred forests from around the world have been published by my collaborators and I over the last 25 years (Figure 1). These include studies of sacred forests in Ethiopia (Massey Marks et al., 2023b); Gambia (Massey Marks et al., 2021a); India (Bhagwat et al., 2005a; 2005b; Brown et al., 2005; Ormsby & Bhagwat, 2010; Bhagwat, 2012); Italy (Frascaroli et al., 2014;

2016); Japan (Massey Marks et al., 2023a); Malaysia (Massey Marks et al., 2011; 2021b) and United Kingdom (Shepherd-Walwyn & Bhagwat, 2018). Furthermore, studies that integrate knowledge and understanding of sacred forests across continents have also been published, including Dudley et al. (2010) for Africa and Asia; Ormsby et al. (2016) and Bhagwat (2022) for Asia; Roux et al. (2022) for Asia and Europe; as well as studies that integrate knowledge of sacred forests globally,

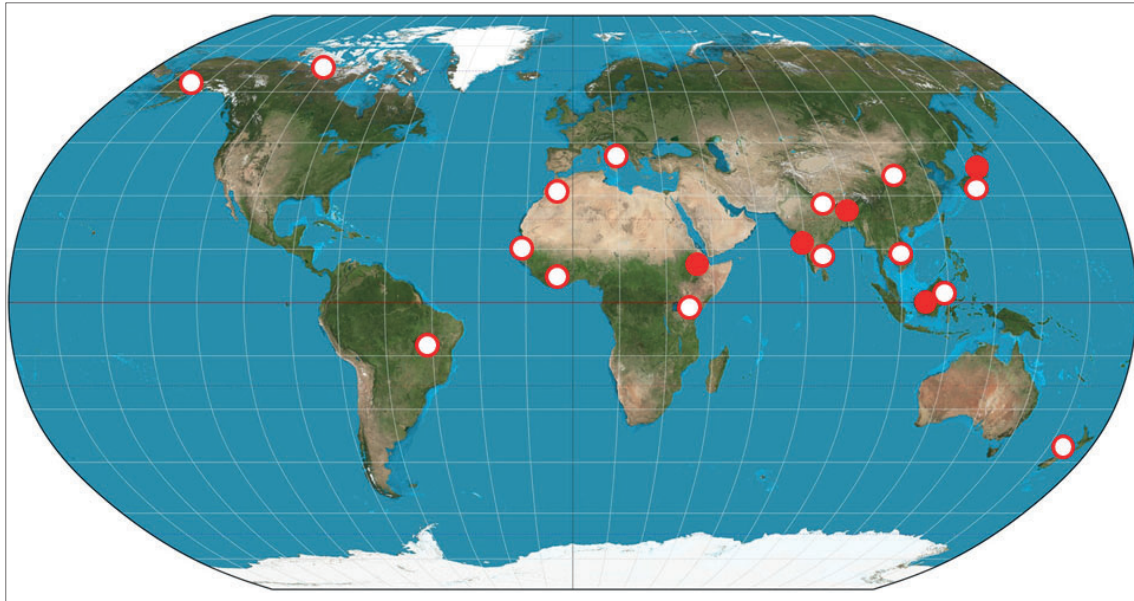


Figure 1 - Map of the world showing case studies of sacred forests discussed in this paper (filled red circles), and examples covered in the wider body of literature (hollow red circles).

including Bhagwat and Rutte (2006); Bhagwat (2009) and Pungetti & Bhagwat (2012). Several studies have also examined long-term dynamics of sacred forests on centennial and millennial timescales, including Bhagwat et al. (2012; 2014); Nogu   et al. (2017; 2018) and Kulkarni et al. (2021). Collectively, these case studies and examples provide significant insights into the salient features of sacred forests in space and in time. Here, I synthesise that knowledge to suggest why these landscapes are essential in addressing today's global environmental challenges including biodiversity loss, climate emergency, and food and nutrition insecurity.

A better understanding of sacred forests is also important for three additional reasons:

(1) These landscapes are relevant to environmental sustainability because they remind us of nature spirituality of our distant ancestors, founded on the reverence of forests in ancient cultures. In today's world, this connection is being lost rapidly, and urgent calls have been made to re-establish it (e.g. Miller, 2005). This

is particularly the case in cities, where the so-called 'nature-deficit disorder' (Louv, 2005), is severing the connection between people and nature. The concept of sacred forests can be significant in revitalising that connection.

(2) Sacred forests are living examples of biocultural diversity. Although their biocultural diversity is perhaps an unintended outcome of cultural protection (e.g. Zannini et al., 2021), the nature-society entanglements demonstrated in these forests provide the foundation for their biocultural diversity. Furthermore, these spaces are not only Intangible Cultural Heritage, but they are also storehouses of wild and domesticated biodiversity: medicinal herbs, rare varieties of edible plants and mushrooms, and wild relatives of cultivated plants. This diversity holds significant potential in building resilience to climate change (Willis & Bhagwat, 2009). They also demonstrate how cultural traditions have historically protected ecosystem services such as pollination of crops in the surrounding agricultural land, or pest control by providing habitat for predators (in-

sect-eating birds or rodent-eating reptiles), or groundwater storage in the uplands (e.g. Bhagwat et al., 2014).

(3) Most importantly, sacred forests are living museums and the guardians of customs and traditions of many Indigenous peoples (Thornton & Bhagwat, 2021). These customs have obviously changed with time, but they are a good reminder of distant civilisations (e.g. neolithic farmers) whose farming practices were in synergy with climate and seasonal cycles. Many modern societies today also practice farming in synchrony with seasonal cycles, but these cycles are being increasingly threatened by environmental change.

The case studies and examples presented in this paper highlight why recognition, conservation and sustainable management of Intangible Cultural Heritage in sacred forests are essential for conserving biocultural diversity, restoring the weakening connection between people and nature, and tackling global environmental challenges through nature-based solutions. The conceptual framework I present here treats space and time as two different dimensions. Space refers to the geographical space occupied by sacred forests. Time refers to the historical time over which sacred forests have developed. The framework goes beyond the Western view of nature-culture dualism (Haila, 2000) and posits that natural and cultural phenomena are connected through a porous boundary across the nature-culture axis (Figure 2, Figure 3). This framework helps to develop a holistic understanding of sacred forests and their significance as beacons of biocultural conservation.

Why is such a framework necessary? The Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework has set ambitious global targets including the protection of at least 30 per cent of terrestrial and inland water areas, and of marine and coastal areas, especially areas of par-

ticular importance for biodiversity and ecosystem functions and services, by 2030 (<https://www.cbd.int/gbf/targets/3>). However, the International Union for Conservation of Nature's (IUCN) 2024 Protected Planet Report (<https://digitalreport.protectedplanet.net/>) noted that only 17.6% of land and inland waters and 8.4% of the ocean and coastal areas globally are within documented protected and conserved areas. For terrestrial conservation, this means that the global target of protecting 30% of land by 2030 is unlikely to be met. Here, protection of sacred forests as Other Effective Area-Based Conservation Measures (OECMs) can provide significant opportunities. For example, some estimates suggest that Sacred Natural Sites together with sites owned by world's major religious institutions might cover as much as 15% of Earth's land surface (Bhagwat & Palmer, 2009). Therefore, it is important and urgent to understand how biocultural conservation may intersect with global targets and how it can be supported in the modern context.

Although conservation of biological diversity is not central motivation for communities who have historically protected sacred forests, and continue to do so even today, all the examples that help to develop the conceptual framework presented here suggest that biodiversity conservation is an important, albeit perhaps unintended, outcome of sacred forest protection. The space and time dimensions in this framework, therefore, do not make explicit reference to biodiversity conservation, but assumes that these features lead to many positive outcomes including biodiversity conservation, climate change mitigation, and food and nutrition security. Collectively, these outcomes are important to provide nature-based solutions to some of today's most pressing global environmental challenges.

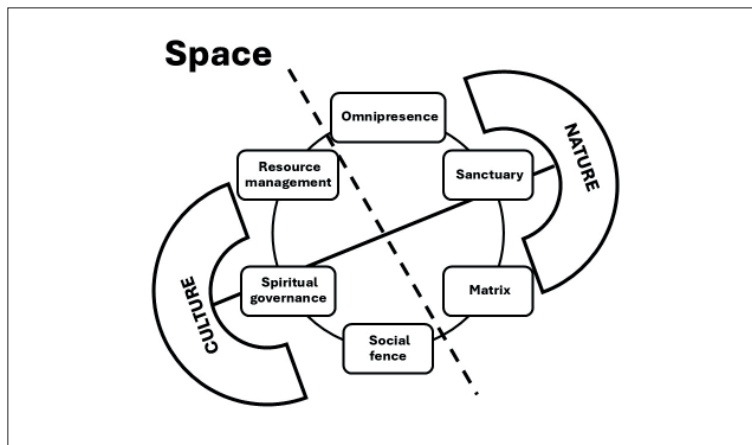


Figure 2 - Characteristics of sacred forests in space dimension, and across nature-culture axis.

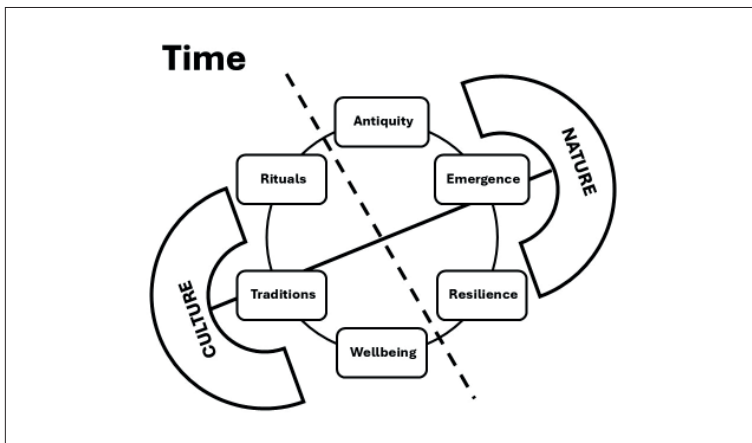


Figure 3 - Characteristics of sacred forests along time dimension, and across nature-culture axis.

2. SACRED FORESTS IN SPACE

Space here encompasses geographical space, from local to global, and inhabited by living beings as well as non-living entities (Figure 2). Many Indigenous animistic traditions consider non-living entities - rocks, mounds, hills, springs, lakes, oceans, coasts, waves, sand - as part of their kin. These traditions make little distinction between the living and the non-living entities and uphold the belief that ultimately the spirit that resides in all animate and inanimate entities is the same (Bhagwat, 2009). This co-evolution and co-dependence of human cultures with living and non-living entities are encapsulated in the concept of 'biocultural diversity' (Maffi, 2005).

There are six characteristics of sacred forests along the space dimension that make them important:

(1) *Omnipresence*: Sacred forests are present on all continents inhabited by humans (Bhagwat & Rutte, 2006). There are sacred trees, groves, forests, ponds, lakes and rivers. There are landscapes, waterscapes and seascapes. There are tiny sacred sites and there are enormous sacred spaces. They are often protected through informal rather than formal means. For nature conservation, this omnipresence is the most important property of sacred forests and the cultural landscapes in which they are situated.

(2) *Sanctuary*: In highly human-dominated landscapes, sacred forests provide refuges to many species that otherwise would not be

able to survive. Because of a long history of continuous protection in many cases, sacred forests harbour species and assemblages that are not found anywhere else. They support unique ecological communities (e.g. Brown et al., 2005) in many landscapes around the world, even through comprehensive global geographical coverage of the effectiveness of sacred forests in biodiversity conservation remains limited (Zannini et al., 2021).

(3) *Matrix*: This characteristic is very important in a world that is constantly changing. Climate change makes previously suitable habitats unsuitable and species have to be on the move (Willis & Bhagwat, 2009). Today's human-dominated world poses a serious barrier to the movement of species, but sacred forests can provide the connective matrix - much-needed stepping stones - for species searching for suitable habitats to move to. For example, a study of two afro-montane tree species in and around an Ethiopian church forest suggests that the presence of forest fragments in otherwise agricultural landscape is essential for the seed dispersal of *Olea europaea* and *Schefflera abyssinica* (Abiyu et al., 2016). Furthermore, this matrix can also provide ecosystem services to productive parts of land. For example, Massey Marks et al. (2023b) show that Ethiopian church forests are vital to provide pollination service to farmland in South Gondar region of Ethiopia.

(4) *Social fence*: Many sacred forests do not have hard physical boundaries, barbed wire fences or fortress walls. Nevertheless, the invisible social fence around them has been vital for safeguarding species and ecological communities (Bhagwat & Rutte, 2006). There are political and economic influences that can weaken the social fence, but by and large the social fence has proven effective through its reinforcement via local norms, developed by the custodians of sacred forests.

(5) *Spiritual governance*: Many sacred forests are protected through social conventions and taboos, rather than written rules or legislation. The term 'spiritual governance' refers to the belief that these sites are inhabited by ancestral spirits who protect them, and therefore the management of these sites needs to account for the presence of these spirits (Studley, 2019). The conventions are agreed by members of the local community and are founded on their shared spiritual values and commitment to these values (Bhagwat, 2022). There are economic, political or social factors that can weaken these values, but in large measure informal spiritual governance has been successful protecting of sacred forests.

(6) *Resource management*: The social fence and spiritual governance together lead to what can be considered effective management of resources. Natural resources are very difficult to manage in fair and equitable fashion because of competing interests and conflicts over resources, but the resource management in sacred forests often observes the principles of governing the commons (Ostrom, 1990). Sacred forests offer one of the best examples there is today of effective management of natural resources (Rutte, 2011). Collective action by members of a local community in the village of Greveniti, northwestern Greece, spanning over 300 years from 1668 to 2020, provides a powerful example of forest protection that has remained effective over time (Marini Govigli et al., 2021).

3. SACRED FORESTS IN TIME

Time here encompasses historical time, spanning centuries and millennia (Figure 3). Sacred forests are arguably the oldest examples known of conscious protection of nature by people. Literature on the history of sacred

landscapes suggests that many of these sites developed alongside more settled modes of existence in human societies (Chandran & Hughes, 1997). Sacred forests may have become more prominent when the human society adopted a settled mode of existence and became dependent on a particular physical space. This may have promoted the need to attach sacredness to protect certain spaces, also recognising the benefits of forests - including water storage, pollination, and access to medicinal herbs - in otherwise cultivated landscapes (Bhagwat et al., 2014). However, it should be recognised that such benefits were not the primary motivation for sacred forest protection.

The Indigenous knowledge underpinning the protection of sacred forests is an important reason why these forests have often withstood the test of time (Thornton & Bhagwat, 2021). Often passed down generations, such knowledge is codified into traditions and rituals that guide the protection of forests. The Intangible Cultural Heritage and spiritual values of sacred forests are often intertwined with the material benefits derived from the presence of these forests (Bhagwat, 2009). The time dimension is important because the codified knowledge and the benefits of rituals for positive environmental outcomes often make these institutions resilient to social-economic-political changes.

There are six characteristics of sacred forests along the time dimension that make them important:

(1) *Antiquity*: Many sacred forests have a long history of protection, meaning that the ecological communities they support, even if influenced by humans in large part, are unique. For example, intact soils that have sometimes developed over thousands of years and the below-ground ecological communities supported by these soils (e.g. Brown et al., 2005), highlight the importance of continu-

ous protection over time, making sacred forest valuable for nature conservation.

(2) *Emergence*: Not all sacred forests are centuries old, and there are many which have "emerged" because of societal influences at a particular time. The reasons for their emergence include, among other factors, changes in political regimes with the new regime offering more support to faith-based conservation; formalisation of land boundaries and strengthening of the social fence; recognition of what we call today as "ecosystem services" provided by the natural ecosystems within sacred landscapes (e.g. Bhagwat et al., 2014). The historical property of sacred forests to emerge in response to societal factors makes them adaptable to change and relevant even today as an example of resilient social-ecological systems (e.g. Marini Govigli et al., 2024).

(3) *Resilience*: The long history of sacred forests and their property to emerge in response to societal factors together makes them resilient institutions. In the face of environmental change, sacred forests have offered relatively stable spaces important for the protection of nature (Kulkarni et al., 2021). The ecosystem services from sacred forests have been beneficial to people to withstand harsh environmental conditions such as extreme heat or drought, shortage of food and fuel, or any environmental crisis that directly impacts natural resources.

(4) *Wellbeing*: It is well known that sacred forests have remained important for spiritual wellbeing of individuals and communities who have protected these sites. For example, Massey Marks et al. (2023a) suggest that people's happiness and a sense of emotional wellbeing in Japan corresponds with the presence of Shinto shrines. Such sites are also important for physical wellbeing through, for example, providing herbal medicines that have healing properties. In the absence of formal healthcare in some parts of the world, the herbs obtained

from sacred forests can provide a lifeline to people, as research on African, Asian and European sacred forests has suggested (Dudley et al., 2010; Pungetti & Bhagwat, 2012; Roux et al., 2022).

(5) *Traditions*: Sacred forests have historically supported the tradition of nature worship, also indirectly supporting a connection of people with nature and raising environmental awareness. For example, Massey Marks et al. (2011) and Massey Marks et al. (2021b) provide an example of forest conservation in Malaysia because of local people's belief in bears who dance on forested hilltops. Such sites have also been important for the development of many other traditions including painting or sculpture, as well as herbalism, which have relevance even today. Furthermore, as social spaces, many sacred forests have been instrumental in supporting aspects of Intangible Cultural Heritage such as folklore, dance, drama, music and other performing arts.

(6) *Rituals*: As social spaces, sacred landscapes have remained important sites for many rituals which are performed regularly by the community. These rituals directly arise from the traditions supported in sacred forests, often involving spirit possession and performance on behalf of the deity. These rituals reinforce the importance of ancestral spirits, believed to live within sacred forests. For example, Massey Marks et al., (2021a) suggest that in Gambia, where local people believe that forests are inhabited by dragons forests, are better protected from deforestation and degradation. Some rituals also promote better relationship of people with nature, better relationships between people, intergenerational transfer of knowledge, and communal harmony through conflict resolution. Many of these rituals are the cornerstones of spiritual governance and resource management within sacred forests.

4. CONCLUSIONS

In conclusion, sacred forests demonstrate synergy between nature and culture. These sites and the traditions they uphold have evolved over a long period of time, making them institutions that are resilient to environmental and social changes, and adaptable to changing contexts. These sites are shaped by people for centuries and millennia and even though their meaning to custodian communities has changed over time, they continue to exist to the present day. Far from 'pristine' these landscapes are lived-in and used by people. There are many reasons to believe that the Intangible Cultural Heritage in sacred forests is relevant today. These forests are a reminder of (1) the direct connection to nature spirituality of our distant ancestors, which can be adapted in the modern context for effective protection of nature; (2) culturally-grounded example of nature-based solutions because sacred forests offer multiple benefits to people including the delivery of wide-ranging ecosystem services; (3) customs and traditions of many Indigenous peoples, making them living museums and guardians of best practices in natural resource governance. The framework provided in this paper helps to understand how biocultural conservation may intersect with global conservation targets. It also helps to identify ways in which biocultural conservation can be supported in the modern context. Finally, it demonstrates nature-based solutions that are culturally grounded and are important to address today's global environmental challenges.

REFERENCES

- Abiyu, A., Teketay, D., Glatzel, G., & Gratzner, G. (2016). Seed production, seed dispersal and seedling establishment of two afro-montane tree species in and around a church forest: Implications for for-

- est restoration. *Forest Ecosystems*, 3, 16. <https://doi.org/10.1186/s40663-016-0076-5>
- Bhagwat, S. A. (2009). Ecosystem services and sacred natural sites: Reconciling material and non-material values in nature conservation. *Environmental Values*, 18(4), 417–427. <https://doi.org/10.3197/096327109X12532653285731>
- Bhagwat, S. A. (2012). Sacred groves and biodiversity conservation: A case study from the Western Ghats, India. In G. Pungetti, G. Oviedo, & D. Hooke (Eds.), *Sacred species and sites: Advances in biocultural conservation* (pp. 322–334). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139030717.031>
- Bhagwat, S. A. (2022). Afterword: Sacred forests and the partnerships for Sustainable Development Goals. In C. Coggins & B. Chen (Eds.), *Sacred forests of Asia: Spiritual ecology and the politics of nature conservation* (pp. 310–312). Routledge.
- Bhagwat, S. A., Kushalappa, C. G., Williams, P. A., & Brown, N. D. (2005a). The role of informal protected areas in maintaining biodiversity in the Western Ghats of India. *Ecology and Society*, 10(1), 8. <https://doi.org/10.5751/ES-01285-100108>
- Bhagwat, S. A., Kushalappa, C. G., Williams, P. H., & Brown, N. D. (2005b). A landscape approach to biodiversity conservation of sacred groves in the Western Ghats of India. *Conservation Biology*, 19(6), 1853–1862. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00248.x>
- Bhagwat, S. A., Nogu  , S., & Willis, K. J. (2012). Resilience of an ancient tropical forest landscape to 7500 years of environmental change. *Biological Conservation*, 153, 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.05.002>
- Bhagwat, S. A., Nogu  , S., & Willis, K. J. (2014). Cultural drivers of reforestation in tropical forest groves of the Western Ghats of India. *Forest Ecology and Management*, 329, 393–400. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.017>
- Bhagwat, S. A., & Palmer, M. (2009). Conservation: The world's religions can help. *Nature*, 461(7260), 37. <https://doi.org/10.1038/461037b>
- Bhagwat, S. A., & Rutte, C. (2006). Sacred groves: Potential for biodiversity management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(10), 519–524. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)4\[519:SGPFB-M\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)4[519:SGPFB-M]2.0.CO;2)
- Brown, N., Bhagwat, S., & Watkinson, S. (2005). Macrofungal diversity in fragmented and disturbed forests of the Western Ghats of India. *Journal of Applied Ecology*, 43(1), 11–17. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01107.x>
- Chandran, M. D. S., & Hughes, J. D. (1997). The sacred groves of South India: Ecology, traditional communities and religious change. *Social Compass*, 44(3), 413–427. <https://doi.org/10.1177/003776897044003008>
- Dudley, N., Bhagwat, S., Higgins-Zogib, L., Lassen, B., Verschuuren, B., & Wild, R. (2010). Conservation of biodiversity in sacred natural sites in Asia and Africa: A review of the scientific literature. In B. Verschuuren, R. Wild, J. McNeely, & G. Oviedo (Eds.), *Sacred natural sites: Conserving nature and culture* (pp. 19–32). Earthscan.
- Frascaroli, F., Bhagwat, S., & Diemer, M. (2014). Healing animals, feeding souls: Ethnobotanical values at sacred sites in Central Italy. *Economic Botany*, 68(4), 438–451. <https://doi.org/10.1007/s12231-014-9290-7>
- Frascaroli, F., Bhagwat, S., Guarino, R., Chiarucci, A., & Schmid, B. (2016). Shrines in Central Italy conserve plant diversity and large trees. *Ambio*, 45(4), 468–479. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0738-5>
- Haila, Y. (2000). Beyond the nature-culture dualism. *Biology & Philosophy*, 15(2), 155–175. <https://doi.org/10.1023/A:1006625830102>
- Kulkarni, C., Finsinger, W., Anand, P., Nogu  , S., & Bhagwat, S. (2021). Synergistic impacts of anthropogenic fires and aridity on plant diversity in the Western Ghats: Implications for management of ancient social-ecological systems. *Journal of Environmental Management*, 283, 111957. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111957>
- Louv, R. (2005). *Last child in the woods: Saving our children from nature-deficit disorder*. Algonquin Books of Chapel Hill.
- Maffi, L. (2005). Linguistic, cultural, and biological diversity. *Annual Review of Anthropology*, 34, 599–617. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.34.081804.120437>
- Marini Govigli, V., Efthymiou, A., & Stara, K. (2021). From religion to conservation: Unfolding 300 years of collective action in a Greek sacred forest. *Forest Policy and Economics*, 131, 102575. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102575>
- Marini Govigli, V., Healey, J. R., Wong, J. L. G., Stara, K., Tsiakiris, R., & Halley, J. M. (2024). Exploring spatial and temporal resilience in socio-ecological systems: Evidence from sacred forests in Epirus, Greece. *People and Nature*, 6(3), 1206–1219. <https://doi.org/10.1002/pan3.10624>

- Massey Marks A., Bhagwat, S. A., & Porodong, P. (2011). Beware the animals that dance: Conservation as an unintended outcome of cultural practices. *Society, Biology and Human Affairs*, 76(2), 1–10.
- Massey Marks, A., Fisher, J. B., & Bhagwat, S. (2021a). Do dragons prevent deforestation? The Gambia's sacred forests. In T. Thornton & S. Bhagwat (Eds.), *The Routledge handbook of indigenous environmental knowledge* (pp. 275–298). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315270845-25>
- Massey Marks, A., Kitatani, K., & Bhagwat, S. A. (2023a). Shinto shrine forests and happiness in Japan. In R. Borde, A. A. Ormsby, S. M. Awoyemi, & A. G. Gosler (Eds.), *Religion and nature conservation: Global case studies*. Routledge.
- Massey Marks, A., Porodong, P., & Bhagwat, S. (2021b). Incorporating social-ecological systems into protected area networks: Territories and areas conserved by Indigenous Peoples and local communities (ICCAs) in Sabah, Malaysian Borneo. In T. Thornton & S. Bhagwat (Eds.), *The Routledge handbook of indigenous environmental knowledge* (pp. 366–391). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315270845-32>
- Massey Marks, A., Reynolds, T. W., Hamann, S., Wassie Eshete, A., Lowman, M. D., Nogué, S., Willis, K. J., & Bhagwat, S. A. (2023b). Ethiopian Orthodox Tewahedo Church forests and pollination services across an agricultural landscape. In R. Borde, A. A. Ormsby, S. M. Awoyemi, & A. G. Gosler (Eds.), *Religion and nature conservation: Global case studies*. Routledge.
- Miller, J. R. (2005). Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(8), 430–434. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.013>
- Nogué, S., Tovar, C., Bhagwat, S. A., Finsinger, W., & Willis, K. J. (2018). Exploring the ecological history of a tropical agroforestry landscape using fossil pollen and charcoal analysis from four sites in Western Ghats, India. *Ecosystems*, 21(1), 45–55. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0132-1>
- Nogué, S., Whicher, K., Baker, A. G., Bhagwat, S. A., & Willis, K. J. (2017). Phytolith analysis reveals the intensity of past land use change in the Western Ghats biodiversity hotspot. *Quaternary International*, 437(B), 82–89. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2015.11.113>
- Ormsby, A. A., & Bhagwat, S. A. (2010). Sacred forests of India: A strong tradition of community-based natural resource management. *Environmental Conservation*, 37(3), 320–326. <https://doi.org/10.1017/S0376892910000561>
- Ormsby, A., Jackson, W., & Bhagwat, S. (2016). Can world heritage status help protect sacred natural sites in Asia? In B. Verschuuren & N. Furuta (Eds.), *Asian sacred natural sites: Philosophy and practice in protected areas and conservation* (pp. 41–54). Routledge.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511807763>
- Pungetti, G., & Bhagwat, S. A. (2012). Sacred species and biocultural diversity: Applying the principles. In G. Pungetti, G. Oviedo, & D. Hooke (Eds.), *Sacred species and sites: Advances in biocultural conservation* (pp. 367–406). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139030717.035>
- Roux, J.-L., Konczal, A., Bernasconi, A., Bhagwat, S., De Vreese, R., Doimo, I., Marini Govigli, V., Kašpar, J., Kohsaka, R., Pettenella, D., Plieninger, T., Shakeri, Z., Shibata, S., Stara, K., Takahashi, T., Torralba, M., Tyrväinen, L., Weiss, G., & Winkel, G. (2022). Exploring evolving spiritual values of forests in Europe and Asia: A transition hypothesis toward re-spiritualizing forests. *Ecology and Society*, 27(4), 20. <https://doi.org/10.5751/ES-13509-270420>
- Rutte, C. (2011). The sacred commons: Conflicts and solutions of resource management in sacred natural sites. *Biological Conservation*, 144(10), 2387–2394. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.017>
- Shepherd-Walwyn, E., & Bhagwat, S. A. (2018). Maintaining standing stones benefits biodiversity in lowland heathland. *Oryx*, 52(2), 240–249. <https://doi.org/10.1017/S0030605317001442>
- Studley, J. (2019). *Indigenous sacred natural sites and spiritual governance - The legal case for juristic personhood*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429455797>
- Thornton, T. F., & Bhagwat, S. A. (Eds.). (2021). *The Routledge handbook of indigenous environmental knowledge*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315270845>
- Willis, K. J., & Bhagwat, S. A. (2009). Biodiversity and climate change. *Science*, 326(5954), 806–807. <https://doi.org/10.1126/science.1178838>
- Zannini, P., Frascaroli, F., Nascimbene, J., Persico, A., Halley, J. M., Stara, K., Midolo, G., & Chiarucci, A. (2021). Sacred natural sites and biodiversity conservation: A systematic review. *Biodiversity and Conservation*, 30(13), 3747–3762. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02296-3>



The spirituality of forests

Kalliopi Stara

Laboratory of Ecology, Department of Biological Applications and Technology, University of Ioannina; 45110 Ioannina, Greece. kallio21@hotmail.com

Vegetation - and especially centuries-old trees - constitutes a powerful visual symbol capable of conveying profound messages. Their longevity bridges generations across time; their transformation from microscopic seeds into organisms of immense stature reveals the extraordinary power of nature; and the ability of certain species to regenerate through root or stem sprouting evokes the notion of immortality. The symbolism of the tree is, in this sense, virtually inexhaustible. Across ancient myths and more recent traditions, diverse cultures tend to follow a shared pattern in which the tree represents the ever-renewing universe, embodies an inexhaustible source of life, and expresses the sacredness and fertility of the earth. Concepts such as the *Tree of Life*, the tree as *axis mundi*, and the *Tree of Knowledge* function as universal symbols through which the unity of the material and spiritual worlds - conceived as different levels of existence and eternity - is articulated and understood.

Across cultures, religious systems, and historical periods, imposing, majestic, centuries-old trees have been venerated as embodiments of nature's divinity and treated with reverence and honor. Examples include em-

blematic sacred trees all around the world such as the yew trees of cemeteries in Scotland and Ireland; the ginkgo trees accompanying Buddhist temples in China and Korea and Shinto shrines in Japan; the sacred fig trees serving as sites of pilgrimage and prayer in India, Sri Lanka, and Nepal; the *Cedars of God* forest in northern Lebanon; the birch trees that ritually aided Siberian shamans in their ascent to the heavens; and the centuries-old oaks that stand beside chapels in the rural landscapes throughout Greece.

In ancient Greek mythology, the symbolism of the plant world is equally rich. Dionysus manifested through plants such as the pine, fir, fig, and ivy. The oak was sacred to Zeus; the oracular laurel and the palm to Apollo; the myrtle, rose, and phillyrea to Aphrodite; the fir to Pan; the yew to the Erinyes; the Aleppo pine to Rhea; the cypress to Pluto; the black poplar to Hecate and Persephone; and the maple fell under the domain of Phobos. Similarly, in the ancient Roman world, Zeus - known as *Jupiter fagutalis* - was associated with the beech tree; Apollo's prophetic laurel crowned Roman emperors, symbolizing foresight; and Aphrodite, as *Venus myrtea*, was

linked to the myrtle. Among the mythological beings most closely associated with trees were the ageless, ever-youthful - though not immortal - nymphs, whose lives were bound to those of their trees. The most well-known were the Dryads, associated particularly with oak trees. Other nature spirits, such as Centaurs, Sileni, Satyrs, and Pan, were also believed to inhabit forests, endowing trees with miraculous qualities. One of the most striking examples is the sacred oak of the Oracle of Dodona in north-western Greece, believed to possess prophetic powers. According to myth, this tree sprang from the blood of a Titan slain by Zeus, and its roots - reaching down to Tartarus - symbolically explain its ability to reveal hidden truths.

Ancient sacred sites were so intimately connected to their trees that any natural disaster affecting them was interpreted as a sign of divine abandonment and often prompted the relocation of the sanctuary. Trees inhabited by nymphs were thus considered sacred and protected with deep religious reverence: those who safeguarded them were blessed, while severe punishment befell those who desecrated them. A well-known example is the myth of Erisychthon, who cut down the sacred tree of Demeter - thereby killing the nymph bound to it - to build a banquet hall. As punishment for this act of hubris, he was condemned to insatiable hunger, ultimately leading him to consume his own flesh.

Elements of this ancient spiritual worldview have persisted into later Christian beliefs and practices. In modern Greek tradition, trees are often perceived as either blessed or cursed. Among the former are the laurel, olive, and palm trees, while the latter include species associated with the Crucifixion of Christ, such as the Christ thorn (*Paliurus spina-christi*) and the Turkey oak (*Quercus cerris*), believed to have provided the wood for the Cross. Other traditions speak of oak forests said to

have sprung miraculously from the blood of chthonic creatures, such as dragons slain by saints like Saint George, Santa Paraskevi, and Saint Donatus. In other narratives, the Virgin Mary replaces the ancient nymphs, often venerated through icons placed within tree trunks. Miraculous discoveries of such icons were believed to indicate the precise location for the construction of churches. Trees situated near churches, monasteries, or other consecrated sites are thus regarded as sacred, rendering *the church and its tree inseparable elements of the Greek landscape*.

Ritual practices further distinguish sacred trees from secular ones. Examples include the "elevation" (ypsomós-υψωμός in Greek) of trees in northern Greece and the "signa" in the Agrafa region of Thessaly, along with similar customs and rituals throughout the Balkans. Such trees symbolically "cross" settlements by standing at the four cardinal points or encircle them like guardians at their entrances. In this way, they are believed to protect inhabitants and their livelihoods, warding off threats such as cholera, the plague, and other epidemics - often personified as malevolent forces that terrorized rural populations until as late as the 18th century.

In this context, the inclusion of stories such as that of Erisychthon in elementary school textbooks until as late as 1930, together with the recurring motif of the "ensouled tree" in early 20th century literature, provides an important cultural backdrop. This helps us better understand how notions of sacredness have contributed to the survival of many imposing, centuries-old trees within the cultural landscapes of Greece. Numerous recorded accounts of misfortune befalling those who dared to harm such trees in more recent times have further reinforced this protection, acting as a powerful deterrent. The punishments described in these narratives often follow a

pattern of gradual escalation: beginning with warning signs - such as sensations interpreted as petrification, paralysis, or loss of control over one's hand - and extending to accidents, misfortunes, and even the death of the offender or innocent family members, culminating in extreme cases in the annihilation of an entire lineage.

A characteristic expression of these beliefs is found in sacred forests. These are forested areas traditionally managed by local communities as protected sites, where resource use was either prohibited or strictly regulated through joint decisions of the Community and the Church. Sacred forests are found throughout Greece; however, long-term research in the mountainous region of Epirus has identified 79 such forests - 54 in Zagori and 25 in Konitsa municipalities. Their conservation, reinforced by systems of belief rooted in fear and reverence, became firmly established during the period of Ottoman rule (1430–1913). At that time, the Church often assumed roles typically associated with political and judicial authority, particularly in regions such as Zagori that enjoyed a kind of autonomy. These forests were typically dedicated to specific saints - either associated with churches located within them or serving as patron saints of the local settlement - or designated as excommunicated forests, often referred to as “eftapápada,” meaning excommunicated by seven priests. It should be noted that excommunication was a relatively common mechanism for resolving social and economic disputes during that period. In the case of forests, it functioned as a powerful, albeit indirect, form of deterrence: anyone attempting to exploit an excommunicated forest for personal gain risked being symbolically and socially excluded from the community.

Sacred forests thus represent sophisticated systems for the management of common natural resources, while simultaneously fulfilling

spiritual, ritual, and aesthetic functions. According to local communities, their primary purpose has been the protection of nearby settlements from natural hazards such as landslides, rockfalls, and avalanches. In other cases, they safeguard critical natural resources, including freshwater springs, or serve as reserve areas to meet emergency needs. Reflecting these roles, most sacred forests are situated in close proximity to settlements, often bordering their outermost dwellings.

Since 2012, the Sacred Natural Sites of Zagori have been included on the global map of Sacred Natural Sites. In 2015, the sacred forests of Zagori and Konitsa were inscribed in the National Inventory of Intangible Cultural Heritage. They also form part of the cultural landscape of Zagori, which was inscribed on the UNESCO World Heritage List in 2023. Such recognition has been crucial in strengthening their conservation in a modern context. Today, additional values complement their traditional protective, spiritual, and aesthetic roles, including their importance for biodiversity conservation and for understanding the long-term dynamics of forest ecosystems. The region hosts a remarkable diversity of vegetation types - juniper, beech, black pine, mixed deciduous forests, and both deciduous and evergreen oak forests - many of which have experienced minimal human disturbance over the past four centuries. Notably, several sacred forests exhibit characteristics of old-growth forest ecosystems, significantly enhancing their conservation value in line with the priorities of the European Forest Strategy 2020–2030. Among these are old-growth beech forests, which are considered among Europe's most threatened habitats and are protected as UNESCO World Heritage Sites through a transnational network spanning 18 countries. Although Greece is not yet included in this network, the protective forest of Greveniti village in Eastern Zago-

ri - with beech trees reaching circumferences of 5.31 meters, heights of 40 meters, and ages approaching 300 years - represents a strong candidate for inclusion.

Today, however, sacred forests face increasing pressures. Climate change and especially megafires, globalization, cultural homogenization, and insufficient institutional support - combined with challenges typical of marginal regions, such as population decline and potentially over tourism - render these scarce socio-ecological systems particularly vulnerable.

Initiatives such as the designation of September 1 as the World Day of Prayer for the Care of Creation - established in 1989 by the Ecumenical Patriarchate and adopted in 2015 by the Catholic Church - can play an important role in raising awareness and promoting nature conservation. In this spirit, the message of Ecumenical Patriarch Bartholomew on September 1, 2025, emphasizes the deep interconnection between environmental and social issues and underscores the importance of placing ecological concerns at the center of inter-Christian and interfaith dialogue, as well as within the agendas of international institutions, scientific communities, environmental organizations, and civil society. The International Conference on *Old-Growth Forests and Ancient Trees - A Treasure of Nature, Life and Culture*, held in October 2025 in Florence and Vallombrosa, organized by the Forestry, Environmental and Agri-food Unit Command of the Carabinieri on the occasion of the 10th anniversary of *Laudato si'* demonstrates that

such initiatives can inspire and mobilize synergies for the conservation of sacred natural sites and the spiritual dimension of nature, under a unifying spiritual framework that is so greatly needed in our time and could be served as a good practice for the conservation of old-growth forests throughout Europe and beyond.

SELECTED REFERENCES

- Baumann, H. (1993). *Greek wild flowers and plant lore in ancient Greece*. The Herbert Press.
- Roux, J.-L., Konczal, A. A., Bernasconi, A., Bhagwat, S. A., De Vreese, R., Doimo, I., Marini Govigli, V., Kašpar, J., Kohsaka, R., Pettenella, D., Plieninger, T., Shakeri, Z., Shibata, S., Stara, K., Takahashi, T., Torralba, M., Tyrväinen, L., Weiss, G., & Winkel, G. (2022). Exploring evolving spiritual values of forests in Europe and Asia: A transition hypothesis toward re-spiritualizing forests. *Ecology and Society*, 27(4), 20. <https://doi.org/10.5751/ES-13509-270420>
- Stara, K., Tsiakiris, R., Nitsiakos, V., & Halley, J. M. (2016). Religion and the management of the commons: The sacred forests of Epirus. In M. Agnoletti & F. Emanuelli (Eds.), *Biocultural diversity in Europe* (pp. 283–302). Springer.
- Stara, K., Tsiakiris, R., Wong, J. L. G., Healey, J. R., Marini Govigli, V., & Halley, J. M. (2025). Can spirituality save centuries-old trees and forests? A study from the mountains of NW Greece. *Zygon: Journal of Religion and Science*, 60(1), 260–292. <https://doi.org/10.16995/zygon.11615>
- Tsiakiris, R., Stara, K., Marini-Govigli, V., & Wong, J. L. G. (2024). Walking in sacred forests with Oliver Rackham: A conversation about relict landscapes in Epirus NW Greece. In I. D. Rotherham & J. A. Moody (Eds.), *Countryside history: Collected essays in honour of the late Professor Oliver Rackham* (pp. 212–215). Pelagic Publishing.



Ancient forests and old-growth trees: the various intrinsic, instrumental, and relational values supporting forest protection and restoration

Foreste vetuste e alberi antichi: i diversi valori intrinseci, strumentali e relazionali a supporto della protezione e del ripristino delle foreste

Lorenzo Ciccicarese

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), via Vitaliano Brancati 48 - 00144 Roma, Italia.
renzo.ciccicarese@gmail.com

Abstract: The paper examines the biodiversity crisis as a systemic global risk, highlighting how accelerating species extinction and habitat loss are closely linked to climate change, pollution, and land-use transformation. Although more than half of global GDP depends on nature, economic and policy frameworks still prioritize instrumental values, neglecting intrinsic and relational ones. A paradigm shift is therefore needed to integrate ecological, economic, cultural, and social dimensions in decision-making. In this context, old-growth forests and ancient trees are presented as emblematic ecosystems: reservoirs of biodiversity and long-term carbon storage, but also places of identity, memory, and spirituality. Examples from Europe and other regions show how symbolic and cultural values have historically supported their conservation. The paper proposes an expanded definition of old-growth forests that, alongside ecological criteria (integrity, continuity, structural complexity), explicitly recognizes relational and cultural values, as conceptualized by IPBES. Old-growth forests also function as ecological reference systems, providing benchmarks and indicators for protection, restoration, and sustainable forest management, particularly within the framework of the EU Nature Restoration Regulation (EU) 2024/1991 and National Restoration Plans. Establishing connected networks of reserves, buffer zones, and ecological corridors is essential to ensure long-term resilience and functionality. Their conservation thus becomes a strategic pillar for implementing the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework and advancing integrated biodiversity governance.

Key words: old-growth forests; ancient trees; relational values of nature; benchmarks for conservation; biodiversity governance; ecological restoration.

Citation: Ciccicarese, L. (2026). Foreste vetuste e alberi antichi: i diversi valori intrinseci, strumentali e relazionali a supporto della protezione e del ripristino delle foreste. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 262-273 <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1231>

Received: 13/05/2026 **Revised version:** 15/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUZIONE: CRISI DELLA BIODIVERSITÀ E NECESSITÀ DI UN CAMBIO DI PARADIGMA

La crisi della biodiversità rappresenta uno dei principali fattori di rischio sistemico per la stabilità dei sistemi socio-ecologici a scala globale e per il benessere umano (UNEP, 2025; IPBES, 2026). Le più recenti valutazioni scientifiche indicano che il tasso di estinzione delle specie risulta oggi da decine a centinaia di volte superiore al valore di fondo naturale, con una perdita accelerata di habitat, funzioni ecosistemiche e resilienza ambientale (IPBES, 2019; UNEP, 2025). Tale dinamica è strettamente interconnessa a una serie di fattori diretti, tra cui i principali sono la trasformazione d'uso del suolo e del territorio, il prelievo eccessivo di risorse biologiche, l'inquinamento, le specie aliene invasive e il cambiamento climatico, a loro volta determinati dall'aumento delle pressioni antropiche (UNEP, 2025).

Nel dibattito internazionale sulla sostenibilità, è sempre più evidente come una quota rilevante dell'economia globale dipenda in misura moderata o elevata dal funzionamento degli ecosistemi e dai beni e servizi da essi forniti. Secondo il World Economic Forum (2023) e il rapporto metodologico dell'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) su *business and biodiversity* (IPBES, 2026), oltre la metà del prodotto interno lordo mondiale risulta direttamente o indirettamente dipendente dalla natura. Inoltre, lo stesso rapporto IPBES evidenzia che tutte le imprese dipendono, direttamente o indirettamente, dalla biodiversità e dai benefici che essa offre alle persone.

Tuttavia, questa dipendenza strutturale non trova un'adeguata corrispondenza nei modelli di sviluppo, nei sistemi di contabilizzazione economica e nei meccanismi di tutela e investimento destinati alla conservazione e al ripristino degli ecosistemi.

2. VALORI DELLA NATURA E IMPORTANZA ECOLOGICA DELLE FORESTE VETUSTE

Alla luce della crisi sistemica delineata nel Capitolo 1, il superamento di approcci settoriali e riduzionistici richiede un'esplicita integrazione della pluralità dei valori della natura nei processi decisionali (IPBES, 2022; Balvanera et al., 2023; Pascual et al., 2023).

La letteratura scientifica più recente riconosce infatti che la crisi della biodiversità non è soltanto il risultato di pressioni biofisiche dirette, ma anche di assetti culturali, istituzionali ed economici che hanno privilegiato una concezione strumentale della natura. In questo contesto, il "Methodological Assessment on the Diverse Values and Valuation of Nature" dell'IPBES (2022) rappresenta un punto di svolta nel dibattito scientifico e politico internazionale, poiché propone una revisione profonda del modo in cui la natura viene percepita, valutata e incorporata nei processi decisionali.

Il quadro concettuale sviluppato nell'ambito dell'IPBES, al quale hanno contribuito studiosi provenienti da discipline ecologiche, economiche, antropologiche e filosofiche, distingue tre grandi categorie di valori: intrinseci, strumentali e relazionali (Chan et al., 2016; IPBES, 2022; Balvanera et al., 2023; Himes et al., 2023; IPBES, 2024). I valori intrinseci riconoscono alla natura un valore in sé, indipendente dall'utilità per l'essere umano. I valori strumentali si riferiscono ai benefici materiali e immateriali che gli ecosistemi forniscono alle società, come risorse, regolazione climatica e servizi ecosistemici. I valori relazionali, infine, riguardano i significati che emergono dalle relazioni tra persone, comunità e ambienti naturali, includendo identità, senso di appartenenza, responsabilità intergenerazionale, reciprocità e legami simbolici con i luoghi (Muraca, 2011; Muraca, 2016; Chan et al., 2018; Himes et al., 2023).

In più, come osserva Muraca (2016), i valori relazionali non rappresentano semplicemente una categoria intermedia tra valori intrinseci e strumentali, ma costituiscono una diversa prospettiva ontologica ed etica, nella quale l'identità stessa delle persone si costruisce attraverso le relazioni con il mondo naturale. Questa impostazione ha profondamente influenzato il successivo sviluppo del quadro concettuale dell'IPBES sui diversi valori della natura (Chan et al., 2018; IPBES, 2022; Pascual et al., 2023).

Le valutazioni IPBES evidenziano che la marginalizzazione dei valori intrinseci e relazionali nei processi decisionali ha favorito modelli di governance orientati prevalentemente a logiche economiche e utilitaristiche, contribuendo alla degradazione degli ecosistemi (Balvanera et al., 2023; IPBES, 2024). Il declino della biodiversità risulta così connesso non solo a cambiamenti d'uso del suolo, inquinamento, sfruttamento eccessivo, specie invasive e cambiamento climatico (IPBES, 2019), ma anche a sistemi di valori e istituzioni incapaci di riconoscere la complessità dei sistemi socio-ecologici. Inoltre, secondo l'IPBES (2022), la sottorappresentazione dei valori intrinseci e relazionali indebolisce il coinvolgimento delle comunità e la responsabilità condivisa nella tutela degli ecosistemi.

Numerosi studi successivi al rapporto dell'IPBES sui diversi valori della natura hanno ulteriormente rafforzato questa prospettiva. Balvanera et al. (2023) hanno sottolineato come la pluralità dei valori costituisca una condizione indispensabile per promuovere trasformazioni sistemiche orientate alla sostenibilità. Analogamente, Lenzi et al. (2023) hanno evidenziato che il riconoscimento dei valori relazionali non rappresenta soltanto un'esigenza etica o culturale, ma costituisce una precondizione per costruire politiche di conservazione più efficaci, eque e socialmente legittimate. Giustizia ambientale, partecipazione e pluralismo dei valori

diventano così elementi strutturali delle strategie di conservazione della biodiversità.

Le foreste vetuste e gli alberi monumentali rappresentano una delle espressioni più significative di questo approccio integrato, poiché in essi convergono in modo particolarmente evidente valori ecologici, funzionali e relazionali (O'Brien et al., 2024). Dal punto di vista biofisico, essi costituiscono serbatoi di biodiversità, habitat per numerose specie specialistiche ed ecosistemi caratterizzati da elevata continuità ecologica e complessità strutturale. Sul piano funzionale, contribuiscono in modo determinante allo stoccaggio del carbonio, alla regolazione del ciclo idrologico e al mantenimento dei processi ecosistemici. È tuttavia nella dimensione relazionale che questi ecosistemi esprimono la loro specificità: in numerosi contesti culturali essi sono percepiti come luoghi di memoria, identità, appartenenza e connessione spirituale e, proprio in virtù di tali significati, sono stati storicamente preservati dallo sfruttamento intensivo (de Pater et al., 2024).

Tuttavia, il riconoscimento dei valori relazionali non è uniforme né automatico. Nei territori in cui le foreste vetuste e gli alberi antichi sono già percepiti come patrimonio culturale e identitario, tali valori possono rappresentare una leva fondamentale per rafforzare forme di conservazione partecipativa, basate sul coinvolgimento delle comunità locali e sulla condivisione di responsabilità nella tutela degli ecosistemi. Al contrario, nei contesti in cui questi elementi non sono ancora riconosciuti come parte del patrimonio culturale o della memoria collettiva, la loro conservazione richiede processi di comunicazione, educazione e formazione capaci di costruire consapevolezza e favorire nuove relazioni tra società e natura. In questa prospettiva, la valorizzazione dei valori intrinseci e relazionali non costituisce soltanto un riconoscimento di significati già esistenti, ma può diventare

uno strumento per sviluppare nuove forme di appartenenza e cura dei territori.

In Europa, tali dimensioni sono diffuse e ben documentate. Nella regione baltica, in particolare in Lituania e Lettonia, persistono tradizioni di dendrolatria e di culto degli alberi sacri, spesso associati a querce, tigli e piccole formazioni forestali protette come luoghi di valore spirituale e identitario. Questi siti, sopravvissuti alla cristianizzazione, attraverso processi di sincretismo, e alla modernizzazione, hanno contribuito alla conservazione di alberi secolari e frammenti di foreste vetuste. Analogamente, la foresta di Białowieża, al confine tra Polonia e Bielorussia, rappresenta non solo uno degli ultimi grandi complessi di foresta primaria europea, ma anche un potente simbolo culturale e identitario, al centro di narrazioni storiche, scientifiche e civili che ne hanno rafforzato la tutela.

In Italia, numerose foreste vetuste e alberi monumentali sono legati a eremi, santuari, cappelle rurali e tradizioni religiose e popolari, in particolare nell'Appennino e nel Friuli Venezia Giulia. In questi contesti, il valore spirituale e simbolico dei luoghi ha spesso favorito la conservazione di boschi vetusti e alberi secolari. Un esempio emblematico è la Festa dell'Accettura in Basilicata, un antico rito di origine precristiana che celebra la fertilità della terra attraverso l'unione simbolica di grandi alberi. Le processioni e i rituali collettivi rafforzano il legame tra comunità e ambiente, mostrando come pratiche culturali e spirituali possano sostenere la percezione e la protezione dei boschi.

Su scala globale, dinamiche analoghe sono osservabili in numerosi contesti. In Asia, i *chinju no mori* giapponesi - boschi vetusti che circondano santuari shintoisti - sono considerati dimora dei *kami* e conservano spesso gli ultimi frammenti di vegetazione originaria nei paesaggi urbanizzati. In Cina sud-occidentale e nello Yunnan, molte comunità proteggono boschi sacri legati agli antenati e

agli spiriti locali, che funzionano come riserve biologiche *de facto*. In Africa, oltre ai celebri *sacred groves* dell'Africa occidentale, dove tabù religiosi vietano il taglio di alberi e la pratica della caccia, un caso particolarmente rilevante è quello delle foreste che circondano le chiese dell'Etiopia: veri e propri rifugi di biodiversità che conservano alberi secolari e specie rare in paesaggi fortemente trasformati. In America Latina, molte popolazioni indigene amazzoniche e andine riconoscono a foreste, colline e alberi monumentali un carattere sacro, come dimora di spiriti (*apus*, *sachamama*, *yuxin*), sottraendoli alle utilizzazioni o allo sfruttamento. Queste credenze hanno contribuito alla conservazione di vaste aree di foresta primaria oggi coincidenti con territori indigeni ad altissimo valore ecologico. In Australia, infine, numerose foreste vetuste e alberi antichi sono parte integrante della cosmologia aborigena legata al *Dreaming*: luoghi di origine, di sepoltura o di presenza degli antenati, protetti da norme culturali che ne vietano il danneggiamento e che spesso coincidono con aree di elevata naturalità.

Nel loro insieme, questi esempi confermano che la protezione della biodiversità forestale non può essere separata dalle relazioni culturali e identitarie che le società intrattengono con i propri paesaggi. Le foreste vetuste e gli alberi antichi emergono così come nodi socio-ecologici in cui valori intrinseci, strumentali e relazionali risultano inscindibili, offrendo una base concreta per il cambiamento di paradigma richiamato nel Capitolo 1.

3. FORESTE VETUSTE COME SISTEMI DI RIFERIMENTO ECOLOGICO E BENCHMARK PER PROTEZIONE, RIPRISTINO E GESTIONE SOSTENIBILE

In questo senso, le foreste vetuste e gli alberi antichi possono essere interpretati come siste-

Box 1 - La foresta di Vallombrosa.

Estesa su oltre 1.270 ettari sulle pendici del Pratomagno nel comune di Reggello (Provincia di Firenze), la foresta di Vallombrosa è un'area naturale caratterizzata da formazioni di abete bianco, faggio, pino nero (specie introdotta attraverso i rimboschimenti storici e le passate sperimentazioni selvicolturali) e numerose altre specie arboree e arbustive, nonché da una ricca biodiversità e da importanti funzioni idrogeologiche. La storia della foresta di Vallombrosa è strettamente intrecciata con quella dell'Abbazia Vallombrosana, fondata nell'XI secolo da San Giovanni Gualberto, luogo di spiritualità e di gestione del territorio fin dal Medioevo. Per secoli i monaci si sono dedicati alla cura e alla gestione della foresta, introducendo specie arboree come l'abete bianco e sperimentando pratiche forestali avanzate per l'epoca. Nel 1869 qui fu istituito il primo Istituto Forestale d'Italia, segnando un passo fondamentale nello sviluppo della scienza forestale nazionale. Nel 1977 la foresta divenne Riserva Naturale Biogenetica Statale, con lo scopo di conservare la struttura e il patrimonio genetico delle comunità forestali, tutelando ecosistemi che integrano storia, cultura e natura. La gestione attuale è affidata al Reparto Carabinieri per la Biodiversità di Vallombrosa, che ne promuove la conservazione, la ricerca scientifica e l'educazione ambientale. Oggi la Riserva è anche riconosciuta all'interno della rete Natura 2000, con sentieri escursionistici e un famoso Arboreto sperimentale di rilevanza europea, con migliaia di specie botaniche. In questa prospettiva si inserisce il processo di individuazione della Rete nazionale dei boschi vetusti, coordinato a livello nazionale dal Ministero dell'Agricoltura, della Sovranità Alimentare e delle Foreste (MiPAAF) in collaborazione con le Regioni. Questo processo mira a identificare e georeferenziare boschi che, per l'assenza di disturbo antropico prolungato, conservano tutte le fasi evolutive naturali e un elevato valore ecologico e strutturale. I boschi riconosciuti sono inseriti nella rete e mappati sul sito web istituzionale del MiPAAF (<https://www.masaf.gov.it>), costituendo così una base informativa e gestionale per la tutela e il monitoraggio. Parallelamente, il censimento e la tutela degli alberi monumentali d'Italia, anch'essi gestiti dalla Direzione generale delle foreste del MiPAAF, evidenzia come il riconoscimento dei valori simbolici, storici e paesaggistici associati agli individui arborei di eccezionali dimensioni o età possa favorire un ampio consenso sociale e tradursi in efficaci strumenti di tutela normativa. Questi esempi dimostrano che, in Italia, la valorizzazione integrata dei valori naturali, storici e culturali - dalla conservazione di foreste pluricentuarie come Vallombrosa al riconoscimento dei boschi vetusti e degli alberi monumentali - può essere un motore fondamentale per promuovere la conservazione, il consenso sociale e l'efficacia delle politiche di protezione ambientale. Alla luce di queste evidenze, appare opportuno affiancare alle definizioni esistenti una formulazione evolutiva che integri esplicitamente le dimensioni intrinseche e relazionali. In tale prospettiva, una possibile definizione emendativa per il contesto italiano potrebbe descrivere la foresta vetusta come un ecosistema forestale caratterizzato da elevata complessità ecologica e continuità dei processi naturali, riconosciuto non solo per i suoi valori biologici, ma anche per il suo significato culturale, identitario e relazionale per le comunità umane, attuali e future. A livello dell'UE, una definizione analoga potrebbe rafforzare il ruolo delle foreste vetuste quali ecosistemi di riferimento per la conservazione e il ripristino, esplicitando il contributo di tali sistemi al benessere umano, alla coesione sociale e alla responsabilità intergenerazionale. In ambito FAO, un'evoluzione concettuale in questa direzione consentirebbe di integrare più efficacemente le foreste vetuste nei quadri globali di sostenibilità, riconoscendole come sistemi socio-ecologici in cui valori ecologici, culturali e relazionali risultano inscindibili.

mi di riferimento ecologico (*ecological reference systems*), in grado di fornire benchmark fondamentali per orientare in modo coerente le politiche di protezione, ripristino e gestione sostenibile degli ecosistemi forestali. In un contesto caratterizzato da sistemi forestali ampiamente modificati dalle attività umane, tali ecosiste-

mi rappresentano esempi concreti di come i processi naturali - dinamiche successionali, disturbi naturali, cicli dei nutrienti e interazioni biotiche - possano strutturarsi e funzionare in condizioni di elevata integrità ecologica.

Quindi, nel dominio della *protezione*, le foreste vetuste permettono di identificare gli

stati di massima naturalità e integrità strutturale, funzionale e temporale, fornendo criteri oggettivi per la delimitazione delle aree ad elevato valore di biodiversità e per la definizione di priorità di tutela. La loro perdita, infatti, rappresenterebbe una compromissione irreversibile del patrimonio ecologico e un indebolimento delle basi scientifiche su cui fondare le politiche di salvaguardia.

Nel campo del *ripristino* ecologico, le foreste vetuste forniscono modelli empirici indispensabili per definire condizioni di riferimento (*reference conditions*) e traiettorie ecologiche realistiche, anche ai fini dell'attuazione del Regolamento (UE) 2024/1991 sul ripristino della natura (UE, 2024), in particolare per gli articoli e i target dello stesso Regolamento che investono il settore forestale (Ciccarese et al., 2025; Ciccarese, 2026). Elementi quali la diversità strutturale, la presenza di legno morto in diversi stadi di decomposizione, la distribuzione dimensionale degli alberi, la continuità dei popolamenti e la complessità delle reti trofiche possono essere utilizzati come indicatori target per valutare l'efficacia degli interventi di rinaturalizzazione e per evitare approcci riduttivi o puramente compensativi.

Per quanto riguarda la *gestione forestale sostenibile*, le foreste vetuste offrono un termine di confronto essenziale per valutare quanto i sistemi gestiti si discostino dai regimi naturali in termini di struttura, composizione e funzionamento. Esse consentono di orientare pratiche selvicolturali più prossime ai processi naturali (*close-to-nature forestry*), migliorando la resilienza degli ecosistemi, la stabilità a lungo termine e la capacità di fornire servizi ecosistemici senza compromettere l'integrità ecologica (Nocentini, 2013).

Questo approccio è pienamente coerente con il Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, l'accordo globale sottoscritto dai Paesi aderenti alla Convenzione delle Nazioni

Unite per la Diversità Biologica (UNEP, 2022), che richiede agli Stati di integrare protezione, ripristino e uso sostenibile in un'unica strategia per arrestare e invertire il declino della biodiversità. In tale prospettiva, le foreste vetuste e gli alberi antichi costituiscono riferimenti ecologici imprescindibili per tradurre gli obiettivi globali in target nazionali misurabili, permettendo di definire cosa significhi concretamente mantenere o ricostruire ecosistemi forestali funzionali, resilienti e ricchi di biodiversità.

A livello europeo, il Regolamento (UE) 2024/1991 sul ripristino della natura, insieme alla Strategia UE per la biodiversità al 2030 e alla Strategia forestale europea, rafforza la necessità di fondare gli interventi su stati di riferimento ecologicamente solidi. In questo quadro, le foreste vetuste possono svolgere una funzione strategica nel garantire la coerenza tra protezione degli ecosistemi più integri, ripristino di quelli degradati e orientamento della gestione forestale verso modelli ecologicamente più stabili e resilienti.

Viceversa, la perdita di questi sistemi di riferimento ridurrebbe in modo sostanziale la capacità di monitoraggio, valutazione e apprendimento adattativo delle politiche forestali, indebolendo l'efficacia degli strumenti di protezione, ripristino e gestione sostenibile. La tutela delle foreste vetuste e degli alberi antichi rappresenta pertanto una condizione strutturale per l'attuazione credibile degli impegni europei e nazionali derivanti dal Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework e per il rafforzamento della governance della biodiversità in ambito forestale.

4. FORESTE VETUSTE, PIANI NAZIONALI DI RIPRISTINO E SISTEMI DI MONITORAGGIO

Nel quadro del Regolamento (UE) 2024/1991 (UE, 2024; Ciccarese & Rastelli, 2025),

i Piani Nazionali di Ripristino (PNR) rappresentano lo strumento operativo attraverso cui gli Stati membri traducono in obiettivi concreti gli impegni europei e quelli del Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Relativamente alla definizione e successiva attuazione del PNR al settore forestale, in particolare per i target definiti negli articoli 4, 12 e 13 dello stesso Regolamento (Ciccarese et al., 2025; Ciccarese, 2026), le foreste vetuste e gli alberi antichi svolgono in questo contesto una funzione strategica come baseline ecologiche per la definizione di target realistici e verificabili. Il loro impiego permette di evitare che gli obiettivi di ripristino siano ancorati a stati degradati degli ecosistemi (*shifting baseline syndrome*), garantendo che le traiettorie di ripristino siano orientate verso condizioni ecologicamente significative in termini di struttura, composizione e funzionamento.

Le foreste vetuste forniscono inoltre un quadro di indicatori ecologici robusti per il monitoraggio delle politiche di protezione, ripristino e gestione sostenibile. Tali indicatori, come ricordato in Ciccarese et al. (2025), comprendono:

- struttura verticale e orizzontale del popolamento;
- distribuzione dimensionale e presenza di alberi senescenti;
- quantità e qualità del legno morto;
- diversità di microhabitat;
- composizione funzionale delle comunità biologiche;
- continuità dei processi ecologici.

Questi parametri consentono di valutare sia l'efficacia delle misure di protezione degli ecosistemi intatti, sia il successo degli interventi di ripristino e della gestione sostenibile. L'adozione di benchmark derivati da foreste vetuste permette di armonizzare il monitoraggio nazionale con i sistemi di reporting richiesti dall'UE e dal Kunming-Montreal Global Biodiversity

Framework, rafforzando la comparabilità dei dati, la trasparenza delle politiche pubbliche e la capacità di apprendimento adattativo.

In questo modo, la tutela delle foreste vetuste e degli alberi antichi diventa non solo un obiettivo ecologico, ma anche una infrastruttura conoscitiva e gestionale, essenziale per progettare interventi efficaci e misurabili di protezione, ripristino e gestione sostenibile, garantendo il conseguimento integrato degli obiettivi di biodiversità a scala nazionale ed europea.

5. IMPLICAZIONI PER LE POLITICHE FORESTALI E LA CONSERVAZIONE

Il riconoscimento dei molteplici valori delle foreste vetuste e degli alberi antichi comporta rilevanti implicazioni per le politiche forestali e per gli strumenti di conservazione della biodiversità, in particolare nel contesto europeo. Prima di presentare le implicazioni operative e normative, risulta utile richiamare in modo sistematico le principali definizioni di foresta vetusta adottate nei quadri istituzionali internazionali, europei e nazionali (Tabella 1).

La comparazione delle definizioni consente di evidenziare significative convergenze nei criteri ecologici e strutturali utilizzati - quali la continuità temporale, l'assenza di disturbi antropici recenti e l'elevata integrità ecologica - ma anche rilevanti divergenze per quanto riguarda l'ampiezza concettuale e il riconoscimento di dimensioni non strettamente biofisiche. In particolare, salvo il quadro concettuale elaborato dall'IPBES, le definizioni attualmente adottate non includono esplicitamente le componenti relazionali, identitarie e simboliche spesso associate alle foreste vetuste.

Tale analisi comparativa costituisce pertanto una base conoscitiva essenziale per riflettere sull'evoluzione delle definizioni operative e sul

Tabella 1 - Definizioni di foresta vetusta nei principali quadri istituzionali.

Livello	Istituzione	Definizione	Elementi chiave	Riferimento
Internazionale	FAO	Foreste naturali sviluppatesi senza significative perturbazioni antropiche recenti, caratterizzate da strutture e dinamiche tipiche degli stadi maturi o terminali della successione forestale.	Naturalità; maturità strutturale; continuità ecologica	FAO, Global Forest Resources Assessment, https://www.fao.org
Internazionale	UNEP	Ecosistemi forestali ad alta integrità ecologica, rilevanti per la resilienza, la mitigazione climatica e il benessere umano.	Integrità ecologica; resilienza; clima	UNEP, Global Environment Outlook, https://www.unep.org
Internazionale	CBD	I soprassuoli forestali in foreste primarie o secondarie che hanno sviluppato le strutture e le specie normalmente associate alle foreste primarie vetuste di quel tipo e che hanno accumulato caratteristiche sufficienti per costituire un ecosistema forestale distinto rispetto a qualsiasi classe di età più giovane.	Biodiversità; processi ecologici; conservazione in situ	CBD, https://www.cbd.int/forest/definitions.shtml
Unione Europea	Commissione Europea (Joint Research Centre)	Foreste primarie e vetuste caratterizzate da assenza di gestione recente, continuità temporale e strutture tipiche degli stadi maturi.	Assenza di gestione; continuità temporale; strutture mature	Barredo et al., 2021, https://forest.jrc.ec.europa.eu
Italia	MASAF	Superficie boscata costituita da specie autoctone coerenti con il contesto biogeografico, una biodiversità caratteristica conseguente all'assenza di disturbi da almeno 60 anni e la presenza di stadi seriali legati alla rigenerazione e alla senescenza spontanee.	Specie autoctone; assenza di disturbi da 60 anni; rigenerazione e senescenza spontanee	MASAF, 2018 https://www.masaf.gov.it

loro ruolo nel rafforzamento delle politiche di conservazione e ripristino della biodiversità.

In questo quadro, emerge l'opportunità di riflettere su un possibile aggiornamento evolutivo della definizione nazionale di foresta vetusta, attualmente fondata - come detto pri-

ma - su criteri biologici, strutturali e di continuità temporale. Pur riconoscendo la solidità scientifica e la necessità operativa di tali criteri, le evidenze discusse nel presente contributo suggeriscono l'utilità di un ampliamento interpretativo che consenta di valorizzare anche

le dimensioni relazionali e culturali associate a questi ecosistemi, senza per questo introdurre criteri selettivi aggiuntivi.

Le politiche europee e internazionali per la biodiversità, dalla Strategia dell'UE per la biodiversità al 2030 al Green Deal europeo, fino al Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (UNEP, 2022), riconoscono la necessità di arrestare il degrado degli ecosistemi forestali e garantire la tutela degli ecosistemi ad alta integrità. In particolare, il Regolamento (UE) 2024/1991 sul ripristino della natura introduce obblighi vincolanti per il miglioramento dello stato di conservazione degli ecosistemi, fondati sul principio di non deterioramento e su obiettivi misurabili di ripristino. Le foreste vetuste e gli alberi antichi assumono quindi una duplice funzione strategica: proteggere ecosistemi di elevato valore ecologico e fungere da riferimento per la progettazione e la valutazione di interventi di ripristino oltre che di protezione.

Dal punto di vista operativo, un approccio efficace alla conservazione delle foreste vetuste e primarie richiede la realizzazione di reti funzionalmente connesse di riserve forestali che integrino anche piccoli e isolati frammenti di foresta primaria o vetusta, associandoli a zone cuscinetto (buffer zones) e corridoi ecologici. Tali buffer devono essere dimensionati adeguatamente per:

- proteggere l'integrità delle foreste core;
- massimizzare la connettività tra frammenti e cluster di foreste vetuste;
- integrare i siti di foresta primaria nelle strategie di conservazione a scala paesaggistica.

Un esempio concreto è offerto dall'iniziativa UNESCO sulle Foreste di Faggio Antiche e Primarie dei Carpazi e di altre regioni europee, che ha delineato 94 parti componenti (siti core) distribuite in 18 Paesi (De Laurentis & Piovesan, 2023), associati a buffer di dimensioni variabili, talvolta fino a 10 volte superiori alla superficie dei siti core. Queste misure garantiscono la protezione dai disturbi esterni, la preservazione della variabilità dinamica dei processi naturali e la connettività tra frammenti. La gestione dei buffer può includere sottocategorie funzionali: la prima direttamente attorno al sito core, con protezione quasi totale, e la seconda, più esterna, volta a preservare gli effetti microclimatici positivi e la matrice forestale circostante.

L'adozione di aree di riserva sufficientemente ampie è cruciale anche per ridurre il rischio di *extinction debt*¹ e assicurare la rappresentatività di tutte le fasi dinamiche dei sistemi forestali. Le esperienze in Slovacchia, nella Foresta Boema e nel Parco Nazionale Bavarese dimostrano come solo le riserve di grandi dimensioni, integrate da buffer, possano garantire il mantenimento della biodiversità specialista e la resilienza ai disturbi naturali, evitando effetti negativi di interventi come il *salvage logging*² post-disturbi.

Inoltre, la protezione di singoli alberi antichi o piccoli popolamenti forestali non è sufficiente: la conservazione efficace richiede approcci paesaggistici integrati, che includano il ripristino passivo o attivo di foreste seminaturali per aumentare la quota di ecosistemi con

¹ Per *extinction debt* (debito di estinzione) si intende il ritardo temporale tra la perdita o frammentazione di un habitat e l'effettiva scomparsa delle specie che vi sono associate. In tali casi, alcune popolazioni possono persistere per anni o decenni dopo il deterioramento delle condizioni ecologiche, pur non essendo più demograficamente o geneticamente sostenibili nel lungo periodo.

² Per *salvage logging* si intende l'intervento di utilizzazione forestale effettuato dopo eventi di disturbo naturale o antropico - quali incendi, tempeste, schianti da vento o attacchi parassitari - volto alla rimozione degli alberi morti, danneggiati o deperienti. Sebbene tale pratica sia spesso giustificata da finalità economiche, di sicurezza o di prevenzione fitosanitaria, essa può comportare impatti ecologici rilevanti, in particolare per la biodiversità saproxilica e per le dinamiche naturali di rigenerazione, poiché riduce la disponibilità di legno morto e altera i processi successionali post-disturbo.

Box 2 - Proposta di una nuova definizione di foresta vetusta.

Per foresta vetusta si intende un ecosistema forestale naturale o seminaturale caratterizzato da elevata integrità ecologica, continuità dei processi naturali e da una lunga assenza di disturbi antropici significativi, nel quale la complessità strutturale, la presenza di alberi di grandi dimensioni e senescenti, di necromassa e di microhabitat associati consente il mantenimento nel lungo periodo di elevati livelli di biodiversità e di funzionalità ecosistemica. Tali ecosistemi possono inoltre essere portatori di valori culturali, identitari e relazionali riconosciuti dalle comunità umane, che ne rafforzano il ruolo come sistemi di riferimento per la conservazione, il ripristino ecologico e la governance della biodiversità.

caratteristiche vetuste in regioni dove le foreste primarie sono rare o frammentate.

6. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Le foreste vetuste e gli alberi antichi costituiscono un riferimento paradigmatico per l'evoluzione delle politiche di conservazione verso approcci *integrati e sistemici*, coerenti con il Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework e con il Regolamento (UE) 2024/1991 per il ripristino della natura. In questi ecosistemi convergono valori intrinseci, strumentali e relazionali, dimostrando l'inscindibilità tra dimensione ecologica, sociale e culturale della natura.

Il loro ruolo strategico comprende:

- la tutela della biodiversità e del carbonio immagazzinato a lungo termine;
- la funzione di ecosistemi di riferimento per la progettazione, l'attuazione e la valutazione di interventi di conservazione e ripristino;
- il rafforzamento della connettività ecologica attraverso buffer zone, corridoi e reti di riserve integrate;
- il riconoscimento dei valori culturali, identitari e relazionali, elementi essenziali per il coinvolgimento delle comunità locali e la governance partecipativa.

L'analisi evidenzia come il superamento di approcci esclusivamente tecnici o economici richieda l'integrazione esplicita delle dimensioni ecologiche, sociali e culturali, senza che

queste diventino criteri selettivi o discriminanti. In tal senso, la definizione evolutiva di foresta vetusta deve considerare anche la funzione di buffer zones e riserve connesse, come strumenti chiave per proteggere frammenti piccoli o isolati e garantire la dinamica naturale dei sistemi forestali.

In questa logica, l'integrazione tra scienze naturali e sociali, il riconoscimento delle conoscenze tradizionali e locali e la promozione di processi partecipativi inclusivi si configurano come condizioni necessarie per l'efficace attuazione degli impegni globali ed europei. La tutela delle foreste vetuste emerge così non solo come misura di conservazione ecologica, ma come strategia di sostenibilità di lungo periodo, capace di garantire resilienza, connettività e valori culturali delle società umane.

In conclusione, investire nella conservazione delle foreste vetuste e degli alberi antichi significa proteggere un patrimonio ecologico e culturale irrecuperabile, rafforzare la coerenza tra scienza, normativa e governance e promuovere un cambiamento trasformativo nel rapporto tra società e natura. L'uso strategico di riserve connesse, buffer e corridoi è un elemento essenziale per garantire la funzionalità e la resilienza di questi ecosistemi nel lungo periodo.

RIASSUNTO

Il contributo analizza la crisi della biodiversità come rischio sistemico globale, evidenziando come il tasso di estinzione di specie e la perdita di habitat siano forte-

mente connessi a cambiamenti climatici, inquinamento e trasformazioni d'uso del suolo. Nonostante l'evidenza per cui oltre metà del PIL mondiale dipenda dalla natura, i modelli economici e decisionali continuano a privilegiare valori strumentali, trascurando quelli intrinseci e relazionali. È quindi necessario un cambio di paradigma che integri dimensioni ecologiche, economiche, culturali e sociali. In questo contesto, le foreste vetuste e gli alberi antichi rappresentano ecosistemi emblematici: serbatoi di biodiversità e carbonio, ma anche luoghi di identità, memoria e spiritualità. Esperienze in Europa e nel mondo mostrano come i valori simbolici e culturali abbiano storicamente contribuito alla loro conservazione. Si propone pertanto un'evoluzione della definizione di foresta vetusta che, accanto ai criteri ecologici (integrità, continuità, complessità strutturale), riconosca esplicitamente i valori relazionali *sensu* IPBES. Le foreste vetuste sono inoltre sistemi di riferimento ecologico per protezione, ripristino e gestione sostenibile, fornendo benchmark e indicatori per i Piani Nazionali di Ripristino previsti dal Regolamento (UE) 2024/1991. La creazione di reti connesse di riserve, buffer e corridoi è essenziale per garantirne resilienza e funzionalità nel lungo periodo. La loro tutela diventa così pilastro strategico per attuare il Kunming-Montreal Framework e promuovere una governance integrata della biodiversità.

BIBLIOGRAFIA

- Balvanera, P., Baptiste, B., Christie, M., Pascual, U., & González-Jiménez, D. (2023). *The IPBES methodological assessment of the diverse values and valuation of nature: Factsheet*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10361930>
- Barredo, J. I., Brăilescu, C., Teller, A., Sabatini, F. M., Mauri, A., & Janoušková, K. (2021). *Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe* (EUR 30661 EN). Publications Office of the European Union.
- Chan, K. M. A., Satterfield, T., & Goldstein, J. (2016). Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(6), 1462–1465. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113>
- Ciccarese, L. (2026). Attuazione della Nature Restoration Law e sistemi agricoli e forestali in Italia: il National Restoration Plan e gli indicatori ecologici. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(1s), 10–22. <https://doi.org/10.36253/ifm-1267>
- Ciccarese, L., & Rastelli, V. (2025). La sfida ambiziosa del ripristino della natura. *Ecoscienza*, (1), 6-13. https://www.arpae.it/it/ecoscienza/numeri-ecoscienza/anno-2025/numero-1-anno-2025/rinaturazione/la_sfida_abiziosa_del_ripristino_della_natura_es_2025_1-pdf_view/@@display-file/file/La_sfida_abiziosa_del_ripristino_della_natura_Es_2025_1.pdf
- Ciccarese, L., Rastelli, V., Iovino, F., & Piovesan, G. (2025). Il Regolamento dell'Unione europea per il Ripristino della Natura: considerazioni per la sua attuazione nel settore forestale. *L'Italia Forestale e Montana*, 80(3), 135-159. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1182>
- De Laurentis, D., & Piovesan, G. (2023). Le Foreste vetuste. In D. De Laurentis & G. Papitto (A cura di), *Foreste d'Italia*. Arma dei Carabinieri.
- de Pater, C., Verschuuren, B., Greil, S., & Wals, A. (2024). Exploring spiritual values in forest management practices in the Netherlands. *Trees, Forests and People*, 16, 100522. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100522>
- Himes, A., Muraca, B., & Bennett, N. J. (2023). Relational values in biodiversity governance. *Conservation Biology*, 37(1), e14018.
- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. IPBES Secretariat.
- IPBES. (2022). *Methodological assessment report on the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (P. Balvanera, U. Pascual, M. Christie, B. Baptiste, & D. González-Jiménez, Eds.). IPBES Secretariat.
- IPBES. (2024). *Thematic assessment report on the underlying causes of biodiversity loss and the determinants of transformative change and options for achieving the 2050 vision for biodiversity* (K. O'Brien, L. Garibaldi, & A. Agrawal, Eds.). IPBES Secretariat.
- IPBES. (2026). *Summary for policymakers of the methodological assessment report on the impact and dependence of business on biodiversity and nature's contributions to people*. IPBES Secretariat.
- Lenzi, D., Balvanera, P., Arias-Arévalo, P., Almagro-Garcia, S., Arroyo-Robles, G., & Muraca, B. (2023). Justice, sustainability, and the diverse values of nature: why they matter for biodiversity conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 64, 101353. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2023.101353>
- Muraca, B. (2011). The map of moral significance: A

- new axiological matrix for environmental ethics. *Environmental Values*, 20(3), 375-396. <https://doi.org/10.3197/096327111X13077055166063>
- Muraca, B. (2016). Relational values: A Whiteheadian alternative for environmental philosophy and global environmental justice. *Balkan Journal of Philosophy*, 8(1), 19-38. <https://doi.org/10.5840/bjp2016813>
- Nocentini, S. (2013). Boschi vetusti in Italia: collegamenti con la pianificazione e la gestione forestale in aree da lungo tempo antropizzate. *L'Italia Forestale e Montana*, 65(5), 545-555. <https://doi.org/10.4129/ifm.2010.5.06>
- Pascual, U., Balvanera, P., Anderson, C. B., Christie, M., González-Jiménez, D., Hunt, A., ... & Vatn, A. (2023). Diverse values of nature for sustainability. *Nature*, 620, 813-823. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06406-9>
- United Nations Environment Programme. (2022). *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework*. <https://www.unep.org/resources/kunming-montreal-global-biodiversity-framework>
- United Nations Environment Programme. (2025). *Global Environment Outlook 7 Executive Summary: A future we choose – Why investing in Earth now can lead to a trillion-dollar benefit for all*. <https://www.unep.org/resources/global-environment-outlook-7>
- Unione Europea. (2024). Regulation (EU) 2024/1991 of the European Parliament and of the Council of 24 June 2024 on nature restoration and amending Regulation (EU) 2022/869. *Official Journal of the European Union*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32024R1991>
- World Economic Forum. (2023). *Nature risk rising*. World Economic Forum.



Trees, environmental protection, and Judaism

Alberi, tutela ambientale ed ebraismo

Aldo Winkler

Istituto Nazionale di Geofisica e Vulcanologia; via di Vigna Murata 605 - 00143 Roma, Italy. aldo.winkler@ingv.it
Unione delle Comunità Ebraiche Italiane; Lungotevere Raffaello Sanzio 9 - 00153 Roma, Italy.

Abstract: Trees, urban forests and old-growth forests provide ecosystem services, the benefits offered by ecosystems to humanity. These include the regulation of atmospheric gases, climate, and water, the prevention of hydrogeological instability, and the creation of suitable habitats for the supply of food and fresh water. In urban contexts, trees mitigate the effects of air pollution and heat islands: recent studies have demonstrated their role in the preventative conservation of cultural heritage subjected to vehicular traffic, thanks to the bioaccumulation of polluting particulate matter emitted by vehicles. Furthermore, trees, together with the landscape and the territory, provide cultural ecosystem services, namely aesthetic, spiritual, artistic, and identity values. So much so that in Judaism a tree, called the *Sephirotic Tree* or the *Tree of Life*, represents the synthesis of the mystical doctrines of the *Kabbalah*. Rabbi Yohanan Ben Zakkai used to say: “If you have a young tree in your hand and someone comes to tell you that the Messiah has come, first plant the tree, and then go and welcome him.” In Judaism, Tu B'Shvat is a New Year's Day dedicated to trees, celebrating the renewal of nature after winter. These teachings are even more farsighted considering the essential role that ecology plays for scientific, interreligious, and intercultural dialogue.

Key words: magnetic biomonitoring; nature-based-solutions; preventive conservation; Judaism and trees; intercultural dialogue.

Citation: Winkler, A. (2026). Alberi, tutela ambientale ed ebraismo. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 274–285. <https://doi.org/10.36253/ifm-1199>

Received: 26/12/2025 **Revised version:** 12/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. INTRODUZIONE: SERVIZI ECOSISTEMICI DI REGOLAZIONE E CULTURALI

Questo contributo intende affrontare il ruolo che gli alberi rivestono in molteplici tematiche di innovazione scientifica, monitoraggio ambientale, ecologia e tutela degli spazi urbani, in qualità di fornitori di *servizi ecosi-*

stemici, definiti, dal Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2003), come i “molteplici benefici forniti dagli ecosistemi al genere umano” (Fig. 1).

I servizi ecosistemici possono essere raggruppati in quattro categorie principali, ossia:

- servizi di supporto alla vita, come ciclo dei nutrienti e formazione del suolo;



Figura 1 - I servizi ecosistemici, adattato da Millennium Ecosystem Assessments (MEA, 2003) e da WWF (2016).

- servizi di regolazione di gas atmosferici, clima, acque, erosione, prevenzione del dissesto idrogeologico e costituzione di habitat per la biodiversità;
- servizi di approvvigionamento di cibo, materie prime, acqua dolce e variabilità biologica;
- servizi culturali, quali valori estetici, ricreativi, educativi, spirituali, artistici, identitari.

In particolare, i servizi ecosistemici culturali costituiscono i benefici non materiali che la popolazione ottiene dagli ecosistemi, attraverso l'arricchimento spirituale, lo sviluppo cognitivo, le esperienze ricreative ed estetiche (MEA, 2003). Questi servizi ispirano la cultura, le arti, i valori educativi e spirituali, il senso di identità, ma anche i valori estetici, attraverso i paesaggi naturali, che favoriscono le attività ricreative, turistiche e lo studio della natura. In ambito religioso, i servizi ecosistemici culturali comprendono i benefici sacri e spirituali offerti dai luoghi naturali, che accomunano diverse fedi religiose, e intendono la natura come

creazione divina da rispettare e preservare. In tal senso, l'ultima parte di questa nota riguarderà il ruolo e l'importanza degli alberi nell'ebraismo, come simbolo di vita, rinnovamento stagionale e custodia della natura.

I servizi ecosistemici culturali sono fortemente connessi a quelli di regolazione, specialmente per quanto concerne la tutela dell'ambiente e della biodiversità, nonché la mitigazione degli effetti dell'inquinamento sulla qualità dell'aria.

Gli alberi, in area urbana, forniscono servizi essenziali di protezione e regolazione ambientale, migliorando il microclima, riducendo la temperatura nelle isole di calore, talvolta di oltre 10 °C, fissando la CO₂, riducendo il rumore acustico e purificando l'aria da emissioni inquinanti gassose, nonché dal particolato atmosferico inquinante, altrimenti noto come "polveri sottili", solitamente indicato con la sigla PM (*particulate matter*), che comprende una mistura di elementi quali i metalli in trac-

cia, gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e le frazioni carboniose.

Soltanto a Roma, il cui verde pubblico (composto dal verde urbano e dalle aree naturali protette) copre 470 km², rappresentando il 35,7% dell'estensione dell'intero territorio comunale, è stato stimato che gli alberi, nel 2003, hanno rimosso 1159.90 Mg di PM₁₀, la frazione di PM di dimensione inferiore a 10 µm (Manes et al., 2016). Tale risultato è tantopiù notevole se si pensa che un'analisi condotta nel 2006 dall'Organizzazione Mondiale della Sanità in 13 città italiane ha valutato che ogni anno oltre 8.200 decessi sono attribuibili alle concentrazioni di PM₁₀ superiori ai 20 mg/m³, rendendo l'inquinamento responsabile di circa il 10 per cento della mortalità per cause naturali nella popolazione oltre i 30 anni di età (Martuzzi et al., 2006).

2. IL BIOMONITORAGGIO MAGNETICO DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

Nel biomonitoraggio della qualità dell'aria, le foglie delle piante vascolari e i licheni possono essere impiegati come *sensori* naturali dell'inquinamento atmosferico, contribuendo così al controllo e alla mitigazione dell'impatto del PM negli spazi urbani e nei contesti antropizzati.

In tale ambito, presso il laboratorio di paleomagnetismo dell'Istituto Nazionale di Geofisica e Vulcanologia e in collaborazione con Università ed Enti di Ricerca nazionali e internazionali sono state sviluppate delle metodologie innovative di ricerca basate sullo studio delle proprietà magnetiche acquisite da foglie e licheni in funzione del bioaccumulo di particolato metallico inquinante, come conseguenza della loro esposizione all'aria.

Infatti, il biomonitoraggio con metodi magnetici considera foglie e licheni come collettori

di particolato metallico atmosferico, che ne modifica sensibilmente le proprietà magnetiche, fornendo una rapida indicazione delle sorgenti emissive e consentendo la distinzione tra il PM emesso da sorgenti naturali e da diverse sorgenti antropiche (Fig. 2).

La frazione metallica e magnetica del PM è solitamente legata alle emissioni industriali e veicolari, come conseguenza di processi di combustione e di abrasione: le particelle magnetiche da inquinamento sono costituite principalmente da ossidi di ferro, tipicamente magnetite (Fe₃O₄), che, a causa delle dimensioni fini e ultrafini, possono diffondersi e accumularsi negli organi umani, anche nel cervello, risultando così associate all'insorgenza di cardiopatie e malattie neurodegenerative quali il morbo di Alzheimer (Calderón-Garcidueñas et al., 2019; Maher et al., 2016). Inoltre, a livello compositivo, la nocività di queste particelle è dovuta alla compresenza di elementi chimici quali il rame, il piombo, lo zinco, l'antimonio e il bario, noti come elementi potenzialmente tossici.

A Roma, questi metodi, applicati ai filtri delle centraline automatiche per la rilevazione della qualità dell'aria, hanno evidenziato l'effetto del lockdown per il contenimento della pandemia da Covid-19 sulla concentrazione delle polveri metalliche automobilistiche, che sono risultate inferiori di oltre il 50% rispetto ai mesi di ripristino della viabilità ordinaria, nell'ambito di concentrazioni totali di PM₁₀ sostanzialmente stabili rispetto ai periodi antecedenti e successivi alle misure restrittive (Winkler et al., 2021).

L'utilizzo di foglie e licheni introduce dati complementari rispetto a quelli forniti dalle centraline per la rilevazione della qualità dell'aria, peraltro installabili soltanto nelle aree urbane e in numero limitato, essendo di gestione costosa e complessa. Inoltre, il campionamento di foglie può fornire preziose indicazioni sulla capacità fogliare, in funzione della specie,

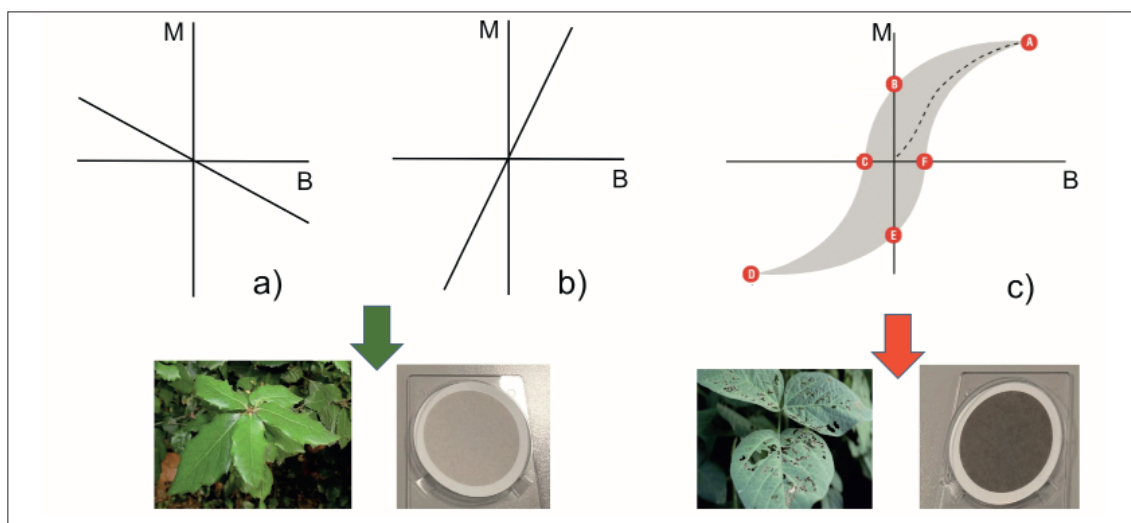


Figura 2 - Principio analitico del biomonitoraggio magnetico: i campioni “puliti” mostrano valori di suscettività magnetica relativamente modesti e negativi (a, diamagnetismo) o debolmente positivi (b, paramagnetismo), come coefficienti angolari dell’andamento lineare della magnetizzazione (M) al variare del campo magnetico applicato (B). I campioni caratterizzati da intenso accumulo di particolato metallico si magnetizzano, in funzione del campo magnetico applicato, descrivendo un ciclo d’isteresi magnetica (c, ferromagnetismo), caratterizzato da punti caratteristici dipendenti dalla concentrazione e dello stato magnetico dei minerali accumulati (M_s - magnetizzazione di saturazione, punti A e D; M_{rs} - magnetizzazione rimanente, punti B ed E; B_c - coercitività magnetica, punti C ed F).

di ritenere - o immobilizzare - il particolato inquinante, contribuendo così a mitigarne gli effetti nocivi sugli ambienti circostanti. Studi specifici effettuati a Roma hanno dimostrato che le foglie di leccio (*Quercus ilex*) sono un elemento chiave per la rimozione del PM e per la progettazione di infrastrutture verdi, grazie all’alto potenziale di bioaccumulo (Fig. 3a, b) e alla ottima tolleranza funzionale (Fusaro et al., 2021).

Per il biomonitoraggio, l’impiego di trapianti di licheni, ossia di sacchetti contenenti licheni prelevati da aree incontaminate ed esposti nei luoghi di cui si vuole caratterizzare l’impatto antropico inquinante, permette di confrontare le caratteristiche fisiche e chimiche dei licheni incontaminati con quelle acquisite a seguito dell’esposizione, di durata solitamente trimestrale.

In merito ai risultati scientifici, nel 2020, grazie a queste tecniche, è stato dimostrato

che, in area urbana soggetta a intenso traffico veicolare, la maggior parte delle emissioni metalliche automobilistiche inquinanti dipende dai freni, anziché, come comunemente ritenuto, dai residui combusti degli scarichi (Winkler et al., 2020).

3. IL BIOMONITORAGGIO NEI BENI CULTURALI: UN *TRAIT D’UNION* DI SERVIZI ECOSISTEMICI

In anni recenti, le tecniche di biomonitoraggio sono state indirizzate alla tutela dei beni culturali inseriti in contesti urbani fortemente antropizzati, rappresentando l’anello di congiunzione tra i servizi ecosistemici di regolazione e quelli culturali.

Infatti, il patrimonio culturale e artistico è fortemente insidiato dal PM che, agendo sulle superfici, crea sporcizia, abrasione dei

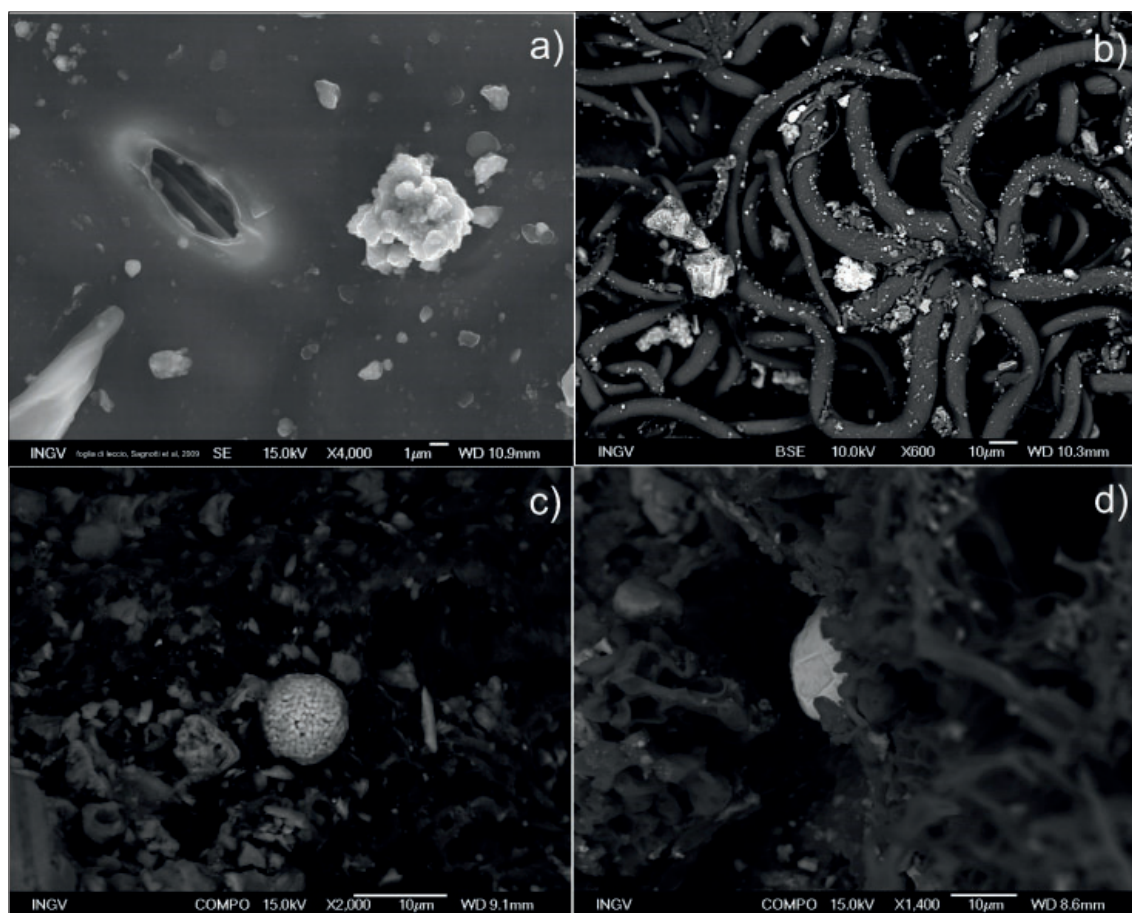


Figura 3 - Immagini al microscopio elettronico a scansione di foglie di leccio e licheni: (a) particella antropica come agglomerato di nanoparticelle metalliche, in prossimità di uno stoma fogliare; (b) tricomi intrisi di particolato metallico automobilistico micrometrico, di tipologia combusta o abrasa; (c) e (d) sferule metalliche da combustione, accumulate da licheni campionati in un'area sottoposta a incendi abusivi (da Sagnotti et al., 2009; Winkler et al., 2019).

materiali e scolorimento, provocando danni irreversibili alle opere e ai manufatti artistici. In tal senso, gli alberi, le piante e le infrastrutture verdi rispondono pienamente ai criteri di conservazione preventiva del patrimonio culturale promossi dal Centro Internazionale per lo Studio della Conservazione e Restauro dei Beni Culturali (ICCROM). Il controllo e il miglioramento della qualità dell'aria assumono così un ruolo centrale nei musei collocati in aree urbane, ove l'inquinamento atmosferico può penetrare all'interno delle sale attraverso la circolazione dell'aria e gli impianti di

riscaldamento e ventilazione, oltre che essere trasportato dai visitatori stessi.

Il primo studio, effettuato a Villa Farnesina, e realizzato dall'Istituto Nazionale di Geofisica e Vulcanologia in collaborazione con l'Accademia Nazionale dei Lincei e l'Università di Siena, Dipartimento di Scienze della Vita, ha dimostrato che l'impronta del particolato di natura automobilistica nelle sale affrescate da Raffaello, le Logge di Galatea e di Amore e Psiche, è trascurabile, grazie all'azione combinata della distanza dalla sede stradale - il Lungotevere Farnesina - e l'opera di accu-



Figura 4 - Villa Farnesina: decremento dei valori di suscettività magnetica con l'aumento della distanza da Lungotevere Farnesina: le logge, collocate ad almeno 30 m di distanza dalla strada, risultano preservate da importanti accumuli di particolato metallico automobilistico (modificato da Google Maps e da Winkler et al., 2022).

mulo preventivo esercitata, principalmente, dalle foglie dei platani disposti sul lungotevere (Fig. 4). Questo, nonostante i platani siano bioaccumulatori di limitata efficacia, rispetto, per esempio, al leccio, albero altrettanto diffuso a Roma, di grande resistenza ad accumuli notevoli di inquinanti, le cui foglie secernono cere che immobilizzano le polveri inquinanti, limitandone la successiva dispersione nell'ambiente circostante. Peraltro, il leccio è albero sempreverde, fornitore di servizi ecosistemici di protezione dell'ambiente circostante in tutto il corso dell'anno (Fusaro et al., 2021; Winkler et al., 2022).

Dallo studio su Villa Farnesina sono nati un filone di ricerca e un progetto scientifico, dal titolo CHIOMA (Cultural Heritage Investigations and Observations: a Multidisciplinary

Approach), indirizzato all'utilizzo dei metodi geofisici per la salvaguardia dei beni culturali inseriti in aree antropizzate.

In questo ambito progettuale, lo studio successivo è stato rivolto a un contesto acquatico, ossia nelle sale *indoor* e nelle aree *outdoor* della Collezione Peggy Guggenheim di Venezia, dove le analisi chimiche e magnetiche operate su trapianti lichenici esposti per tre mesi in qualità di bioaccumulatori del PM hanno mostrato una moderata impronta antropica sui soli trapianti collocati all'esterno della Collezione. Nelle sale interne, dove i licheni sono stati posizionati sopra opere di Picasso, Marcoussis e Boccioni, non è stato riscontrato alcun accumulo significativo di elementi chimici potenzialmente tossici legati alle attività lagunari (Grifoni et al., 2024a).

Successivamente, un esteso studio condotto nell'area archeologica sulle pendici meridionali del Palatino, nel Parco Archeologico del Colosseo, ha permesso di caratterizzare il particolato metallico atmosferico emesso dal traffico veicolare di Via dei Cerchi, studiando la sua diffusione mediante il campionamento di foglie di varie specie arboree e arbustive presenti a Via dei Cerchi e nelle aree archeologiche del Palatino, tra cui lecci, eleagni, allori, alaterni, ligustri, e oleandri. I dati sulle foglie sono stati integrati con quelli derivanti dall'esposizione di trapianti lichenici posti a distanze crescenti

da Via dei Cerchi e, rispettivamente a quota complanare e di circa 8 metri rispetto al piano stradale, all'interno della Schola Praeconum e sul Palatino. Lo studio ha dimostrato che la concentrazione delle particelle metalliche bioaccumulate dai licheni e dalle foglie dipende dalla distanza longitudinale dalla strada, con modesta influenza della quota, dimostrando che, per la fornitura di servizi efficienti di conservazione preventiva dei beni culturali, gli alberi devono essere posizionati quanto più possibile vicino alla sorgente emissiva veicolare (Grifoni et al., 2024b).



Figura 5 - Modello granulometrico delle emissioni veicolari in Via dei Cerchi: (a) in prossimità della coda di auto al semaforo prevale l'emissione di particelle magnetiche fini di tipo singolo dominio (SD) e pseudo singolo dominio (PSD), legate alle emissioni da scarico veicolare. In corrispondenza delle Arcate Severiane prevalgono condizioni emissive legate alla frenatura prima di immettersi nella coda automobilistica, con prevalenza di particelle più grossolane (multidominio, MD). (b) Coda automobilistica nei pressi del semaforo. La corsia delimitata è riservata alle biciclette. (c) La coda automobilistica in formazione a Via dei Cerchi (modificato da Grifoni et al., 2024b).

Le analisi magnetiche sono risultate così sensibili da distinguere, a livello granulometrico, i vari tipi di particelle metalliche veicolari accumulate da foglie e licheni in funzione dei diversi tipi di regime di traffico in Via dei Cerchi (Fig. 5).

Le tecniche già sperimentate a Roma e a Venezia per il monitoraggio del patrimonio culturale con metodi “nature-based” sono state applicate anche a Buenos Aires, nei musei di Storia Nazionale e delle Belle Arti, attraverso l'esposizione di trapianti lichenici (Fig. 6), in abbinamento con il campionamento di foglie di *Fraxinus americana* e *Jacaranda mimosifolia*, per studiare la diffusione del particolato inquinante di origine veicolare proveniente dalle strade limitrofe, intensamente trafficate.

In questo caso, è stato dimostrato che le foglie della specie *Jacaranda mimosifolia*, albero iconico di Buenos Aires, sono particolarmente indicate per offrire servizi di conservazione preventiva del patrimonio culturale e di tutela degli spazi urbani, grazie alle notevoli capacità di bioaccumulo del particolato metallico inquinante (Grifoni et al., 2025).

Sono in corso ulteriori studi sul biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico alla Cupola del Brunelleschi della Cattedrale di Santa Maria del Fiore di Firenze¹ e presso il Metropolitan Museum of Art (MET) di New York, per consolidare, su tipologie differenti di contesti urbani, dati originali volti a delineare la diversa efficienza, in funzione della specie, delle piante vascolari, ai fini della fornitura di servizi di controllo e mitigazione dell'impatto dell'inquinamento atmosferico sui beni culturali e le aree urbane.

A livello didattico e accademico, queste applicazioni hanno favorito la realizzazione

di due percorsi di dottorato, il primo come tema congiunto INGV-Università di Siena, Facoltà di Scienze della Vita, culminato con l'assegnazione del Premio Gaggi della Società Lichenologica Italiana per la miglior tesi in lichenologia², il secondo, presso l'Università degli studi di Roma Tor Vergata, su Beni Culturali, Formazione e Territorio.

La rilevanza di questi studi non risiede soltanto nella possibilità di ricorrere a indagini multidisciplinari - magnetiche, chimiche, biologiche e storico-artistiche - per delineare l'impatto dell'inquinamento atmosferico sui beni culturali. La prospettiva appare ben più ampia, e riguarda la possibilità di costituire, a partire da dati ambientali, reti museali legate dal comune intento di salvaguardare i beni culturali, in conformità con le strategie *green* di gestione e tutela sostenibile museale, e di promozione della cultura come strumento per favorire la transizione ecologica, anche attraverso la sensibilizzazione del pubblico. Se, nei contesti urbani, gli alberi contribuiscono materialmente alla tutela dell'ambiente e del patrimonio culturale, nelle tradizioni religiose essi assumono anche un profondo valore simbolico ed etico, divenendo espressione dei servizi ecosistemici culturali, specialmente nella loro accezione identitaria.

4. ALBERI ED EBRAISMO: UNA VISIONE ANTE LITTERAM DEI SERVIZI ECOSISTEMICI

Tornando alle interrelazioni tra tutela dell'ambiente, servizi ecosistemici culturali e temi religiosi e identitari, la Torah insegna, nel Libro della Genesi, che gli uomini sono guardiani della Terra, *Shomrei Adamah*.

¹ <https://duomo.firenze.it/it/opera-magazine/post/9611/al-via-il-biomonitoraggio-dell-aria-all-interno-del-duomo-di-firenze>

² <https://www.unisi.it/unisilife/notizie/premi-ambito-scientifico-giovani-studiosi-delluniversita-di-siena>



Figura 6 - Esposizione di trapian-
ti lichenici su "Portrait d'Ernest
Hoschedé et sa fille Marthe" di
Édouard Manet, Museo Nacional
de Bellas Artes, Buenos Aires.

Nell'ebraismo, principi come lo *Shabbat*³, lo *Shemittah*⁴, il *Bal Tashchit*⁵ e la *Kasherut*⁶ regolano il nostro rapporto con la natura, imponendo limiti allo sfruttamento della terra e degli animali.

In particolare, gli alberi hanno un ruolo e un significato centrale, nell'ebraismo: rappresentano la continuità della vita, la rinascita stagionale, la connessione con il divino, delineando la conoscenza del bene e del male e le scelte etiche fondamentali (Genesi 2,9). Nella vita ebraica si usa piantare alberi per celebrare le nascite e ricordare i defunti; l'uomo stesso, nel versetto *Ki haadam etz hassadé* è rappresentato come un albero del campo, ritenendo che non possa esserci un futuro per l'essere umano senza un passato solido di tradizioni e senza una continua attenzione per il suo sviluppo individuale e nelle società, proprio come accade per gli alberi, che non possono dare frutti senza radici solide nel terreno, e

senza rivolgere loro cura e protezione (Geremia, 17,8).

Gli alberi, nell'ebraismo, sono così sacri che Rav Yohanan Ben Zakkai era solito dire: "Se hai in mano un giovane albero e qualcuno viene a dirti che è venuto il Messia, pianta prima l'albero, e poi vai ad accoglierlo" (Avot Rabbi Natan 31b).

Persino per motivi bellici, è vietato abbattere alberi da frutto: "non distruggerai i suoi alberi tirando loro l'ascia contro, perché dal loro frutto mangerai; e il bosco del campo non distruggerai" (Deuteronomio 20: 19-20).

Nella *Kabbalah*, è proprio un albero, l'Albero Sefirotico, universalmente noto anche come Albero della Vita, a costituire la sintesi dei principali insegnamenti della mistica ebraica. È rappresentato da un diagramma costituito da dieci attributi, chiamati *sēfirōt*, attraverso i quali l'infinito divino si rivela progressivamente nella realtà materiale: l'albero diventa

³ Il riposo del settimo giorno, esteso anche agli animali e alla terra (Esodo 23:12).

⁴ L'anno sabbatico, per cui la terra deve riposare ogni sette anni (Levitico 25:1-7).

⁵ La proibizione di ogni forma di spreco e distruzione, sia di risorse fisiche (cibo, oggetti) sia di energie personali.

⁶ Il complesso insieme di regole alimentari che determinano quali alimenti sono permessi (*kasher*) e quali proibiti (*taref*), stabilendo non solo quali cibi consumare ma anche come devono essere preparati, abbinati e consumati.

così simbolo delle leggi che regolano l'universo e la sua origine, e del rapporto tra trascendente e immanente.

Agli alberi, nell'ebraismo, è dedicato un Capodanno, che ricorre il 15 del mese ebraico di *Shèvat*, noto come *Tu BiShvat*: è una festa di ringraziamento per la natura, che segnava l'inizio del ciclo agricolo annuale e dell'antico anno fiscale. *Tu BiShvat* era la data di riferimento per le leggi agricole e per la *Tzedakà* (Giustizia), ossia la redistribuzione del raccolto ai più bisognosi, attraverso l'erogazione della decima⁷. È usanza celebrare *Tu BiShvat* con una cena rituale, il *Seder*, che, oltre a essere una celebrazione della natura, rappresenta un momento di rinnovamento interiore e crescita spirituale, in cui bere vino e mangiare frutta simboleggiano un lavoro di riparazione spirituale di diversi aspetti della vita umana. Nel *Seder* di *Tu BiShvat* sono serviti frutti il cui interno si mangia e la cui buccia si scarta, come melograni e noci, che simboleggiano la necessità di rimuovere la buccia per raggiungere l'essenza, frutti la cui buccia si mangia e che hanno un seme interno, che simboleggiano la necessità di proteggere il nucleo interno in un mondo esteriore e frutti che si mangiano interamente, dentro e fuori, come fichi e uva, che simboleggiano l'integrazione tra il mondo esterno e quello interno⁸.

La profonda connessione dell'ebraismo con l'ecologia, la sostenibilità ambientale e la cura degli ecosistemi sollecita il dialogo tra le grandi culture e le religioni del bacino mediterraneo,

contribuendo, con l'apporto della ricerca scientifica, alla costruzione di ponti di pace e di cooperazione tra popoli e nazioni.

Si menzionano, a tale proposito, diverse iniziative sul tema dei valori ambientali nei tre monoteismi mediterranei - l'ebraismo, il cristianesimo e l'islam - in cui sono state trattate tematiche di aggregazione e crescita interculturale nei movimenti giovanili e nelle scuole (Castelnuovo, 2023)^{9 10}, di visioni escatologiche e salvezze scientifiche ai tempi dell'Antropocene¹¹ e, nell'ambito delle iniziative della associazione Religions for Peace, di progetti interculturali per il contrasto alla desertificazione^{12 13}.

5. CONCLUSIONI

La Commissione Europea ha definito, nel 2015, le *Nature based Solutions* come strumenti utili a perseguire obiettivi quali l'incremento della sostenibilità dei sistemi urbani, il recupero degli ecosistemi degradati, l'attuazione di interventi adattivi e di mitigazione rispetto ai cambiamenti climatici. Le *Nature based Solutions* sono azioni per proteggere, gestire o ristrutturare gli ecosistemi in un modo sostenibile, fornendo vantaggi per il benessere umano e per la biodiversità. In tale ambito, gli alberi sono protagonisti fondamentali di soluzioni naturali per risolvere sfide ambientali, sociali e persino culturali, grazie ai molteplici benefici che erogano nei contesti naturali e urbani,

⁷ Decima parte del raccolto, del prodotto netto della terra o del reddito da altre attività.

⁸ <https://www.ucei.it/festivita/tu-bishvat/>

⁹ <https://riflessimenorah.com/lecologia-tra-scienza-e-dialogo-interreligioso/>

¹⁰ <https://www.raipaly.it/video/2025/04/Lecologia-dellanima---Sorgente-di-vita-06042025-58470fcd-542f-4587-916f-72ccc-c84404f.html>

¹¹ <https://www.youtube.com/watch?v=AoSweQCnB0c>

¹² <https://www.rfpitalia.org/dettagli-e-registrazioni/combating-desertification>

¹³ <https://www.youtube.com/watch?v=HzdRGm9yYV8>

tra cui il miglioramento della qualità dell'aria, oggetto di questa nota. Lo stretto legame tra alberi e fornitura di servizi ecosistemici culturali e di regolazione è emerso dai recenti studi sul biomonitoraggio magnetico del particolato atmosferico, attraverso l'impiego di foglie e licheni per il controllo e la mitigazione dell'inquinamento atmosferico nelle aree urbane e per la conservazione preventiva dei beni culturali. Gli alberi sono qui trattati anche per il loro ruolo identitario nell'ebraismo, dove sono simboli di vita e di impegno ecologico, di rinnovamento e salvaguardia della terra, nonché di connessione spirituale, come rappresentato attraverso l'Albero della Vita, o Sefirotico, nella *Kabbalah*.

Il messaggio conclusivo di questa nota intende ribadire il ruolo dell'ecologia per il dialogo interreligioso e per la costruzione di percorsi interculturali in cui la ricerca scientifica sia promotrice di cooperazione e collaborazione tra popoli, nazioni e culture.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è dedicato alla Memoria di Antonio Sgamellotti (Accademia Nazionale dei Lincei) e Eva Ruth Palmieri (Religions for Peace).

L'autore ringrazia Noemi Di Segni per gli anni di presidenza dell'Unione delle Comunità Ebraiche Italiane e per il gradito invito come relatore alla Conferenza Internazionale "Foreste Vetuste e Alberi Antichi - Un Tesoro di Natura, Vita e Cultura".

RIASSUNTO

Gli alberi, le foreste urbane e le foreste vetuste erogano servizi ecosistemici, ossia i benefici offerti dagli ecosistemi al genere umano. Essi includono la regolazione di gas atmosferici, clima e acque, la prevenzione del dissesto idrogeologico, nonché la costituzione di habitat

ideali per l'approvvigionamento di cibo e acqua dolce. Nei contesti urbani, gli alberi mitigano le conseguenze dell'inquinamento atmosferico e delle isole di calore: recenti studi hanno dimostrato il loro ruolo per la conservazione preventiva dei beni culturali soggetti a traffico veicolare, grazie all'opera di bioaccumulo delle polveri inquinanti automobilistiche. Inoltre, gli alberi, insieme al paesaggio e al territorio, forniscono i servizi ecosistemici culturali, ossia i valori estetici, spirituali, artistici e identitari; così identitari che, nell'ebraismo, un albero - detto Sefirotico, o Albero della Vita - rappresenta la sintesi delle dottrine mistiche della *Kabbalah*. Rav Yohanan Ben Zakai era solito dire: "Se hai in mano un giovane albero e qualcuno viene a dirti che è venuto il Messia, pianta prima l'albero, e poi vai ad accoglierlo". Agli alberi, nell'ebraismo, è dedicato un Capodanno, *Tu B'Shvat*, in cui si celebra il rinnovamento della natura dopo l'inverno. Questi insegnamenti risultano ancor più lungimiranti considerando il ruolo essenziale che l'ecologia riveste per il dialogo scientifico, interreligioso e interculturale.

BIBLIOGRAFIA

- Calderón-Garcidueñas, L., González-Maciel, A., Mukherjee, P. S., Reynoso-Robles, R., Pérez-Guillé, B., Gayosso-Chávez, C., Torres-Jardón, R., Cross, J. V., Ahmed, I. A. M., Karloukovski, V. V., & Maher, B. A. (2019). Combustion- and friction-derived magnetic air pollution nanoparticles in human hearts. *Environmental Research*, 176, 108567. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108567>
- Castelnuovo, A. (A cura di). (2023). *L'ecologia dell'anima. I valori ambientali dei monoteismi europei: Ebraismo, Cristianesimo, Islam*. CELID.
- Fusaro, L., Salvatori, E., Winkler, A., Frezzini, M. A., De Santis, E., Sagnotti, L., Canepari, S., & Manes, F. (2021). Urban trees for biomonitoring atmospheric particulate matter: An integrated approach combining plant functional traits, magnetic and chemical properties. *Ecological Indicators*, 126, 107707. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107707>
- Grifoni, L., Winkler, A., Di Lella, L. A., Buemi, L. P., Sgamellotti, A., Spagnuolo, L., & Loppi, S. (2024a). Magnetic and chemical biomonitoring of particulate matter at cultural heritage sites: The Peggy Guggenheim collection case study (Venice, Italy). *Environmental Advances*, 15, 100455. <https://dx.doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100455>
- Grifoni, L., Winkler, A., Boldrighini, F., Di Lella, L. A.,

- Russo, A., Sgamellotti, A., Spagnuolo, L., Strano, G., & Loppi, S. (2024b). Nature-based solutions for monitoring the impact of vehicular particulate matter and for the preventive conservation of the Palatine Hill archaeological site in Rome, Italy. *Science of The Total Environment*, 946, 174358. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174358>
- Grifoni, L., Winkler, A., Chaparro, M. A. E., Di Lella, L. A., Marte, F., Sgamellotti, A., Spagnuolo, L., Tascon, M., Buitrago Posada, D., Marié, D. C., Scoccimarro, M., & Loppi, S. (2025). Magnetic and chemical biomonitoring with lichens and vascular plants for the preservation of cultural heritage: A case study at two museums in a megacity (Buenos Aires, Argentina). *Science of The Total Environment*, 988, 179836. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179836>
- Maher, B. A., Ahmed, I. A. M., Karloukovski, V., McLaren, D. A., Foulds, P. G., Allsop, D., Mann, D. M. A., Torres-Jardón, R., & Calderón-Garcidueñas, L. (2016). Magnetite pollution nanoparticles in the human brain. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(39), 10797–10801. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605941113>
- Manes, F., Marando, F., Capotorti, G., Blasi, C., Salvatori, E., Fusaro, L., Ciancarella, L., Mircea, M., Marchetti, M., Chirici, C., & Munafo, M. (2016). Regulating ecosystem services of forests in ten Italian metropolitan cities: Air quality improvement by PM10 and O3 removal. *Ecological Indicators*, 67, 425–440. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.009>
- Martuzzi, M., Mitis, F., Iavarone, I., & Serinelli, M. (2006). *Health impact of PM10 and ozone in 13 Italian cities*. WHO Regional Office for Europe.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2003). *Ecosystems and human well-being: A framework for assessment*. Island Press.
- Sagnotti, L., Taddeucci, J., Winkler, A., & Cavallo, A. (2009). Compositional, morphological, and hysteresis characterization of magnetic airborne particulate matter in Rome, Italy. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 10(8), Q08Z06. <https://doi.org/10.1029/2009GC002563>
- Winkler, A., Caricchi, C., Guidotti, M., Owczarek, M., Macri, P., Nazzari, M., Amoroso, A., Di Giosa, A., & Listrani, S. (2019). Combined magnetic, chemical and morphoscopic analyses on lichens from a complex anthropic context in Rome, Italy. *Science of The Total Environment*, 690, 1355–1368. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.526>
- Winkler, A., Contardo, T., Vannini, A., Sorbo, S., Basile, A., & Loppi, S. (2020). Magnetic emissions from brake wear are the major source of airborne particulate matter bioaccumulated by lichens exposed in Milan (Italy). *Applied Sciences*, 10(6), 2073. <https://doi.org/10.3390/app10062073>
- Winkler, A., Amoroso, A., Di Giosa, A., & Marchegiani, G. (2021). The effect of Covid-19 lockdown on airborne particulate matter in Rome, Italy: A magnetic point of view. *Environmental Pollution*, 291, 118191. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118191>
- Winkler, A., Contardo, T., Lapenta, V., Sgamellotti, A., & Loppi, S. (2022). Assessing the impact of vehicular particulate matter on cultural heritage by magnetic biomonitoring at Villa Farnesina in Rome, Italy. *Science of The Total Environment*, 823, 153729. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153729>
- WWF (2016). Living planet report.



The value of forests

Il valore delle foreste

Luca Santini

Federparchi; via Nazionale 230 - 00184 Roma, Italia. presidente@federparchi.it

L'Italia è il paese europeo con la biodiversità più ricca d'Europa. A tutela di questo capitale naturale abbiamo il 21% del territorio protetto a terra e il 16% del territorio a mare, il tutto articolato in 25 parchi nazionali, 135 parchi regionali, 32 aree marine protette cui si aggiungono le Riserve naturali statali e regionali. Tanti tasselli di un vero e proprio "sistema" che da anni stanno portando avanti il loro compito, ognuno a suo modo con le varie gestioni.

Ritengo, tuttavia, che abbiamo un problema, non tanto nelle aree protette, nell'approccio ai temi della conservazione. Abbiamo di fronte gli obiettivi che ci pone l'Europa e la comunità internazionale, quelli dell'agenda 30x30, abbiamo gli obiettivi di ripristino della natura e altri ancora. Per raggiungere questi target dovremmo per forza avere un cambio di approccio culturale al tema della conservazione, perché sono convinto che se le premesse sono sbagliate, le conclusioni non possono essere giuste. E l'errore consiste nell'approccio antropocentrico nei confronti della natura.

Il nostro obiettivo non è quello di conservare 30 mila ettari di un parco piuttosto che 80 mila di un altro, il nostro obiettivo è quello di

conservare l'ecosistema Terra. Rispetto a questo abbiamo una formazione culturale che ci portiamo dietro sin da piccoli; mi riferisco ai cittadini in genere, al sentire comune.

La maggior parte di noi continua a fare questa equazione e cioè che conservazione della natura sia uguale alla conservazione degli animali. Eppure, c'è un dato che deve farci riflettere: soltanto lo 0,3% della biomassa vivente sul nostro pianeta è animale, oltre l'87% è vegetale. Il resto sono funghi e altri organismi. Noi umani siamo inseriti all'interno di quel 0,3% di biomassa vivente. Se l'80% della biomassa vivente sul nostro pianeta è vegetale, dobbiamo chiederci perché fino ad oggi abbiamo consumato tante energie, intellettuali ed economiche, concentrando le attività di conservazione della natura principalmente nella conservazione delle specie animali.

È un approccio che dovrebbe farci riflettere. Indubbiamente tutta la fauna ha bisogno dei suoi habitat, che vanno tutelati, e tuttavia, nella nostra visione antropocentrica, ci permettiamo di fare le classifiche. Non tutti gli animali sono uguali per noi, se guardiamo le cronache osserviamo che, se viene ucciso un

orso marsicano, giustamente ci indigniamo, ci sono titoli in prima pagina, servizi ai telegiornali nazionali. I grandi mammiferi in generale, sono più simili a noi e hanno un ruolo più importante; nei loro confronti tendiamo ad avere un approccio emotivo: orsi, lupi, stambecchi, camosci, daini, caprioli, cervi e simili sono quelli che attraggono maggiormente la nostra attenzione e, di riflesso, la maggior parte degli interventi di conservazione. Se però scendiamo e guardiamo agli uccelli possiamo dire che non va tanto male. I rapaci hanno una loro caratteristica che comunque emotivamente ci colpisce, poi ci sono anche tutti gli altri, qualcuno per il bel canto, qualcun altro per i bei colori; in ogni caso colpiscono la nostra emotività. Quindi, subito dopo i mammiferi possiamo considerare gli uccelli, in termini di attenzione.

Continuando a scendere nelle nostre classifiche, arriviamo ai rettili e agli anfibi. Qui il sentire comune già cambia, se poi arriviamo agli insetti, si apre un mondo sconosciuto. Quando viene schiacciato anche involontariamente un insetto che striscia o che atterra dal volo, sia esso un coleottero, un lepidottero, un dittero, nessuno si scandalizza, non c'è nessuna pagina di giornale che ne parla. Eppure se torniamo al ragionamento iniziale, che l'ecosistema Terra vive grazie alla presenza del mondo vegetale, possiamo dare una notizia, che non lo è per gli addetti ai lavori, ma che occorrerebbe darla all'umanità intera: il 90% delle specie vegetali selvatiche si riproduce grazie all'impollinazione degli insetti impollinatori e il 70% delle specie vegetali che noi coltiviamo per la nostra alimentazione, e per l'alimentazione degli animali che alleviamo, si riproduce sempre grazie a questa impollinazione.

Possiamo quindi affermare che la nostra classifica della percezione delle specie ha un valore sicuramente emotivo, ma certamente non scientifico. Nella conservazione dell'eco-

sistema Terra sono molto più importanti gli insetti impollinatori di quanto non sia l'orso marsicano. Certo, dobbiamo anche conservare l'orso marsicano, ma abbiamo il dovere di far capire come funziona l'ecosistema Terra.

Venendo all'Italia, sento spesso dire ultimamente che la superficie forestale nel nostro Paese è in aumento. Non è così. Perché nel nostro paese è in aumento la superficie boscata o tutt'al più quella cespugliata. Dobbiamo pertanto definire cosa intendiamo per foreste. Io ritengo assolutamente valida come definizione quella individuata da Fabio Clauser, colui che ha istituito la prima riserva naturale integrale del nostro paese nel 1959, che è quella di Sasso Fratino, attualmente all'interno del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. Clauser diceva che "un bosco diventa foresta quando in un'ampia estensione gli alberi vengono lasciati liberi di svilupparsi nelle loro naturali grandi dimensioni". Una frase che ci porta al concetto di tempo, quello che noi, sempre nella nostra visione antropocentrica, spesso sottovalutiamo perché siamo abituati a parametrare tutto quello che succede rispetto alle nostre aspettative di vita. Quindi un albero che ha 80 anni per noi è anziano, un albero che ha 100 anni è vecchio. In realtà un albero che ha 100 anni è un giovincello perché gli alberi hanno sei volte la nostra aspettativa di vita.

Dobbiamo iniziare a cambiare l'approccio culturale che abbiamo avuto fino ad oggi sui temi della conservazione; è quindi fondamentale per l'ecosistema Terra che ci sia un mondo vegetale che viva in salute, che crei habitat, che crei benefici ecosistemici. Non uso a caso questo termine al posto di "servizi ecosistemici". Le foreste ci offrono dei "benefici" e in cambio non ci chiedono niente, ci chiedono semplicemente di essere rispettate nel loro vivere, nel loro evolversi e nel creare vita. Quando un bosco diventa foresta, forma un ecosistema che è in grado di diventare un organismo vivente

unico con tutta una serie di relazioni che sviluppa soprattutto tramite le radici sottoterra.

A questo punto devo toccare un aspetto più “politico” e tornare al sistema delle aree naturali protette di cui ho accennato all’inizio. Cosa manca in Italia su quest’aspetto? Noi abbiamo dei bravi dottori forestali che spesso sono specializzati in alcuni temi che quindi dobbiamo mettere in connessione con chi si occupa di altri temi, abbiamo dei bravi faunisti che si occupano spesso di materie specifiche, abbiamo gli entomologi, i zoologi, i biologi di terra e di mare. Abbiamo quelli che si occupano di grandi carnivori, altri che si occupano di grandi erbivori. E tuttavia la mia impressione è che manchi una cinghia di trasmissione tra la ricerca scientifica settoriale e una visione culturale d’insieme, che ci porti ad avere delle azioni diffuse e articolate che permettano di raggiungere gli obiettivi di tutela della biodiversità e della natura. Abbiamo gli strumenti e abbiamo gli obiettivi, probabilmente mancano le norme, manca una legislazione che in qualche modo ci metta in condizioni di farlo e manca anche una visione di insieme.

Nel mio piccolo sto cercando di rendere la Federparchi uno degli ingranaggi di questa cinghia di trasmissione di messaggi, per farli giungere al legislatore affinché ci metta nella condizione di poter operare e di poter ottenere dei risultati concreti. Stiamo dicendo da anni, ad esempio, che non c’è una regia unica nel dare gli indirizzi alle aree protette. In Italia abbiamo i 25 parchi nazionali e le 32 aree marine protette che hanno come punto di riferimento il Ministero dell’Ambiente e della Sicurezza Energetica. Poi ci sono i 135 parchi regionali che hanno come riferimento le loro Regioni, e quindi, tornando al nostro tema, ognuna ha i suoi piani di assestamento forestale. Un piano di assestamento forestale che, come dicevo prima, ha bisogno di tempo; non può essere messo in atto per domani,

dopodomani, o per i prossimi vent’anni; deve avere una visione che va oltre la vita di chi lo scrive e va forse anche oltre la vita del figlio e del nipote di chi lo scrive. Diventa, invece, evidente che ci troviamo in un quadro normativo dove la Regione Toscana fa una cosa e la Regione Umbria ne fa un’altra; la Regione Sicilia fa una cosa e il Trentino-Alto Adige ne fa un’altra ancora. E ovviamente vale per tutte le Regioni.

Possiamo davvero pensare di raggiungere in tal modo gli obiettivi che ci siamo posti? Credo di no. Ritengo sia fondamentale avere un unico regista. Per questi motivi abbiamo proposto di riattivare il “piano triennale” previsto dalla legge 394 sulle aree protette per consentire al Ministero dell’Ambiente di cofinanziare i parchi regionali. Questo consentirebbe al Ministero di essere regista assieme alle Regioni di una politica di tutela della natura e delle foreste. E tuttavia stiamo parlando del 20% del territorio, quello soggetto a protezione, ma il resto, l’80% del territorio? Ritengo che dovremmo velocemente capire se il settore boschivo e forestale è un settore strategico per il nostro Paese. Se la risposta è sì, occorre riconsiderare quanto è stato fatto qualche decennio fa, e cioè la scelta di spaccettare il nostro patrimonio forestale e boschivo distribuendolo alle Regioni. Mi riferisco soprattutto a quell’80% di territorio che è fuori dalle aree protette. Attualmente il Demanio dello Stato ha solo qualche migliaio di ettari, mentre centinaia di migliaia di ettari sono sotto la gestione delle Regioni, ognuna di loro con un suo obiettivo. Qualcuna di fare cassa, qualcuna di non guardarlo neanche, qualcuna di fare nuovi impianti, qualcuna di occuparsene solo a livello conservativo.

In conclusione: se riteniamo che il settore boschivo e forestale sia strategico per lo sviluppo della nostra Nazione - per sviluppo non intendo soltanto sviluppo economico, intendo sviluppo culturale, sviluppo di conservazione,

intendo sviluppo a 360 gradi - allora dovremmo riprendere quel patrimonio e riportarlo tutto nell'ambito del Demanio dello Stato. Questa sarebbe l'unica scelta che ci permetterebbe, in seguito, di avere una gestione unitaria che vada in un'unica direzione e che ci

consenta di raggiungere quegli obiettivi che attualmente sono inarrivabili. Se si condivide tale impianto allora è necessario che tutti i soggetti coinvolti comincino a lavorare insieme affinché tutto questo avvenga.



Cult, protection, and use of forest heritage in Italy during the first millennium BC

Aspetti del culto, tutela e utilizzo del patrimonio forestale in Italia nel I millennio a.C.

Gabriele Cifani

Dipartimento di storia, patrimonio culturale, formazione e società, Università degli Studi di Roma Tor Vergata; via Columbia 1 - 00133 Roma, Italia; cfngirl00@uniroma2.it

Abstract: The article offers some critical reflections on sacred groves and *silvae* in Italy during the first millennium BC, emphasising the need for a contextual approach (both historical and geographical) to the available evidence.

Key words: *silva*; *nemus*; *lucus*.

Citation: Cifani, G. (2026). Aspetti del culto, tutela e utilizzo del patrimonio forestale in Italia nel I millennio a.C. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 290–296. <https://doi.org/10.36253/ifm-1247>

Received: 24/03/2026 **Revised version:** 24/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

Non esiste ancora un'aggiornata storia ambientale dell'Italia preromana.

Le fonti letterarie antiche sono state, per tutto il XIX e prima metà del XX secolo, la base della conoscenza in materia¹, ma è solo nell'ultimo ventennio, grazie anche ad una maggiore sinergia tra ricerche archeologiche, geologiche, climatiche e paleobotaniche, che si sono moltiplicati gli studi sperimentali, preparando la base per una nuova comprensione dell'ambiente peninsulare.²

La gestione e tutela dei beni forestali in

Italia veniva riconnessa, secondo gli antichi, già ai primi re di Roma, equiparando di fatto le fasi più risalenti della città con la prima legislazione sull'uso delle risorse forestali. Secondo Cicerone, già il mitico re Anco Marzio avrebbe promosso una *publicatio* delle foreste³, il che permetterebbe di inquadrare il primo interesse alla tutela dei boschi già in un orizzonte cronologico di età regia anteriore all'età dei Tarquini.

La difesa delle foreste, insieme a specifiche misure per lo sfruttamento delle risorse agrico-

¹ Es. Di Béranger 1863; per una discussione storiografica: Cordovana 2024 con bibl.

² Es. Forni e Marcone 2002 a; 2002 b; Mastroianni e Gaviole 2023; inoltre, per una prospettiva di storia ambientale: Bernard *et al.* 2023; Paparella *et al.* 2023 con bibl.; Cifani *in corso di stampa*.

³ Cic. *Rep.* 2, 18: *silvas maritimas omnis publicavit quas ceperat*; Ps. Aur. Vict. 5: *silvas ad usum navium publicavit*.

le è infatti coerente con il carattere urbano degli insediamenti centro-tirrenici e dei loro rispettivi territori, già a partire dalla fase iniziale della prima Età del Ferro (X-IX secolo a.C.)⁴.

Circa l'impronta ambientale generata dai paesaggi urbani, possiamo ricordare che è stato calcolato per l'epoca antica, in almeno un chilogrammo giornaliero il consumo minimo pro-capite domestico di combustibile ligneo, senza considerare l'ingente uso di legname necessario per le attività edili, la carpenteria navale o, ancora come combustibile, per la metallurgia e le produzioni ceramiche.⁵

Possiamo pertanto comprendere l'interesse già del mondo greco verso le risorse forestali dell'Italia, ben espresso dalla descrizione di *Teofrasto* del Latium vetus (*Hist. Plant.* V.8.3):

Il paese dei Latini è ben irrigato; la parte pianeggiante è ricca di alloro, mirto e meravigliosi faggi: ne ricavano legname di dimensioni tali da poter costruire l'intera chiglia di una nave tirrenica. La zona collinare produce abeti e abeti bianchi. Il distretto chiamato con il nome di Circe è, a quanto si dice, un promontorio elevato, ma molto boscoso, che produce querce, allori in abbondanza e mirti.

Lo sfruttamento dei boschi riguardava non solo gli alberi di alto fusto (*materia*) o il legname da combustibile (*lignum*)⁶, ma ampio risalto avevano risorse oggi considerate minori, come la pece dai boschi di conifere (fondamentale per il calafataggio delle imbarcazioni o per l'impermeabilizzazione delle anfore vi-

narie) o prodotti secondari del bosco, quali il miele e la cera d'api.

A riguardo interessanti informazioni sono fornite dalle fonti sulla Corsica, isola ricca di risorse forestali nell'antichità. Secondo *Diodoro Siculo* gli Etruschi per un periodo (identificabile nel VI-V secolo a.C.) occuparono la Corsica e imposero il pagamento di un tributo tramite resina, cera e miele (*Diod. Sic.* V.13.3–5, 14.1), mentre secondo *Teofrasto* (*Hist. Plant.* V, 8.1–3) i Romani al più tardi nella prima metà del IV secolo a.C., cercarono di fondarvi una colonia, anche per esportare legname d'alto fusto.

Con le prime due guerre puniche, la necessità di allestire nuove flotte per Roma⁷ deve aver certamente comportato un riordino delle risorse forestali della penisola.

Livio ricorda per il 205 a.C. ingenti forniture di legname dalle città etrusche, in particolare da Volterra, Arezzo e Perugia⁸, quest'ultima città ubicata nell'alta valle tiberina potrebbe aver attinto da risorse forestali prossime all'attuale Casentino, nell'area poi nota nel medioevo come *Massa Trabaria* e di cui si è ipotizzata un'origine da un comparto di *ager publicus* di epoca romana⁹.

Anche la *Sila Silva* in Calabria (toponimo da riferirsi all'attuale Aspromonte) fu sistematicamente sfruttata dai Romani al più tardi dagli ultimi anni del III secolo a.C., soprattutto per l'estrazione della pece, oltre che per i fusti di conifere.¹⁰

Attesa la preziosità delle risorse boschive

⁴ Per una cronologia della poleogenesi in area centro tirrenica, ancora valido: Pacciarelli, 2000.

⁵ Veal, 2017a; 2017b; sull'impatto del consumo di combustibili lignei sull'economia romana arcaica: Cifani, 2021 con bibl.

⁶ La distinzione tra i due prodotti è ben espressa nel Digesto: Ulp. *Dig.* XXXII 55.

⁷ Steinby, 2007 con bibl.

⁸ Liv. XXVIII, 45.

⁹ Destro, 2004; Diosono, 2008 con bibl. e fonti letterarie.

¹⁰ Cordiano, 2017 con bibl. e fonti letterarie; 40 anfore di pece (verosimilmente locale) sono attestate nelle Tavole bronzee dell'Olympieion di Locri Epizefiri (IV-III secolo a.C. - tavola bronzea 15): Costabile 2024, p. 75-76 con bibl.

nell'Italia del I millennio a.C., possiamo meglio inquadrare i diversi e variabili termini latini (con i loro specifici significati attraverso i secoli) relativi alle aree di interesse forestale: *lucus* per indicare un bosco a carattere sacro, *nemus* per una radura all'interno di un bosco, quindi il più generico *silva* per il bosco.

Il *lucus* è definito altresì da Isidoro di Siviglia (VI secolo d.C.): *locus densis arboribus septus* (XIV, 8. 30); non possiamo tuttavia escluderne differenti significati e valori nell'arco dei dodici secoli di storia romana e nelle sue articolazioni nell'ambito delle varie province dell'Impero¹¹, anche se di massima erano oggetto solo di ordinaria manutenzione e dovevano essere considerate, per il carattere sacrale, *res extra commercium*.¹²

Possiamo però ricordare la presenza, all'interno della città di Roma, il ricordo di numerosi *luci* (es. *lucus Camenarum*, *Esquilinum*, *Fagutalis*, *Vestae*) o anche il toponimo *inter duos lucos* sul Campidoglio, che ne ribadiscono, almeno per l'età arcaica e repubblicana, il carattere di piccoli boschi sacri, interni alle mura, insieme ad altri presenti nel suburbio, tra cui: il *lucus Deae Diae* lungo la via Portuense.

Ancora alla memoria di episodi di età arcaica si legano tre *luci* poco distanti da Roma e correlati ad importanti luoghi di culto: il *lucus Feroniae* presso la via Tiberina¹³, il *lucus Dianae* presso il lago di Nemi, nelle vicinanze di *Aricia*¹⁴ e il *lucus Ferentinum*.¹⁵ Il toponimo di Nemi ci induce ad affrontare il concetto stesso di *nemus*, da intendersi verosimilmente in origine quale radura tra gli alberi e pertanto an-

che come luogo di riunione e in seguito quale spazio boschivo regolato, secondo una definizione offerta da Servio (*ad Aen.* I, 330).

Esempi di *silvae* presso Roma sono invece la *Silva Mesia* (Liv. I, 33) e più a nord la *silva Ciminia*, cui era anche connesso per lo meno in età imperiale il culto di *Iuppiter Ciminius* (*CIL* XI, 2688). Quest'ultima località è parzialmente identificabile in corrispondenza dell'attuale faggeta vetusta del Monte Cimino, ma l'estensione e composizione di questo bosco in epoca preromana può essere stata anche differente rispetto al giorno d'oggi.

Il carattere di impenetrabilità di questa *silva*, così come narrato da Livio (IX, 36-38), è infatti contraddetto dall'ubicazione di un insediamento (con aspetti cultuali) sulla sommità del monte Cimino, risalente al Bronzo Finale e dalla presenza di un fortilizio di IV secolo a.C. il che implica la presenza di strade di accesso fino alle quote più alte del rilievo; inoltre i dati delle sequenze polliniche raccolti nel Lago di Vico, all'interno quindi del massiccio dei Monti Cimini e della presunta *silva Ciminia*, indicherebbero la presenza di aree coltivate a cereali e altre specie domestiche, almeno dal VI secolo a.C. in parallelo alla presenza di un paesaggio forestale¹⁶.

È necessaria inoltre un'ulteriore riflessione sulla presenza di vari culti connessi ai boschi.

Se appare infatti scontato il carattere sacro di un *lucus*, più complessa è la dimensione religiosa di una *silva* quale quella *Ciminia*, ubicata sulla sommità del Monte Cimino in una posizione sacrale analoga a quella del *Mons Alba-*

¹¹ Es. Malaspina, 1995; Banfi, 2021; Locchi, 2007 con bibl.

¹² Costabile 2024, p. 80. Inoltre: Fox 2023, 1-45.

¹³ Benedettini, Moretti Sgubini 2017.

¹⁴ Braconi et al., 2014 con bibl.

¹⁵ Ampolo, 1993 con bibl.

¹⁶ Fasi insediative sul Monte Cimino: Barbaro et al., 2011: dati palinologici dal Lago di Vico: Magri, Sadori, 1999. Sulla faggeta vetusta attualmente presente sul Monte Cimino: Alessandrini et al., 2008 con bibl.

nus e caratterizzata verosimilmente da querce o faggete (come quella vetusta tuttora esistente sul monte Cimino), entrambe specie arboree legate al culto di Zeus in Grecia e di Iuppiter in Italia¹⁷.

Inoltre i boschi potevano ricadere sotto la protezione di Diana, come ben esemplifica il già ricordato *lucus Aricinum* sui colli Albani, ma numerose altre divinità potevano interagire con i paesaggi boscosi e agricoli, in particolare *Faunus* e *Silvanus*.¹⁸

In contesti boschivi va aggiunta inoltre la sacralità delle sorgenti di acqua presenti, secondo la ben nota definizione di Servio: *nullus enim fons non sacer* (Serv. *ad Aen* 7, 84) e alle quali era spesso associato il culto delle Ninfe.¹⁹

Da considerare anche il carattere sacro di antichi e specifici alberi anche se isolati, come ricorda la menzione in Plinio di una quercia con iscrizione ritenuta etrusca presso il Vaticano (Plin. *NH* 16, 235).

Atteso il carattere polisemantico e stratificato sul piano giuridico e religioso dei contesti boschivi dell'Italia antica, occorre procedere con un approccio contestuale che definisca luoghi e periodi storici di utilizzo e di culto di tali beni ambientali.

Non è ovviamente questo convegno l'occasione idonea per tale impresa, ma è possibile brevemente ricordare alcuni esempi di luci attestati da fonti epigrafiche e pertanto contestualizzabili sul piano ambientale oltre che storico.

I documenti più antichi menzionati dei *luci* risalgono alla fine del IV secolo a.C. e rientrano nella categoria delle *leges lucorum*.²⁰

Possiamo ricordare in ambito italico, la menzione di un *lucus* su un'iscrizione osca da Santa Maria Capua Vetere (antica Capua) presso il fondo Patturelli, databile tra il 330 e il 250 a.C.²¹ analogamente alla presenza di un *lucus* presso Padova (Ponte Tadi) ricostruibile dal lemma *louki* in un'iscrizione venetica su un cippo databile tra IV e III secolo a.C.²²

Più dirimente la documentazione epigrafica latina repubblicana.

La *lex luci lucerina* (CIL IX, 782 = CIL I², 401) databile alla fine del IV secolo a.C. ricorda le prescrizioni a tutela del bosco e l'ammontare della multa per il mancato rispetto di queste.

In questo bosco sacro nessuno scarichi immondizie, né getti cadaveri, né faccia cerimonie funebri. Se qualcuno agirà in contrasto con queste disposizioni, chiunque lo voglia abbia diritto d'intraprendere contro di lui una procedura di *munus iniectionis* per cinquanta nummi del tipo *pro iudicato*. Se poi il magistrato vorrà multarlo, gli sia lecito farlo.

La *lex luci spoletina* (CIL XI, 4766) databile alla fine del III secolo a.C. rivela ancora disposizioni simili:

Questo bosco sacro nessuno profani, né alcuno asporti su carro o a braccia ciò che al bosco sacro appartenga, né lo tagli, se non nel giorno in cui sarà fatto il sacrificio annuo; in quel giorno sia lecito tagliarlo senza commettere azione illegale in quanto lo si faccia per il sacrificio. Se qualcuno lo profanerà, faccia espiazione offrendo un bue a Giove ed inoltre paghi 300 assi di multa. Il compito di far rispettare l'obbligo tanto dell'espiazione quanto della multa sia svolto dal *dicator*.

¹⁷ Ancora valido: Cook, 1903 con bibl.

¹⁸ Dorsey, 1992; il culto è solo in parte avvicinabile a *Selvans* in ambito etrusco: Vanni, 2019 con bibl.

¹⁹ Giontella, 2012 con bibl.

²⁰ Panciera, 1994; van der Meer, 2015; Banfi, 2024 con bibl.

²¹ Crawford, 2011, I, pp. 434-435 con bibl.

²² Fogolari & Prosdoci, 1988, 293-295 con bibl. Probabile *lex luci* di ambito italico è anche l'iscrizione nota come *Tabula Veliterna*, in lingua volsca, databile al 300 a.C. relativa forse ad un bosco sacro della dea *Declona* da interpretarsi come *Diana*: Rix, 1992 con bibl.; diversa opinione interpretativa in Murano, 2014 con bibl.

L'epigrafe fu rinvenuta in un'area tuttora caratterizzata da un bosco di leccio ad un'altitudine di circa 780 metri sul livello del mare in località Monteluco di Spoleto.

Da ricordare infine nel comune di Pesaro, frazione Santa Veneranda, in località "Sotto le Selve" furono rinvenuti vari cippi databili alla fine del II secolo a.C., con l'iscrizione *luci coiirii*.²³

Ulteriori dispositivi dovevano regolare l'approvvigionamento delle risorse forestali, come si evince, ancora per il 117 a.C. dalla *sententia Minuciorum* (CIL I.2, 584) emessa dal Senato, che limitava all'*ager compascuus* il diritto di prelievo di legname tra due comunità limitrofe in Liguria (i *Genuates* e i *Vituri Langenses*).

Anche da questi pochi documenti emerge il carattere variegato dei dispositivi giuridici e religiosi a tutela dei boschi percepiti come una delle risorse strategiche per l'economia antica e capillarmente sfruttate.

Nel mondo greco e in particolare nell'Attica, il problema della scarsità di risorse forestali è riportato dalle fonti letterarie già nel IV secolo a.C.²⁴ in parallelo ad uno specifico interesse verso forme di protezione dei boschi, come ricorda l'Inno a Demetra di Callimaco (270 a.C.), elaborato presso la corte dei Tolomei ad Alessandria di Egitto, che fornisce una versione dettagliata del mito di Erisittone e pertanto delle gravi conseguenze per coloro che non avessero rispettato i boschi sacri.²⁵

Diversamente, secondo Catone, pertanto intorno al 160 a.C., la stessa sacralità dei *luci*, poteva essere modificata e il bosco sacro trasformato in coltura, dietro una semplice preghiera accompagnata da un'offerta agli dei di

un maiale (Catone, *de agri cultura*, 139-140).

Ciò che emerge dalle fonti già di epoca tardo repubblicana è pertanto un panorama assai articolato, dove al generale interesse di tutela delle preziose risorse forestali, si potevano contrapporre i particolari profitti dei privati, a seconda dei luoghi e dei momenti storici.

Non potendosi né idealizzare, né criticare il passato secondo sensibilità moderne, non rimane che studiare sul campo e cercare di comprendere, dati alla mano, i successi e gli abusi degli antichi, tanto diversi, quanto simili a quelli del giorno d'oggi.

RIASSUNTO

L'articolo propone alcune riflessioni critiche sui boschi sacri e sulle *silvae* nell'Italia del I millennio a.C. sottolineando la necessità di un approccio contestuale (sul piano storico e geografico) della documentazione disponibile.

BIBLIOGRAFIA

- Alessandrini, A., Blasi, S., Di Filippo, A., Piovesan, G., & Ziaco, E. (2008). *Alla scoperta di una foresta vetusta: la faggeta di Soriano nel Cimino. Il sentiero Natura*. Sette Città.
- Ampolo, C. (1993). Boschi sacri e culti federali: L'esempio del Lazio. In O. de Cazanove & J. Scheid (A cura di), *Les bois sacrés. Actes du Colloque International (Naples 1989)* (pp. 159-167). Centre Jean Bérard. <https://doi.org/10.4000/books.pcbj.347>
- Banfi, A. M. (2021). A proposito di boschi sacri nell'esperienza giuridica romana. *Rassegna dell'Arma dei Carabinieri*, (2), 99-113.
- Banfi, A. M. (2024). I boschi sacri nella legislazione e nella giurisprudenza romana. *Minima Epigraphica et Papyrologica*, 27(29), 52-69.

²³ Di Luca 2004 con bibl.

²⁴ Plato, *Critias* 111 C; Theophr. *Hist. Plant.* V, 7.1-3; IV, 5.5; su questi aspetti: Meiggs, 1982, pp. 188-213; Bissa, 2009, pp. 107-151; Harris, 2011; 2013, pp. 177-183 con bibl.

²⁵ Per una recente discussione: Sili, 2023 con bibl.

- Barbaro, B., Cardarelli, A., Damiani, I., di Gennaro, F., Ialongo, M., Schiappelli, A., & Trucco, F. (2011). Monte Cimino (Soriano nel Cimino, VT): Un centro fortificato e un complesso cultuale dell'età del Bronzo Finale. Rapporto preliminare. *Scienze dell'Antichità*, 17, 611–620.
- Benedettini, G., & Moretti Sgubini, A. M. (A cura di). (2017). *Un grande santuario interetnico: Lucus Feroniae. Scavi 2000-2010*. ETS Pisa.
- Bernard, S., McConnell, J., Di Rita, F., Michelangeli, F., Magri, D., Sadori, L., Masi, A., Zanchetta, G., Bini, M., Celant, A., Trentacoste, A., Lodwick, L., Samuels, J. T., Mariotti Lippi, M., Bellini, C., Papparella, C., Padilla Peralta, D., Tan, J., van Dommelen, P., De Giorgi, A. U., & Cheung, C. (2023). An environmental and climate history of the Roman expansion in Italy. *The Journal of Interdisciplinary History*, 54(1), 1–41. https://doi.org/10.1162/jinh_a_01971
- Bissa, E. M. A. (2009). *Governmental intervention in foreign trade in archaic and classical Greece*. Brill. <https://doi.org/10.1163/ej.9789004175044.i-268>
- Braconi, P., Coarelli, F., Diosono, F., & Ghini, G. (A cura di). (2014). *Il santuario di Diana a Nemi. Le terrazze e il ninfeo: Scavi 1989-2009*. L'Erma di Bretschneider.
- Cifani, G. (2021). *The origins of the Roman economy*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108781534>
- Cifani, G. (in corso di stampa). Climate history of central and southern Italy in the “Roman Climate Optimum” (200 BCE to 150 CE): Problems and perspectives. In S. Hübner & B. T. McDonald (A cura di), *The Roman Climate Optimum*. Palgrave Macmillan.
- Cook, A. B. (1903). Zeus, Jupiter and the oak. *Classical Review*, 17(4), 174–186. <https://doi.org/10.1017/S0009840X00207828>
- Cordiano, G. (2017). La *Sila Silva* nell'ager publicus romani alla luce di Dionigi d'Alicarnasso e Cicerone: modalità e tempi di un'acquisizione. *Studi Classici e Orientali*, 63, 145–162.
- Cordovana, O. D. (2024). *Environmental thought in the Graeco-Roman world*. De Gruyter. <https://doi.org/10.1515/9783111176239>
- Costabile, F. A. (2024). Boschi e foreste nell'Italia romana fra sacralità e sfruttamento. *Minima Epigraphica et Papyrologica*, 27(29), 71–88.
- Crawford, M. H. (2011). *Imagines Italiae: A corpus of Italic inscriptions* (3 voll.). Institute of Classical Studies, University of London.
- Destro, M. (2004). Boschi e legname tra antichità e Medioevo: Alcuni dati per l'Appennino Umbro Marchigiano settentrionale. *Ocnus*, 12, 77–94.
- Di Béranger, A. (1863). *Dell'antica storia e giurisprudenza forestale in Italia*. G. Longo.
- Di Luca, M. T. (A cura di). (2004). *Il lucus Pisaren-sis*. Comune di Pesaro.
- Diosono, F. (2008). Il commercio di legname sul fiume Tevere. In H. Patterson & F. Coarelli (A cura di), *Mercator placidissimus: The Tiber valley in antiquity* (pp. 251–283). Quasar.
- Dorcey, P. F. (1992). *The cult of Silvanus: A study in Roman folk religion*. Brill. <https://doi.org/10.1163/9789004451858>
- Fogolari, G., & Prosdocimi, A. L. (A cura di). (1988). *I Veneti antichi. Lingua e cultura*. Banca Popolare Veneta.
- Forni, G., & Marcone, A. (A cura di). (2002a). *Storia dell'agricoltura italiana: I. Età antica (Vol. 1: Preistoria)*. Edizioni Polistampa.
- Forni, G., & Marcone, A. (A cura di). (2002b). *Storia dell'agricoltura italiana: I. Età antica (Vol. 2: Italia romana)*. Edizioni Polistampa. <https://doi.org/10.35948/0557-1359/2003.327>
- Fox, A. (2023). *Trees in ancient Rome: Growing an empire in the late Republic and early Principate*. Bloomsbury. <https://doi.org/10.5040/9781350237834>
- Giontella, C. (2012). “...Nullus enim fons non sacer...”. *Culti idrici di epoca preromana e romana (Regiones VI-VII)*. Fabrizio Serra.
- Harris, W. V. (2011). Plato and the deforestation of Attica. *Athenaeum*, 90, 479–482.
- Harris, W. V. (A cura di). (2013). *The ancient Mediterranean environment between science and history*. Brill. <https://doi.org/10.1163/9789004254053>
- Locchi, A. (2007). Una definizione dello spazio silvestre tra natura e cultura: Il caso dei nemora a Roma. In F. Squarcini (A cura di), *Topografie della “santità”. Studi sulle simbolizzazioni religiose dei confini e sulla geografia politica delle tradizioni religiose* (pp. 83–91). Società Editrice Fiorentina.
- Malaspina, E. (1995). *Nemus Sacrum? Il ruolo di “nemus” nel campo semantico del bosco sino a Virgilio: Osservazioni di lessico e di etimologia. Quaderni del Dipartimento di filologia linguistica e tradizione classica*, 1(1), 75–97.
- Mastrososa, I. G., & Gavaille, É. (A cura di). (2023). *Enjeux environnementaux et souci de la nature, de la Rome ancienne à la Renaissance / Questioni ambientali e senso della natura da Roma antica al Rinascimento*. Ausonius.

- Meiggs, R. (1982). *Trees and timber in the ancient Mediterranean world*. Oxford University Press.
- Murano, F. (2014). La Tabula Veliterna. Aspetti linguistici e aspetti istituzionali. *Studi Etruschi*, 77, 217–239.
- Pacciarelli, M. (2000). *Dal villaggio alla città*. All'Insegna del Giglio.
- Panciera, S. (1994). La *lex luci* spoletina e la legislazione sui boschi sacri in età romana. In *Monteluco e i Monti Sacri, atti dell'incontro di studio (Spoleto 1993)* (pp. 25–46). Centro Italiano di Studi sull'Alto Medioevo.
- Paparella, C., Bernard, S., Bini, M., Columbu, A., Isola, I., Harper, K., Post, R., Zonneveld, K., & Zanchetta, G. (2025). Historical archives from the Roman Monarchic and Republican periods show human perceptions of environment and climate change in Italy, 753–29 BCE. *The Holocene*, 35(4), 397–408. <https://doi.org/10.1177/09596836241307302>
- Rix, H. (1992). La lingua dei Volsci. Testi e parentela. In *I Volsci (Quaderni di Archeologia Etrusca e Italica 20)* (pp. 39–49). CNR.
- Sili, D. (2023). Quanto è nuovo l'antico? Il mito di Erisittone: etica ambientale e normazione nelle poleis greche. *Etica & Politica / Ethics & Politics*, 25(2), 99–108.
- Steinby, C. (2007). *The Roman Republican navy: From the sixth century to 167 B.C.* Societas Scientiarum Fennica.
- van der Meer, L. B. (2015). The impact of Rome on luci (sacred glades, clearings and groves) in Italy. *Babesch*, 90, 99–107.
- Vanni, E. (2019). Selvans / Silvanus in Etruria: Dio di spazi aperti e pratiche integrate. *Otium. Archeologia e cultura del mondo antico*, 6.
- Veal, R. (2017a). Wood and charcoal for Rome: Towards an understanding of ancient regional fuel economics. In T. C. A. de Haas & G. W. Tol (Eds.), *The economic integration of Roman Italy: Rural communities in a globalizing world* (pp. 388–406). Brill. https://doi.org/10.1163/9789004345027_017
- Veal, R. (2017b). The politics and economics of ancient forests: Timber and fuels as levers of Greco-Roman control. In P. Derron (Ed.), *Économie et inégalité: Ressources, échanges et pouvoir dans l'antiquité classique* (pp. 317–357). Fondation Hardt.



Integral ecology and old-growth forests: a reading in the light of *Laudato si'*

Lamberto Iezzi

Prometeo in Venezia - Centro di Ricerca e Innovazione, Venice, Italy. lambertoiezzi64@gmail.com

Abstract: This contribution explores the paradigmatic value of old-growth forests as a possible concrete expression of the principles of integral ecology set forth in *Laudato si'*. Adopting an interdisciplinary approach, the inquiry draws together Franciscan spirituality and certain currents of the Western philosophical tradition - from the Presocratics to Jonas - with the findings of contemporary forest ecology. Old-growth forests are interpreted not as mere objects of conservation, but as structures that embody a form of systemic stability in which cooperation operates alongside competitive dynamics without suppressing them, but integrating them. The essay further shows how the encounter between Emanuele Severino's critique of technology and the experimental evidence on mycorrhizal networks yields a vision of resilience grounded in the recognition of limit and interdependence, as an alternative to purely functional management models. Within this framework, forest complexity - with the due caution that precludes any mechanical transposition - can offer guiding criteria of discernment in the debate on the challenges of technological development, including artificial intelligence, and in the examination of the foundations of social organisation. Old-growth forests emerge, in conclusion, as a conceptual reference point of genuine consequence for approaching the environmental and civic crises of our time with greater awareness.

Key words: integral ecology; old-growth forests; *Laudato si'*; interdependence; technocratic paradigm.

Citation: Iezzi, L. (2026). Integral ecology and old-growth forests: a reading in the light of *Laudato si'*. *L'Italia Forestale e Montana*, 81(2s), 297–309. <https://doi.org/10.36253/ifm-1251>

Received: 26/03/2026 **Revised version:** 22/06/2026 **Published online:** 25/09/2026

1. METHODOLOGICAL PREFACE

It is necessary, first of all, to situate this work within its precise horizon, with a candour that is equal to its limits. No causal explanatory model is proposed here, nor is any direct and normative transfer of ecological dynamics to social and technological systems intended. What is presented is a conceptual

and interdisciplinary essay in which the reference to old-growth forests serves - deliberately - a heuristic and interpretive function, not a demonstrative one. The parallelism suggested does not presuppose any immediate homology between ecological processes and social configurations; it aspires, rather, to bring to the surface, in a comparative key, certain critical questions about the premises

of contemporary models of organisation and development. Three clarifications are therefore necessary, in the interests of overall coherence.

The first concerns mycorrhizal networks and the so-called *Wood Wide Web*. The suggestive nature of this research demands a terminological rigour that carefully delimits its scope: the most recent literature (Karst et al., 2023) urges a clear distinction between biophysical flows and cooperative intentionality, thereby avoiding the risk of one-sided generalisations and anthropomorphic readings. In keeping with this critical orientation, the relevant studies are invoked here for the significance they retain in describing the relational dynamics of forest systems, and in no case as the foundation of arguments that exceed their established scope.

The second concerns the references to Nowak and Wilson, in the section on cooperation and competition. They appear as indicators of influential theoretical positions in the contemporary debate on cooperation - not as expressions of a fully settled consensus in evolutionary biology. The implications of multilevel selection and group selection remain, as is well known, the subject of lively specialist debate; their invocation here serves primarily a comparative and conceptual function.

The third clarification concerns the reference to artificial intelligence. It does not introduce a change of subject relative to the essay's core, but offers a domain of comparative application for the interpretive framework developed here. AI is invoked selectively - not to engage the full breadth of the technical and specialist debate, but solely to make explicit certain cultural implications of the technocratic paradigm in the light of the criteria of relation, limit, and responsibility that emerge from the ecological analysis.

2. INTRODUCTION

More than a decade after its promulgation, the encyclical *Laudato si'* has not ceased to interrogate - or to surprise. It is hardly astonishing that the first document of the ecclesial magisterium entirely devoted to the environmental crisis continues to generate profound interest, particularly when one considers the interpretive horizon within which Pope Francis situates the entire reflection: a systemic radicality that refuses any partial or sectoral reading.

The encyclical does not treat the ecological, economic, social, and cultural dimensions as autonomous and juxtaposed domains, but as structurally intertwined elements of a single framework of meaning. The environmental crisis, in this horizon, is not configured as a problem confined to the management of natural resources, but as the manifestation of a deeper fracture - one that pervades the prevailing models of development, forms of social organisation, and anthropological conceptions. This contribution enters into dialogue with that magisterium. Conceived as an essay of cultural and interdisciplinary reflection - not as a strictly experimental article - it brings into conversation the findings of philosophical thought, Franciscan spirituality, and contemporary forestry and ecological science. It explores the possibility of recognising in old-growth forests exemplary structures of interconnection, cooperation, and shared responsibility, capable of offering orienting criteria relevant to the environmental and civic debates of our time.

The distinctive proposal of this work is therefore this: to read old-growth forests not only as ecosystems of exceptional ecological value, but as conceptual reference points capable of rendering the paradigm of integral ecology concretely intelligible.

3. INTEGRAL ECOLOGY AS A CULTURAL PARADIGM

Integral ecology constitutes the structural axis of *Laudato si'* and one of its most original contributions to contemporary thought. The concept was already present in theological and philosophical reflection prior to the encyclical; what *Laudato si'* brings to it is, however, something qualitatively distinct: an unprecedented systemic force and magisterial authority that transform its cultural weight. Through this expression, Pope Francis outlines a relational vision of reality in which the environmental question appears inseparable from the social, economic, and cultural questions, and in which the natural environment and the human environment are understood as interdependent dimensions of a single complex system. The shift in perspective that follows is far-reaching.

The environmental crisis, within this framework, is not configured as an autonomous or sectoral phenomenon. The encyclical is unequivocal on this point: "We are faced not with two separate crises, one environmental and the other social, but rather with one complex crisis which is both social and environmental" (Francis, 2015, n. 139). The dynamics of ecological degradation are inextricably linked to the growth of inequalities, the marginalisation of the most vulnerable populations, and the weakening of communal bonds. Integral ecology, therefore, does not merely broaden the horizon of traditional environmentalism: it calls for a comprehensive revision of the parameters through which progress, development, and well-being are generally evaluated - an operation that is, first and foremost, cultural, before it is political or technical.

At the heart of this approach lies the critique of the so-called technocratic paradigm: a reductionist vision oriented toward recasting

reality as a set of resources to be managed according to criteria of efficiency and profit. "The technocratic paradigm also tends to dominate economic and political life" (Francis, 2015, n. 109). The critique is not aimed at technology as such - that would be a position difficult to sustain, and in any case foreign to Francis's thought. It concerns, rather, the transformation of technical rationality into an exclusive criterion for interpreting reality: when instrumental efficiency becomes the measure of all judgement, both nature and the human person are subordinated to a functional logic that simultaneously generates environmental degradation and exclusion - what the Pope calls the "throwaway culture".

Consequently, *Laudato si'* invites a radical reconsideration of the categories of development and growth, in favour of an economy oriented toward care, responsibility toward future generations, and justice. Attention to the environment ceases to be an external constraint on development and is instead recognised as a condition of its long-term sustainability - a decisive logical reversal that has yet to gain the cultural recognition it deserves.

Integral ecology implies, finally, a substantial revision of contemporary anthropocentrism. The human being is not conceived as a subject separated from and elevated above the rest of creation, but as part of a web of relations that precedes and sustains it. What the encyclical terms the "common home" is not a sentimental metaphor - it is an ontological affirmation. "The human environment and the natural environment deteriorate together" (Francis, 2015, n. 48).

It is here that old-growth forests find their most fitting place. As ecological systems in which the interdependence of biotic and abiotic components manifests itself in mature and long-enduring forms, they make it possible to translate the paradigm of integral ecology into

an empirically observable context - showing how cooperation, the recognition of limit, and the distribution of functions belong not only to the ethical or symbolic lexicon, but are principles inscribed in the very processes of forest life.

4. THE PHILOSOPHICAL ROOTS OF INTERCONNECTION: THE UNITY OF THE COSMOS, INTERDEPENDENCE, RESPONSIBILITY

The idea of an inherently interconnected reality is not an exclusively contemporary acquisition. Its roots reach back into a long philosophical tradition that, from its very origins, has interrogated the relationship between the human being, nature, and the order of the cosmos. To return to those origins is not an exercise in mere erudition: the thread remains live, and certain fundamental tensions that run through contemporary debates find their first articulation there - sometimes with a clarity that the centuries have not eroded.

In archaic Greece, between the seventh and sixth centuries BCE, along the coasts of Asia Minor, one of the founding questions of Western thought took shape: whence does all that exists derive? It is the question of the *arché*, the first principle - understood as such not only in a chronological sense, but as the ontological foundation of reality. The philosophers of the Ionian school - Thales, Anaximander, and Anaximenes - are traditionally identified as those who first attempted an answer not through myth, but through the *logos* (cf. Reale, 1982). Thales identifies water as the constitutive principle of all things; Anaximander introduces the *ápeiron*, the indefinite and unlimited from which every entity draws its origin; Anaximenes traces the multiplicity of the real to air and its processes of rarefaction and condensation. The doctrinal differences among

these proposals are not negligible; what they share, however, is more significant: a unitary vision of the cosmos in which the human being does not occupy a separate and privileged position, but is part of a single natural reality. In that founding period, nature does not yet appear as opposed to culture, nor does rational inquiry dissociate itself from a symbolic and sacred dimension.

A similar intuition of the unity of the real, moreover, does not belong to the Greek tradition alone. It is appropriate at least to note - even if this cannot be the focus of reflection here - that it also surfaces, with different inflections, in numerous traditions of Oriental thought, such as Taoism or *Mahāyāna* Buddhism - particularly in its *Zen* form - where the world is conceived as a relational and dynamic process. Here, “emptiness” (*śūnyatā*) does not denote nothingness, but precisely that absence of rigid boundaries that allows every entity to be part of the other, in a radical negation of all ontological separation.

In the modern period - with all due distinctions of an epistemological and theological order - this line of thought finds in the philosophical system of Baruch Spinoza a formulation of extraordinary rigour. In the *Ethica ordine geometrico demonstrata*, the Dutch philosopher affirms the identity of God and nature through what has remained one of the most condensed expressions in the history of philosophy: “*Deus sive Natura*” (in the text of the *Ethica: Deus, seu Natura*; cf. Spinoza, 1677/1988, *Ethica*, IV, *prae fatio*). There exists a single substance, infinite and necessary, of which finite entities are but modes or expressions. Every being is therefore intrinsically relational, as part of a broader order that encompasses it. From this derives a conception of nature that radically excludes all forms of domination: the human being is nature, and what it inflicts upon nature falls back upon itself. This is a deduction Spinoza

does not develop explicitly in an ecological direction - it would be anachronistic to expect as much - but it anticipates with notable clarity certain implications of contemporary environmental ethics.

At this decisive crossing from ontology to ethics, in times closer to our own, stands the contribution of Hans Jonas. In *Das Prinzip Verantwortung* (Jonas, 1979/1990), the philosopher of responsibility shows how the power of human agency, amplified by modern technology, has reached a scale that bears upon the very conditions of life on the planet. Traditional ethical proposals - calibrated to a range of action limited in time and space - prove inadequate to address this unprecedented situation; Jonas accordingly affirms the necessity of an ethical principle capable of extending human responsibility to future generations and to the entire biosphere.

Technology is not condemned as such. The analysis is more nuanced: what is subjected to critical scrutiny is the hubris of technological humanity - the claim to unlimited domination that, paradoxically, renders visible the vulnerability of what it presumes to control (nature, the world). And it is precisely this vulnerability that grounds the moral obligation of care. Central to Jonas's account is his insistence on the recognition of the human being as *being-in-the-world* - a notion he inherits from Heidegger (1927/1976) and regrounds in biological terms - inseparable from the natural context that sustains it. In *The Phenomenon of Life: Toward a Philosophical Biology* (Jonas, 1966/1999), he clarifies how human freedom cannot be thought outside the biological and environmental conditions that make it possible - a position that resonates directly with certain findings of contemporary forest biology.

Presocratic thought, Spinoza's philosophy, and the ethics of Jonas thus converge on a single foundational intuition: reality is not

composed of isolated and juxtaposed entities. Being is structurally embedded in a web of mutual dependencies that precede it, constitute it, and bind it. This is not a marginal note: it is the presupposition upon which the entire framework of this reflection rests.

5. FRANCISCAN SPIRITUALITY: FROM THE CANTICLE TO UNIVERSAL FRATERNITY

The relational conception of reality, elaborated in philosophical thought and adopted by integral ecology as an interpretive structure, finds in Franciscan spirituality a formulation of an entirely different order: not abstract, but existential; not systematic, but incarnated in a form of life. The reference to Francis of Assisi is not a devotional interpolation into an otherwise secular reflection - it is the recovery of a critical resource that speaks directly to contemporary debate.

It is significant that Pope Francis explicitly identified the saint of Assisi as the principal inspirational source of *Laudato si'*. From the encyclical's opening pages, the pontiff writes: "[...] whose name I took as my guide and inspiration [...] He was particularly concerned for God's creation and for the poor and outcast" (Francis, 2015, n. 10). The proximity between care for creation and attention to human beings in conditions of fragility is not accidental: the two imperatives share a common ethical root - the principle of universal fraternity (cf. Edwards, 2016). It is this unity of origin that makes them something more than an ecological sensibility *ante litteram*.

The text that expresses this vision with the greatest power is the *Canticle of the Creatures*, composed by Francis of Assisi between 1224 and 1226. Here, nature is not the object of external contemplation: Francis enters into direct dialogue with it, in a form of recognition

that employs the language of kinship - sister, brother, mother: “Laudato si’, mi’ Signore, per sora luna e le stelle [...] per frate vento [...] per sor’acqua [...] per frate focu [...] per sora nostra matre terra [...] per sora nostra morte corporeale” (Francis of Assisi, ca. 1224–1226/2004; author’s translation: “Praised be You, my Lord, through Sister Moon and the Stars [...] through Brother Wind [...] through Sister Water [...] through Brother Fire [...] through our Sister Mother Earth [...] through our Sister Bodily Death”). This is not a poetic device. This grammar of proximity expresses an ontological position: all creatures participate in a single created reality and share an original dignity that precedes any utilitarian classification (cf. Sorrell, 1988). Creation, in this perspective, is not a set of resources available for use, but a community of subjects with whom it is possible - and necessary - to enter into relationship.

Laudato si’ radicalises this position: “Each creature possesses its own particular goodness and perfection [...] Man must therefore respect the particular goodness of every creature, to avoid any disordered use of things” (Francis, 2015, n. 69). With this statement, the encyclical takes up and brings to systematic consequences one of the most disorienting elements of the Franciscan vision: the overcoming of possessive anthropocentrism. The human being is not called to dominate creation, but to recognise itself as part of it. The earth does not belong to humanity; it is entrusted to it. The appropriate relation to the natural world is not that of one who possesses, but of one who tends - a distinction that, in its simplicity, has profound implications.

Franciscan spirituality thus introduces a conception of limit far removed from the privative connotation the term evokes in contexts dominated by the logic of optimisation. The limit, in this horizon, is not an absence: it is a generative condition. Recognising that one

is not the centre of the world opens the possibility of an authentic relationship with what is other - human or non-human. In this sense, the cosmic fraternity that runs through the *Canticle* is not romantic escapism, but a radical response to a form of thinking grounded in separation and appropriation.

In the year of the eighth centenary of Francis of Assisi’s death, this tradition demands to be read not as nostalgia for an idealised past, but as a critical reservoir for the present. The capacity to recognise value in what generates no profit, to attune oneself to the proper rhythms of nature, to embrace vulnerability as a constitutive trait rather than a flaw to be corrected: these are dispositions that the debate on sustainability cannot afford to ignore.

If we adopt this vision, old-growth forests acquire an additional dimension. The fraternity evoked by the *Canticle* finds in them a concrete ecological expression: the coexistence of different species, the mechanisms of cooperation among organisms, and the respect for nature’s own long timescales render empirically visible that relational logic which the integral ecology of *Laudato si’* proposes as an interpretive category. Old-growth forests, in this light, are not merely objects of study: they are places in which fraternity is inscribed in the very processes of life.

6. OLD-GROWTH FORESTS AS COMPLEX RELATIONAL SYSTEMS

Old-growth forests represent one of the most elaborate expressions of terrestrial ecological systems - not primarily for reasons of age. Their specificity is not measured in years, but in the degree of structural, functional, and relational maturity attained by the whole. An old-growth forest is not the sum of the trees that compose it: it is an organised system in

which biological complexity has been stabilised over processes unfolding across centuries.

At the structural level, these ecosystems are characterised by marked spatial heterogeneity: vertical stratification articulated over multiple layers, the coexistence of individuals of widely differing ages and dimensions, an abundance of deadwood in various stages of decomposition, and deep, biologically active soils (cf. Franklin et al., 1981; Lombardi et al., 2015; Piovesan et al., 2010). This variety is not a marginal or residual element: it is an essential condition for the functioning of the entire system. Structural diversity supports a functional diversity that promotes the coexistence of many species and the activation of multiple ecological niches - often impossible in more simplified environments.

A particularly significant feature is the continuity of ecological processes over the long term. Growth, senescence, and decomposition coexist without interruption, sustaining biogeochemical cycles without abrupt discontinuities. In this context, a situation arises that is only apparently paradoxical: elements that a productivist reading classifies as marginal or inactive - senescent trees, deadwood, fallen trunks - in fact perform first-order ecological functions. They regulate nutrient cycles, harbour highly specialised biodiversity, and contribute to hydrological regulation and soil stability. To eliminate them in the name of efficiency is, consequently, to deprive the system of part of its own mechanisms of structural integrity. A counterintuitive truth therefore emerges: old age does not coincide with decline. The oldest individuals are not an obstacle to regeneration - they perform regulatory functions, contribute to the conservation of ecological memory, and transmit to successive generations conditions favourable to the persistence of the system as a whole. This is not a metaphor: it is what field research documents.

This organisation challenges a widespread conception of forest functionality, one founded on the maximisation of production and the reduction of variability. In old-growth forests, stability does not derive from simplification, but from the active integration of complexity. The capacity to withstand disturbances - climatic, biological, mechanical - emerges from the interaction of differentiated components distributed across different spatial and temporal scales, not from the optimisation of a single productive variable.

It is here that the paradigmatic value of these ecosystems resides. They demonstrate that what endures is grounded in multiple relations - in part redundant, without a single centre of control or rigid hierarchy.

7. THE RELATIONAL FABRIC: EXPERIMENTAL EVIDENCE OF INTERDEPENDENCE AND SYSTEMIC IMPLICATIONS

In recent decades, the ecological and forestry sciences have undergone a paradigmatic shift toward a relational conception of ecosystems.

A central contribution in this direction comes from studies of subterranean mycorrhizal networks, described in both scientific and popular discourse as the *Wood Wide Web*. Research initiated by Suzanne Simard has shown how root systems are interconnected by fungal networks that facilitate the movement of carbon, nutrients, and biochemical signals (Simard et al., 1997, 2012). However, the very suggestiveness of these findings demands a terminological rigour that guards against the risk of anthropomorphic readings. If recourse to semantic categories drawn from human experience may facilitate popular communication, the most recent research (Karst et al., 2023) calls for critical caution. One must distinguish precisely between the mechanical functioning

of nature and the intentionality of collaboration. The understanding of ecosystemic connectivity, while confirmed in its material bases, must remain rigorously anchored to the objectivity of self-organising processes, avoiding psychological projections that could distort its analysis.

What matters here, for the coherence of the argument, is a specific observation: in these complex ecosystems, selective pressure for access to limited resources does not disappear, but is mediated by facilitation mechanisms that contribute to the overall structural integrity of the system. Ecological cooperation therefore does not emerge as an “ethical” alternative to competition, but as a strategy of biological stabilisation over the long term. Consolidated research (van der Heijden et al., 1998) indicates that the functional diversity and redundancy of subterranean networks are correlated with a greater capacity of ecosystems to absorb climatic and biological stress. Functional redundancy - often classified as inefficiency in linear optimisation models - proves here to be a fundamental resource for durability: it allows the system to maintain its functions even when individual components are weakened.

A particular role in this architecture is played by the oldest individuals, sometimes referred to as *mother trees*. Beyond the metaphorical resonance, these trees appear to function as fundamental nodes within the system and as centres of resilience in the face of disturbance: by virtue of the centrality and extent of their root systems, they modulate the distribution of resources and stabilise the structure of the plant community. Old age thus acquires a precise functional value: century-old individuals are not residues of a superseded past, but critical nodes that contribute to the relational stability of the system, modulating dynamics that would otherwise tend toward destabilisation.

To preserve an old-growth forest means, ultimately, to preserve a mode of functioning in which cooperation, variety, and the integration of limit are internal structural principles. Relation is not an accessory element, but the very foundation of ecological order. These systems are configured as self-organising structures (cf. Bateson, 1979/1984) in which stability emerges from distributed adaptive relations. The significance of these findings reaches beyond ecology: the principles observable in old-growth forests offer fruitful analogies for reflecting on the stability of other complex systems, including social and economic ones - suggesting that sustainability resides in the dynamic equilibrium among elements in relation, rather than in the relentless optimisation of single variables.

8. COOPERATION AND COMPETITION: EVOLUTIONARY LESSONS AND IMPLICATIONS FOR SOCIAL SYSTEMS

The evidence emerging from the study of old-growth forests invites a critical reconsideration of the weight attributed to competition in evolutionary processes and, more broadly, in the life of complex systems. For a long time, a certain Darwinian vulgate - one that Darwin himself would not have recognised as his own (cf. Darwin, 1859/1959, 1871/1992) - made competition the primary driver of evolution, relegating cooperation to a secondary or instrumental mechanism.

The most recent findings in evolutionary biology suggest a more articulated reading. Certain studies have shown that cooperation is not an exception to the selective principle, but a structural condition for the emergence of the higher levels of biological organisation. Though at the centre of intense methodological debate, the theoretical synthesis of Martin

Nowak proves particularly illuminating here: “Genomes, cells, multicellular organisms, social insects, and human society are all based on cooperation” (Nowak, 2006).

Within this framework - which also invokes the complex and much-debated intellectual legacy of Edward O. Wilson - selective pressure is reinterpreted not only in individual terms, but as a force capable of favouring the emergence of collective configurations. Wilson, in his effort to trace a “consilience” between the natural and human sciences (E. O. Wilson, 1998), had intuited how the logics of cooperation observable in biological systems might offer interpretive insights into the cohesion of social systems. Although his positions on multilevel selection - developed together with Nowak and Tarnita (cf. Nowak et al., 2010) - which led him to abandon so-called kin selection, were the subject of intense academic controversy, the intuition that evolutionary success is intrinsically relational remains central.

Further grounding is provided by David Sloan Wilson, principal architect of the modern theory of multilevel selection. Groups in which high levels of internal cooperation are achieved tend, over time, to prevail over those dominated by destructive competitive dynamics: “Selfishness beats altruism within groups. Altruistic groups beat selfish groups. Everything else is commentary” (D. S. Wilson & E. O. Wilson, 2007; cited in D. S. Wilson, 2015).

Significant insights in the same direction come from the cognitive and anthropological sciences: Michael Tomasello’s research on the evolution of human cognition has shown that the capacity for intentional cooperation - through forms of “shared intentionality” - represents one of the most distinctively human traits (Tomasello, 2014). Language and institutions do not emerge from purely competi-

tive processes, but from cooperative practices oriented toward common goals.

Taken together, these contributions indicate that cooperation is an organising principle characteristic of systems capable of enduring. Systems that privilege the maximisation of individual advantage tend to lose functional diversity and to exhibit structural fragility. Old-growth forests make it possible to observe how competition can be channelled within relational structures that limit its destabilising effects without annulling its selective role. Transposed to the social plane - necessarily with all the caution that an analogy between different domains demands - this observation suggests that the structural integrity of a complex system derives from the quality of its bonds and the capacity to integrate limit as a necessary condition of its own persistence.

9. TECHNOLOGY AND ARTIFICIAL INTELLIGENCE: THE QUESTION OF LIMIT AND HUMAN RESPONSIBILITY

In the context outlined thus far, the question of technology emerges as a matter of particular importance. Contemporary technologies, and artificial intelligence in particular, are not configured merely as operational instruments of growing power: they constitute a cultural environment that bears directly on the forms of human agency, the modes of social organisation, and the perception of the relationship between the human being and the world. This is not a peripheral observation.

Artificial intelligence offers relevant potential in environmental and forestry contexts as well: from ecosystem monitoring to the modelling of climate change, to support for decision-making processes in settings of high complexity. However, as *Laudato si’* has already made clear, the critical point does not reside

in the instruments as such, but in the cultural paradigm and anthropological framework that orient their development and deployment. When technology is embedded in a reductionist vision, it tends to impose itself as the exclusive criterion of rationality, privileging control, speed, and calculable efficiency.

The thought of Emanuele Severino, an influential theoretical philosopher of the twentieth century, offers valuable analytical tools for illuminating this point. In his account of the destiny of modern technology, Severino shows how it tends progressively to emancipate itself from the condition of means and to take its own development as its end. In this dynamic, technical instruments cease to be oriented by ends that transcend them: they become the ultimate criterion of rational action, driven by a logic of self-referential enhancement.

One element of this analysis that deserves particular attention is the “heterogony of ends” - a classical notion that Severino takes up and develops in *Il destino della tecnica* (Severino, 1998), and which is already present in the earlier *Legge e caso* (Severino, 1979): technical actions, designed to realise specific objectives, produce effects that exceed or contradict the original intentions. What begins as an instrument in the service of the person tends to structure itself as a process with its own logic, capable of redefining the very ends of action. The human being risks shifting from a subject who directs technology to a variable in its functioning - a passage that does not occur all at once, but through gradual adjustments that are difficult to identify at the moment they take place.

It is here that Jonas’s warnings acquire a resonance that time has not attenuated. The “principle of responsibility” does not arise from an ethic of caution - it arises from the recognition that the power of human action has reached a scale at which the entire bio-

sphere has become an object of technical decision, and thus of moral responsibility. But what Jonas diagnosed as risk, Severino carries to its most coherent consequences: technology is not simply an instrument that can be misdirected - it is a process that necessarily tends to make its own enhancement its own end, progressively withdrawing from any external authority. The heterogony of ends is not an anomaly of the system: it is its immanent logic. The ends for which technology is designed are gradually redefined by technology itself, which advances according to its own inertia - difficult to identify and to correct at the moment it manifests itself.

Artificial intelligence renders this dynamic particularly visible. Its capacities for machine learning, prediction, and optimisation tend to translate growing portions of human experience into terms of performance, calculation, and functional adaptation. The principal risk does not consist in a mechanical replacement of the human being, but in a progressive reduction of the complexity of the person to what is compatible with the technical systems in which it is embedded.

The comparison with mature ecological dynamics illuminates this orientation critically. While the technocratic paradigm privileges centralisation, standardisation, and performative acceleration, old-growth forests, as noted, show that the structural integrity of a living whole over time does not derive from single-minded optimisation, but from the full integration of limit. In such contexts, stability depends on the distribution of functions, the redundancy of connections, and the capacity to absorb uncertainty without collapsing. They suggest, in this sense, a criterion for evaluating technological growth: an increase in power does not always equate to progress - long-term sustainability resides, rather, in the capacity to harmonise development with the

relational equilibria and structural necessities of the whole. This is by no means to reject or devalue technology. The aim, rather, is to situate it within a framework coherent with the paradigm of integral ecology, in which innovation is evaluated according to its capacity to strengthen relationships, distribute responsibilities, and promote care. Applied to artificial intelligence, this perspective suggests that even this technology, if it is to contribute effectively to a more sustainable society, must be designed and governed as a relational instrument, embedded in a network of explicitly human ends and not left to evolve according to a purely performative logic.

10. CONCLUSIONS

This essay has brought into interdisciplinary dialogue the magisterium of *Laudato si'*, selected contributions from Western philosophical thought, the Franciscan spirituality of the *Canticle*, and certain recent findings of the ecological and forestry sciences. From the analysis, three fundamental insights have emerged, bound together within a single argumentative arc.

The first concerns the nature and value of limit: limit is not deprivation, but a generative condition. What endures is not grounded in limitlessness, but in its recognition and integration. The second concerns the structural value of cooperation: in complex systems, durability does not emerge from the optimisation of individual elements, but from the quality of the relations that connect them. Competition retains its selective role, but is integrated within cooperative dynamics that enhance its efficacy and contain its destabilising force. The third concerns the question of technology: the contemporary technocratic paradigm, with its drive toward performative maximisation and

hierarchical simplification, tends to transform instrumentality into an end and to reduce the subjects it should serve to variables in its own functioning. This systematic disavowal of limit - in nature, in the person, in future generations - paradoxically becomes an ever-deepening source of structural fragility.

The integral ecology of *Laudato si'* weaves these threads into a single framework: that of a relational vision of reality in which the natural environment and the human environment are not juxtaposed domains, but structurally interdependent dimensions of a single system. The crisis is neither merely ecological nor merely social: it is the symptom of a fracture in the assumptions through which contemporary societies interpret their own presence in the world. To recognise it as such is a necessary act of intellectual lucidity; to assume its implications in public debate and collective choices is a task that the present situation renders all but inescapable.

The lines of inquiry proposed below are not intended to replace the definition of technical and management protocols, which fall within the competence of specialist disciplines; they aim, rather, to offer a framework of cultural criteria and orienting questions within which such choices may be discussed with greater interdisciplinary awareness. From this perspective, the essay advances three focal issues for public and institutional debate: to what extent can forest planning treat complexity and extended timescales as cardinal criteria, rather than as constraints to be managed? How can governance models be constructed that are capable of orienting themselves toward the long term and of safeguarding intergenerational common goods? In what form can structured dialogue among diverse forms of knowledge become a shared practice of civic formation and discernment?

These are not rhetorical questions, nor does the author claim to answer them: they are

directions for reflection that urgently require the convergence of differentiated competencies and responsibilities - scientific, philosophical, legal, pastoral, and political - each with its own rigour, none sufficient on its own. Old-growth forests demonstrate this with eloquence: the structural integrity of a complex system does not derive from the supremacy of one component over the others, but from the quality of the connections among all of them.

In this dialogue, the forestry and environmental sciences hold an indispensable place: they possess the analytical tools and epistemological maturity that make them irreplaceable participants in any serious decision about the future of land and climate. The difficulty does not lie in their insufficiency, but in the limited receptiveness of certain institutional and economic environments to their contribution - a receptiveness that, at the current historical juncture, shows little sign of growing.

The interdisciplinary dialogue attempted in this essay - between theology, philosophy, ecology, and forestry science - is therefore not an academic exercise, but an effort to respond to a civic necessity. The fragmentation of knowledge reduces the collective capacity to interpret phenomena that no single discipline alone can fully encompass.

If reflection is to function as a cultural leaven and if debate is to carry in the public sphere the weight that the challenges of our time demand, interdisciplinary dialogue must not remain an occasional event: it must become a stable principle of governance in the face of complexity.

REFERENCES

- Bateson, G. (1984). *Mente e natura. Un'unità necessaria*. Adelphi. (Original book published in 1979).
- Darwin, C. (1959). *L'origine delle specie*. Boringhieri. (Original book published in 1859).
- Darwin, C. (1992). *L'origine dell'uomo e la selezione sessuale*. Newton Compton. (Original book published in 1871).
- Edwards, D. (2016). "Sublime communion": The theology of the natural world in *Laudato si'*. *Theological Studies*, 77(2), 377–391. <https://doi.org/10.1177/0040563916635119>
- Francis. (2015). *Laudato si'. Encyclical letter of the Holy Father Francis on care for our common home*. Libreria Editrice Vaticana. https://www.vatican.va/content/francesco/en/encyclicals/documents/papa-francesco_20150524_enciclica-laudato-si.html
- Francis of Assisi. (2004). *Cantico delle creature*. In E. Caroli (Ed.), *Fonti francescane*. Editrice Francescana. (Original work composed ca. 1224–1226).
- Franklin, J. F., Cromack, K., Denison, W., McKee, A., Maser, C., Sedell, J., Swanson, F., & Juday, G. (1981). *Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests* (General Technical Report PNW-118). USDA Forest Service.
- Heidegger, M. (1976). *Essere e tempo*. UTET. (Original book published in 1927).
- Jonas, H. (1990). *Il principio responsabilità. Un'etica per la civiltà tecnologica*. Einaudi. (Original book published in 1979).
- Jonas, H. (1999). *Organismo e libertà. Verso una biologia filosofica*. Einaudi. (Original book published in 1966).
- Karst, J., Jones, M. D., & Hoeksema, J. D. (2023). Positive citation bias and overinterpreted results in the mycorrhizal network literature. *Nature Ecology & Evolution*, 7, 501–511. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-01986-1>
- Lombardi, F., Marchetti, M., Corona, P., Merlini, P., Chirici, G., Tognetti, R., Burrascano, S., Alivernini, A., & Puletti, N. (2015). Quantifying the effect of sampling plot size on the estimation of structural indicators in old-growth forest stands. *Forest Ecology and Management*, 346, 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.011>
- Nowak, M. A. (2006). Five rules for the evolution of cooperation. *Science*, 314(5805), 1560–1563. <https://doi.org/10.1126/science.1133755>
- Nowak, M. A., Tarnita, C. E., & Wilson, E. O. (2010). The evolution of eusociality. *Nature*, 466, 1057–1062. <https://doi.org/10.1038/nature09205>
- Piovesan, G., Alessandrini, A., Baliva, M., Chiti, T., D'Andrea, E., De Cinti, B., Di Filippo, A., Hermanin, L., Lauteri, M., Scarascia Mugnozza, G., Schirone, B., Ziaco, E., & Matteucci, G. (2010). Structural patterns, growth processes, carbon stocks in an

- Italian network of old-growth beech forests. *L'Italia Forestale e Montana*, 65(5), 557–590. <https://doi.org/10.4129/ifm.2010.5.07>
- Reale, G. (1982). *Storia della filosofia antica: Vol. I. Dalle origini a Socrate* (4^a ed.). Vita e Pensiero.
- Severino, E. (1979). *Legge e caso*. Adelphi.
- Severino, E. (1998). *Il destino della tecnica*. Rizzoli.
- Simard, S. W., Perry, D. A., Jones, M. D., Myrold, D. D., Durall, D. M., & Molina, R. (1997). Net transfer of carbon between ectomycorrhizal tree species in the field. *Nature*, 388, 579–582. <https://doi.org/10.1038/41557>
- Simard, S. W., Beiler, K. J., Bingham, M. A., Deslippe, J. R., Philip, L. J., & Teste, F. P. (2012). Mycorrhizal networks: Mechanisms, ecology and modelling. *Fungal Biology Reviews*, 26(1), 39–60. <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2012.01.001>
- Sorrell, R. D. (1988). *St. Francis of Assisi and nature: Tradition and innovation in Western Christian attitudes toward the environment*. Oxford University Press.
- Spinoza, B. (1988). *Ethica ordine geometrico demonstrata* (E. Giancotti, Ed.). Einaudi. (Original book published in 1677).
- Tomasello, M. (2014). *A natural history of human thinking*. Harvard University Press.
- van der Heijden, M. G. A., Klironomos, J. N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A., & Sanders, I. R. (1998). Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, 396, 69–72. <https://doi.org/10.1038/23932>
- Wilson, D. S. (2015). *Does altruism exist? Culture, genes, and the welfare of others*. Yale University Press.
- Wilson, D. S., & Wilson, E. O. (2007). Rethinking the theoretical foundation of sociobiology. *The Quarterly Review of Biology*, 82(4), 327–348. <https://doi.org/10.1086/522809>
- Wilson, E. O. (1998). *Consilience: The unity of knowledge*. Alfred A. Knopf.



Conclusioni

L'ecosistema vetusto: memoria della Terra e modello di riferimento

La pubblicazione di questo volume rappresenta il compimento e la sintesi di un percorso scientifico e conoscitivo di eccezionale valore, nato dalla raccolta e dal consolidamento di una straordinaria pluralità di voci e contributi provenienti da mondi e discipline diverse. Nelle pagine di questi atti sono stati impressi i risultati di analisi e discussioni intense, capaci di spingere a guardare al futuro con occhi nuovi. Questo sforzo di rielaborazione non risponde a una mera finalità descrittiva, ma vuole stimolare un cambiamento profondo nel nostro modo di pensare: il lettore è invitato a guardare non solo a ciò che le foreste vetuste e gli alberi antichi sono nella loro meravigliosa realtà biologica, ma a interrogarsi profondamente su ciò che essi, con la loro presenza silenziosa, ci chiedono di diventare come esseri umani e come società. La stesura di quest'opera collettiva raccoglie i frutti di un lungo cammino condiviso, reso possibile grazie alla dedizione di chi ha coordinato la fase scientifica e organizzativa e allo spirito di collaborazione di tutti i relatori che hanno trasmesso i loro prestigiosi studi per arricchire questa pubblicazione.

Il punto di partenza che emerge con forza da queste pagine è una consapevolezza profonda e condivisa: le foreste vetuste non possono essere ridotte a semplici insiemi di vecchi alberi. Esse costituiscono, al contrario, ecosistemi complessi e straordinari, la cui inestimabile unicità risiede nell'aver attraversato i secoli quasi in assenza dell'intervento umano. La sospensione delle attività antropiche ha permesso così alla natura di esprimere le proprie forze e le proprie leggi in totale libertà, creando architetture biologiche irripetibili e straordinarie. In un'epoca segnata dalla frammentazione degli ambienti naturali, questi boschi intatti rappresentano oggi la memoria storica della Terra. Essi si configurano come il parametro fondamentale per capire quanto siano degradati gli altri ambienti e quindi orientare le azioni future per una loro riqualificazione.

Per cogliere la reale essenza di questo patrimonio, i contributi scientifici qui raccolti analizzano la foresta antica attraverso quattro lenti diverse, quattro sguardi che insieme aiutano a costruire una comprensione totale del sistema.

La lente della *natura selvaggia* svela una biodiversità preziosa e segreta. L'assenza di disturbi umani permette a questi boschi di sviluppare caratteristiche uniche, proteggendo reti di vita incredibilmente complesse, genomi rari e microhabitat specializzati legati alla grande abbondanza di legno morto in decomposizione e ai grandi alberi monumentali, ultime casseforti della vita del nostro continente.

La lente del *clima e dell'ambiente* riconosce a questi boschi un ruolo insostituibile di serbatoi di carbonio e di laboratori a cielo aperto. La conservazione del carbonio non avviene solo nei grandi tronchi degli alberi secolari, ma soprattutto nei profondi suoli forestali che nessuno disturba da secoli, offrendoci l'opportunità unica di studiare come la natura, grazie alla sua risposta, si adatti da sola ai cambiamenti climatici.

La lente della *cura del bosco (la selvicoltura)* ci mostra la foresta vetusta come un vero e proprio manuale scritto dalla natura stessa. Osservando come gli alberi nascono, crescono, cadono e si rinnovano, la scienza forestale moderna impara a gestire i boschi coltivati in modo molto più saggio e rispettoso, imitando i processi naturali per garantire la stabilità dell'ambiente secondo uno schema mai predittivo ma adattativo.

Infine, la lente della *cultura e della spiritualità* permette di compiere un vero salto di qualità, portandoci a vedere le foreste antiche non come oggetti freddi da studiare al microscopio, ma come soggetti vivi con cui stringere una relazione profonda. Riconoscere il valore di questi luoghi significa ammettere che essi sanno parlare alla nostra coscienza e riconnetterci con una storia millenaria: l'albero antico smette di essere misurato solo per il valore economico del suo legno e torna a essere un "monumento vivo", capace di risvegliare in noi un profondo senso di pace e di appartenenza. La "vecchiaia" di un albero, contro intuitivamente, cessa di essere un disvalore ma assume a prezioso elemento di ricchezza dei nostri ecosistemi.

Dalla consapevolezza all'azione: la sfida della governance e la nuova agenda europea

Il cuore del lavoro racchiuso in questi atti consiste proprio nel far dialogare saperi diversi, partendo dall'idea che per proteggere davvero qualcosa dobbiamo prima comprenderla a fondo. Ma a cosa servirebbe questa comprensione se non si traducesse in azioni tempestive, concrete e quotidiane? Negli ultimi dieci anni si sono compiuti progressi importanti dal punto di vista istituzionale, come il prestigioso inserimento delle faggete vetuste d'Europa nel patrimonio mondiale dell'UNESCO e la nascita della Rete nazionale dei boschi vetusti. A questo si aggiunge la grande spinta che arriva dalle nuove linee guida europee, a partire dalla Strategia europea per la biodiversità, che richiede l'impegno di proteggere rigorosamente le ultime foreste antiche rimaste. Inoltre, la Nature Restoration Law rappresenta un regolamento europeo storico che impone agli stati membri di passare dalla semplice conservazione passiva degli ecosistemi all'assunzione di un nuovo ruolo attivo e propositivo per raggiungere il fondamentale obiettivo del ripristino degli ecosistemi rovinati. In questo nuovo orizzonte normativo, i boschi vetusti diventano il principale modello di riferimento, l'esempio ecologico a cui guardare per ridare vita, connettività e forza a tutti gli altri territori forestali.

Non si può, però, nascondere che vi siano ancora sfide aperte di enorme importanza in relazione soprattutto alle modalità con le quali raggiungere questi importantissimi obiettivi. Servono un approccio pratico ed efficace, risorse umane ed economiche adeguate e, soprattutto, una chiara visione strategica che sappia applicare le regole europee nella complessa realtà dei nostri territori locali. Quali sono, allora, le prospettive per il futuro e come possiamo trasformare queste riflessioni in strumenti pratici di gestione? Occorre avere il coraggio di innovare profondamente, immaginando modelli di gestione che nascano da una vera e propria alleanza tra le istituzioni, la scienza e le comunità locali che vivono il territorio. Abbiamo bisogno di modelli partecipativi, che diano ascolto e voce non solo ai numeri e ai dati tecnici, ma anche ai profondi

valori spirituali e culturali che le comunità hanno storicamente riconosciuto a queste foreste, garantendo nei secoli la loro protezione.

L'alleanza tra tecnologia ed etica della custodia

In questo cammino la tecnologia viene incontro alla moderna ricerca come un'alleata formidabile, offrendo strumenti potenti e mai visti prima. Oggi la scienza forestale può impiegare indicatori biologici avanzati, dati satellitari e l'intelligenza artificiale per mappare la salute dei boschi e il carbonio che essi custodiscono, rispondendo puntualmente agli obblighi scientifici della legge europea sul ripristino della natura. Ma la sfida più bella e complessa sarà imparare a monitorare anche i benefici invisibili che questi luoghi donano alla nostra vita: il benessere del corpo e della mente, l'ispirazione artistica, le radici e le tradizioni delle persone che li popolano e il senso di pace che proviamo camminando tra questi giganti.

Tutto questo imponente apparato di tecnologie, leggi e gestione rimarrebbe tuttavia un freddo esercizio di stile se non fosse sostenuto e animato da una solida base etica. L'etica che emerge con forza dai dialoghi racchiusi in queste pagine si trova in perfetta armonia con i messaggi dell'enciclica *Laudato si'* di Papa Francesco. Essa si fonda sul riconoscimento del valore intrinseco della natura: le foreste vetuste non hanno valore solo per i servizi che ci offrono o per il legname che producono, ma possiedono una dignità propria che merita rispetto incondizionato.

Dobbiamo fare nostro un profondo cambiamento di prospettiva, un vero e proprio dovere morale: queste foreste antiche non sono una nostra proprietà esclusiva, non le abbiamo semplicemente ereditate dai nostri padri come un bene da consumare, ma le abbiamo prese in prestito dai nostri figli. L'uomo è sì al centro della natura ma non come suo indiscusso padrone ma quale suo consapevole custode. Questo principio delinea chiaramente il cammino da intraprendere, chiamandoci a tutelare la natura con responsabilità e competenza a beneficio delle generazioni future.

Ci viene chiesto di superare, una volta per tutte, quella visione egoistica e predatoria che ha ferito il nostro pianeta, per riscoprirci finalmente parte di una grande rete di relazioni in cui "tutto è intimamente connesso". Il modo in cui trattiamo questi antichi ecosistemi riflette, in modo speculare, il modo in cui trattiamo noi stessi e la nostra stessa umanità.

Sentinelle del tempo e orizzonti di speranza

La chiusura di questo volume non rappresenta affatto una parola "fine", in questo straordinario dibattito ma si pone come un solenne punto di partenza per futuri impegni operativi e scientifici. Queste pagine consegnano alla comunità dei lettori, degli studiosi e dei pianificatori una consapevolezza molto più grande e una responsabilità storica immensa, oggi supportata anche da una rinnovata volontà politica a livello europeo. Il nostro compito, ora che questi atti vengono affidati alla società civile e alle istituzioni, è far sì che i semi di riflessione piantati in questo percorso editoriale non restino inattivi. Devono trovare terreno fertile per trasformarsi in azioni politiche coraggiose, in programmi di tutela vincolanti, in finanziamenti continui e in una nuova, capillare educazione alla legalità ambientale rivolta alle nuove generazioni. Non c'è più alcuno spazio per le esitazioni.

I patriarchi verdi, sentinelle silenziose del tempo, ci osservano dall'alto delle loro chiome millenarie, ricordandoci costantemente quanto sia fragile, parziale e transitorio il nostro passaggio

sulla Terra rispetto ai ritmi lenti, saggi e maestosi del pianeta. Custodire il loro antico equilibrio significa, nella sua essenza più profonda, difendere il respiro stesso del mondo e garantire un orizzonte di speranza al futuro dell'umanità.

Nel dare congedo a quest'opera, stringiamo in un ideale abbraccio la celebre massima che ha guidato lo spirito etico di queste pagine, tratta dall'enciclica *Laudato si*: "Tutto è intimamente connesso".

Proteggere le foreste vetuste non è una scelta accessoria o un mero vezzo paesaggistico; significa salvaguardare la vita stessa e consegnare alle generazioni che verranno un pianeta ancora capace di respirare, di ispirare e di accogliere.

Gen. C.A. FABRIZIO PARRULLI
Comandante del CUFAA

INDICE

R. Manicone	
<i>Prefazione</i>	3
S. Nocentini	
<i>Introduction</i>	7
F. Baggio	
<i>Etica e spiritualità delle foreste vetuste a dieci anni dalla Laudato si'</i>	9
D. Lindenmayer	
<i>Ancient trees and the protection of biodiversity and cultural heritage</i>	15
P. J. Ehrlich	
<i>Reimagining the way we care for our Planet: advancing biodiversity conservation through the hopeful vision of Laudato si' and Half-Earth</i>	19
S. Nocentini	
<i>From conservation to management: lessons from old-growth forests</i>	26
C. H. Cannon	
<i>Saving space for the long now: old-growth forests and ancient trees in the Anthropocene</i>	40
F. Dentali et al.	
<i>One Health, ecosistemi forestali e salute umana</i>	50
J. Nascimbene	
<i>Lichen biodiversity in old-growth forests and on veteran trees: an overview with a focus on Italian forests</i>	54
A. Stefani	
<i>La Rete nazionale dei boschi vetusti</i>	61
G. Pelino et al.	
<i>I boschi vetusti delle Marche: una presenza inaspettata</i>	65
T. Spilli et al.	
<i>Gli alberi monumentali della Regione Marche: monitoraggio, valutazione di stabilità e indirizzi gestionali</i>	80
A. Cerofolini	
<i>Il ruolo della Direzione generale delle foreste del MASAF nella realizzazione della Rete nazionale dei boschi vetusti</i>	94
J. Esper et al.	
<i>The oldest trees of the Mediterranean</i>	97
T. Anfodillo et al.	
<i>Un approccio allometrico-funzionale allo studio della complessità ecologica delle foreste vetuste</i>	105
C. Borghi et al.	
<i>Integrating remote sensing and ground-based inventories to ecologically validate old-growthness across Italian forests</i>	118
F. Solano et al.	
<i>Il ruolo delle riserve naturali integrali nella mitigazione degli effetti del cambiamento climatico</i>	140
A. Bončina	
<i>Understanding the stand mosaic of primeval forests as a basis for close-to-nature forest management: lessons from the Rajhenav virgin forest in the Dinaric mountains</i>	158
L. Sadori e G. Piovesan	
<i>Uomo, foreste e cambiamenti climatici nel Mediterraneo centrale</i>	166
F. Ripullone et al.	
<i>I boschi vetusti del Parco Nazionale del Pollino tra biodiversità, complessità strutturale e conservazione adattiva: il progetto "Old Growth For. Pollino"</i>	177

H. D. Knapp	
<i>Old-growth beech forests - Joint Natural Heritage of Europe</i>	190
P. Ciampelli	
<i>La Riserva Naturale Integrale di Sasso Fratino, esempio di conservazione della natura</i>	203
A. Hillbrand et al.	
<i>Safeguarding old-growth and primary forests: protection and forest landscape restoration to deliver Europe's 30x30 commitments</i>	206
K. J. Puettmann et al.	
<i>Disturbances during old-growth development: lessons for silviculture and restoration</i>	216
R. Tognetti	
<i>Processi ecofisiologici ed ecosistemici nei boschi vetusti</i>	222
M. Bernoni	
<i>Le foreste vetuste e gli alberi maturi quale strumento di conservazione dell'avifauna forestale</i>	241
L. Zapponi et al.	
<i>Il progetto Resilient Trees: foreste vetuste ed alberi monumentali per la conservazione della biodiversità e la resilienza dei paesaggi</i>	244
S. A. Bhagwat	
<i>Sacred forests in space and time: Intangible Cultural Heritage and nature-based solutions</i>	249
K. Stara	
<i>The spirituality of forests</i>	258
L. Ciccarese	
<i>Foreste vetuste e alberi antichi: i diversi valori intrinseci, strumentali e relazionali a supporto della protezione e del ripristino delle foreste</i>	262
A. Winkler	
<i>Alberi, tutela ambientale ed ebraismo</i>	274
L. Santini	
<i>Il valore delle foreste</i>	286
G. Cifani	
<i>Aspetti del culto, tutela e utilizzo del patrimonio forestale in Italia nel I millennio a.C.</i>	290
L. Iezzi	
<i>Integral ecology and old-growth forests: a reading in the light of Laudato si'</i>	297
F. Parrulli	
<i>Conclusioni</i>	311

**ITALIAN JOURNAL OF FOREST
AND MOUNTAIN ENVIRONMENTS**

Published by the Italian Academy of Forest Sciences

CONFERENCE PROCEEDINGS

OLD-GROWTH FORESTS AND ANCIENT TREES

a treasure of nature, life and culture

FIRENZE, 1 OCTOBER 2025 / VALLOMBROSA, 2-3 OCTOBER 2025



Pubblicato con il contributo del

*Comando unità forestali, ambientali
e agroalimentari dell'Arma dei Carabinieri*

Direzione, Redazione e Amministrazione
Accademia Italiana di Scienze Forestali - Piazza Edison n. 11
50133 Firenze - Telefono 055.57.03.48 - E-mail: info@aisf.it

Aut. Trib. di Firenze n. 676 del 26-12-1952
Pubblicato il 24 settembre 2026 - Tipografia Linari, Firenze

